

CARLOS FABIO CASTRO ARIAS  GELBER ROSAS PATIÑO 

ARTÍCULO ORIGINAL

La conectividad forestal en el Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi de la región andino-amazónica de Colombia

Recepción: 6 de junio de 2023 ▶ **Evaluación:** 20 de septiembre de 2023 ▶ **Aceptado:** 3 de julio de 2024

Sugerencia de citación. Castro, C., & Rosas, G. (2024). La conectividad forestal en el Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi de la región andino-amazónica de Colombia. *Perspectiva Geográfica*, 29(2), 1-21. <https://doi.org/10.19053/uptc.01233769.16055>

Resumen. El Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi (PNNAFIW) está constituido por un tipo de bosque crucial para la región andino-amazónica debido a su función como ecotono de transición altitudinal que beneficia la biodiversidad. A pesar de su estatus de área protegida, la intervención humana ha afectado su conectividad forestal. Esta investigación se enfocó en analizar el impacto de las acciones humanas en la conectividad forestal del bosque utilizando datos de cobertura de La tierra y un enfoque basado en patrones morfológicos espaciales. Se evaluaron los cambios en el bosque y la conectividad durante los periodos 2002, 2007, 2012 y 2018 considerando la influencia histórica de los agentes humanos en la zona. Los resultados revelaron que la creación de áreas protegidas contribuye a mantener y restaurar los hábitats forestales. Por otro lado, la expansión de cultivos ilícitos y la colonización tienen un impacto negativo en la conectividad, especialmente en el patrón núcleo. El estudio identificó dos áreas adyacentes con diferencias significativas en la afectación de la conectividad forestal: el PNNAFIW, con baja afectación, pero con intrusiones agropecuarias localizadas, y el sector de piedemonte, donde la presión humana ha llevado a una disminución de los hábitats. La creación del PNNAFIW se destacó como un factor positivo para la conservación del bosque y la conectividad forestal. En esta investigación se destaca la importancia de considerar los procesos históricos de poblamiento y ocupación como factores clave que pueden influir en la conectividad forestal en áreas protegidas como el PNNAFIW.

Palabras clave: *área protegida, conectividad estructural, patrones de conectividad, poblamiento y ocupación.*

1 Universidad de la Amazonia, calle 17, diagonal 17 con carrera 3F, Florencia, Caquetá, Colombia. carl.castro@udla.edu.co. <https://orcid.org/0000-0002-3553-6601>

2 Universidad de la Amazonia, calle 17, diagonal 17 con carrera 3F, Florencia, Caquetá, Colombia. g.rosas@udla.edu.co. <https://orcid.org/0000-0002-1044-8103>



Forest connectivity in the Alto Fragua Indi Wasi National Natural Park of the Andean-Amazon region of Colombia

Abstract. The Alto Fragua Indi Wasi National Natural Park (PNNAFIW) is made up of a type of forest that is crucial for the Andean-Amazon region due to its function as an altitudinal transition ecotone that benefits biodiversity. Despite its protected area status, human intervention has affected its forest connectivity. This research focused on analyzing the impact of human actions on forest connectivity using land cover data and an approach based on spatial morphological patterns. Changes in the forest and connectivity were evaluated during the periods 2002, 2007, 2012 and 2018, considering the historical influence of human agents in the area. The results revealed that the creation of protected areas contributes to maintaining and restoring forest habitats. On the other hand, the expansion of illicit crops and colonization have a negative impact on connectivity, especially on the core pattern. The study identified two adjacent areas with significant differences in the impact of forest connectivity: the PNNAFIW, with low impact, but with localized agricultural intrusions, and the piedmont sector, where human pressure has led to a decrease in habitats. The creation of the PNNAFIW was highlighted as a positive factor for forest conservation and forest connectivity. This research highlights the importance of considering historical settlement and occupation processes as key factors that can influence forest connectivity in protected areas such as the PNNAFIW.

Keywords: *protected area, structural connectivity, connectivity patterns, settlement and occupation.*

Conectividade florestal no Parque Natural Nacional Alto Fragua Indi Wasi da região Andino-Amazônica da Colômbia

Resumo. O Parque Natural Nacional Alto Fragua Indi Wasi (PNNAFIW) é constituído por um tipo de floresta crucial para a região Andino-Amazônica por funcionar como ecótono de transição altitudinal que beneficia a biodiversidade. Apesar do seu estatuto de área protegida, a intervenção humana afetou a sua conectividade florestal. Esta pesquisa concentrou-se na análise do impacto das ações humanas na conectividade florestal utilizando dados de cobertura da terra e uma abordagem baseada em padrões morfológicos espaciais. As mudanças na floresta e na conectividade foram avaliadas durante os períodos de 2002, 2007, 2012 e 2018, considerando a influência histórica dos agentes humanos na área. Os resultados revelaram que a criação de áreas protegidas contribui para a manutenção e restauração de habitats florestais. Por outro lado, a expansão das culturas ilícitas e a colonização têm um impacto negativo na conectividade, especialmente no padrão central. O estudo identificou duas áreas adjacentes com diferenças significativas no impacto da conectividade florestal: o PNNAFIW, com baixo impacto, mas com intrusões agrícolas localizadas, e o sector do Piemonte, onde a pressão humana levou a uma diminuição dos habitats. A criação do PNNAFIW foi destacada como um fator positivo para a conservação florestal e a conectividade florestal. Esta pesquisa destaca a importância de considerar os processos históricos de assentamento e ocupação como fatores-chave que podem influenciar a conectividade florestal em áreas protegidas como o PNNAFIW.

Palavras-chave: *área protegida, conectividade estrutural, padrões de conectividade, assentamento e ocupação.*

Introducción

Los bosques cumplen una función en la conservación de la biodiversidad y la reducción del cambio climático (Pugh et al., 2019; International Union for Conservation of Nature [IUCN], 2023). Para el 2020, se estimó que aproximadamente el 45% de los bosques del planeta se ubican en regiones tropicales (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2020b) y la cuenca del Amazonas es de particular interés por su aporte global (Global Forest Watch, 2023; Hansen et al., 2020).

La cuenca de la Amazonia sobre la cordillera de los Andes colombiana tiene importancia estratégica en relación con la provisión de servicios ecosistémicos, entre ellos, el almacenamiento de carbono en los bosques, que es una prioridad global para la conservación (Young et al., 2015). Además, contiene las características de ecotono de transición altitudinal de planicie amazónica con bosques andinos que le permite albergar especies de flora y fauna de ambos sectores, lo que crea una conexión entre los biomas de los Andes y la Amazonia con alta biodiversidad debido a procesos evolutivos (Armenteras et al., 2019; Clerici et al., 2019; Dourojeanni, 2019; World Wildlife Fund [WWF], 2014). Es así como, para el año 2002, una de las estrategias para la conservación de estos ecosistemas andinos y subandinos fue la creación de un área protegida denominada Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi (PNNAFIW), con el fin de contribuir al mantenimiento de la integridad ecológica y la conectividad de los ecosistemas andino-amazónicos (PNNAFIW, 2012).

Sin embargo, existen agentes antrópicos que provocan la disminución del bosque, y la cuenca del río Amazonas es una de las áreas que ha experimentado reducción en la cobertura forestal (FAO, 2020a). En la Amazonia de Colombia, informes gubernamentales desde 2002 muestran una pérdida continua (Murcia et al., 2014; Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono [SMBYC], 2022), principalmente por la intensi-

ficación de la ganadería bovina, la minería, el mercado de tierras, nuevas infraestructuras viales terrestres, el conflicto armado o políticas agrarias (Dávalos et al., 2014; González et al., 2011) que han transformado cerca del 19% de la región (Rodríguez et al., 2021).

Para la Amazonia andina colombiana, el conflicto bélico y las disputas territoriales habían restringido las presiones sobre los bosques en sectores de difícil acceso o en parques naturales (Clerici et al., 2019; Revelo, 2019). Sin embargo, en sectores adyacentes a áreas protegidas la afectación por deforestación ha tenido una trayectoria histórica de ocupación por procesos sociales asociados a territorialidades externas a los parques naturales (Revelo, 2019).

Para el PNNAFIW, la mayor presión por pérdida de los bosques se reporta sobre el borde inferior sur del sector de piedemonte (Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi, 2014; Patrimonio Natural, 2016). Estos están siendo sometidos a presiones antrópicas provenientes de un frente de colonización agrícola activo (Escobar, 2012; SMBYC, 2022), con el agravante de ser una zona de vocación exclusivamente forestal (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2014).

La ocupación de espacios próximos al PNNAFIW inició desde la década de los setenta bajo procesos de colonización para el establecimiento de predios rurales y de economías extractivas (Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia [Corpoamazonia], 2014; Gómez, 2012). Luego, para finales de los noventa y principios de los años 2000, se da un hito en la conservación de los bosques y la cultura ancestral indígena. Primero, se inicia con la creación de áreas protegidas municipales de ecosistemas naturales como estrategia de protección ambiental. Segundo, se dio la constitución de resguardos indígenas de las etnias inga, páez y embera katío.

Posteriormente, tras el proceso de paz entre la guerrilla de las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia-Ejército del Pueblo (FARC-EP) y el Gobierno de Colombia en 2016, se abrieron nuevos

espacios para la ampliación de la frontera agropecuaria (Armenteras et al., 2018; Salazar et al., 2018) y esto ha contribuido al aumento de áreas destinadas a pastos, cultivos de coca y agricultura de subsistencia (Murillo et al., 2021). Esta situación de pérdida del bosque ha afectado áreas protegidas durante el período posterior al conflicto, del 2016 al 2018 (Clerici et al., 2020). En efecto, los procesos de poblamiento y ocupación han provocan impactos en la conectividad forestal, ya sea por restauración, protección o pérdida (Saura, 2013).

Frente al poco conocimiento que aún se tiene, especialmente en la región andino-amazónica, sobre la pérdida y los aislamientos del bosque debido a la ampliación de coberturas agropecuarias, las cuales disminuyen la capacidad de enlazar estructuras forestales (Oliveira-Junior et al., 2020), los estudios de conectividad forestal pueden ser una estrategia para adelantar procesos de conservación, restauración o mantenimiento de áreas con intervenciones antrópicas negativas para el bosque (Adler & Jedicke, 2022; Kang & Liu, 2022). Con el apoyo de los sistemas de información geográfica es posible identificar la cantidad y la disposición de la superficie de bosque o hábitat, así como lo accesible y alcanzable desde un punto concreto (Saura, 2013).

Existen dos tipos de Enfoques de conectividad: funcional y estructural. La primera (funcional) se desarrolla sobre los atributos de una especie de fauna principalmente, bajo condiciones propias de hábitat de esta y la estructura del espacio donde debe moverse (Tischendorf & Fahrig, 2000). La segunda (estructural) busca estudiar la forma y estructura espacial de los objetos forestales representados en una secuencia de estructuras de patrones de conectividad (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Rosot et al., 2018; Soille & Vogt, 2009).

Los estudios de conectividad estructural parten del bosque como hábitat de soporte para la fauna. Es así como la continuidad estructural del bosque garantiza la conectividad de especies de fauna menos móviles

a través de estructuras geométricas de enlaces como tránsito y nodos (Galpern et al., 2011). Una vez garantizada la posibilidad de movimiento de estas, se asume que también quedará asegurada para el resto de las especies con mayores capacidades de movimiento (Keeley et al., 2021; Saura, 2013).

A nivel mundial, se encuentran múltiples iniciativas para establecer procesos de conectividad con fines de conservación para mejorar las condiciones de movilidad y estabilidad de un amplio grupo de animales y especies vegetales, así como para proteger, gestionar y restaurar áreas forestales, apoyando enfoques de naturaleza con la biodiversidad, el cambio climático y el bienestar humano (Comisión Europea, 2014; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015; Ministério do Meio Ambiente, 2022).

