

Frontera agrícola y multitemporalidad de cobertura vegetal en Páramo del Parque Regional Natural Cortadera (Boyacá, Colombia)

Agricultural frontier and multi-temporality of vegetation cover in moorland of the Cortadera Regional Natural Park (Boyacá, Colombia)

Laura Victoria Anzoategui **, Pablo Andrés Gil-Leguizamón ^b, Rigaud Sanabria-Marin ^b

*Autor de correspondencia: ^a Universidad Internacional del Trópico Americano, Facultad de Ciencias, Especialización en Evaluación y Gestión Ambiental, Carrera 19 #39-40, Yopal, Colombia, tel.: +57 3164304284, lauraanzoategui@unitropico.edu.co

^b Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Ambiental, Tunja, Colombia.

SUMMARY

Moorland is an ecosystem of tropical high mountain regions that plays an important role in water regulation due to its climatic, orographic and biodiversity-oriented environmental conditions. However, these qualities frequently present conflicts regarding soil use due to production activities unrelated to preservation and conservation. This study analyzes the main changes in vegetation cover (periods 1986 - 2000 - 2016) that reflect edges as agricultural frontiers, in the moorland area of the Cortadera Regional Natural Park (municipality of Siachoque, Colombia). Vegetation cover types were identified using the CORINE Land Cover methodology at a scale of 1:100,000, with the satellite image processor Landsat. Representative cover types included High open forest (Baa), dense non-wooded firm ground grassland (HdTf), mosaic of pastures and crops (Mpc), lagoons, lakes and natural swamps (LICn) and artificial water bodies (Caa). A continuous decrease of the HdTf over time was identified (from 3,604 ha in 1986, to 3,106 ha in 2000 and 2,531 ha in 2016). In contrast, Mpc cover increased by 1,447 ha in 30 years (from 1,231 ha in 1986 to 2,678 ha in 2016). It is concluded that the changes in distribution of vegetation cover types are produced by the expansion of the agricultural frontier, despite the area's declaration in 2015 as a protected area. These results demonstrate a clear need for this issue to be addressed through participatory action of stakeholders involved in the conservation process, restoration and preservation of the Cortadera moor.

Keywords: remote sensing, anthropization, spatio-temporal dynamics, vegetation cover.

RESUMEN

El páramo es un ecosistema de región tropical de alta montaña, regulador hídrico debido a las condiciones ambientales, principalmente climáticas, orográficas y de biodiversidad que en él se desarrollan. No obstante, son estas bondades las que frecuentemente le confieren conflicto en el uso del suelo, por incursiones de actividades productivas ajenas a la preservación y conservación. En esta investigación se determinan los principales cambios de las coberturas vegetales (periodos 1986 - 2000 - 2016) que reflejan bordes a manera de frontera agrícola, en la zona de páramo del Parque Regional Natural Cortadera (municipio de Siachoque, Colombia). Se identificaron coberturas vegetales a partir de la metodología CORINE Land Cover, a escala 1:100.000, con el procesamiento de imágenes satelitales Landsat. Se encontraron como coberturas representativas Bosque abierto alto (Baa), Herbazal denso de tierra firme no arbolado (HdTf), Mosaico de pastos y cultivos (Mpc), Lagunas, lagos y ciénagas naturales (LICn) y Cuerpos de agua artificial (Caa). Entre periodos se identificó la disminución continua del HdTf (de 3.604 ha en 1986, a 3.106 ha en 2000 y 2.531 ha en 2016); en contraposición, la cobertura Mpc aumentó 1.447 ha en 30 años (de 1.231 ha en 1986 a 2.678 ha en 2016). Se concluye que los cambios en la distribución porcentual de coberturas vegetales son generados por ampliación de la frontera agrícola, a pesar de la declaratoria en 2015 como área protegida, denotan una clara necesidad de abordaje desde la acción participativa actores involucrados en el proceso de conservación, restauración y preservación del Páramo Cortadera.

Palabras clave: teledetección, antropización, dinámica espaciotemporal, cobertura vegetal.

INTRODUCCIÓN

Los páramos son sistemas de alta montaña Andina, ubicados entre el límite superior de los bosques altoandinos y

el inferior de la zona nival. En este sistema se distribuyen conjuntos de especies adaptadas a condiciones climáticas extremas cambiantes durante el día y la noche (*e.g.* comunidades de frailejónal, pajónal, arbustal, chuscal, esfagnal

y las asociaciones con la fauna, Gil-Leguizamón 2016). De acuerdo con Morales *et al.* (2007), la formación del páramo data del Mio-plioceno. En la actualidad, se estima que el 7 % de los géneros de flora son endémicos, y el 34 % son de origen neotropical, además, los procesos biogeográficos han originado una configuración específica a cada páramo (complejos) con diferentes composiciones, estructuras y biodiversidad (Morales *et al.* 2007).

Estudios desarrollados por Viviroli *et al.* (2007), Mcnamara *et al.* (2011) y Lazo *et al.* (2019), enfocados en la capacidad de almacenamiento y relaciones de flujo del agua dentro de los ecosistemas de alta montaña, indican que estos ecosistemas están ligados al tipo de suelo y el nivel de retención de humedad que los caracteriza, dando así un carácter vital como principal fuente de suministro de agua para miles de personas en las zonas donde se desarrollan. Lo anterior muestra que cualquier alteración en el uso de suelo y la vegetación (cobertura vegetal en términos cartográficos), desencadena impactos negativos en el crecimiento y desarrollo de las regiones, sumado al impacto ambiental dado por la pérdida de funcionalidad y capacidad de autorregulación dentro de este ecosistema estratégico.

En los páramos, algunos procesos que han propiciado escenarios de cambios espaciotemporales de cobertura y uso del suelo (evidenciado en pérdida de hábitat natural y aislamiento de especies), son aquellos relacionados con deforestación, expansión de la agricultura, la ganadería y el desarrollo de infraestructura vial (Lambin *et al.* 2001, Nájera *et al.* 2010, Camacho *et al.* 2015, Anzoategui 2018).

Las dinámicas espaciales y temporales de los páramos plantean la necesidad de herramientas que faciliten el análisis del proceso de transformación. Las técnicas de detección de datos sobre la superficie terrestre (teledetección) a través del uso de sensores remotos, posibilita identificar cambios espectrales en las coberturas vegetales, al comparar imágenes satelitales registradas en diferentes periodos de tiempo (Castilla 2003, Dupuy *et al.* 2007, Arellano y Rangel 2008, Isaacs y Jaimes 2014, Garzón y Lasso 2020). El uso de imágenes satelitales para identificar diferentes superficies entre ellas coberturas vegetales, ha facilitado detección de cambios en diversos ecosistemas tales como deforestación en archipiélagos (Zhiminaicela-Cabrera *et al.* 2020a), áreas Boscosas en regiones Amazónicas del Ecuador con uso de redes neuronales (Jaramillo 2018), Impactos en Manglares por piscinas camaroneras (Zhiminaicela-Cabrera *et al.* 2020b), incluso cambios de uso de suelos por actividades mineras o deforestación (Cholan y Menacho 2020, Lasmit *et al.* 2021) todos estos investigadores confluyen en la versatilidad, aplicabilidad del uso de sistemas de información geográfico y procesamiento de imágenes para análisis espacio temporales y transformaciones en el territorio.

Según el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural en Colombia (MADR 2018), la frontera agrícola es aquel límite del suelo rural que diferencia las áreas para actividades agropecuarias de aquellas que son de importancia eco-

lógica (áreas protegidas), es decir, se delimita ese aspecto biofísico en el ordenamiento territorial orientado al desarrollo sostenible; aproximadamente 40.075.960 ha dentro del territorio nacional están bajo esta definición, así, surge la Ley N°1776 de 2016 que reglamenta la protección de zonas de importancia ecológica como los páramos y formaliza la tenencia de tierras, ya que, los cambios de cobertura vegetal natural a cultivos o áreas deforestadas, son las que fomentan la ampliación del límite físico. Así mismo, el Congreso de Colombia con la ley 1930 de 2018, presenta las directrices que propenden por la integralidad y uso sostenible de los Páramos y propone el concepto de “habitantes tradicionales de páramo” a los productores rurales en áreas de protección a nivel nacional con prohibiciones de degradar cobertura vegetal nativa.

