

Fragmentación del paisaje empleando análisis multitemporal de imágenes de satélite Landsat TM y ETM+ en el municipio de Montelíbano, Córdoba-Colombia

Fragmentation of the landscape through multitemporal analysis of Landsat TM and ETM + satellite images in the municipality of Montelíbano, Colombia

Jhon Guzmán-Manrique^{a, c}, Andrés Camilo Flórez-García^b

RESUMEN

La deforestación es un proceso que afecta negativamente la actividad de los ecosistemas y como consecuencia genera una fragmentación del paisaje, siendo ésta una amenaza directa a la biodiversidad y sostenibilidad de recursos bióticos ocasionando cambios espaciales que influyen en la pérdida de especies nativas de flora y fauna, reducción en el tamaño local de las diferentes coberturas naturales, lo cual altera el funcionamiento ecológico de los ecosistemas regionales. Con el propósito de abordar la dinámica espacial de la explotación a cielo abierto de los yacimientos de níquel al sur del departamento de Córdoba-Colombia, el objetivo del artículo es determinar el estado de la fragmentación del paisaje a partir del cambio de coberturas entre los años 1986 y 2013 utilizando imágenes Landsat TM y ETM+, las cuales fueron sometidas a varios procesos como correcciones radiométricas y transformaciones tasseled cap, los cuales suministran imágenes adecuadas para la correcta clasificación de las coberturas. Los resultados muestran alteraciones en la configuración del territorio, donde se identificó una reducción en rastrojos bajos en un 49,76% (2692,53 hectáreas) y una tala de bosques secundarios del 12% de los cambios totales (370,3 hectáreas). La dinámica antrópica generó un paisaje fragmentado con diferentes niveles de perturbación.

PALABRAS CLAVE: dinámica espacial; evaluación temática; minería; sensores remotos; técnicas de clasificación.

ABSTRACT

Deforestation is a process that negatively affects the activity of ecosystems and how a fragmentation of the landscape is generated, thus being a direct threat to biodiversity and the sustainability of the biotic resources cause spatial changes that influence the loss of native species of flora and fauna, reduction in the local size of the different natural covers, what which alters the ecological functioning of regional ecosystems. In order to address the spatial dynamics of open-pit mining of nickel deposits south of the department of Córdoba-Colombia, the objective of the article is to determine the state of the fragmentation of the landscape from the change of cover between 1986 and 2013 using Landsat TM and ETM+ images, the parts that were subjected to various processes such as radiometric corrections and tasseled caps transformations, which provide adequate images for the correct classification of land cover. The results showed alterations in the configuration of the territory, where a reduction in low stubble is identified by 49.76% (2692.53 hectares) and a secondary forest clearing of 12% of the total changes (370.3 hectares). The anthropic dynamic generated a fragmented landscape with different levels of disturbance.

KEYWORDS: spatial dynamics; thematic evaluation; mining; remote sensing; classification techniques.

a Universidad Nacional de Colombia, Grupo de Investigación GEFEM "Grupo de Estudios en temas de la Física, de la Estadística y de la Matemática". Bogotá, Colombia. ORCID Guzmán-Manrique, J.: <https://orcid.org/0000-0003-1169-7715>

b Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Grupo de Investigación GEFEM "Grupo de Estudios en temas de la Física, de la Estadística y de la Matemática". Bogotá, Colombia. ORCID Flórez-García, A.C.: <https://orcid.org/0000-0002-1919-1965>

c Autor de correspondiente. jhaguzmanma@unal.edu.co

Introducción

En el mundo, la actividad antrópica ha alterado la extensión, distribución espacial y la composición de distintas formaciones vegetales (Achard et al., 2002; FAO, 2005; Houghton, 1994; Meyer y Turner, 1994). La reducción de la vegetación forestal en la superficie terrestre es un proceso que afecta de manera negativa la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Existen diferentes problemas asociados a la pérdida de la cubierta vegetal, como es la modificación de los ciclos hídricos y cambios locales de los regímenes de temperatura y precipitación, influyendo en cambio climático regional y global, así como en la degradación y fragmentación de los ecosistemas (Aguilar et al., 2000). La minería es uno de los detonantes directos de la deforestación y fragmentación del paisaje a nivel mundial (Hosonuma et al., 2012). Identificar el cambio espacial de las áreas boscosas causadas por la acción humana ayuda a explicar la pérdida de la fertilidad de la tierra, funciones naturales y compactación de suelos a diferentes escalas. Se estima una tasa de reducción de 6,8 millones de hectáreas de bosques por año a nivel global y 4,1 millones de hectáreas en Sudamérica (Marklund, 2014).

En los últimos años los sensores remotos son una herramienta de amplia utilización en estudios ecológicos, debido a la posibilidad de cuantificar cambios de cobertura del suelo y monitorear los patrones de fragmentación del paisaje que es generado por las alteraciones impulsadas por las interacciones antrópicas (Defries et al., 2005; McGarigal et al., 2005; Turner, 2005). Dentro de las principales aplicaciones de los sensores remotos son los estudios multitemporales que emplean indicadores de diferenciación de estados, características o fenómenos, por medio de valores de radiancia de imágenes evaluándolas en diferentes momentos de captura (Chuvieco, 2008; Linke et al., 2009).