Plieninger et al. (2016), a través de análisis de estudios de cobertura de la tierra en Europa, evidencian la necesidad de avanzar en marcos conceptuales en estudios asociados a la disminución del bosque por impulsores de cambio. La Organización Mundial de Naciones Unidas ha establecido estrategias locales de implementación de programas ambientales en países principalmente latinos para aumentar la conectividad forestal y garantizar la protección de los servicios críticos del ecosistema, como la retención de carbono y el control de la contaminación del aire y el agua (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2020).

Además, son relevantes los avances y desarrollos tecnológicos de *software* que permiten modelar la conectividad forestal, donde se incluyen elementos cartográficos de cobertura de la tierra y elementos humanos que facilitan o friccionan la capacidad de conectar los bosques (Circuitscape, 2021; Conefor, 2020; Vogt, 2019). El objetivo de esta investigación fue analizar las dinámicas del bosque natural y su afectación por acciones humanas, así como su impacto en la conectividad forestal, desde la creación del área protegida PNNAFIW hasta el periodo del posconflicto en 2018. Para ello, fue necesario examinar la

tasa de deforestación y los patrones de conectividad forestal en los periodos 2002, 2007, 2012 y 2018. Lo anterior, dentro de un marco de discusión del contexto histórico de ocupación.

Metodología

Área de estudio

El estudio se realizó en un área de 1.540,3 km², correspondientes al flanco oriental de la cordillera Oriental de los Andes colombianos, sector piedemonte, en los municipios de San José del Fragua y

Belén de los Andaquíes (Caquetá, Colombia), dentro de la vertiente de la gran cuenca hidrográfica del río Amazonas, con una precipitación promedio anual de 3.700 mm (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2020), un relieve montañoso con incrustaciones de piedemonte de vallecitos (Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi, 2012) y un gradiente de altitud entre 285 y 3.700 m s. n. m. (Alaska Satellite Facility, 2023). Los suelos presentan limitantes para uso agropecuario relacionados con terrenos con baja fertilidad natural y alta susceptibilidad a erosión hídrica por pendientes mayores al 25% (IGAC, 2014).

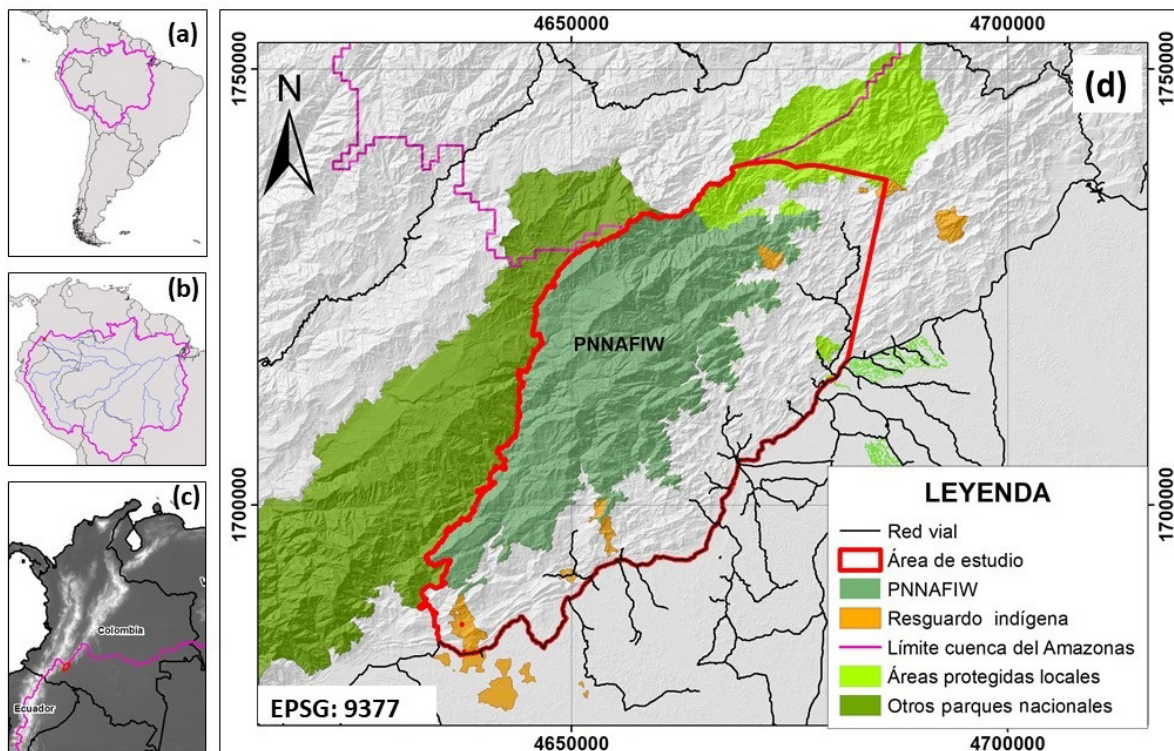


FIGURA 1. Área de estudio: a. Suramérica; b. Cuenca del Amazonas; c. Cuenca amazónica colombiana; d. Área de estudio.

FUENTE: elaboración propia.

Datos de cobertura de la tierra

Para los análisis de conectividad forestal se usaron los monitoreos de cobertura de la tierra de entidades gubernamentales de Colombia. El Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi y el IDEAM han generado datos geográficos de cobertura de la tie-

rra de los periodos 2002, 2007, 2012 y 2018 (Sinchi, 2023; IDEAM, 2022) con el método Corine Land Cover adaptado para Colombia a la escala 1:100.000 (Tabla 1) (Sinchi, 2016), que es una clasificación útil para estudios de análisis de conectividad estructural (Saura et al., 2011; Velásquez Valencia & Bonilla Gómez, 2019; Velázquez et al., 2019).

TABLA 1. Coberturas de bosque agrupadas en la Categoría *hábitat* para el análisis MSPA*

Código	Cobertura	Descripción general	MSPA
3.1.1.1	Bosque denso alto de tierra firme	Áreas con vegetación de tipo arbóreo caracterizada por un estrato más o menos continuo. La cobertura arbórea representa más del 70% del área total de la unidad, con altura del dosel superior a 15 metros y localizada en zonas sin procesos de inundación periódicos.	Hábitat
3.1.3.1	Bosque fragmentado con pastos y cultivos	Bosques naturales con intervención humana, de tal manera que el bosque mantiene su estructura original. Las áreas de pastos y cultivos deben representar entre un 5 y un 30% del área total de la unidad de bosque natural.	Hábitat
3.1.3.2	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	Bosques naturales donde se presentó intervención humana y recuperación del bosque. El bosque mantiene su estructura original. Los parches de intervención representan entre un 5 y un 50% del área total de la unidad.	Hábitat
2.3.1	Pastos limpios	Tierras ocupadas por pastos limpios con un porcentaje de cubrimiento mayor al 70%.	No hábitat
2.3.3	Pastos enmalezados	Coberturas representadas por tierras con pastos y malezas que conforman asociaciones de vegetación secundaria. En general, la altura de la vegetación secundaria es menor a 1,5 m.	No hábitat
2.4.2	Mosaico de pastos y cultivos	Tierras ocupadas por pastos y cultivos. El tamaño de las parcelas es inferior a 25 ha y el patrón de distribución de los lotes es demasiado intrincado para representarlos cartográficamente de manera individual. Ninguno de los cultivos representa más del 70% del área total del mosaico.	No hábitat
2.4.3	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	Tierras ocupadas por coberturas de cultivos y pastos en combinación con espacios naturales. Las áreas de cultivos y pastos ocupan entre un 30 y un 70% de la superficie total de la unidad.	No hábitat
2.4.4	Mosaico de pastos con espacios naturales	Coberturas de pastos en combinación con espacios naturales. Los pastos representan entre el 30 y el 70% de la superficie total del mosaico.	No hábitat
3.2.3	Vegetación secundaria o en transición	Cobertura vegetal originada por el proceso de sucesión de la vegetación natural que se presenta luego de la intervención o por la destrucción de la vegetación primaria.	No hábitat
5.1.1	Ríos (50 m)	La unidad mínima cartografiada son aquellos ríos que presenten un ancho del cauce mayor o igual a 50 metros.	No hábitat
1.1.1	Tejido urbano continuo	Edificaciones y espacios adyacentes a la infraestructura edificada. La vegetación y el suelo desnudo representan una baja proporción del área del tejido urbano. La superficie de la unidad debe ser superior a cinco hectáreas.	No hábitat
1.1.2	Tejido urbano discontinuo	Edificaciones y zonas verdes. Las edificaciones, vías e infraestructura construida cubren la superficie del terreno de manera dispersa y discontinua.	No hábitat

* Por la sigla en inglés de *morphological spatial pattern analysis*.

FUENTE: IDEAM (2010) y Vogt, Riitters, Iwanowski et al. (2007).

Cambios multitemporales del bosque

La identificación de pérdida de bosque se realizó en dos momentos. En el primer paso, se agruparon las coberturas asociadas a *bosque* (códigos 3.1.1.1.1, 3.1.3.1 y 3.1.3.2) y *no bosque* (códigos 2.3.1, 2.3.3, 2.4.2, 2.4.3, 2.4.4, 3.2.3, 5.1.1, 1.1.1 y 1.1.2) (Tabla 1) para cada periodo (2002, 2007, 2012 y 2018). Luego se analizaron los cambios temporales de *bosque a no bosque* mediante la estimación de la tasa absoluta me-

dia anual de cambio (TMAC) de bosque a partir de la siguiente ecuación (IDEAM, 2014) :

$$TD_{j,t1-t2} = \left(\frac{0}{t2 - t1} \left(\frac{1}{\left(\frac{SCBE_{jt2}}{SCB_{jt1}} \right)^0} \right) \right) * 100$$

Donde

$TD_{j,t1-t2}$ = Tasa de deforestación de la unidad espacial de referencia j entre los momentos del periodo de tiempo t1 y t2 (periodos de tiempo).

$SCB_{j,t1}$ = Superficie cubierta con bosque en la unidad espacial de referencia j en el periodo de tiempo t1.

$SCBE_{j,t2}$ = Superficie de la unidad espacial de referencia j que ha estado cubierta por bosque en el periodo de tiempo $t1$ y permanece cubierta por bosque natural en el periodo de tiempo $t2$.

Patrones de conectividad forestal

Para analizar los patrones de conectividad forestal, estos se identificaron con el método de análisis espacial de patrones morfológicos (MSPA) (Saura et al., 2011;

Vogt, Riitters, Iwanowski et al., 2007). Se tomaron los datos geográficos agrupados de *bosque* y *no bosque* (Tabla 1) y luego las unidades de *bosque* se categorizaron como *hábitat de conectividad* y las unidades de *no bosque* como *no hábitat de conectividad*. Posteriormente se convierten en ráster (TIFF) tipo categórico binario (*hábitat*, con valor de 2; *no hábitat*, con valor 1) con tamaño de píxel 10x10 metros y ancho de borde de 6 píxeles (60 metros) (Clerici & Vogt, 2013). Como resultado, se obtienen siete patrones de conectividad (Figura 2 y Tabla 2).