Colombia cuenta con el 49 % de la extensión total de páramos del planeta; estos, ocupan el 1,7 % del territorio nacional, con 34 complejos en 1.932.395 ha (Morales *et al.* 2007). Del área total de páramos en Colombia, el departamento de Boyacá contiene el 20 % (Morales y Estévez 2006), en este, se ubica el Parque Regional Natural Cortadera (CORPOBOYACÁ 2015), en los municipios de Sichoque, Toca, Pesca, Rondón y Tuta, con un área de 16.508 ha y 38.485 habitantes (DANE 2011).

Las transformaciones de los páramos a nivel nacional dan cuenta de numerosos ecosistemas de la alta montaña afectados por la ampliación de la frontera agrícola, identificándose un aumento de coberturas vegetales relacionadas con mosaicos de pastos cultivados (Mpc) sobre áreas protegidas, entre ellos, Parque Nacional Natural Puracé (Ruiz *et al.* 2015), Páramo Merchan y Telecom (Poveda-Sotelo *et al.* 2022). En casos más alarmantes por minería a gran escala, como ocurre en el Páramo de Santurbán, se altera cobertura vegetal nativa y se contamina el suelo y el agua (Parra-Romero 2022); Páramo Pisba donde Amaya (2022) presenta el reto no solo desde la delimitación y gestión de los páramos sino de la participación real de los que lo habitan a fin de crear mecanismos de cambio en zonas de importancia ecosistémica. Incluso en la evaluación ambiental y bonos de carbono realizada por Vargas *et al.* (2022) encontraron que, de 82 impactos identificados principalmente adversos significativos, con una necesidad urgente de fortalecer el componente socioeconómico y cultural respecto a las actividades que se desarrollan y tienen prohibición de ejecución en áreas de conservación y protección.

Lo anterior permite dilucidar las diferentes problemáticas presentes en ecosistemas estratégicos, los avances a nivel normativo y la búsqueda por un desarrollo sostenible, de allí que el objetivo de esta investigación se centra en la identificación de coberturas vegetales en el Páramo Cortadera comparando por multitemporalidad sus transformaciones y dar respuesta a ¿cuál ha sido el cambio de cobertura vegetal a través del tiempo? por medio de teledetección empleando imágenes Landsat (5, 7 y 8) de libre acceso, siguiendo la metodología adaptada para Colombia CORINE Land Cover a escala 1:100.000.

METODOLOGÍA

El estudio se limitó a los ecosistemas de alta montaña del municipio de Siachoque inmediaciones de las veredas Cormechoque Arriba, San José, Firaya y Tocavita, en un área de 5.798 ha (figura 1); este se localiza a 05° 29' 07" Norte - 73° 09' 26" Oeste, a 3.557 m s.n.m., temperatura media de 13 °C, precipitación total media multianual de 786 mm (ACUERDO 200-02-01-017, 2019). El territorio seleccionado es representativo del Parque Regional Natural Cortadera (PNC Cortadera), dado su relieve montañoso con vegetación típica de bosque altoandino, páramo y escenarios acorde a la agricultura de la papa y cereales; lo riegan los ríos Cormechoque, Tocavita, Siachoque y La Caña.

Adquisición de imágenes de satélite. Se seleccionaron imágenes procedentes de los sensores Landsat 5, 7 y 8 (cuadro 1, años 1986, 2000 y 2016), descargadas de la página Science for a Changing World (USGCS) y del Banco Nacional de Imágenes (BNI) del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). La selección de los dos periodos está asociada a la búsqueda de imágenes para la estación seca (verano), al intervalo similar de años

(14 y 16) de los periodos para hacerlos comparativos, y a la disponibilidad de imágenes. Se establecieron dos subperiodos de estudio, 1986 - 2000 y 2000 - 2016; en cada imagen se realizó pre y post procesamiento según lineamientos de Posada (2012) con uso del software ERDAS Imagine 2016 y ArcGis 10.5 (licencias académicas UPTC); la cartografía temática obtenida corresponde a capas de coberturas vegetales para cada fecha a escala 1:100.000, con sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Zona 18N.

Cuadro 1. Imágenes satelitales utilizadas en la clasificación de coberturas vegetales.

Satellite images used in classification of vegetation cover.

Satélite	Fuente	Fecha
Landsat 5 Thematic Mapper	USGS	Enero 1986
Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper	IGAC	Diciembre 2000
Landsat 8 LDCM *	USGS	Febrero 2016

* Landsat Data Continuity Mission.

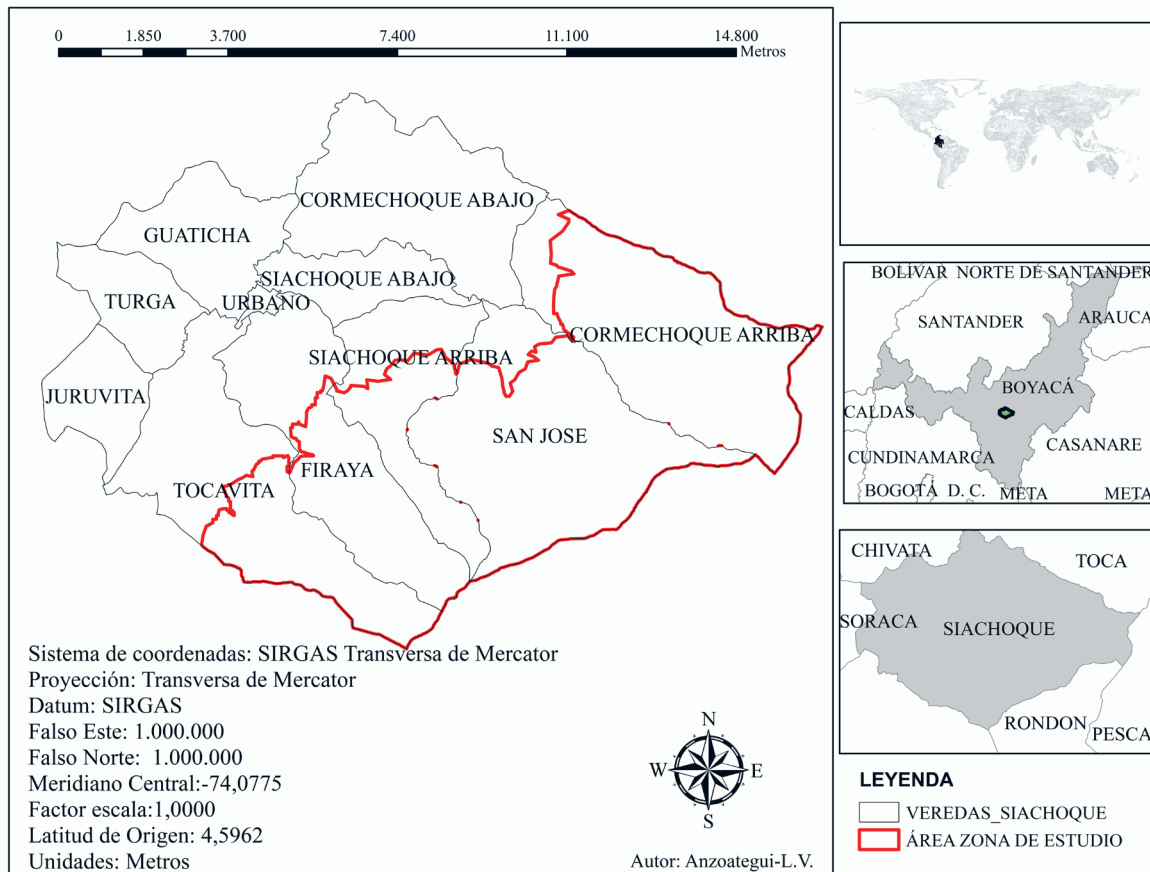


Figura 1. Ubicación geográfica PRN Cortadera Municipio Siachoque.

Geographic location of PRN Cortadera, Siachoque Municipality.

Las imágenes Landsat utilizadas corresponden a la estación seca del año. La unidad mínima cartografiable fue de 25 ha (IDEAM *et al.* 2008), correspondiente a menos del 5 % del área de estudio. Si bien la escala 1:100.000 corresponde a escala departamental, esta nos permite determinar los principales cambios de la cobertura vegetal en una zona representativa del páramo.

Preprocesamiento. A las imágenes satelitales se les aplicó corrección de distorsión (Chen *et al.* 2021) acaecida entre el sensor y la superficie terrestre, a este proceso se le denomina ortorectificación, el cual a partir de puntos conocidos capturados *in situ* se correlacionaron con cada imagen satelital y por medio del error cuadrático medio (RMSE) con valores tendientes a 1 se consideró que las imágenes están ajustadas geométricamente (Posada 2012).