Conservacionistas, planificadores y ecólogos definen la fragmentación como el proceso de reducción de áreas contiguas al hábitat, formando pequeños parches y espacialmente diferentes (Collinge, 2009). La pérdida de hábitat y fragmentación son amenazas que afectan la diversidad biológica (Alverson et al., 1994; Harris, 1984; Wilson, 1988). La fragmentación se ha convertido en uno de los campos con

mayor desarrollo de la biología de la conservación (Fazey et al., 2005), es un proceso que subdivide e implica la pérdida de especies nativas que reducen el tamaño local de las poblacionales (Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Frankham, 1995; Hedrick, 2001; Lara, 2016). Su análisis permite caracterizar la estructura y el funcionamiento ecológico de una región (Vega-Vela et al., 2018), con el fin de identificar la configuración espacial de los elementos del paisaje.

La fragmentación de hábitats se ha estudiado bajo las teorías de la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967), y metapoblaciones (Levins, 1969). La teoría de islas se enfoca en la influencia del aislamiento y tamaño de los fragmentos, en la riqueza y composición de especies. La segunda, describe las metapoblaciones como poblaciones compuestas por subpoblaciones, donde los conceptos de conectividad, migración, emigración y colonización son de importancia para entender el intercambio de poblaciones espacialmente separadas (Hanski, 1999).

Con base en esto, el objetivo de este artículo es evaluar el estado de fragmentación de la mina Cerro Matoso y su área de influencia a partir de la identificación en los cambios de la cobertura del suelo mediante análisis multitemporal de imágenes de satelitales Landsat TM y ETM+, y la obtención de métricas, los cuales permiten determinar modelos del paisaje y analizar la transformación del territorio en un periodo de 27 años. Toda esta información permite encontrar posibles daños ambientales ocasionados en el territorio por la actividad minera.

Materiales y métodos

Descripción de la zona de estudio

Montelíbano es un municipio que se localiza en las colinas ondulantes al sur del departamento de Córdoba (Colombia) a 55 msnm, entre las coordenadas 7°55'20"N y 75°31'00" W (Figura 1), la temperatura promedio anual 28°C, un periodo de lluvias entre los meses de mayo y septiembre y precipitación promedio anual de 2500 mm (Alcaldía de Montelíbano, 2017).

A mediados del siglo XX el geólogo chileno Enrique Hubach reportó un depósito de hierro, el cual