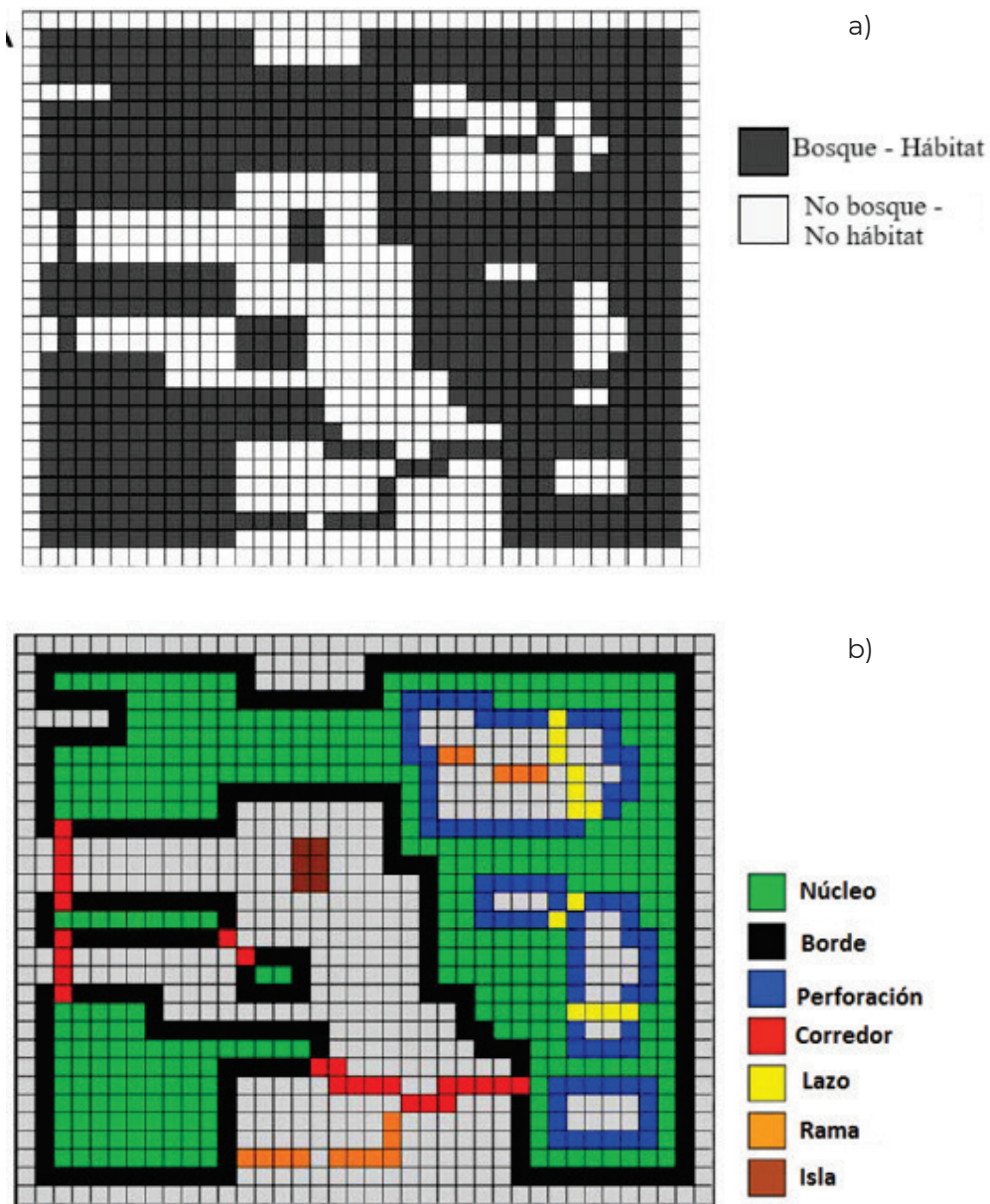


FIGURA 2. Coberturas y patrones: a. Cobertura de bosque y de no bosque; b. Clases de patrones espaciales de conectividad.

FUENTE: Saura et al. (2011).

Se identificaron patrones diferentes y mutuamente excluyentes con una clasificación y descripción de la geometría automatizada por píxel, patrón y conectividad del paisaje forestal (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Soille & Vogt, 2009).

TABLA 2. Clases de patrones MSPA

Patrón	Descripción general
Núcleo	Hábitat central cuya distancia a las áreas no forestales es mayor que el ancho de borde dado. Se considerarán como el área de hábitat focal para el análisis posterior.
Isla	Parches o regiones forestales demasiado pequeñas para contener el núcleo.
Perforado	Perforados dentro de la zona de transición entre el núcleo y un parche no forestal.
Borde	Bordes entre el núcleo y no forestal. Para este estudio se definió un ancho de borde de 30 metros.
Corredor	Áreas sin núcleo, conectan al menos dos regiones diferentes del núcleo.
Lazo	Conectan con el hábitat del mismo núcleo.
Rama	Salen del núcleo y conectan en un solo extremo.

FUENTE: Vogt Riitters, Estreguil et al. (2007).

Los patrones de conectividad son de interés en las evaluaciones del estado del bosque. Por ejemplo, el núcleo representa el estado de un hábitat no frag-

mentado con índices de riqueza de biodiversidad (Velázquez et al., 2019), mientras que las islas son bosques aislados donde disminuye la posibilidad de comunicación para algunas especies de fauna (Vogt, Riitters, Iwanowski et al., 2007). Las perforaciones se dan dentro de los núcleos y son una alerta de monitoreo para la ampliación de nuevas áreas de *no hábitat* o aumento de la frontera agropecuaria, mientras que los bordes pueden albergar especies invasoras (Vogt, Riitters, Iwanowski et al., 2007). Los corredores son zonas de tránsito potenciales para la biodiversidad entre núcleos (Pascual-Hortal & Saura, 2006). Los lazos son estructuras forestales longitudinales que se mantienen dentro de un núcleo perforado. Las ramas son trozos de forma alargada que se conectan por un solo lado, sobre los cuales se pueden iniciar procesos de restauración forestal para construir nuevos corredores (Vogt, Riitters, Estreguil et al., 2007). Algunos patrones pueden unirse para análisis específicos: por ejemplo, los patrones de corredores, lazos y ramas son característicos de enlaces de conectividad en los cuales las ramas pueden verse como enlaces rotos (Vogt, Riitters, Iwanowski et al., 2007).

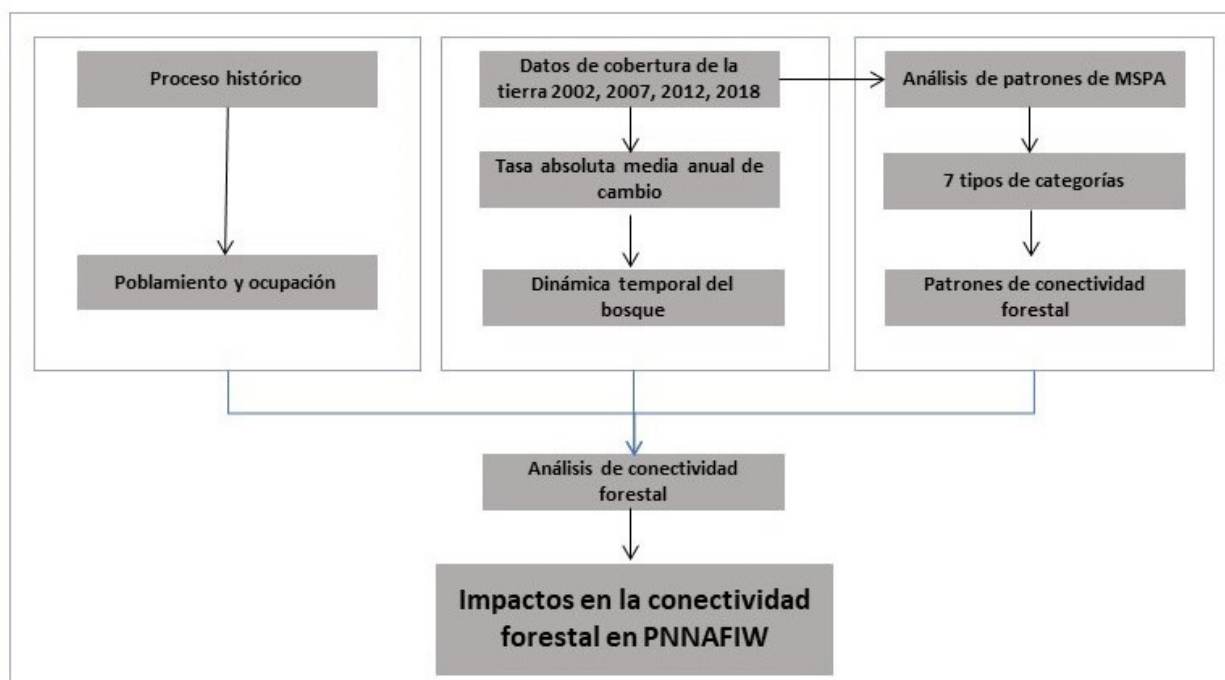


FIGURA 3. Marco de estudio

FUENTE: elaboración propia.

Agentes históricos de poblamiento y ocupación del territorio

Se partió de una discusión histórica general sobre la ocupación del espacio, la incidencia estatal y local en la construcción de territorio con enfoque ambiental y la degradación del bosque ligada a la funcionalidad espacial vistas desde los desarrollos económicos productivos por políticas nacionales o decisiones locales en la ocupación. Para ello, se orientó la búsqueda bibliográfica documental y georreferenciada vinculando elementos contemporáneos desde la década de los noventa y algunos hitos históricos anteriores que influyeron en la situación actual.

Resultados

Dinámicas del bosque

Para el año 2002, el PNNAFIW presentaba el 98,9% de bosque y 16 años después (para el año 2018) el parque perdió el 2,1% (15,92 km²). A pesar de los cambios, es claro que la declaratoria del PNNAFIW produjo efectos positivos relacionados con la protección del bosque (Revelo, 2019). En cierta medida, la figura de área protegida permite contener la ampliación de la frontera agrícola, sin desconocer el difícil manejo estatal de todo un parque (Clerici et al., 2019).

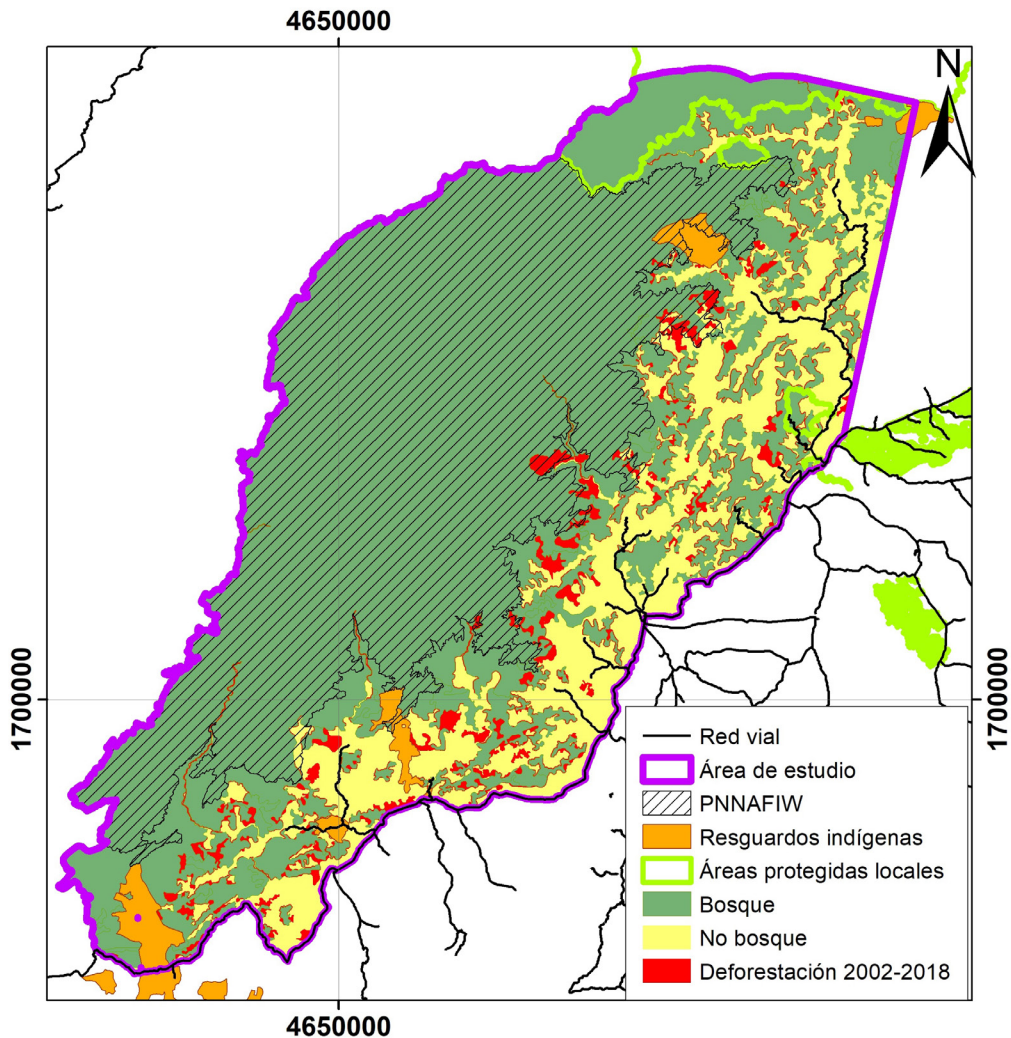


FIGURA 4. Deforestación acumulada durante desde 2002 hasta 2018 (en color rojo)