Los productos estándar Landsat, suministrados por el USGS EROS CENTER consisten en una serie cuantificada, calibrada y escalada de niveles digitales (ND), los cuales representan los datos de una imagen multispectral adquirida de OLI y TIRS Operational Land Imagen y el Thermal Infrared Sensor (Ariza 2013).

Existen varios métodos para la corrección radiométrica de ND en las imágenes satelitales, a ND niveles de reflectancia capturada por el sensor permitiendo realizar una relación lineal entre los ND de una imagen y la reflectancia superficial (Olsson *et al.* 2021). Siguiendo lo planteado por Chander *et al.* (2007) se convirtieron los ND en valores de radiancia a partir de los coeficientes de calibración del sensor Landsat (Gain and Bias), según las siguientes ecuaciones:

$$Gain = \frac{Lmax_{\delta} - Lmin_{\delta}}{255} \quad [1]$$

$$Bias = Lmin_{\delta} \quad [2]$$

Dónde: $Lmax$ es la radiancia máxima en la banda n , $Lmin$ es la radiancia mínima en la banda n y el valor 255 (o 65.535) es el ND mayor según el sensor. Los coeficientes calculados para cada banda fueron reemplazados en la ecuación de radiancia, así:

$$L_{\delta} = \left(\frac{Lmax_{\delta} - Lmin_{\delta}}{NDmax - NDmin} \right) * (ND - NDmin) + Lmin_{\delta} \quad [3]$$

$$L_{\delta} = \left(\frac{Lmax_{\delta} - Lmin_{\delta}}{255} \right) * ND + Lmin_{\delta} \quad [4]$$

Dónde: $NDmax = 255$ y $NDmin = 0$. Luego:

$$L_{\delta} = Gain * ND + Bias. \quad [5]$$

Dónde: L_{δ} es la radiancia, $Gain$ y $Bias$ son coeficientes de calibración para una banda específica y ND es el valor digital del pixel en esa banda, información contenida en los metadatos de cada imagen.

La reflectancia combinada de la superficie y atmósfera se calculó mediante la expresión (Brizuela *et al.* 2007):

$$P_{\delta} = \left(\frac{\pi * L_{\delta} - d^2}{Esun_{\delta} * \cos\theta_s} \right) \quad [6]$$

Dónde P = reflectancia; L = radiancia; d = distancia Tierra - Sol en unidades astronómicas; $Esun$ = irradiación solar; θ = ángulo solar cenit.

Estas ecuaciones fueron ingresadas en ERDAS con la herramienta "Model Marker" en el cual se tomaron cada una de las bandas Landsat 5 y 7 combinación 4 - 5 - 3 y para Landsat 8 composición 5 - 6 - 7.

Para el desarrollo de las ecuaciones definidas anteriormente se convirtieron los valores de los ND a reflectancia. Se aplicó filtrado de paso bajo (Kernel 3 x 3), que permitió la transformación de los pixeles individuales en relación con los pixeles vecinos. Este filtro permite mejorar datos por medio de una ventana central en movimiento con número de celdas 3 x 3, con una pequeña ponderación de valor central y así calcular los valores promedio para cada casilla (Chuvieco 2010) (figura 2).

$$ND_{3,3} = \frac{(18+21+35+15+(2 \times 17)+27+16+18+24)}{10} = 20.8 \approx 21 \quad [7]$$

Para diferenciar las coberturas vegetales, se realizó una clasificación supervisada en base al Nivel III de la leyenda nacional CORINE Land Cover adaptada para Colombia (IDEAM 2010) a escala 1:100.000. Debido a la resolución espacial de las imágenes Landsat (tamaño de pixel de 30 m) se hizo necesario la validación y ajuste a la interpretación con observación en campo.

Para la clasificación se realizó verificación de coberturas a partir de la obtención de coordenadas de la zona de estudio (verificación de campo), con un total de 134 puntos de control en sistema WGS 84, los cuales fueron el soporte para la asignación de áreas de entrenamiento y la agrupación de pixeles en cada imagen de satélite, así mismo, las relaciones entre la cobertura real y la clasificación fueron soportadas con el coeficiente Kappa entendiéndose que cuanto más se acerque a +1 mayor es el grado de concordancia y que para esta investigación se logró una precisión general de 0,89 que según categorías definidas por Cerda y Villarroel (2008) este valor indica una fuerza de concordancia casi perfecta (figura 3).

RESULTADOS

Cobertura vegetal. El procesamiento de las imágenes permitió interpretar tres tipos de categorías espectrales, que describen las siguientes coberturas:

Bosque abierto alto (Baa; código CLC: 3.1.2.1): comunidades dominadas por elementos arbóreos, regularmente distribuidos, asociados con bosques plantados del

tipo *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. (Pino) y *Alnus acuminata* Kunth, 1817 (Aliso) y *Polymia piramidalis* (Triana) H. Rob. (Arboloco) cuya cobertura en el Páramo la cortadera año 1986 no supera el 17 % del paisaje, a su vez se evidencia intervención de entresaca de maderas y reforestado con pinos para continuar con dicha actividad. Cabe resaltar que dentro de esta categorización se encuentran especies nativas tales como *Weinmannia tomentosa* L.F. 1782 (encenillo), *Clusia multiflora* Kunth (Guaque o Cucharo), *Miconia squamulosa* (Sm.) Triana, 1871 (Tuno), *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pavón) Pers., 1807 (Chilco).

Herbazal denso de tierra firme no arbolado (HdTf, código CLC: 3.2.1.1.1.1): cobertura natural constituida por herbáceas, abundantes en el Páramo Cortadera al ser típicas de este ecosistema tipo frailejónal, pajonal, arbustal, chuscal.

Mosaico de pastos y cultivos (Mpc, código CLC: 2.4.2): se caracterizó por presentar parcelas tipo minifundio, no superiores a las 3 ha, mezcladas con cultivos de papa pastusa y tocarreña, con presencia de gramíneas indicadoras de compactación (*Holcus lanatus* L. y *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.), así como pisoteo animal por ganadería vacuna.

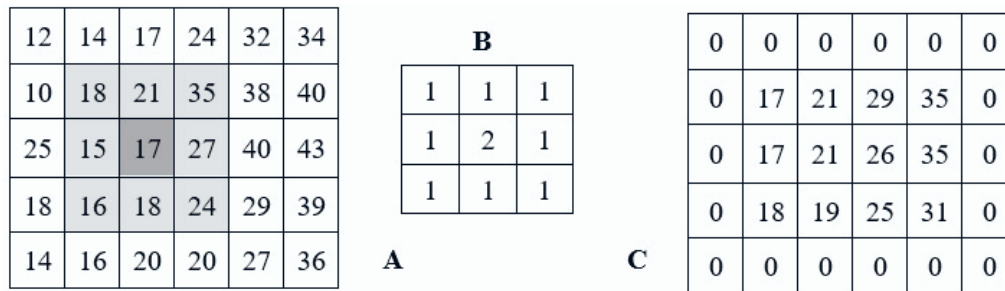


Figura 2. Filtro de paso bajo (3 x 3); A. Imagen original; B. Valor ponderado para el pixel central; C. Imagen filtrada. Fuente: Chuvieco 2010.
 Low pass filter (3 x 3); A. Original image; B. Weighted value for the central pixel; C. filtered image. Source: Chuvieco 2010.