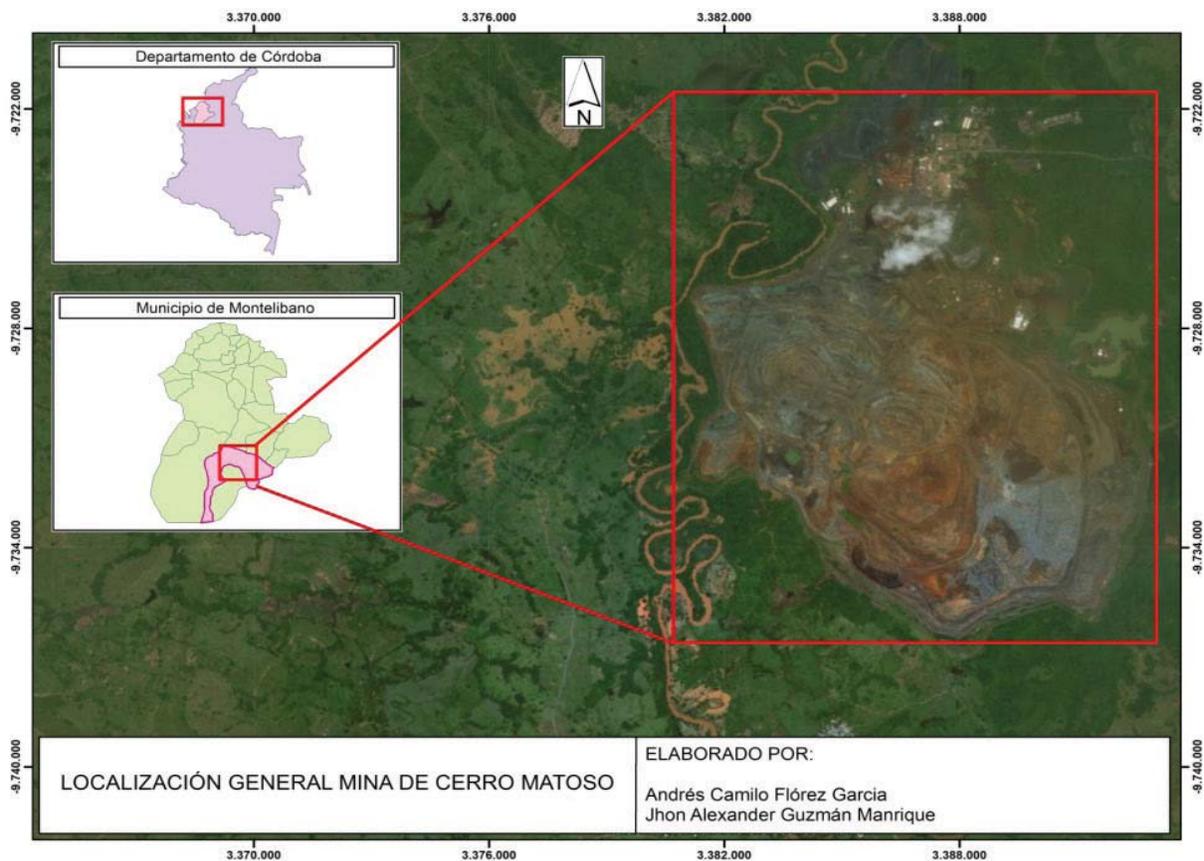


Figura 1. Ubicación geográfica mina Cerro Matoso

fue punto de inflexión para que la empresa norteamericana Richmond Petroleum Company celebrará varios contratos con el gobierno colombiano para la explotación del mineral (Sarmiento, 2013). La minería es el pilar económico del municipio, y la actividad de la mina de Cerro Matoso se basa en la explotación a cielo abierto; sin embargo, el municipio presenta otro tipo de actividades como la pesca, ganadería y agricultura contando así con cuerpos de agua ricos en peces y una gran extensión en diferentes cultivos como el caucho (Alcaldía de Montelíbano, 2017).

La información referente a los índices, transformaciones, correcciones y análisis de fragmentación aplicados en las imágenes del artículo se pueden detallar en Chuvieco, (1990), Dogan (2009), Ferrero et al. (2002), Hotelling (1933), Hurtado y Pulido (2015), Riitters et al. (2000), Riveira (2010), Rodríguez (2009), Wacker y Landgrebe (1972), Zachary (2006), y Zhang et al. (2007). Además en los estudios elaborados por Condori-Luna et al. (2018), Farnum y Murillo (2019), Kannan et al. (2020), McInerney

et al. (2019), Salinas-Castillo et al. (2020), Yu et al. (2019), y Zheng et al. (2019) se especifica la implementación de métodos empleados en el documento.

El análisis de fragmentación se obtuvo a partir de herramientas de geoprocésamiento estadístico del software SAGA GIS, a través del módulo especializado de fragmentación para la evaluación de fenómenos ecológicos.

Metodología

La metodología empleada (Figura 2) representa las fases contempladas para detectar los cambios en la dinámica del paisaje por efecto de la minería a través de imágenes de satélite como parte de la estrategia de monitoreo y gestión de los recursos naturales.

Fase 1: Imágenes de satélite

Para el análisis y la cuantificación de los cambios en la cobertura se utilizó los sensores TM y ETM+ del programa Landsat, path 009 y row 055, las

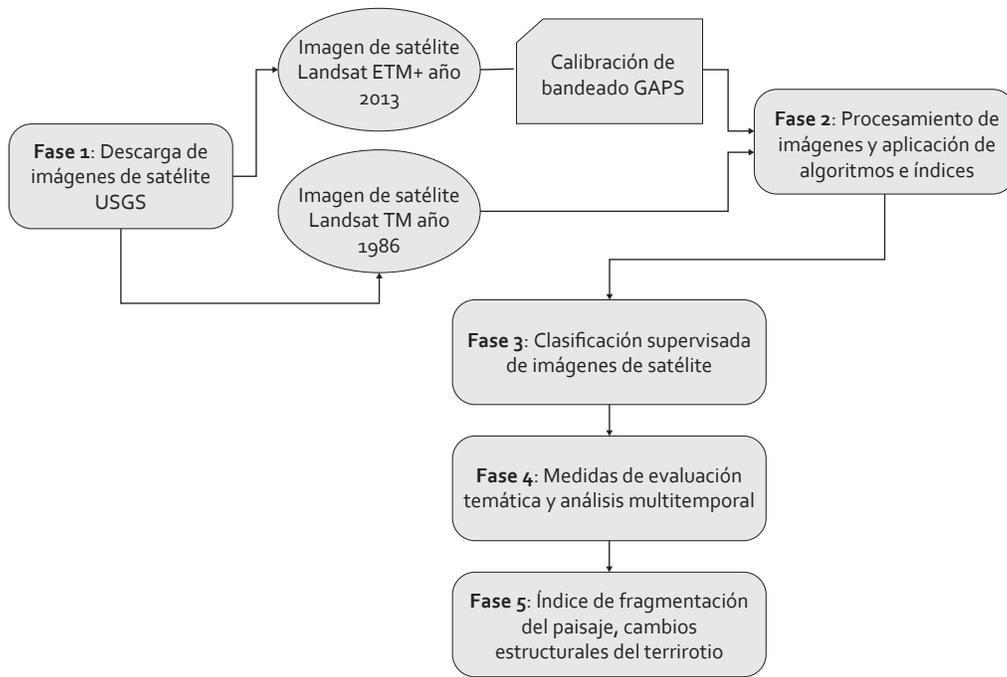


Figura 2. Esquema metodológico

imágenes se descargaron desde el Centro Geológico de los Estados Unidos (USGS¹). Para establecer los años de referencia se hizo una búsqueda exhaustiva en el portal de la USGS, donde la imagen de 1986 fue la más pertinente, debido a que no contaba con un alto porcentaje de nubosidad, con respecto a la imagen del 2013 aunque presentaba gaps, fue el año más reciente donde el porcentaje de nubosidad era cercano a cero. Cabe mencionar que la zona de estudio cuenta con condiciones atmosféricas donde gran parte del año cuenta con un alto porcentaje de nubes. Posteriormente se recortaron las dos imágenes originales y de esta manera se estableció la zona de estudio, la cual cuenta con un área de 95,07 Km² o 9507,33 ha.

Como la imagen original del sensor ETM+ presentó datos inválidos (gaps), lo cual dificultó la correcta identificación de coberturas, se implementó el método del vecino cercano, permitiendo reconstruir la información de la imagen satelital.