FUENTE: elaboración propia a partir de información de las coberturas del IDEAM (2022) y del Instituto Sinchi (2023).

Una situación contraria se presenta en el sector de piedemonte, donde las pérdidas de bosque fueron más evidentes, progresivas y en aumento. Para el año 2002, contaba con el 55,5% (432,34 km²) de bosque y ya para el año 2018 llegó al 41,7% (325,20 km²), lo cual indica que se registró una pérdida del 13,8% (107,14 km²) y que el periodo 2012 a 2018 es el que presen-

ta más superficie deforestada, con 42,90 km², seguido del periodo 2007 a 2012, con 36,91 km² (Figura 4). Las TMAC reportan actividad de cambios de cobertura durante los 16 años. Para el PNNAFIW y el sector de piedemonte, fueron de 0,14 y 1,76% respectivamente, donde el periodo 2007 a 2012 es en el que se presentó la mayor pérdida de masa de bosque (Figura 5).

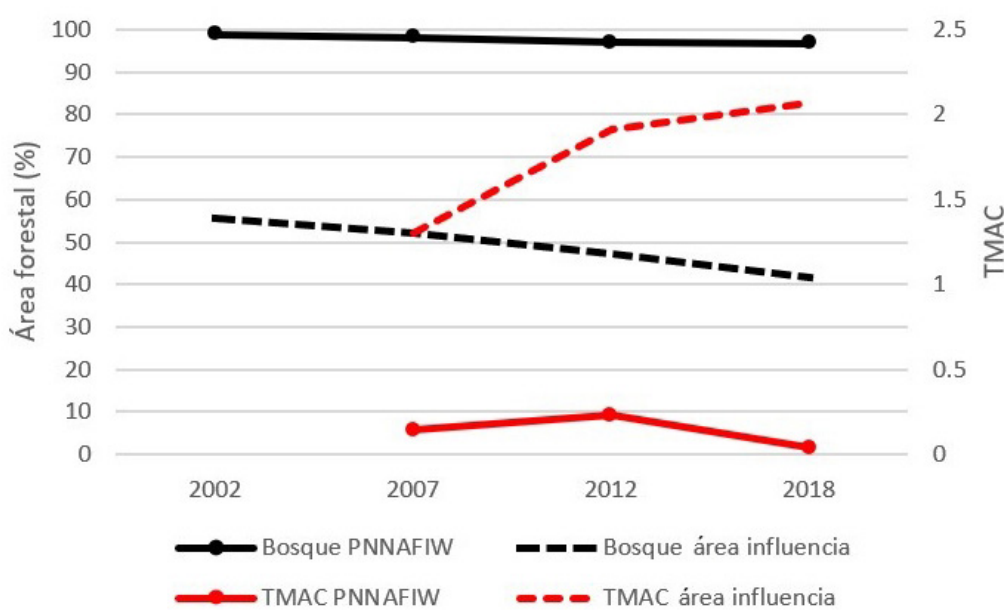


FIGURA 5. Cambios en el bosque y TMAC en el PNNAFIW y en el sector de piedemonte

FUENTE: elaboración propia.

Patrones de conectividad forestal

El hábitat forestal presentó dos situaciones distintas de pérdida. Para el PNNAFIW, en el periodo 2002 se reportó el 98,9% (753,2 km²) y luego, para el 2018, llegó al 96,8% (737,3 km²), con una reducción de 15,9 km² en un periodo de 16 años. Por otro lado, el sector de piedemonte presentó cambios más agrestes. En el periodo 2002 contaba con el 55,5% (432,3 km²) de hábitat y para el 2018 su área se redujo al 41,7% (325,2 km²), lo que significó una disminución de 107,1 km² (Figura 6).

El patrón de mayor cambio temporal es el *núcleo*, cuyas dinámicas fueron distintas: para el PNNAFIW, entre el 2002 al 2018 se perdieron 2,5 km² de núcleos y las intervenciones principalmente se presentaron cerca al borde del PNNAFIW (Figura 7 y Tabla 3). Las áreas que presentan mayor conservación y mantenimien-

to de núcleo son los sectores cerca a otros parques naturales y resguardos indígenas. Esta condición de mantenimiento puede estar siendo influenciada por la presencia de áreas de protección y territorios étnicos. Una situación contraria se presenta en zonas donde el proceso campesino contiene un establecimiento más definido con una infraestructura social, como vías terrestres, escuelas o servicio de energía eléctrica (Alcaldía de Belén de los Andaquíes, 2020; Alcaldía de San José del Fragua, 2020).

El patrón de *corredor*, entre los periodos 2002 y 2012, pasó de 3,17 a 3,9 km². Para el año 2018, se presentó una mayor transformación y llegó a 6,89 km², con un aumento total de 3,72 km² desde el inicio del estudio (Figura 7 y Tabla 3). Estos cambios se ubican dentro del sector de piedemonte sobre las

franjas de los drenajes, dentro de las zonas de mayor ocupación de campesinos. Esto indica una pérdida de bosque para el establecimiento de coberturas agropecuarias, con un diseño que mantiene áreas forestales

riparias. Así mismo, indica que el aumento de los corredores no implica una mejora en la conectividad forestal (Rosot et al., 2018), ya que en muchas ocasiones es el resultado de la pérdida de patrones de núcleo.

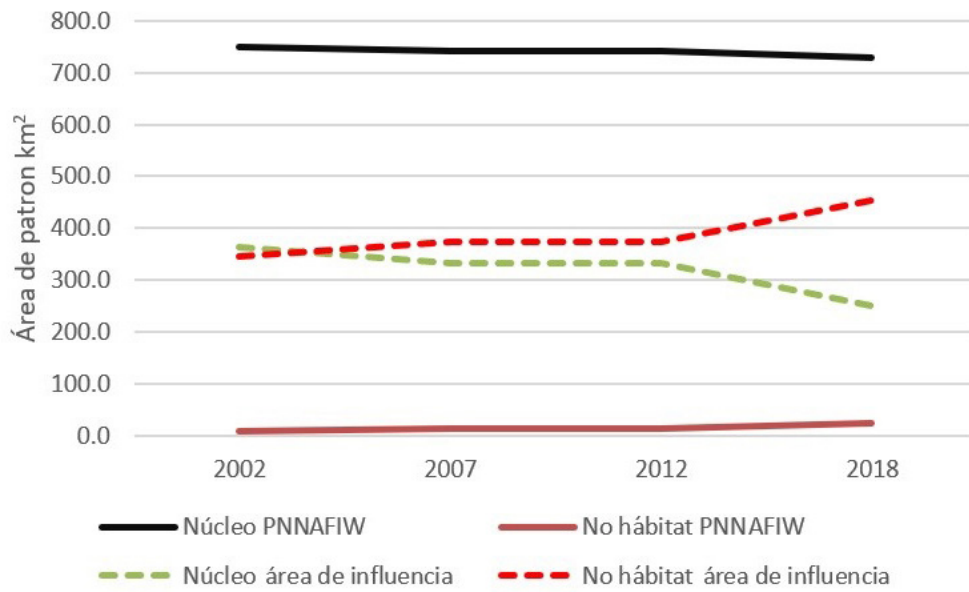


FIGURA 6. Cambios de patrones *núcleo* y *no hábitat* en el periodo de 2002 a 2018
FUENTE: elaboración propia.

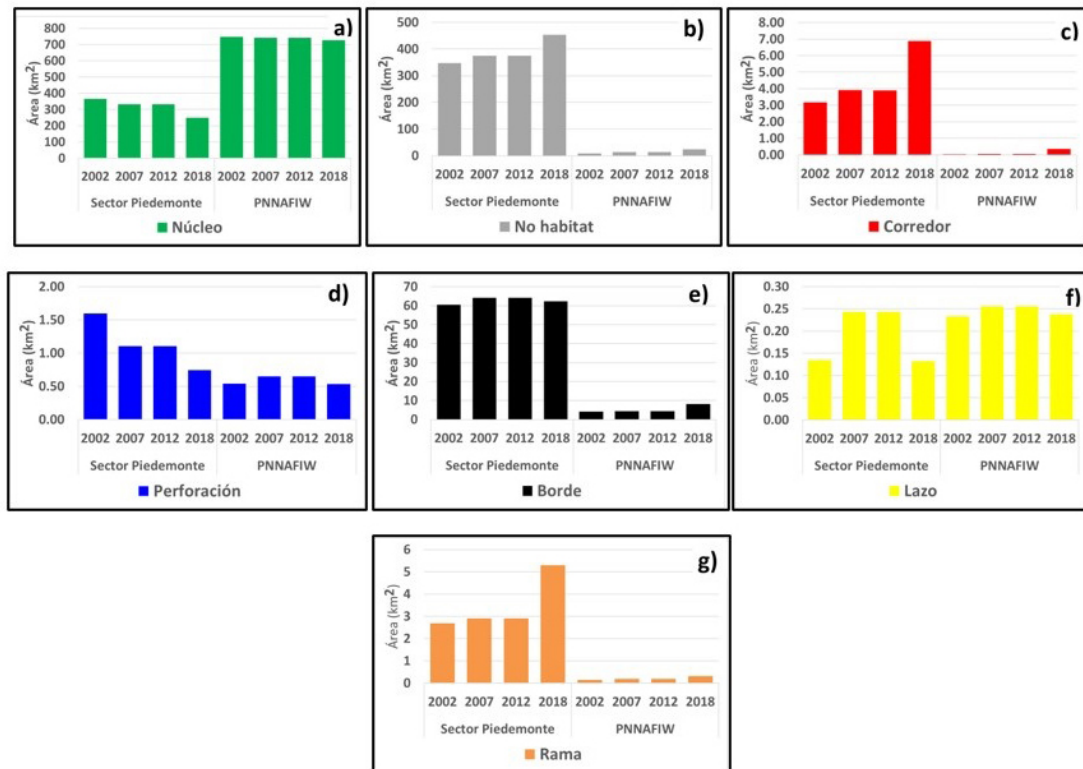


FIGURA 7. Patrones MSPA en el PNNAFIW y en el sector de piedemonte en los periodos 2002, 2007, 2012 y 2018: a. Núcleo; b. No hábitat; c. Corredor; d. Perforación; e. Borde; f. Lazo; y g. Rama.
FUENTE: elaboración propia.