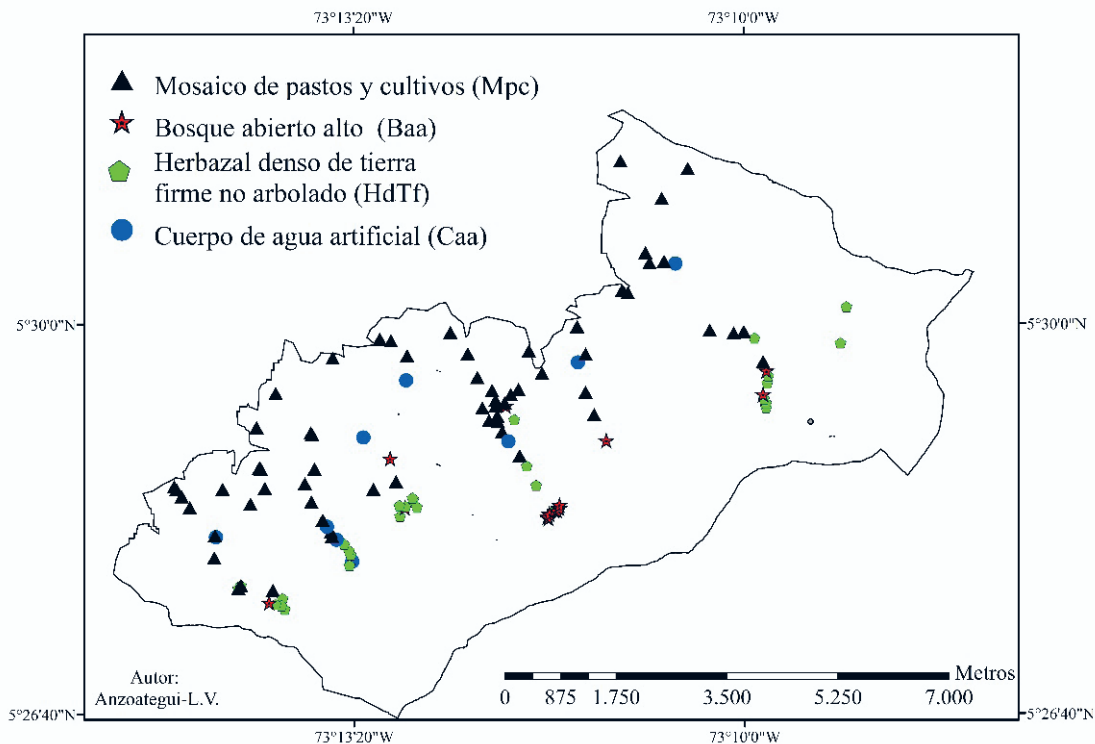


Figura 3. Mapa de puntos muestreados, verificación cobertura vegetal.
 Map of sampled points, verification of vegetation cover.

Como muestra la figura 4, en el Páramo Cortadera se identificaron tres tipos de coberturas vegetales en el año 1986: mosaico de pastos y cultivos (Mpc) con 1.231 ha (21,2 % del área total); herbazal denso de tierra firme (HdTf) con 3.604 ha (62,1 %); bosque abierto alto (Baa) con 963 ha (16,6 %) de la superficie del Páramo (cuadro 2).

En el año 2000, la distribución espacial de las coberturas vegetales presentó variaciones. Los sistemas productivos (Mpc) aumentaron en área (846 ha), mientras que las coberturas naturales de páramo (HdTf) decrecieron en 498 ha; del mismo modo bosques abiertos se reducen en área (de 963 ha en 1986 a 619 ha en el 2000; figura 4, cuadro 2).

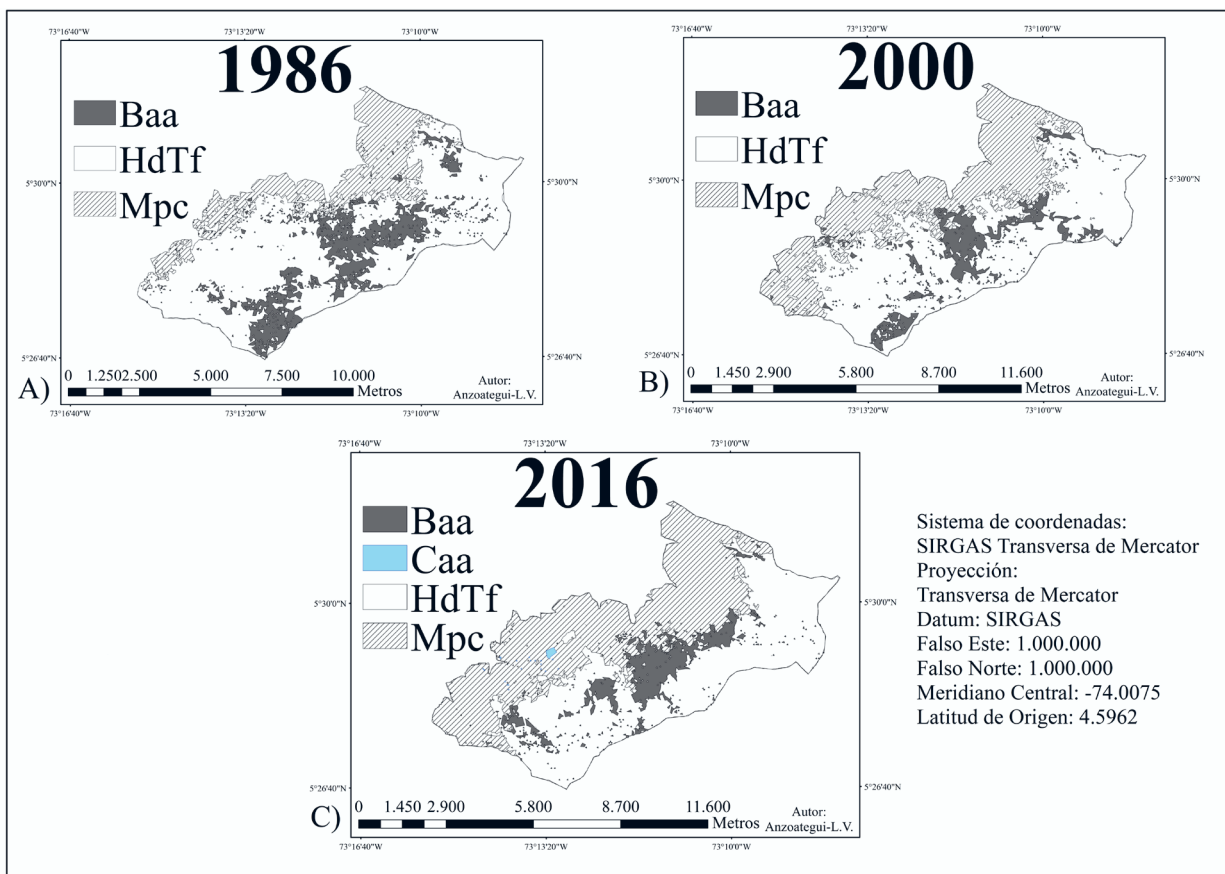


Figura 4. Mapas de coberturas vegetales del Páramo Cortadera, años 1986 - 2000 - 2016. A) Mapa cobertura vegetal año 1986; B) Cobertura vegetal año 2000; C) Cobertura vegetal año 2016.

Vegetation cover maps of the Cortadera moor, years 1986 - 2000 - 2016. A) Vegetation cover year 1986; B) Vegetation cover year 2000; C) Vegetation cover year 2016.

Cuadro 2. Coberturas vegetales, superficie total ocupada y porcentaje de cambio en 1986, 2000, 2016 para el Páramo Cortadera. Vegetation cover, total occupied area and percentage change in 1986, 2000, 2016 for the Cortadera moor.

cobertura vegetal	Área (ha)						Cambio 1986 -2000 (ha)	Cambio 2000-2016 (ha)	Cambio 1986 -2016 (ha)
	1986	%	2000	%	2016	%			
Mpc	1.231	21,2	2.073	35,7	2.678	46,2	842	605	1.447
HdTf	3.604	62,2	3.106	53,6	2.531	43,6	- 498	- 575	- 1.073
Baa	963	16,60	619	10,7	589	10,2	- 344	- 30	- 374
Total	5.798	100	5.798	100	5.798	100			

Los comparativos realizados para los años 2000 y 2016 muestran la continuidad en las transformaciones por tipo de cobertura. Los Mpc con 2.073 ha en el año 2000 pasaron a 2.678 ha en 2016 (de 35,7 a 46,2 % del área total); por el contrario, HdTf disminuyeron (de 3.106 ha a 2.531 ha y de 619 ha a 589 ha respectivamente; figura 4, cuadro 2).

En 1986 el herbazal denso de tierra firme ocupó el 62,2 %, seguido de mosaico de pastos y cultivos (21,2 %) y bosque abierto alto (16,6 %); en el 2000, la distribución espacial de las coberturas vegetales presentó variaciones, aumentó el área de los sistemas productivos (Mpc) y se redujo la cobertura de páramo (HdTf; 35,7 y 53,6 % respectivamente); de igual forma, el bosque abierto se redujo, de 963 ha en 1986 a 619 ha en el 2000. Es así, como en 30 años la cobertura de páramo (HdTf) en el área de estudio, disminuyó en 1.073 ha (18,5 %), área que hoy día es ocupada por mosaico de pastos y cultivos (2.678 ha / 46,2 %) (cuadro 2).