¹ <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Fase 2: Aplicación de algoritmos e índices

En esta fase fue necesario utilizar el software Erdas 2011 y con ayuda de la herramienta model maker se pudo realizar la transformación tasseled cap, aplicar los componentes principales y el índice Mineral Composite.

Fase 3: Clasificación de imágenes de satélite

Después de realizar las correcciones geométricas y radiométricas, y de aplicar el índice mineral composite, la transformación tasseled cap y componentes principales a las imágenes, se procede a realizar la clasificación supervisada con ayuda del software Geomatics PCI. La clasificación tiene como objetivo seleccionar espacios reconocibles dentro de la imagen satelital, crear áreas de entrenamiento que posteriormente son utilizadas para entrenar el ordenador con el fin de identificar píxeles con características similares. Las clases definidas en los dos mapas son: (i) suelos, (ii) pastos, (iii) rastrojos bajos, (iv) cuerpos de agua, (v) bosque secundario y (vi) la mina de cerro matoso.

A partir de las clases, se hace la construcción de las áreas o polígonos de entrenamiento distribuidas en la zona de estudio. Se aplica una matriz de filtro (3x3) para definir el espacio de píxeles que traerá sobre cada área de entrenamiento (Aldalur y Santamaría, 2002). Los polígonos se verifican mediante la interpretación del comportamiento espectral de las coberturas en cada imagen y se evalúa que la desviación estándar de la muestra no supere los 8 puntos. Se genera 20 muestras para cada clase. Al disponer del conjunto de clases ya muestreados dentro de la imagen, se emplea los métodos de máxima verosimilitud en la imagen de 1986 y de mínima distancia para el 2013.

Los algoritmos poseen una estructura particular que puede limitar o potencializar el resultado final (Hurtado y Pulido, 2015), además un análisis multitemporal requiere que las medidas de evaluación temáticas cuenten con un cierto grado de acuerdo, lo suficientemente aceptables (índice kappa y matriz de confusión) (Chuvieco, 1990). Como se mencionó anteriormente, en éste trabajo se implementó dos métodos de clasificación diferentes para las imágenes, mínima distancia (año 2013) y máxima verosimilitud (año 1986), esto a raíz de que al aplicar los métodos de clasificación a cada imagen, siempre se obtuvo los mejores resultados con los dos métodos mencionados; sin embargo, al aplicar mínima distancia para la imagen de 1986 se presentaban grados de acuerdo insignificantes por lo cual no era pertinente aplicar este método, de la misma manera se obtuvo un grado no representativo para la imagen del 2013 cuando se aplicó la máxima verosimilitud. Por ende, se decidió tomar la metodología de clasificación propuesta por Chuvieco (1990) y Virtanen et al. (2002) donde expresan que los productos temáticos deben ser clasificados con algún algoritmo óptimo a la imagen y a la calidad de muestreo (Alzate y Sánchez, 2018; Hurtado y Pulido, 2015). Existe la posibilidad de analizar las imágenes conjuntamente siempre y cuando sus medidas de evaluación presenten estadísticas mínimas en la matriz confusión y posean un indicador kappa aceptable. Posteriormente, con las imágenes clasificadas se analizó la exactitud temática de los mapas, en este caso se utilizó 100 puntos aleatorios (testeo) en cada de una de las imágenes.

Resultados

Es importante mencionar que ninguna clasificación puede considerarse completa hasta que el grado de exactitud sea evaluado (Chuvieco, 1990). A continuación, se presenta las precisiones, índices y la matriz que miden el grado de concordancia entre las clases asignadas por los dos algoritmos empleados en las ubicaciones correctas según el semilleo realizado para las dos imágenes. También se presenta el análisis estructural de fragmentación de los elementos físicos que componen el paisaje.

Evaluación temática

La exactitud estadística de la imagen de 1986 y 2013 (Tabla 1), indican una precisión global y un coeficiente kappa adecuado, reflejando que los resultados de la clasificación supervisada son óptimos para la generación de los mapas temáticos. Se obtuvieron precisiones porcentuales válidas y óptimas para cada clasificación de las coberturas.

Cambios en la cobertura del suelo (1986-2013)

Se identificó un patrón de expansión de la mina (Figura 3) hacia el suroriente de la zona de estudio, pasando de 297,9 ha en el año 1986 a 612,72 ha para el 2013 presentando así un aumento de 11,66 ha por año, el cual se generó por el aumento de 314,82 ha en el área de excavación y 297,9 ha deforestadas. El avance de la actividad minera a través del tiempo ocasionó alteraciones como desertización de 160,65 ha en diferentes áreas geográficas adyacentes a la expansión de la mina. A pesar de este suceso, se identificó un incremento de bosques debido a la reforestación, sucesión vegetal o recuperación natural en 1528,65 ha.