TABLA 3. Patrones MSPA en los periodos 2002, 2007, 2012 y 2018 en el PNNAFIW y sector de piedemonte

Sector	Año	Borde (km ²)	Corredor (km ²)	Lazo (km ²)	Núcleo (km ²)	Perforación (km ²)	Rama (km ²)	No hábitat (km ²)
Sector piedemonte	2002	60,42	3,17	0,13	364,21	1,60	2,68	346,77
	2007	64,16	3,91	0,24	332,54	1,11	2,91	374,10
	2012	64,16	3,90	0,24	332,54	1,11	2,91	374,10
	2018	62,39	6,89	0,13	249,58	0,75	5,30	453,85
PNNAFIW	2002	4,04	0,03	0,23	748,15	0,54	0,14	8,10
	2007	4,39	0,06	0,26	742,11	0,65	0,20	13,54
	2012	4,39	0,06	0,26	742,11	0,65	0,20	13,54
	2018	8,12	0,35	0,24	727,64	0,54	0,32	23,96

FUENTE: elaboración propia.

En el sector de piedemonte, el aumento del patrón de bordes fue significativo en 34,8 km² en comparación con el PNNAFIW, que solo llegó a 1,9 km² (Figura 7 y Tabla 3). Este patrón está directamente relacionado con la pérdida de masa forestal y el aumento del área de *no hábitat*. Los efectos de borde son resultado de deforestación para llegar a bosques fragmentados con aislamiento, pero a menudo son muy variables en espacio y tiempo (Laurance et al., 2007). Para el estudio de bosques de la Amazonia brasilera, son indicadores de fragmentación, deforestación y perturbación del bosque (Broadbent et al., 2008).

En el sector de piedemonte, el patrón *rama*, durante el periodo 2018, aumentó 2,62 km² más de área con relación al 2002 (Figura 7 y Tabla 3). Esto indica las pocas conexiones que existen entre los bosques y que se asocian a la pérdida de hábitat forestal, lo que implica que al momento de hacer deforestaciones no se dejan franjas forestales o que si se dejan no hay continuidad hacia otras áreas de bosque.

Estas pérdidas y ganancias de área de patrones tienen tendencias similares: en el sector de piedemonte, la mayor pérdida fue en los núcleos, con 120 km², que es casi proporcional a la ganancia de áreas no forestales o *no hábitat*, con 107 km². Así mismo, esto es equivalente al comportamiento del PNNAFIW, con pérdidas de núcleo de 21 km² y aumento de *no hábitat* de 15,9 km², lo cual indica que los bosques fueron convertidos en cultivos agropecuarios. Por otro lado, se destaca

la pérdida de *no hábitat* en 8 km² en el sector de piedemonte y 1 km² dentro del PNNAFIW, lo cual puede estar asociado a la restauración o revegetalización de algunas áreas para fines de protección.

Poblamiento y ocupación

Se identificaron seis grupos de agentes humanos que por sus modos de ocupación han llegado impactar sobre el bosque y en los patrones de conectividad del PNNAFIW: pueblos indígenas, áreas de protección municipal, campesinos de agricultura familiar, cultivadores de coca, colonos y conflicto armado.

Pueblos indígenas. La presencia de territorios indígenas es trascendental en el mantenimiento de la conectividad forestal no solo por el espíritu de conservación del bosque, sino por los procesos de apropiación territorial que se han construido y su relacionamiento con las entidades u organizaciones para resguardar áreas de interés. En la década de los noventa se inicia la creación de resguardos indígenas, que es un momento de interés para la protección del bosque y la defensa cultural étnica de los pueblos nasa, inga, embera y misak.

Para la comunidad nasa, el primer resguardo, llamado Portal Fragueta, se creó en 1991, con una extensión de 223 ha. Luego, para 1995, se declaró el resguardo La Esperanza, con una extensión de 862 hectáreas (Agencia Nacional de Tierras, 2022). Cuen-

ta con un área que se traslapa con el PNNAFIW, lo que implica acciones conjuntas para el cumplimiento de los objetivos de conservación del área protegida. El pueblo nasa no es oriundo del área y su territorio ancestral se encuentra dentro de la cordillera de los Andes, en la ramificación central de la cuenca del Magdalena (Organización Nacional Indígena de Colombia, 2023b).

El pueblo inga cuenta con dos resguardos. En 1992 se creó el resguardo San Miguel, con una extensión inicial de 877 hectáreas, y luego en el año 2015 se amplió el territorio hasta llegar a 1.836 hectáreas. Para el 2003 se creó el resguardo Yurayaco, con 152 hectáreas, y en el 2015 se amplió a 719 hectáreas (Agencia Nacional de Tierras, 2022). Las nuevas ampliaciones de los resguardos conectan con los límites del PNNAFIW. Los inga pertenecen a la familia lingüís-

tica quechua y tienen una fuerte tradición y ancestralidad sobre la cordillera Oriental de los Andes (Organización Nacional Indígena de Colombia, 2023a). La comunidad aportó a la creación del PNNAFIW con el propósito de establecer un área especial de manejo compartido (Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi, 2012).

El resguardo La Esperanza reportó un aumento en su área de núcleo entre el 2002 al 2018 mientras que Yurayaco la mantiene, aunque con una fuerte pérdida del patrón en su contorno. Los resguardos Portal Fragueta y San Miguel presentaron pérdidas en núcleos. Para este último resguardo, se inició a partir de perforaciones provocadas desde el 2002. (Figura 8). En general, en el periodo 2002 todos los resguardos contenían 2,26 km² de patrón de núcleo y para el 2018 disminuyó a 1,94 km², lo cual evidencia una pérdida de 0,33 km².

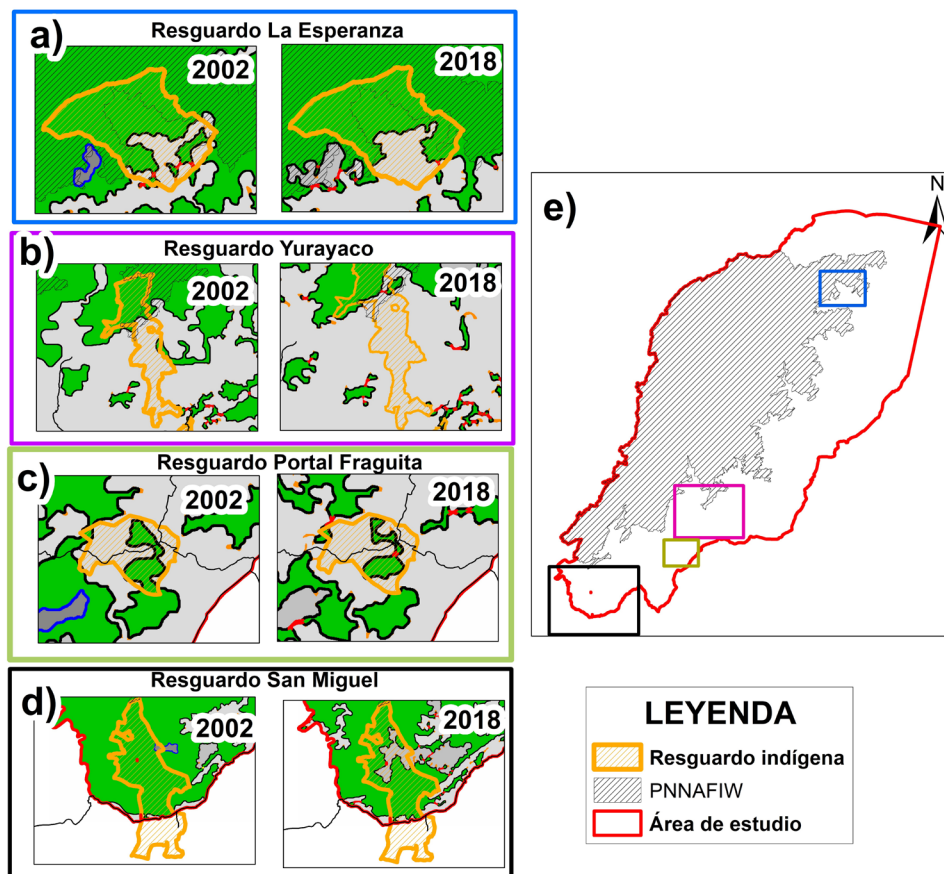


FIGURA 8. Cambios de patrones de conectividad en resguardos indígenas en los periodos 2002 y 2018: a. Resguardo La Esperanza; b. Resguardo Yurayaco; c. Resguardo Portal Fragueta; d. Resguardo San Miguel; e. Localización por rectángulos de colores de los resguardos indígenas. FUENTE: elaboración propia.

Parques naturales municipales. Son áreas protegidas establecidas y reconocidas por el municipio mediante un acto legislativo de acuerdo municipal, cobijado por la Constitución Política de Colombia (artículo 63). Belén de los Andaquíes ha optado por conservar ecosistemas naturales estratégicos, por consiguiente, en el área de estudio se han declarado cuatro parques municipales naturales durante los últimos 20 años, en conjunto con la participación de los actores locales de base social. Además, han sido reconocidos por el esquema de ordenamiento territorial como

reservas naturales del orden municipal de protección integral, categorizadas como suelos de interés público (Corpoamazonia, 2014).

En los parques naturales municipales la disminución patrones fue reducida, sin mayor afectación a su estructura de conectividad. Los patrones de núcleo aumentaron en los parques naturales municipales Andaki, Las Lajas y Termales de Quisaya. El parque natural municipal Resaca reporta una disminución de núcleo asociada a presiones externas (Figura 9).

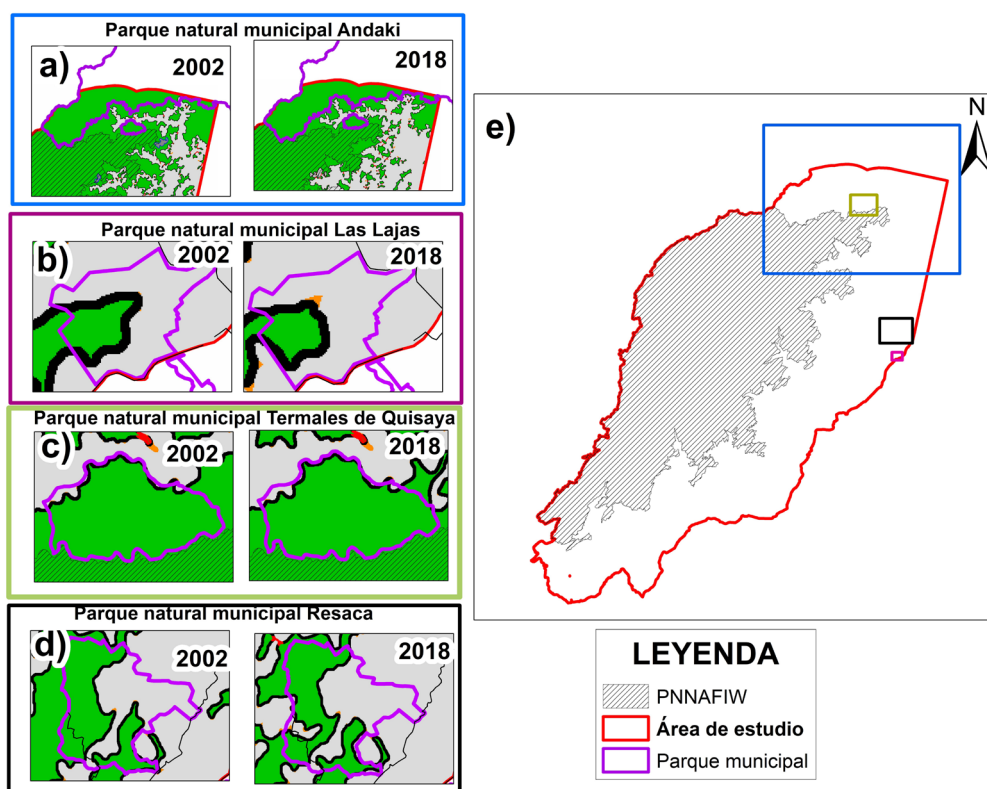


FIGURA 9. Cambios de patrones de conectividad en parques naturales municipales en los periodos 2002 y 2018: a. Parque natural municipal Andaki; b. Parque natural municipal Las Lajas; c. Parque natural municipal Termales de Quisaya; d. Parque natural municipal Resaca; e. Localización por rectángulos de colores de los parques naturales.