La distribución del cambio de cobertura de 1986 a 2000, indica un acelerado avance en la ampliación de la frontera agrícola expresado por el incremento en la cobertura vegetal mosaicos pastos y cultivos con 1.231 ha (21,2 % del área total) a 2.073 ha (35,7 %), es decir, una adición en 14 años del 14,5 %, discrepando con el herbazal denso de tierra firme cuya área para 1986 era de 3.604 ha (62,2 %) y disminuyó a 3.106 ha (53,2 %), siguiendo esta tendencia está el bosque abierto alto con 963 ha (1986) a 619 ha (2000); lo que permite inferir que las transfor-

maciones tanto de herbazales y bosques se dieron hacia mosaicos de pastos y cultivos (cuadro 3).

En 14 años, del primer periodo de estudio (figura 5), el herbazal denso de tierra firme evidencia mayor antropización (en veredas como Siachoque arriba, Firaya y Tocavita que representan el 38.5 % del área total, ubicadas al sur oeste del Páramo; con 761,3 ha) reemplazados por los mosaicos de pastos y cultivos, caso contrario ocurrió en el 61.5 % del área Paramo Cortadera en veredas Cormechoque Arriba y San José al mostrar conservación de HdTf.

Los bosques abiertos altos por su parte presentaron mayor transformación en las zonas noroeste del Páramo (201,5 ha), producto de procesos de deforestación registrados en la verificación de campo.

El cambio espacio temporal del periodo 2000 a 2016, continúa la tendencia en la ampliación de frontera agrícola (incremento de Mpc) pasando de 2.073 ha (35 %) a 2.678 ha (46,2 %), es decir en 16 años, del segundo periodo de estudio, presentó un aumento del 10,4 %; sin embargo, al compararlo con el primer periodo (de 14 años), se evidencia una tendencia porcentual del 4,1 % a la baja, lo que implica que existen factores externos que de forma paulatina han redundado en el retroceso de la antropización del páramo (cuadro 4).

Durante el periodo 2000 a 2016 los herbazales densos de tierra firme continuaron disminuyendo, dicha transformación se ubicó en la zona sur este y centro del páramo, específicamente en las veredas Tocavita, Firaya, y Siacho-

Cuadro 3. Matriz de transición de coberturas vegetales en el periodo 1986-2000.

Transition matrix of vegetation cover for the period 1986-2000.

Coberturas (ha)	2000			
	Baa	HdTf	Mpc	Total
1986				
Baa	364	545	54	963
HdTf	248	2.531	825	3.604
Mpc	6	31	1.194	1.231
Total	619	3.106	2.073	5.798

Cuadro 4. Matriz de transición de coberturas vegetales en el periodo 2000 - 2016.

Transition matrix of vegetation cover for the period 2000 - 2016.

Cambios (ha)	2016			
	Baa	HdTf	Mpc	Total
2000				
Baa	287	261	71	619
HdTf	277	2.241	588	3.106
Mpc	25	29	2.019	2.073
Total	589	2.531	2.678	5.798

* El sombreado corresponde a las hectáreas que se mantuvieron entre fechas.

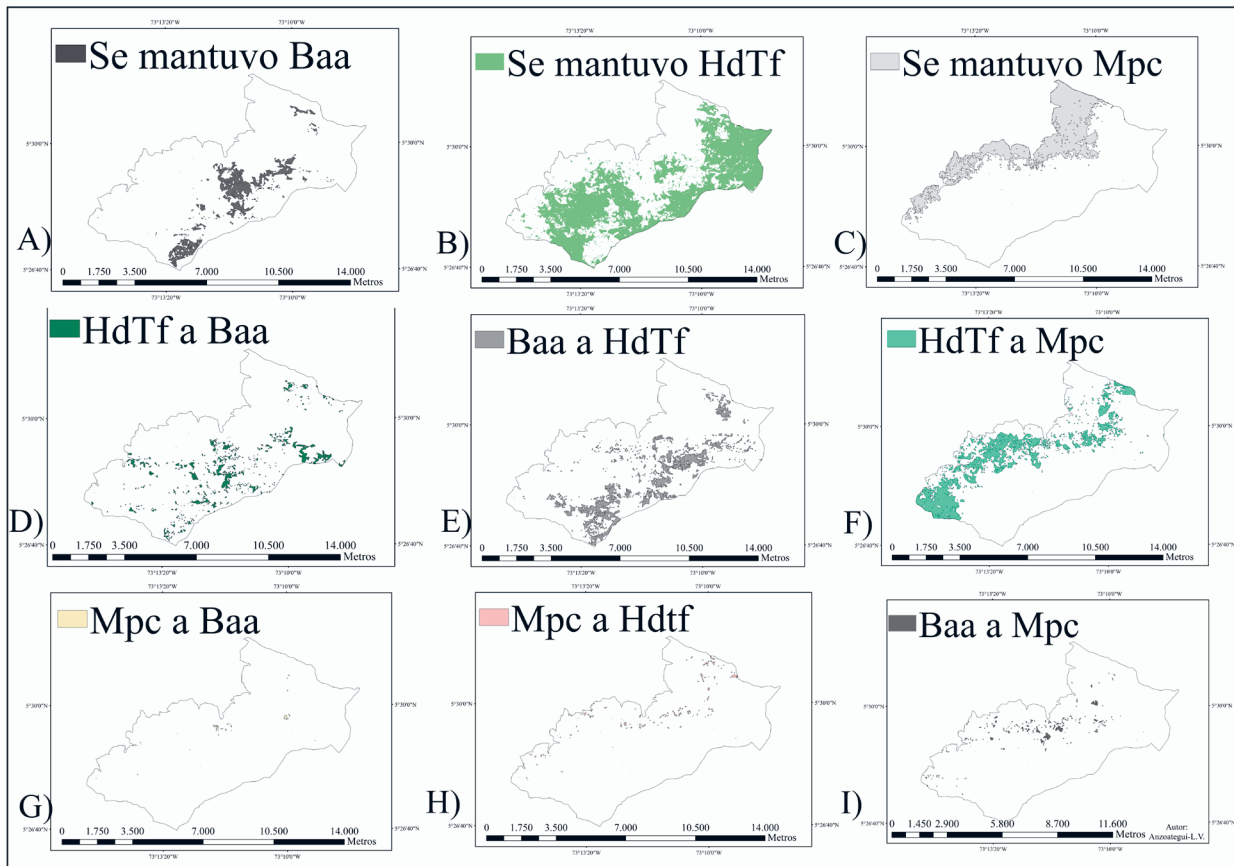


Figura 5. Distribución de cambios espacio-temporales en Páramo Cortadera periodo 1986 - 2000. A) Sin modificación Baa; B) Sin modificación HdTf; C) Sin modificación Mpc; D) Conversión HdTf a Baa; E) Conversión Baa a HdTf; F) Conversión HdTf a Mpc; G) Conversión Mpc a Baa; H) Conversión Mpc a HdTf; I) Conversión Baa a Mpc.

Distribution of spatio-temporal changes in Cortadera moor, period 1986 - 2000. A) Without Baa modification; B) Without HdTf modification; C) Without Mpc modification; D) Conversion HdTf to Baa; E) Conversion Baa to HdTf; F) Conversion HdTf to Mpc; G) Conversion Mpc to Baa; H) Conversion Mpc to HdTf; I) Conversion Baa to Mpc.

que Arriba (303,8 ha), a diferencia de los bosques abiertos altos cuyos cambios se dieron principalmente a herbazales densos, efecto que puede ocurrir en sucesiones ecológicas, pero debido a la envergadura del cambio, la única sucesión probable para un acelerado avance es la tala y quema de bosques por acción antrópica (Silveira *et al.* 2021, Moreno-Casasola 2022, Palacios *et al.* 2022).

Otro cambio que impactó negativamente el Páramo, para este periodo de tiempo, fue la transformación de bosques abiertos altos a mosaicos de pastos y cultivo desarrollados principalmente en la vereda San José y Cormechoque arriba (56,5 ha; figura 6).