La empresa Cerro Matoso S.A. encargada de la explotación de níquel construyó embalses que constituyó un cambio de coberturas en 387,72 ha, transformando pastos y rastrojos bajos en depósitos de aguas que son empleados para el lavado de suelos mineros. En general, uno de principales cambios se da en: (i) cobertura de rastrojos bajos a bosques (1278,13 ha), este proceso puede estar relacionada con la reforestación o por procesos de sucesión vegetal y recuperación natural –se debe considerar las

Tabla 1. Estadísticas de exactitud

Estadísticas: 1986					
Precisión Global: 94,00 %			95% Intervalo de Confianza (88,84% - 99,15%)		
Índice Kappa: 0,902			Varianza Kappa: 0,000		
Cobertura	Precisión (%)	Intervalo de Confianza (%)	Precisión (%)	Intervalo de Confianza (%)	Estadístico: Kappa
Bosque secundario	88,89	(62,801-114,977)	100,00	(93,750-106,250)	1,000
Rastrojo Bajo	96,55	(90,944-102,110)	98,25	(93,960-102,531)	0,9582
Pasto	95,24	(83,749-106,727)	90,91	(76,623-105,195)	0,8849
Suelo	71,43	(30,819-112,038)	100,00	(90,00-110,00)	1,0000
Mina	100,00	(50,000-150,000)	25,00	(-29,935-79,935)	0,2424
Cuerpo de agua	100,00	(87,500-112,500)	100,00	(87,500-112,500)	1,0000
Estadísticas: 2013					
Precisión Global: 94,00 %			95% Intervalo de Confianza (88,845% - 99,155%)		
Índice Kappa: 0,921			Varianza Kappa: 0,001		
Cobertura	Precisión (%)	Intervalo de Confianza (%)	Precisión (%)	Intervalo de Confianza (%)	Estadístico: Kappa
Bosque secundario	85,71	(70,967-100,461)	96,00	(86,318-105,682)	0,9444
Rastrojo Bajo	100,00	(98,214-101,786)	96,55	(88,187-104,917)	0,9521
Pasto	100,00	(98,077-101,923)	89,66	(76,847-102,464)	0,8602
Suelo	83,33	(45,180-121,487)	83,33	(45,180-121,487)	0,8227
Mina	85,71	(52,648-118,780)	100,00	(91,667-108,333)	1,0000
Cuerpo de agua	100,00	(90,000-110,000)	100,00	(90,000-110,000)	1,0000

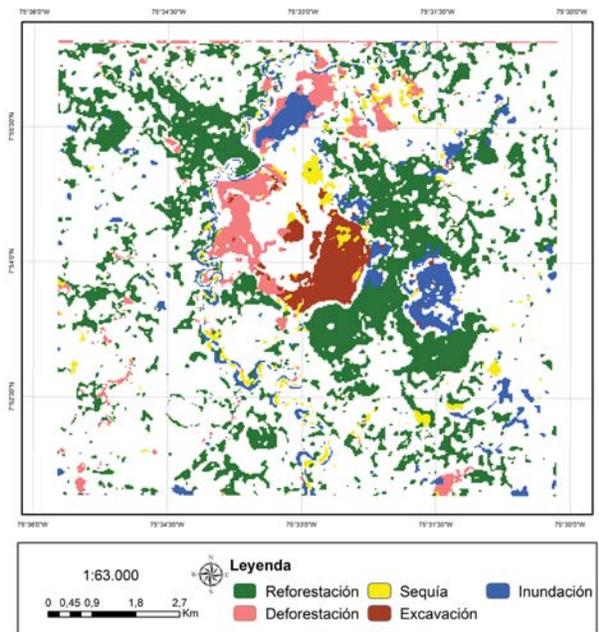


Figura 3. Cambios de cobertura (1986-2013)

fases de la curva de transición forestal– (Forestry and Climate Change Fund, 2018); (ii) rastrojos bajos a pastos (711,43 ha); (iii) rastrojos bajos y pastos

a cuerpos de agua artificiales (387,72 ha) y (iv) bosques a zonas de explotación de níquel (370,3 ha). Como se observa (Tabla 2) se identifica que la cobertura de rastrojos bajos fue la única que presentó una reducción de área.

El análisis multitemporal muestra diversos cambios en la cobertura de la tierra que son causados por la actividad minera. El mayor porcentaje de cambio en la cobertura de bosque secundarios (Tabla 2), indicando un proceso de reforestación que se puede explicar por áreas de compensación de la mina, sucesión ecológica o recuperación natural; sin embargo, esto no quiere indicar que no existe un impacto negativo y un grado perturbación sobre los ecosistemas debido a la explotación a cielo abierto de níquel, pues la configuración de la distribución espacial de las coberturas vegetales es totalmente diferente, ocasionando la modificación de los ciclos hídricos y cambios locales de los regímenes de temperatura y precipitación en la región. Además, se reitera que, al tener una extensión de área mayor de bosque secundario, no significa que se haya recuperado los

Tabla 2. Cambios de coberturas de la tierra (1986-2013)

Cobertura	Área 1986 (ha)	Área en 2013 (ha)	Cambios porcentuales
Bosque secundario	855,54	2384,19	178,67% (+)
Rastrojos bajos	5410,62	2718,09	49,76% (-)
Pastos	2105,64	2707,29	28,57% (+)
Suelo	449,19	547,92	21,97% (+)
Mina Cerro Matoso	297,9	612,72	105,67% (+)
Cuerpos de agua	388,44	537,12	38,27% (+)
Área total (ha)	9507,33	9507,33	

hábitats de aves u otras especies que antes se encontraban en esta cobertura.