FUENTE: elaboración propia.

Campesinos de agricultura familiar. Las actividades predominantes son de producción agropecuaria, con actividades diversificadas en las cuales predomina el trabajo en familia, orientadas principalmente a la comercialización de la producción y el autoconsumo (Ministerio de Agricultura, 2018).

Algunos datos de ocupación campesina surgen desde los años 1900 con la fundación de la cabecera municipal de Belén de los Andaquíes, una población de características sociales y económicas rurales (Gobernación del Caquetá, 2019) ubicada sobre el sector del piedemonte. En 1959 se crea, mediante Ley 2 de

1959, la Reserva Forestal de la Amazonia (RFA), con el fin de proteger los bosques y evitar la ampliación de la frontera agrícola; esta cubría toda el área de estudio. Luego, la RFA sufre cambios por sustracciones parciales en la década de los sesenta para iniciar un nuevo poblamiento rural a través de los planes de colonización dirigida adelantados por el Estado colombiano, la apertura de vías terrestres y créditos productivos otorgados por el Banco Caja Agraria y el Instituto Colombiano de la Reforma Agraria (Incora, hoy Agencia Nacional de Tierras), donde se exigía proceder a establecer rápidamente *colonias campesinas*¹ (Brucher, 1974; Domínguez & Gómez, 1990). Estos procesos se fundamentaron en las actividades extractivas en un primer momento y posteriormente en actividades agropecuarias hasta la fecha, las cuales se vinculan a la baja producción para comercialización o consumo en la vivienda de leche bovina, carne, ceba y queso, y cultivos permanentes como cacao, caucho, plátano, yuca y maíz (Alcaldía de Belén de los Andaquíes, 2020; Alcaldía de San José del Fragua, 2020).

El sistema campesino es una mixtura de acciones económicas y de cultivar la tierra. Dentro de esta categoría se encuentran procesos inmersos difíciles de separar del hecho de ser campesinos, por su connotación social como semejantes. Los procesos colonos y cocaleros, aunque tienen unas actividades económicas y una distribución espacial definida, hacen parte de un marco de producción rural no industrializada campesina.

Cultivadores de coca. Caracterizan la colonización provocada por el establecimiento de cultivos ilícitos de coca (*Erythroxylum coca*) y el procesamiento de la pasta de coca. Su presencia constituye un proceso vigente para el área de estudio que provoca impactos ambientales y sociales asociados directamente a la

conflictividad relacionada con la siembra dentro del PNNAFIW (Figura 10).

La primera “bonanza coquera”, que se registra durante 1978 a 1982, es impulsada por la expansión paulatina de los cultivos desde la zona de la Baja Bota Caucana o municipio de Piamonte, Cauca, adyacente a San José del Fragua (Ramírez, 1995). De acuerdo con los monitoreos satelitales, se reporta concentración en proximidades al borde del PNNAFIW y los resguardos indígenas (SIMCI, 2023). Esto indica un frente de presión activo para el bosque (Figuras 11 y 12).

Colonos. Su economía está basada en la ocupación de baldíos donde la familia colonizadora constituye el agente directo de la transformación del bosque, que se expresa en la deforestación para fines agropecuarios (IDEAM, 2011). Su distribución se encuentra sobre el borde sur del PNNAFIW, lo cual convierte esta zona en la frontera de la colonización. Para el año 2012, al interior del PNNAFIW habitaban 199 personas y su principal ocupación era la agricultura en cultivos de autoconsumo y la producción de cultivos de uso ilícito de forma dispersa (Parques Nacionales Naturales, 2012). Aunque se desconoce la ocupación exacta, se presume que han aumentado, dado que las coberturas de *no bosque* tuvieron un incremento en modo disperso.

La ocupación en el PNNAFIW no puede verse exclusivamente desde la cantidad de predios, dado que existe población flotante por las distintas condiciones favorables de zona baldía para la implementación de cultivos de uso no lícito de coca, la cacería de fauna silvestre y la extracción de madera comercial del bosque natural (Patrimonio Natural, 2016). Se reportan tres frentes de colonización localizados entre las cotas de los 900 y los 1.400 m s. n. m. de mayor presión sobre el patrón *núcleo* y con aumento de áreas de *no habitat* (Figura 13).

¹ Término usado para la consolidación territorial rural del proyecto de colonización dirigida en el departamento de Caquetá.

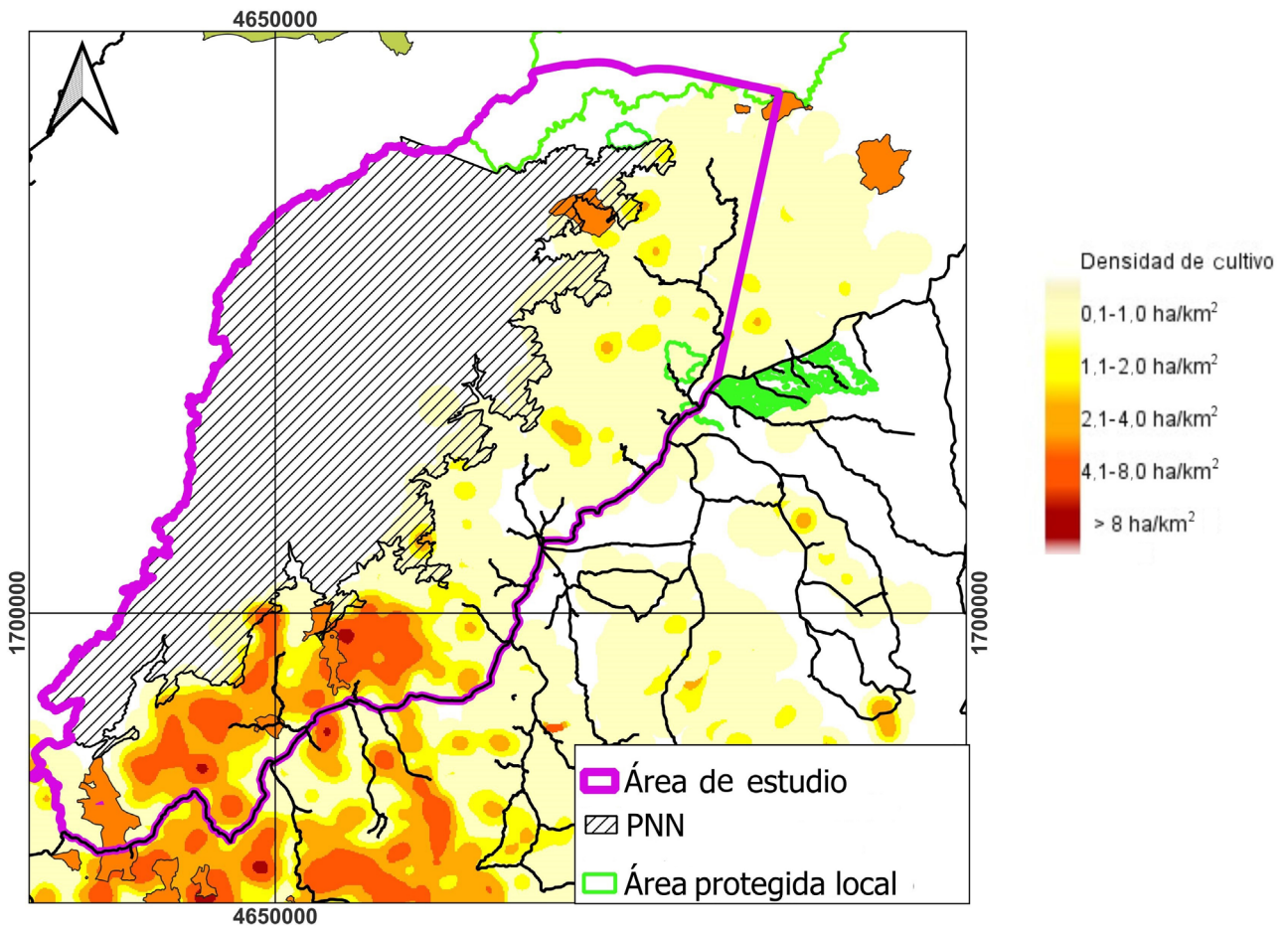


FIGURA 10. Densidad del cultivo de coca en 2000, 2010 y 2015

FUENTE: elaboración propia a partir de información del Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos Ilícitos (SIMCI, 2023).

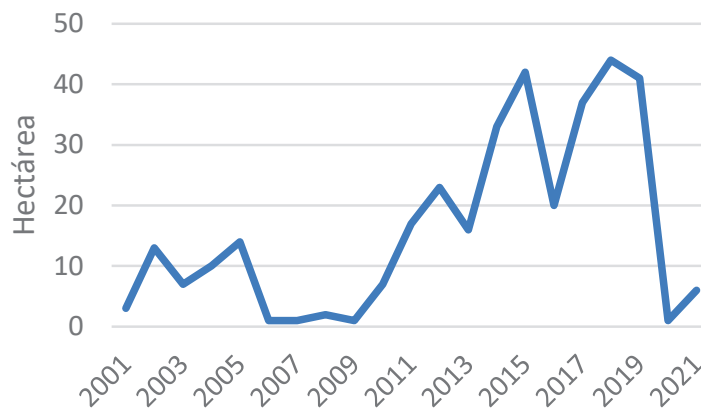


FIGURA 11. Áreas reportadas dentro del PNNAFIW

FUENTE: elaboración propia a partir de información del Ministerio de Justicia y del Derecho (2022).