DISCUSIÓN

En relación al uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para análisis multitemporales e identificación de cambios en coberturas vegetales en áreas de páramo, diversos autores (Llambí *et al.* 2003, Camacho *et al.* 2015, Jimenez y Sanchez 2018) coinciden en la utilidad de di-

chas herramientas para identificación de los cambios espacio-temporales de las coberturas, encontrándose que aquellas coberturas que en su límite están más cercanas a zonas de mosaicos y cultivos, son más susceptibles al cambio, concordando con los hallazgos que se encontraron en el Páramo Cortadera, por el aumento en superficie de Mosaico de pastos y cultivos, en contraposición a la disminución de Herbazal denso de tierra firme no arbolado y de bosque abierto alto.

Zonas con sucesiones ecológicas, muestran la predominancia de especies herbáceas introducidas, tales como *Rumex acetosella* y arbustos nativos como *Hypericum laricifolium* Juss., particularmente, en coberturas de Herbazales densos, seguramente presentes producto de procesos de talas progresivas, y efectos de incendios forestales en áreas con presencia de actividades agropecuarias; este resultado concuerda con Moreno-Casasola (2022) al encontrar una relación entre la migración rural y el incremento de ocupación de áreas con sucesiones, mencionando la preocupación y necesidad de mantener la funcionalidad

de las plantas nativas en cada ecosistema (Silveira *et al.* 2021), a partir de procesos de restauración asistida y de regeneración natural (Moreno-Casasola 2022).

De acuerdo con CORPOBOYACÁ (2021), en su página oficial sobre determinantes ambientales, da a conocer el estado del ordenamiento territorial en Boyacá, indicando a Siachoque con adopción del Esquema de Ordenamiento Territorial EOT en diciembre de 2001 y posteriormente modificado el 11 de octubre de 2019. La primera versión en su componente biofísico tenía como objetivo definir las unidades de manejo ambiental y dar pautas para el área del Páramo de Siachoque, sin embargo, no fue sino hasta 2015 la declaratoria oficial como área protegida, lo que da la relación entre periodos evaluados 1986, 2000 y 2016, el primer año por ser la imagen Landsat más antigua con resolución y calidad posible de análisis y la segunda para definir en el año 2000 el área que para ese año el municipio delimitaría como espacios de protección y preservación. Respecto al 2016 transcurrido solo un año de la declaratoria y quince desde la adopción del EOT, se evidencia una

leve disminución en la proporción de avance en la frontera agrícola, pero alerta sobre la tendencia de cambio Mpc, concordando con las conclusiones y recomendaciones de (Güiza 2011, Armijos *et al.* 2014, Méndez 2019, Moreno-Cassola 2022) sobre la necesidad de integrar normativa y habitantes de páramo como agentes importantes en el aporte a cambios positivos de uso y gestión adecuada de los ecosistemas, más allá de medidas policivas y co-accionantes que generan rechazo y apatía de la población.

El incremento de mosaicos pastos y cultivos, en el Páramo Cortadera, que para 1986 representaba el 21,2 % del área total, contrastado con 2016 de 46,2 %, indica un riesgo alto en la funcionalidad del ecosistema, al crearse una presión por cambio de cobertura vegetal propia de páramo y una mayor demanda de agua necesaria para el mantenimiento de las nuevas explotaciones agrícolas. Dicha tendencia también fue reportada por Armijos (2014) en zonas de páramo de Ecuador, donde los asentamientos indígenas y productores agropecuarios plantean la continuidad de explotaciones en zonas de conservación requiriendo

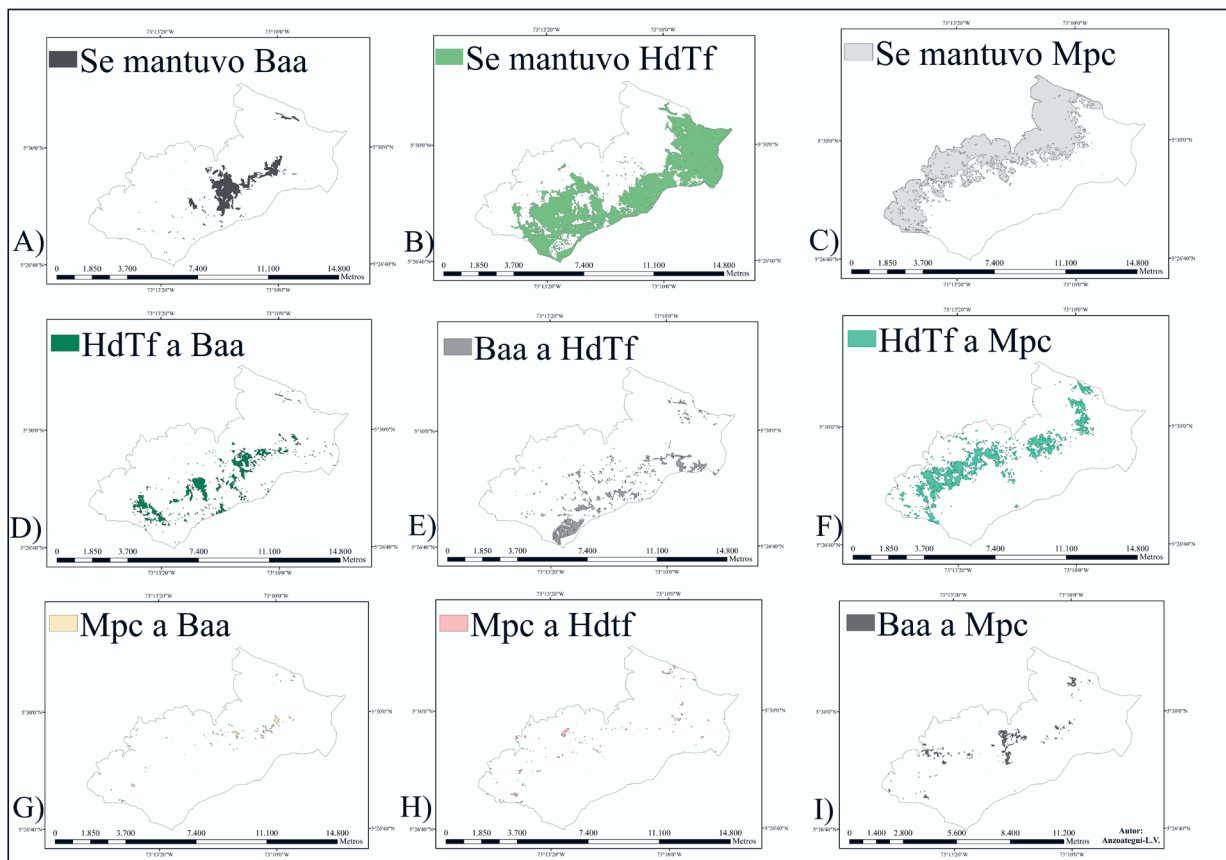


Figura 6. Distribución de cambios espacio-temporales en Páramo Cortadera periodo 2000 - 2016. A) Sin modificación Baa; B) Sin modificación HdTf; C) Sin modificación Mpc; D) Conversión HdTf a Baa; E) Conversión Baa a HdTf; F) Conversión HdTf a Mpc; G) Conversión Mpc a Baa; H) Conversión Mpc a HdTf; I) Conversión Baa a Mpc.

Distribution of spatio-temporal changes in Cortadera moor period 2000 - 2016. A) Without Baa modification; B) Without HdTf modification; C) Without Mpc modification; D) Conversion HdTf to Baa; E) Conversion Baa to HdTf; F) Conversion HdTf to Mpc; G) Conversion Mpc to Baa; H) Conversion Mpc to HdTf; I) Conversion Baa to Mpc.

soluciones de carácter cultural y político que faciliten la contextualización en relación con la importancia vital que presentan los páramos como fuente abastecedora de agua en sus regiones.

Otro aspecto importante correlacionado con la ampliación de la frontera agrícola y remoción de la cobertura vegetal nativa, descrita por Patiño *et al.* (2021), es su influencia en las propiedades hidrofísicas del suelo, ya que al establecer agricultura en suelos de páramo estos incrementan la macroporosidad promoviendo la pérdida de nutrientes, resultado de la alteración en la capacidad de retención que conjuga la ausencia de vegetación propia de páramo, materia orgánica y tipo de suelos característicos de estos ecosistemas estratégicos. Este factor como menciona Ruiz *et al.* (2015) se evidencia desde sociedades ancestrales y su necesidad de aprovechamiento de los elementos naturales, incluyendo en este contexto un cambio en su estructura social, definido por elementos como la seguridad alimentaria, el incremento de la población mundial, alteraciones en la condición del clima (Güiza 2011, Méndez 2019, Rosero *et al.* 2020).