Paisaje fragmentado

Los resultados (Figura 4 y 5) muestran que la categoría de núcleo pasó de abarcar 512,64 a 1780,67 ha lo cual corresponde a 18,72% del área total indicando que un píxel forestal se encuentra rodeado por 7,29 ha de bosque que no está fragmentado. Esta pérdida se ha presentado en el norte de la zona minera debido a actividades de excavación; sin embargo, se ha buscado compensar estos impactos hacia el oriente y sur de la mina, donde se ve reflejado el aumento de parches (que contiene menos del 60% de bosque, como un pequeño lote boscoso) y en general de las demás categorías de fragmentación (Tabla 3).

Las zonas de parches aumentaron significativamente en el periodo de análisis. Se registró un comienzo de 114,96 ha representadas en 183 parches con área promedio de 0,63 ha y alcanzaron 387,08 ha representadas en 524 parches con un área promedio de 0,74 ha, implicando así un incremento del 29,7% en la zona sur y oriente de la mina. Para la categoría interior (píxeles que rodean el píxel central de bosques), el cambio contabilizó 130,44 ha representado en 25,89% de variación, la categoría borde (rodeados por un 60 al 99% de bosque y residen en vecindarios con parches no forestales grandes) incrementó un 27,02%, y finalmente, la categoría de transición (la mitad de los píxeles en el área circundante están forestadas) con 132,61 ha representó un aumento de 28,95%.

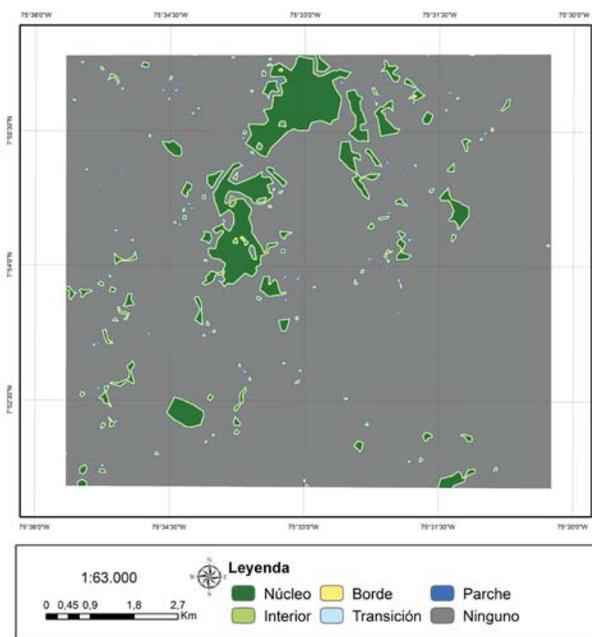


Figura 4. Fragmentación del paisaje 1986

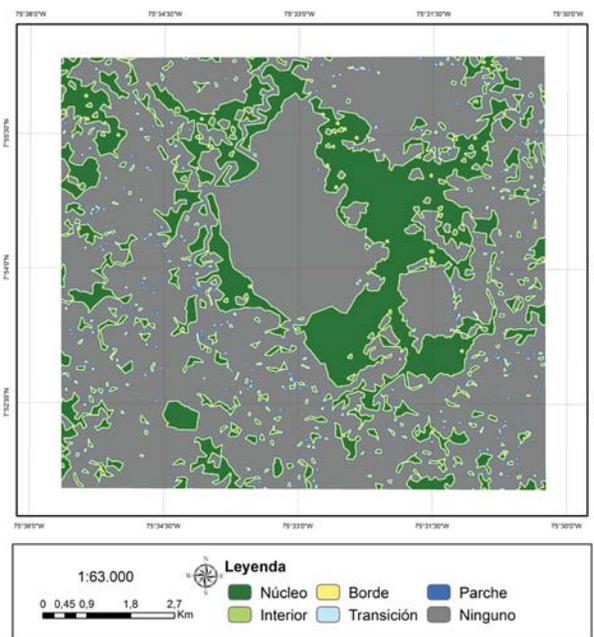


Figura 5. Fragmentación del paisaje 2013

Tabla 3. Áreas de fragmentación por categoría años 1986 – 2013

Fragmentación año 1986		Fragmentación año 2013	
Categoría	Área (ha)	Categoría	Área (ha)
Núcleo	512,64	Núcleo	1780,67
Interior	45,58	Interior	176,02
Borde	174,78	Borde	646,86
Transicional	54,03	Transicional	186,64
Parche	114,96	Parche	387,08
Sin clasificar	8605,34	Sin clasificar	6330,08
Área total (ha)	9507,33	Total	9507,33

El proceso expansivo de la mina en el área de intervención provocó una dinámica espacial generando cambios en la cobertura del suelo y en la configuración del estado de fragmentación del paisaje. Aunque los bosques secundarios no presentaron una disminución en cuanto a su área, sino al contrario se evidenció un aumento de esta cobertura, siendo esta una medida de compensación paisajística de la empresa Cerro Matoso (Resolución 2118, MADS, 2010), la cual busca reducir el impacto generado sobre el paisaje, se debe tener en cuenta que al ser modificada la estructura del paisaje, esta ocasiona impactos sobre los componentes de la biodiversidad de los bosques, constituyendo una amenaza para su conservación (Matteucci, 2004; McGarigal et al., 2005), lo cual se ve reflejado en el aumento de las áreas de parches que presentan un comportamiento espacial asociado a un paisaje abigarrado (mosaico de hábitats, con diferentes grados de modificación) (Valdés, 2011). Lo anterior se da como resultado del ensamblaje de especies arbóreas; sin embargo, da lugar a la pérdida de hábitats de aves y la reducción de la diversidad biológica que se considera actualmente como una amenaza para la conservación a nivel mundial (Foley et al., 2005). También la forma de los parches es de importancia ecológica, afectando los ecosistemas adyacentes del territorio (Forman, 1995), debido a que el movimiento de la fauna local que está determinada principalmente por la distancia geográfica en los paisajes continuos, pero se ve limitado por la distribución espacial de los corredores de parches de hábitat adecuados después de la fragmentación (Jha y Kremen, 2013).