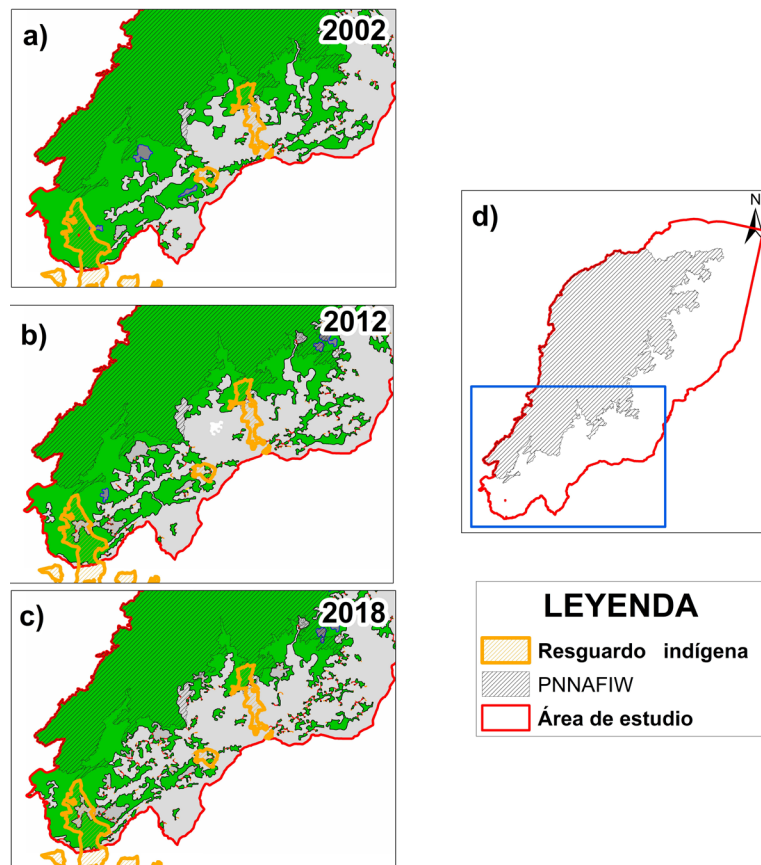


FIGURA 12. Cambios de patrones en la zona de mayor densidad de cultivo de coca en 2000, 2010 y 2015: a. MSPA 2002; b. MSPA 2012; c. MSPA 2018; d. Localización de mayor densidad de cultivo de coca.

FUENTE: elaboración propia.

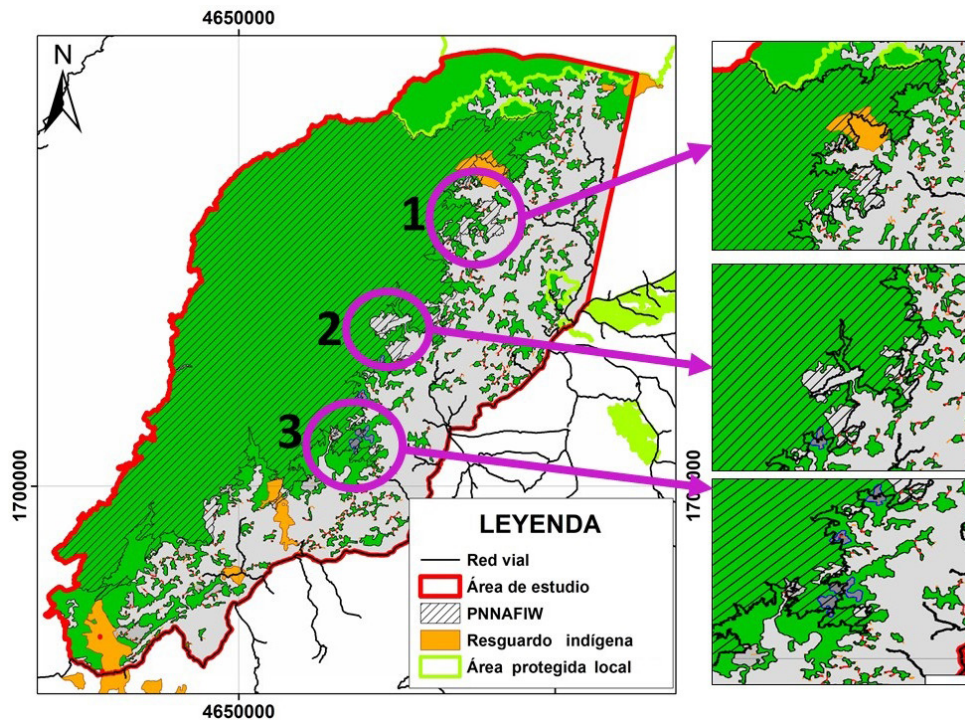


FIGURA 13. Frentes de pérdida de patrones núcleo sobre el borde del PNNAFIW

FUENTE: elaboración propia.

Conflicto armado. Los reportes del conflicto armado asociados a combates entre el Ejército o la Policía Nacional y las Farc-EP llegan a 15 enfrentamientos desde 1989 hasta 2004, principalmente sobre el sector de piedemonte (Department of Peace and Conflict Research, 2023). Frente a este panorama, la declaratoria del PNNAFIW se enfrentó una situación de territorialidad armada donde ya se tenían implantaciones de periodos anteriores con reconocimiento social (Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi, 2014), con lo cual convergen intereses del Estado y de grupos ilegales por la ocupación de un espacio. Esta condición frenó la legitimidad del parque como institución (Revelo, 2019).

Con la firma del Acuerdo de Paz en el 2016, estas áreas, cuyo control pleno estaba en manos del grupo ilegal, dejan un vacío de poder y son ocupadas por nuevos grupos armados de disidencia o crimen organizado que buscan expandir su influencia en distintas actividades económicas, entre las cuales está el cultivo de coca o el acaparamiento de tierras (Arias et al., 2022; Clerici et al., 2019; 2020).

Impactos en la conectividad del PNNAFIW

La pérdida del bosque ha sido un fenómeno permanente en el tiempo, con algunos sectores para la restauración. Sin embargo, en el sector de piedemonte las tasas de deforestación del bosque junto con algunos frentes de deforestación dentro del parque representan una seria amenaza para la conectividad forestal. Esta situación generó la pérdida de patrones de núcleo que perturbó la configuración inicial del bosque y, a su vez, la continuidad forestal del parque. Por lo tanto, las actividades humanas determinan los conjuntos de bosque y define la trayectoria de la conectividad forestal.

A pesar de las dinámicas de cambio en el sector de piedemonte, se destacan los espacios forestales que aún se mantienen y aportan a la conectividad

estructural mediante los núcleos y corredores como proveedores de hábitat. Es por ello por lo que se hace necesario conservar la conectividad forestal entre los bosques dispersos.

Así mismo, se destacan las acciones de creación de áreas protegidas locales, ya que estas aportaron a la restauración y el mantenimiento del bosque. Aunque la presencia de grupos armados también tuvo influencia y limitó la pérdida del bosque, luego de la firma del Acuerdo de Paz en 2016 se presenta un aumento en la pérdida con respecto a periodos anteriores.

Conclusiones

Los cambios negativos en la conectividad forestal que se causaron en el PNNAFIW en los periodos del 2002 al 2018 estuvieron asociados a la expansión de la frontera agropecuaria por parte de colonos y la siembra de cultivos ilícitos de coca sobre el borde del PNNAFIW, iniciados desde el sector del piedemonte. Las pérdidas de patrones de núcleo dentro de algunos resguardos indígenas indican que no todos se relacionan con el mantenimiento del bosque. Se evidencia una alerta de conectividad forestal en la gestión del PNNAFIW desde afuera del área protegida, dado que la presión de amenaza es continua.

Se destacan los parques naturales municipales como estrategia para la conservación y el aumento del patrón de núcleo en áreas próximas al PNNAFIW. Los procesos de restauración forestal son evidentes y relevantes para contribuir a la conectividad forestal.

La utilización de los métodos e indicadores de conectividad basados en análisis MSPA permitieron visibilizar el estado de la conectividad forestal, aunque pueden existir subdivisiones relacionadas con otras formas de ocupación a una escala más fina. Por lo tanto, el uso de la escala 1:100.000 de coberturas de la tierra puede provocar imprecisiones en algunas coberturas menores a la unidad de análisis, puesto que estas se generalizan y desaparecen. La no identificación de bosques angostos de tipo ribereño puede afectar el re-

porte de corredores de conectividad, lo que conllevaría que se expresaran como un patrón de enlace roto.

Finalmente, la declaración del PNNAFIW como estrategia de protección ambiental produjo efectos positivos sobre la conservación del bosque y la conectividad forestal.

Conflictos de interés. Los autores no tienen conflictos de interés en la escritura o publicación de este artículo.

Financiación. Los autores no recibieron financiación para la escritura o publicación de este artículo.

Implicaciones éticas. Al tratarse de una revisión, el presente artículo no tiene implicaciones éticas.

Contribución. *Carlos Fabio Castro:* conceptualización, curaduría de datos, análisis formal, adquisición de recursos, investigación, metodología, recursos, *software*, validación, visualización, escritura. *Gelber Rosas Patiño:* conceptualización, análisis formal, investigación, metodología, validación, visualización, escritura (revisión del borrador y revisión/corrección).

Referencias

- Adler, K., & Jedicke, E. (2022). Landscape metrics as indicators of avian community structures – A state of the art review. *Ecological Indicators*, *145*, 109575. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109575>
- Agencia Nacional de Tierras. (2022). *Portal de datos abiertos*. https://data-agenciadetierras.opendata.arcgis.com/datasets/fc3fc9592dd8460faf2b7f0bad0f8b33_0/explore?location=1.212919%2c-76.091011%2c12.27
- Alaska Satellite Facility. (2023). *Información de PALSAR RTC DEM*. <https://asf.alaska.edu/information/palsar-rtc-dem-information/>
- Alcaldía de Belén de los Andaquíes. (2020). Plan de Desarrollo Municipal 2020-2023.
- Alcaldía de San José del Fragua. (2020). Plan de Desarrollo Municipal 2020-2023.
- Arias, C. J., Núñez, N. A., & Muñoz, L. A. (2022). Cultivos de coca: economía y violencia en municipios de Colombia 2012-2019. *Económicas CUC*, *44*(1), 9-30. <https://doi.org/10.17981/econuc.44.1.2023.econ.3>
- Armenteras, D., Murcia, U., González, T. M., Barón, O. J., & Arias, J. E. (2019). Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. *Global Ecology and Conservation*, *17*, Art. e00567. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00567>
- Armenteras, D., Schneider, L., & Dávalos, L. M. (2018). Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*, *3*(1), 20-23. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0727-8>
- Broadbent, E. N., Asner, G. P., Keller, M., Knapp, D. E., Oliveira, P. J. C., & Silva, J. N. (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, *141*(7), 1745-1757. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>
- Brucher, W. (1974). *La colonización de la selva pluvial en el piedemonte amazónico de Colombia. El territorio comprendido entre el río Ariari y el Ecuador*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Circuitscape. (2021). *About*. <https://circuitscape.org/>
- Clerici, N., & Vogt, P. (2013). Ranking European regions as providers of structural riparian corridors for conservation and management purposes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *21*, 477-483. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.07.001>
- Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, J. P., Forero-Medina, G., Ochoa, J., Pedraza, C., Schneider, L., Lora, C., Gómez, C., Linares, M., Hirashiki, C., & Biggs, D. (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports*, *10*(1), 4971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>
- Clerici, N., Salazar, C., Pardo-Díaz, C., Jiggins, C. D., Richardson, J. E., & Linares, M. (2019). Peace in Colombia is a critical moment for Neotropical connectivity and conservation: Save the northern Andes-Amazon biodiversity bridge. *Conservation Letters*, *12*(1), Art. e12594. <https://doi.org/10.1111/conl.12594>
- Comisión Europea. (2014). *Construir una infraestructura verde para Europa*. <https://doi.org/10.2779/2738>
- Conefor. (2020). *What is Conefor?* <http://www.conefor.org/>
- Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia (Corpoamazonia). (2014). *Determinantes y asuntos ambientales para el Caquetá*. https://www.corpoamazonia.gov.co/files/Ordenamiento/Determinantes/Caqueta_201501.pdf