Dentro de las alteraciones observadas en la cobertura vegetal, se evidenciaron focos con plantas afectadas por incendios especialmente en coberturas vegetales de bosque abierto alto, halladas principalmente en la vereda San José, repercutiendo de manera negativa en el ecosistema. Esto último demostrado por Armenteras *et al.* (2020) en el análisis de incendios forestales y especies arbóreas de alta montaña en el incremento a susceptibilidad de plagas, enfermedades y la consecuente disminución de rebrote en las especies que impacta de manera directa es su composición y diversidad. Méndez (2019) en su análisis respecto a las afectaciones que tienen los ecosistemas de alta montaña y su importancia ante los efectos de cambio climático, por ser el centro de abastecimiento de agua de las urbes, circunscribe a partir de nuestros resultados, una notable transformación en área y representatividad de cada cobertura que componen el páramo, influenciado por tensiones como la actividad campesina, las políticas públicas, la economía climática, entre otros, que deben discutirse de manera participativa con las comunidades (Calderón *et al.* 2014).

CONCLUSIONES

El cambio espacio temporal de las coberturas vegetales en el sector de Siachoque del Páramo del Parque Regional Natural Cortadera, de 1986 a 2016, indicó un acelerado avance en la ampliación de la frontera agrícola, expresado por el incremento en la cobertura de mosaicos de pastos y cultivos (25 % equivalente a 1.452 ha), las áreas naturales de la zona de páramo cambiaron a coberturas de carácter comercial y ganadería extensiva. Esta transformación impacta y genera disminución en la capacidad de retención de agua, producto del deterioro de la estructura y composición de la cobertura vegetal nativa, desencadenando alteración en la funcionalidad del Páramo Cortadera.

Se evidenció variación de transformación de la cobertura vegetal global por periodo evaluado, para 1986 a 2000 con 14,5 % y para 2000 a 2016 con 10,4 %, coincidiendo el primer periodo con la apertura económica del país con poca o nula asistencia técnica, conllevando a la incursión en nuevos territorios, ante la pérdida de fertilidad de los suelos bajo el sistema productivo comercial. El segundo periodo por su parte indica una respuesta paulatina a las políticas de protección y declaratoria como área protegida, sin embargo, se requiere un acompañamiento permanente a las áreas delimitadas de conservación, puesto que en algunas zonas se hallaron quemadas inducidas para inicio de cultivos esto genera la necesidad de crear políticas de preservación y desarrollo sostenible con la participación permanente y comprometida de las comunidades, no desde lo policivo, sino de mayor conciencia ambiental.

REFERENCIAS

- Acuerdo 200-02-01-017 de 2019 [Consejo municipal de Siachoque Boyacá]. Por medio del cual se adopta la revisión ordinaria de largo plazo del Esquema de Ordenamiento Territorial del Municipio de Siachoque - Boyacá. 11 Octubre de 2019.
- Amaya A. 2022. Declaratoria de un ecosistema como sujeto de derechos. Análisis del caso del Páramo de Pisba en Colombia. *Revista del Instituto de Ciencias Jurídicas de Puebla IUS* 18 (49): 156-175. DOI: <https://doi.org/10.35487/rius.v16i49.2022.725>
- Anzoategui L. 2018. Transformación espaciotemporal de la cobertura vegetal páramo cortadera municipio de Siachoque 1986 - 2016. Tesis Magister en Ingeniería Ambiental. Tunja. Colombia. Tunja, Boyacá, Colombia. Facultad de Ingeniería. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. 86 p.
- Arellano H, O Rangel. 2008. Patrones en la distribución de la vegetación en áreas de páramo de Colombia: heterogeneidad y dependencia espacial. *Caldasia* 30(2): 355-411. Consultado 20 ene. 2022. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322008000200008
- Ariza A. 2013. Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). Bogotá, Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 46 p.
- Armenteras D, T González, O Ríos, M Elizalde, I Oliveras. 2020. Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica - Fire in the ecosystems of northern South America: Avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú. *Caldasia* 42(1): 1-16. DOI: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353>.
- Armijos MT. 2014. El manejo comunitario del agua en Mojanda, Ecuador: Política, derechos y recursos naturales. In Cuesta F, J Sevink, LD Llambí, B De Bièvre, J Posner eds. Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos. Quito, Ecuador. Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN). p. 43-68.
- Brizuela A, C Aguirre, I Velasco. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. In Martín ed. Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Madrid, España. San Martín. p. 215-222.

- Calderón, A., D Tobón., V Cardona., G Agudelo. (2014). Características, incentivos a la producción y disponibilidad a pagar por leche ecológica en Medellín. *Semestre Económico*, 17(35), 43-74. DOI: <https://doi.org/10.22395/seec.v17n35a2>
- Camacho M, J Jose, N Pineda, E Cadena, L Bravo, M Sánchez. 2015. Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. *Madera y Bosques* 21 (1): 93 -112. Consultado 20 ene. 2022. Disponible en: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712015000100008
- Castilla G. 2003. Object-oriented analysis of remote sensing images for land cover mapping: conceptual foundations and a segmentation method to derive a baseline partition for classification. Tesis Doctoral en Economía y Gestión Forestal. Madrid, España. Departamento de economía y gestión de las explotaciones e industrias forestales, Universidad Politécnica de Madrid. 228 p.
- Cerda J, Villaroel L. 2008. Evaluación de la concordancia interobservador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Revista chilena de pediatría* 79(1): 54-58. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0370-41062008000100008>
- Chander G, B Markham, J Barsi. 2007 Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 4(3): 490-494.
- Chen H, K Zhang, W Xiao, Y Sheng, L Cheng, W Zhou, P Wang, D Su, L Ye, S Zhang. 2021. Building change detection in very high-resolution remote sensing image based on pseudo-orthorectification, International. *Journal of Remote Sensing* 42(7): 2686-2705. DOI: <https://doi.org/10.1080/0143161.2020.1862437>
- Cholan E, E Menacho. 2020. Distribución espacial y temporal del cambio del uso del suelo generado por la actividad minera en el departamento de Ancash 1991-2018. *Anales Científicos*. 81(1). 183-203. DOI: <https://doi.org/10.21704/ac.v81i1.1588>
- Chuvieco E. 2010. Teledetección ambiental, la observación de la Tierra desde el espacio. Barcelona, España. Editorial Ariel S.A. 591 p.
- CORPOBOYACÁ (Corporación Autónoma Regional de Boyacá, CO). 2015. Acuerdo 024 Declaración Parque Regional Natural Cortadera en los municipios de Siachoque, Tuta, Pesca, Rondón y Tuta. Tunja, Boyacá – Colombia. 15 p.
- CORPOBOYACÁ (Corporación Autónoma Regional de Boyacá, CO). 2021. (14 de enero de 2021). Determinantes Ambientales. Consultado 19 dic. 2022. Disponible en: <https://www.corpoboyaca.gov.co/cms/wp-content/uploads/2021/01/MATRIZ-ESTADO-ORDENAMIENTO-TERRITORIAL-CORPOBOYACA.pdf>
- DANE (Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas, CO). 2011. Estadísticas por tema Demografía y Población. Consultado 13 nov. 2018. Disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion>. 2011.
- Dupuy J, J González, S Iriarte, L Calvo, C Espadas, F Tun, A Dorantes. 2007. Cambios de Cobertura y Uso del Suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas* 62: 104-124.
- Garzón C, E Lasso. 2020. Species classification in a tropical alpine ecosystem using UAV-borne RGB and hyperspectral imagery. *Drones* 4(69): 1-18. DOI: <https://doi.org/10.3390/drones4040069>
- Gil-Leguizamón P. 2016. Análisis multitemporal de la vegetación del Macizo de Bijagual-Boyacá. Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental. Tunja, Colombia. Facultad de Ingeniería. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. 121 p.
- Giúiza L. 2011. Perspectiva jurídica de los impactos ambientales sobre los recursos hídricos provocados por la minería en Colombia. *Opinión Jurídica* 10: 123-140.
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, CO). 2010. Leyenda nacional de coberturas de la Tierra Corine Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000. Bogotá, Colombia. Editorial Scripto Ltda. 72 p.
- IDEAM, IGAC y CORMAGDALENA (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales; Instituto Geográfico Agustín Codazzi y Corporación Autónoma Regional del río Grande la La Magdalena, CO). 2008. Mapa de Cobertura de la Tierra Cuenca Magdalena-Cauca: Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia a escala 1:100.000. Bogotá, Colombia. Imprenta Nacional de Colombia. 200 p.
- Isaacs P, V Jaimes. 2014. Análisis multitemporal de las coberturas del Distrito Capital para los años 1991, 2000 y 2010. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. 126 p.
- Jaramillo LV, A Antunes. 2018. Detección de cambios en la cobertura vegetal mediante interpretación de imágenes Landsat por redes neuronales artificiales (RNA). Caso de estudio: Región Amazónica Ecuatoriana. *Revista de Teledetección*. 51: 33-46. DOI: <https://doi.org/10.4995/raet.2018.8995>
- Jimenez L, G Sanchez. 2018. Análisis multitemporal de la cobertura de la tierra del páramo Rabanal – río Bogotá y su condición frente a los escenarios de cambio climático, utilizando sistemas de información geográfica. Tesis Especialización Gerencia Ambiental. Bogotá, Colombia. Facultad de ingeniería. Universidad Libre de Colombia. 49 p.
- Lambin, E, B Turner, H Geist, S Agbola, A Angelsen, J Bruce, O Coomes, R Dirzo, G Fischer, C Folke, P George, K Homewood, J Imbernon, R Leemans, X Li, E Moran, M Mortimore, P Ramakrishnan, J Richards, H Skanes, W Steffen, G Stone, U Svedin, T Veldkamp, C Vogel, J Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4): 261-269. DOI: https://dirzolib.stanford.edu/wp-content/articles/A_2001/52_2001_GlobEnvironChange.pdf
- Lasmit C, N Miranda, E Rubin-de-Celis. 2021. Deforestación por Actividad Minera en el Departamento de Madre de Dios-Perú para los años 2000 Y 2017. *Anales Científicos* 82(1): 122-129. DOI: <https://doi.org/10.21704/ac.v82i1.1748>
- Lazo P, G Mosquera, J McDonnell, P Crespo. 2019. The role of vegetation, soils, and precipitation on water storage and hydrological services in Andean Páramo catchments. *Journal of Hydrology* 572: 805-819. DOI: <http://dspace.uceuena.edu.ec/bitstream/123456789/33190/1/documento.pdf>
- Ley N° 1776. 2016. Por el cual se crean y se desarrollan las zonas de interés de desarrollo rural, económico y social, Zidres. Congreso de Colombia. 29 Enero de 2016. D.O. No. 49770.
- Ley N° 1930 de 2018. Por medio de la cual se dictan disposiciones para la gestión integral de los Páramos en Colombia. Congreso de Colombia. 27 Julio de 2018. D.O. No. 50667.
- Llambí L, M Fontaine, F Rada, B Saugier, L Sarmiento. 2003. Ecophysiological of dominant plant species during old-field succession in a high tropical Andean ecosystem. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 35: 447–453.