Conclusiones

La minería es una actividad que afecta el ambiente, debido a que la extracción a cielo abierto es considerada como uno de los factores que impactan de forma negativa. Dentro del estudio de la mina expansión de la Cerro Matoso, se evidenció una configuración espacial en diferentes coberturas, entre ellas, los rastrojos bajos y que ahora son zonas de extracción de níquel. Los rastrojos se caracterizan por ayudar a la conservación del suelo evitando su erosión, y como consecuencia de la expansión de la mina, se evidencia una desertización en diferentes áreas geográficas adyacentes de la mina.

También se observó un área de tala de bosques secundarios, ocasionando una fragmentación del paisaje el cual es generado por la empresa de Cerro Matoso. Mediante el análisis de fragmentación se identificó paisajes aislados y abigarrados que son áreas que reflejan impactos negativos a las especies de flora y fauna local alterando la configuración y la dinámica del ecosistema. Aunque existe un proceso de reforestación por parte de la empresa, esto no representa una reparación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas circundantes a la mina, debido a que la minería a cielo abierto es una actividad extractiva que afecta la dinámica del paisaje, impactando en la integridad ecológica de un espacio geográfico determinado. Cabe resaltar que la principal consecuencia de la fragmentación del paisaje es el aislamiento de la flora y fauna de la región, sobre todo a especies nativas que tiene una baja movilidad.

Por último, la distribución espacial de los embalses que construyó la empresa Cerro Matoso encargada de la explotación de níquel, constituyó un cambio de coberturas de 387,72 ha, transformando coberturas vegetales en depósitos de aguas que son empleados para el lavado de suelos mineros. Esta alteración conduce a tener un número de especies menor en áreas continuas sobre esta cobertura, que en su gran mayoría son zonas reforestadas.

Bibliografía

Achard, F., Eva, H., Stibig, H.-J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J., 2002. Determinations of deforestation rates of the world's humid tropical

- forests. *Sciences* 297, 999-1002. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1070656>
- Aguilar, C., Martínez, E., Arriaga, L., 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: qué tan grave es el problema en México. *Biodiversitas* 30, 7-11.
- Alcaldía de Montelíbano, 2017. Descripción física del municipio. Disponible en: <http://www.montelibano-cordoba.gov.co/>; consultado: enero, 2019.
- Aldalur, B., Santamaría, M., 2002. Realce de imágenes: filtrado espacial. *Rev. Teledetec.* 17, 31-42.
- Alverson, W., Kuhlmann, W., Waller, D., 1994. *Wild forests: conservation biology and public policy*. Island Press, Washington, DC.
- Alzate, G., Sánchez, D., 2018. Análisis multitemporal por teledetección del cambio de coberturas en las veredas Pantanillo y Las Palmas del municipio de Envigado en el periodo comprendido entre los años 1997 y 2016. Tesis de maestría. Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Católica de Manizales, Manizales, Colombia.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. *Oikos* 71(3), 355-366. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Chuvieco, E., 1990. *Fundamentos de teledetección espacial*. 2a ed. Ed. Rialp, Madrid.
- Chuvieco, E., 2008. *Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio*, Ariel, Barcelona, España.
- Collinge, S., 2009. *Ecology of fragmented landscapes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Condori-Luna, I., Loza-Murguía, M., Mamani-Pati, F., Solíz-Valdivia, H., 2018. Análisis multitemporal de la cobertura boscosa empleando la metodología de teledetección espacial y SIG en la sub-cuenca del río Corroico - provincia Caranavi en los años 1989-2014. *J. Selva Andina Res. Soc.* 9(1), 25-44. DOI: <https://doi.org/10.36610/j.jsars.2018.090100025>
- Defries, R., Hansen, A., Newton, A., Hansen, C., 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecol. Appl.* 15(1), 19-26. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-5258>
- Dogan, H., 2009. Mineral composite assessment of Kelkit River Basin in Turkey by means of remote sensing. *J. Earth Syst. Sci.* 118(6), 701-710. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12040-009-0059-9>
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. S.* 34(1), 487-515. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FAO, 2005. *Global forest resources assessment*. FAO Forestry Paper 147. Roma.
- Farnum, F., Murillo, V., 2019. Análisis multitemporal (1970-2017) del uso del suelo en cinco comunidades ubicadas a lo largo de la carretera boyd roosevelt, Panamá. *Tecnociencia* 21(2), 107-124.
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D., 2005. What do conservation biologists publish? *Biol. Conserv.* 124(1), 63-73. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.013>
- Ferrero, B., Palacio, M., Campanella, O., 2002. Análisis de componentes principales en teledetección: Consideraciones estadísticas para optimizar su interpretación. *Rev. Teledetec.* 17, 43-54.
- Foley, J., DeFries, R., Asner, G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., Chapin, F., Coe, M., Daily, G., Gibbs, H., Helkowski, J., Holloway, T., Howard, E., Kucharik, C., Monfreda, C., Patz, J., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Forestry and Climate Change Fund. 2018. *Bosques secundarios y degradados*. CATIE, Uniqué, San José.
- Forman, R., 1995. *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781107050327>
- Frankham, R., 1995. Conservation genetics. *Annu. Rev. Genet.* 29(1), 305-327. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ge.29.120195.001513>
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford, UK.
- Harris, L., 1984. *The fragmented forest: island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity*. University of Chicago Press, Chicago, UK. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226219950.001.0001>
- Hedrick, P., 2001. Conservation genetics: where are we now? *Trends Ecol. Evol.* 16(11), 629-636. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02282-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02282-0)
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R., Brockhaus, M., Verchot, Angelsen, A., Romijn, E., 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.* 7(4), 044009. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>
- Hotelling, H., 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *J. Educ. Psychol.* 24(6), 417-441 DOI: <https://doi.org/10.1037/h0071325>
- Houghton, R., 1994. The worldwide extend of land-use change. *BioScience* 44, 305-313. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312380>
- Hurtado, J., Pulido, D., 2015. *Generación de la cartografía temática multitemporal para la reserva forestal Thomas Van Der Hammen a partir de sensores remotos y sensores próximos*. Tesis de grado. Facultad de Ingeniería, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá.