- Dávalos, L. M., Holmes, J. S., Rodríguez, N., & Armenteras, D. (2014). Demand for beef is unrelated to pasture expansion in northwestern Amazonia. *Biological Conservation*, 170, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.018>
- Department of Peace and Conflict Research. (2023). *Uppsala Conflict Data Program*. <https://ucdp.uu.se/country/100>
- Domínguez, C., & Gómez, A. (1990). *La economía extractiva en la Amazonia colombiana 1850-1930*. Corporación Colombiana para la Amazonia Araracuara.
- Dourojeanni, M. J. (2019). Conservación de insectos en la amazonia. *Ecología Aplicada*, 18(2), 189. <https://doi.org/10.21704/rea.v18i2.1337>
- Escobar, M. (2012). *Proceso de análisis predial adelantado por el Parque Nacional Alto Fragua Indi Wasi*. [Informe final del programa Paisajes de Conservación]. USAID; Parques Nacionales Naturales de Colombia; Patrimonio Natural.
- Galpern, P., Manseau, M., & Fall, A. (2011). Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation*, 144(1), 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.002>
- Global Forest Watch. (2023). *Cover Forest Map*. <https://www.globalforestwatch.org/Map/?Map=eyJjZW50ZXtiOmsibGF0IjoyLjgxODg5MDE2MTC4MzY0OTMsImxuZyI6LT4LjA2NzEwNDg0ODM1NzV9LCJ6b29tIjozLjI3MzA4NjMyNzM3NDYzNjV9&mapPrompts=eyJvcGVuIjp0cnVlLCJzdg-vwc0tlest6InN1YnNjcmllizvrvQxjLysj9>
- Gobernación del Caquetá. (2019). *Lineamientos estratégicos de política pública para el desarrollo rural sustentable del Caquetá*. <https://caquetasustentable.org/docs/Lineamientos%20PP%20de%20Desarrollo%20Rural%20Sustentable.pdf>
- Gómez, L. (2012). *Diseño conceptual e implementación de una base de datos personal geodatabase como apoyo para la diferenciación de sistemas de alteridad en las microcuencas de los ríos San Pedro y Sarabando e identificación de la función amortiguadora para el área de influencia*. Parques Nacionales Naturales.
- González, J. J., Etter, A. A., Sarmiento, A. H., Orrego, S. A., Ramírez, C., Cabrera, E., Vargas, D., Galindo, G., García, M. C., & Ordoñez, M. F. (2011). *Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/44688974/Análisis+de+tendencias+y+patrones+espaciales+de+deforestación+en+Colombia/06030c14-c433-485a-8541-8367e78038aa?version=1.0>
- Hansen, A. J., Burns, P., Ervin, J., Goetz, S. J., Hansen, M., Venter, O., Watson, J. E. M., Jantz, P. A., Virnig, A. L. S., Barnett, K., Pillay, R., Atkinson, S., Supples, C., Rodríguez-Buritica, S., & Armenteras, D. (2020). A policy-driven framework for conserving the best of Earth's remaining moist tropical forests. *Nature Ecology & Evolution*, 4(10), 1377-1384. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1274-7>
- Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi (2016). *Capa de coberturas de la tierra de la Amazonia colombiana. Escala 1:100.000. Periodo 2016. Versión 1-Metadatos*. <https://sinchi.maps.arcgis.com/home/item.html?id=cffabbe8f2ff492ba8b70d253500f456>
- Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi (2023). *Coberturas de la tierra*. <https://datos.siatac.co/pages/coberturas>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). *Legenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. https://www.researchgate.net/publication/303960063_LEYENDA_NACIONAL_DE_COBERTURAS_DE_LA_TIERRA_METODOLOGIA_CORINE_LAND_COVER_ADAPTADA_PARA_COLOMBIA_ESCALA_1100000
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2011). *Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia*. <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/44688974/Analisis+de+tendencias+y+patrones+espaciales+de+deforestación+en+Colombia/06030c14-c433-485a-8541-8367e78038aa?version=1.0>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2014). *Hoja metodológica del indicador tasa anual de deforestación, versión 1,00*. http://www.ideam.gov.co/documents/24155/125494/50-4.08_HM_Tasa_de_deforestacion_3_FL.pdf/6c4d67b8-31b2-4dae-a686-e9b191a4eaa4
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2020). *Mapa anual de precipitación Colombia*. <http://atlas.ideam.gov.co/visoratlasclimatologico.html>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2022). *Sistema de Monitoreo de Bos-*

- ques y Carbono. <http://smbyc.ideam.gov.co/monitoreobc-web/reg/indexlogon.jsp>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2014). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras, departamento de Caquetá*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2023, June 27). *Forest*. <https://www.iucn.org/Our-Work/Topic/Forests>
- Kang, N., & Liu, C. (2022). Towards landscape visual quality evaluation: methodologies, technologies, and recommendations. *Ecological Indicators*, 142, 109174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109174>
- Keeley, A. T. H., Beier, P., & Jenness, J. S. (2021). Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, 255, 109008. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ewers, R. M., Harms, K. E., Luizão, R. C. C., & Ribeiro, J. E. (2007). Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE*, 2(10), e1017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001017>
- Ley 2 de 1959 (enero 17), sobre economía forestal de la nación y conservación de recursos naturales renovables. *Diario Oficial* n° 29861. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/ley-2-1959.pdf>
- Ministerio de Agricultura. (2018). *Agricultura campesina, familiar y comunitaria*. https://upra.gov.co/es-co/publicaciones/agricultura_familiar_2019.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Plan Nacional de Restauración. https://archivo.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidady-ServiciosEcosistemicos/pdf/plan_nacional_restauracion/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACION_2.pdf
- Ministerio de Justicia y del Derecho. (2022). *Parques*. <https://www.minjusticia.gov.co/programas-co/odc/paginas/sidco-parques.aspx>
- Ministério do Meio Ambiente. (2022, October 31). *2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018*. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018>
- Murcia, U., Medina, R., Rodríguez, J., Hernández, A., Herrera, E., & Castellanos, O. (2014). *Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonia colombiana, a escala 1:100.000*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. <https://sinchi.org.co/files/publicaciones/publicaciones/pdf/MONITOREO%20web.pdf>
- Murillo, P. J., Gjerdsseth, E., Correa-Ayram, C., Wrathall, D., Van Den Hoek, J., Dávalos, L. M., & Kennedy, R. (2021). No peace for the forest: Rapid, widespread land changes in the Andes-Amazon region following the Colombian civil war. *Global Environmental Change*, 69, 102283. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102283>
- Oliveira-Junior, N. D. de, Heringer, G., Bueno, M. L., Pontara, V., & Meira-Neto, J. A. A. (2020). Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. *Forest Ecology and Management*, 472, 118247. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2020a). *Global Forest Resources Assessment 2020 - Main report*. FAO. <https://doi.org/10.4324/9781315184487-1>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2020b). *Global Forest Resources Assessment 2020*. FAO.
- Organización Nacional Indígena de Colombia. (2023a). *Inga*. <https://www.onic.org.co/Pueblos/1105-Inga>
- Organización Nacional Indígena de Colombia. (2023b). *Nasa*. <https://www.onic.org.co/Pueblos/2095-Nasa>
- Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi. (2012). *Plan de manejo*. Parques Nacionales de Colombia.
- Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi. (2014). *Plan de manejo del Parque Alto Fragua Indi Wasi*. [En construcción]. Parques Nacionales de Colombia.
- Parques Nacionales Naturales. (2012). *Alto Fragua Indi Wasi. Caracterización de la problemática de uso, ocupación y tenencia, 2007-2011*. Parques Nacionales Naturales.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21(7), 959-967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Patrimonio Natural. (2016). *Propuesta de ordenamiento del Distrito de Conservación de Suelos y Agua de Caquetá en los municipios de San José de Fragua y Belén de los Andaquíes*. Parques Nacionales Naturales.
- Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Kuemmerle, T., Primdahl, J.,

- & Verburg, P. H. (2016). The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy*, 57, 204-214. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). (2020, March 18). *La importancia de los bosques*. PNUD. <https://undplac.exposure.co/la-importancia-de-los-bosques>
- Pugh, T. A. M., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneeth, A., Haverd, V., & Calle, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(10), 4382-4387. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810512116>
- Ramírez, R. (1995). Un espacio amazónico: la Baja Bota Caucana. En B. Tovar Zambrano (ed.), *Los pobladores de la selva. Historia de la colonización del noroccidente de la Amazonia colombiana* (pp. 108-115). Instituto Colombiano de Antropología e Historia.
- Revelo, J. (2019). ¿Para qué sirven los parques naturales? Legibilidad estatal en el Parque Alto Fragua Indi Wasi, Colombia. *Colombia Internacional*, 1(100), 121-145. <https://doi.org/10.7440/COLOMBIAINT100.2019.06>
- Rodríguez, J., Murcia, U., Castillo, C., Arias, J., Agudelo, W., Hernández, L., Romero, H., & Chávez, J. (2021). *Análisis de los cambios de cobertura de la tierra en el periodo 2018 a 2020 en la Amazonia colombiana*. Instituto Sinchi.
- Rosot, M. A. D., Maran, J. C., Luz, N. B. da, Garrastazú, M. C., Oliveira, Y. M. M. de, Franciscon, L., Clerici, N., Vogt, P., & Freitas, J. V. de. (2018). Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory. *Ecological Indicators*, 93, 501-511. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.071>
- Salazar, A., Sanchez, A., Villegas, J. C., Salazar, J. F., Ruiz Carrascal, D., Sitch, S., Restrepo, J. D., Poveda, G., Feeley, K. J., Mercado, L. M., Arias, P. A., Sierra, C. A., Uribe, M. del R., Rendón, A. M., Pérez, J. C., Murray Tortarolo, G., Mercado-Bettin, D., Posada, J. A., Zhuang, Q., & Dukes, J. S. (2018). The ecology of peace: preparing Colombia for new political and planetary climates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(9), 525-531. <https://doi.org/10.1002/fee.1950>
- Saura, S. (2013). Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación. En M. de la Cruz & F. T. Maestre (eds.), *Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados* (pp. 1-46). Asociación Española de Ecología Terrestre.
- Saura, S., Vogt, P., Velázquez, J., Hernando, A., & Tejera, R. (2011). Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*, 262(2), 150-160. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.017>
- Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. (SMBByC). (2022). *Indicadores ambientales - bosques y recursos forestales (ecosistemas)*. <http://smbyc.ideam.gov.co/monitoreobc-web/reg/indexlogon.jsp>
- Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos Ilícitos (SIMCI). (2023). *Densidad de cultivos de coca en el tiempo*. <https://www.biesimci.org/index.php?id=51>
- Soille, P., & Vogt, P. (2009). Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 30(4), 456-459. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015>
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Velásquez Valencia, A., & Bonilla Gómez, M. A. (2019). Influence of the configuration and heterogeneity of the agroforestry and silvopastoral mosaics on the bird community, Andean Amazon of Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 67(1). <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i1.33250>
- Velázquez, J., Gutiérrez, J., García-Abril, A., Hernando, A., Aparicio, M., & Sánchez, B. (2019). Structural connectivity as an indicator of species richness and landscape diversity in Castilla y León (Spain). *Forest Ecology and Management*, 432, 286-297. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.035>
- Vogt, P. (2019). Patterns in software design. *Landscape Ecology*, 34(9), 2083-2089. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00797-9>
- Vogt, P., Riitters, K. H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T. G., & Wickham, J. D. (2007). Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing. *Landscape Ecology*, 22(2), 171-177. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9013-2>
- Vogt, P., Riitters, K. H., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J., & Soille, P. (2007). Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, 7(2), 481-488. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.001>
- World Wildlife Fund (wwf). (2014). *Piedemonte*. https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/boletin_in

formativo_piedemonte_andino_amazonico___junio_2014.pdf

Young, B., Josse, C., Stern, M., Vasconez, S., Olander, J., Zador, M., Smyth, R., Comer, P., Moull, K., Echava-

rría, M., & Hak, J. (2015). *Hotspot de biodiversidad de Los Andes tropicales*. NatureServe; EcoDecisión. https://www.cepf.net/sites/default/files/tropical_andes_profile_final_4_2015_sp.pdf