- Mcnamara J, D Tetzlaff, K Bishop, C Soulsby, M Seyfried, N Peters, B Aulenbach, R Hooper. 2011. Storage as a metric of catchment comparison. *Hydrological Processes* 25(21): 3364–3371. DOI: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70034532>
- Méndez O. 2019. Los intereses emergentes sobre la alta montaña y la vida campesina: tensiones y contradicciones de la delimitación de páramos en Colombia. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 28(2): 322-339. DOI: <https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.70549>.
- MADR (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, CO). 2018. Frontera agrícola nacional: la cancha del sector agropecuario para el desarrollo rural sostenible. Consultado 19 Dic. 2022. Disponible en: <https://www.minagricultura.gov.co/noticias/Paginas/-Frontera-agr%C3%ADcola-nacional-la-cancha-del-sector-agropecuaria-para-el-desarrollo-rural-sostenible.aspx>.
- Morales M, J Otero, T Van Der Hammen, A Torres, C Cadena, C Pedraza, N Rodríguez, C Franco, J Betancourth, E Olaya, E Posada, L Cárdenas. 2007. Atlas de páramos de Colombia. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 210 p.
- Morales J, J Estévez. 2006. El Páramo: ¿ecosistema en vía de extinción?. *Revista Luna Azul* 22: 39-51.
- Moreno-Casasola P. 2022. The challenge of participatory restoration in rural areas. *Botanical Sciences* 100: 218-244. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.3149>.
- Nájera O, J Bojórquez, J Cifuentes, S Marceléño. 2010. Cambio de cobertura y uso del suelo en la Cuenca del Río Mololoa, Nayarit. *Biociencias* 1(1):19-29. DOI: <https://doi.org/10.15741/revbio.01.01.03>.
- Olsson P, A Vivekar, K Aldler, V García, A Koc, M Alamrani, L Eklundh. 2021. Radiometric Correction of Multispectral UAS Images: Evaluating the Accuracy of the Parrot Sequoia Camera and Sunshine Sensor. *Remote Sensing* 13(577). DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13040577>.
- Patiño S, Y Hernández, C Plata, I Domínguez, M Daza, R Oviedo, W Buytaert, B Ochoa. 2021. Influence of land use on hydro-physical soil properties of Andean páramos and its effect on streamflow buffering. *CATENA* 202. DOI: <http://ingenieriacivil.uis.edu.co/eisi/ProduccionIntelectual/ver-Produccion.jsp?IdProducto=PP175>
- Palacios I, G Flórez, E Cuesta. 2022. Cambios en la comunidad de aves durante la sucesión natural, en áreas mineras auríferas abandonadas, municipio de Condoto (Chocó), Colombia, *Boletín Científico Centro de Museos de Historia Natural* 26(1): 85-98. <https://doi.org/10.17151/bccm.2022.26.1.6>.
- Posada E. 2012. Manual de prácticas de percepción remota parte 1. Bogotá, Colombia. Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica (CIAF). Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). 49 p.
- Poveda-Sotelo Y, M Bermúdez-Cella, P Gil-Leguizamón. 2022. Evaluación de métodos de clasificación supervisada para la estimación de cambios espacio-temporales de cobertura en los páramos de Merchan y Telecom, Cordillera Oriental de Colombia. *Boletín de Geología* 44(2): 51-72. DOI: <https://doi.org/10.18273/revbol.v44n2-2022002>.
- Rosero M, W Tapie, D Rosero. 2020. Diversidad fenotípica de papas nativas en las comunidades indígenas de la etnia de los Pastos (Nariño, Colombia): Agricultura ecológica para la seguridad alimentaria y el desarrollo rural. *Revista Peruana de Biología* 27(4): 509-516. DOI: <https://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i4.18020>.
- Ruiz D, J Martínez, A Figueroa. 2015. Agricultura Sostenible en Ecosistemas de Alta Montaña. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* 13(1): 129-138.
- Silveira M, A da Silva, E Duarte, L Monteiro, J Larsen, V dos Santos, Vanderlei, Q Lovatel, P Higuchi. 2021. Functional composition of subtropical highland forests in different successional stages in southern Brazil. *Bosque* 42(3) : 333-341. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002021000300333>.
- Vargas C, J González, M Rueda. 2022. Evaluación ambiental en el escenario actual y bonos de carbono: páramo La Cortadera, departamento de Boyacá, Colombia. *Perspectiva geográfica* 27(1): 125-145. DOI: <https://doi.org/10.19053/01233769.11953>
- Viviroli D, H Dürr, B Messerli, M Meybeck, R Weingartner. 2007. Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. *Water resources research* 42: 2686-2705. DOI: <https://doi.org/10.1029/2006WR005653>.
- Zhiminaicela-Cabrera J, J Quevedo-Guerrero, A Morocho-Castillo. 2020a. Deforestación y cambios en la cobertura vegetal del archipiélago de Jambelí, mediante el uso de imágenes satelitales Landsat-8. *Revista de Investigación Científica Manglar* 17(2) DOI: <http://dx.doi.org/10.17268/manglar.2020.023>.
- Zhiminaicela-Cabrera J, J Quevedo-Guerrero, Y Lalangui-Paucar, M Mogro-Mendoza, J Astudillo-Herrera, X Barzallo-Encalada. 2020b. Mapeo multiespectral del impacto de piscinas camaroneras al ecosistema de manglar del Golfo de Guayaquil, Ecuador. *Revista de Investigación Científica Manglar* 17(3): 269-274. DOI: <http://dx.doi.org/10.17268/manglar.2020.039>.

Recibido: 02.06.22
Aceptado: 27.01.23