- Jha, S., Kremen, C. 2013. Urban land use limits regional bumble bee gene flow. *Mol. Ecol.* 22(9), 2483-2495. DOI: <https://doi.org/10.1111/mec.12275>
- Kannan, R., Kanungo, A., Ramana Murty, M., Ramana K., 2020. Shoreline evolution along uppada coast in andhra pradesh using multi temporal satellite images and model based approach. *Indian J. Geosynth. Ground Improv.* 8(1), 14-19.
- Lange, R., Durka, W., Holzhauer, S., Wolters, V., Diekötter, T., 2010. Differential threshold effects of habitat fragmentation on gene flow in two widespread species of bush crickets. *Mol. Ecol.* 19(22), 4936-4948. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04877.x>
- Lara, D., 2016. Fragmentación de pastizales en el centro de la provincia de Buenos Aires, mediante imágenes LANDSAT. *Rev. Cartográfica* 92, 91-109.
- Levins, R, 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity or biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15, 237-240. DOI: <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>
- Linke, J., McDermid, G. J., Pape, A. D., McLane, A. J., Laskin, D., Hall-Beyer, M., Franklin, S., 2009. The influence of patch-delineation mismatches on multi-temporal landscape pattern analysis. *Landsc. Ecol.* 24(2), 157-170. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9290-z>
- MacArthur, R., Wilson, E., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Marklund, L. 2014. Identifying drivers of land use change in Mesomerica. En: *Capacity Building Workshop on Ecosystem Conservation and Restoration to Support Achievement of the Aichi Biodiversity Targets*. CBWECR-2014-09. FAO, San José.
- Matteucci, S., 2004. Los índices de configuración del mosaico como una herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso. Índice de configuración. Buzai, G. (Com.). *Memorias, Primer Seminario Argentino de Geografía Cuantitativa, GEPAMA; PLANETARIO*, Buenos Aires. pp. 1-28.
- McGarigal, K., Cushman, S., Regan, C., 2005. Quantifying terrestrial habitat loss and fragmentation: a protocol. A protocol. University of Massachusetts, Department of Natural Resources Conservation, Amherst, MA.
- McInerney, D., Kempeneers, P., Marron, M., McRoberts, R., 2019. Analysis of broadleaf encroachment in coniferous forest plantations using multi-temporal satellite imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinform.* 78, 130-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.005>
- Meyer, W., Turner, B., 1994. *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge, UK.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (MADS), 2010. Resolución 2118, por la cual se otorga una licencia ambiental para el proyecto "planta carboeléctrica con su línea de transmisión y se toman otras determinaciones". Bogotá.
- Rendón, M., 2016. *Desarrollo de Montelíbano y Unión Matoso a partir de la explotación de Cerro Matoso S.A (2005-2015)*. Tesis de pregrado. Facultad de Ciencia Política y Gobierno, Universidad Colegio Mayor de Nuestra Señora del Rosario, Bogotá.
- Riitters, K., Wickham, J., O'Neill, R., Jones, B., Smith, E., 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Ecol. Soc.* 4(2), 3. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-00209-040203>
- Riveira, I., 2010. *Apuntes de teledección*. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Rodríguez, N., 2009. Rellenado de los gaps provocados por la falla del Scan Line Corrector en las imágenes Landsat 7 ETM+. Universidad de La Habana, La Habana.
- Salinas-Castillo, W., Terrazas-Ruiz, M., Mora-Olivo, A., Paredes-Hernández, C., 2020. Análisis multitemporal de cambios de uso de la tierra en San Fernando, Tamaulipas, durante el periodo 1987 a 2017. *Ingenierías* 14(2), 160-173. DOI: doi.org/10.29059/cienciauat.v14i2.1298
- Sarmiento, M., 2013. Cerro Matoso: Una historia de fraudes contra el país. *Deslinde*, 56-59.
- Turner, M, 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 36, 319-344. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- Valdés, A., 2011. Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas* 20(2), 11-20.
- Vega-Vela, V., Muñoz-Robles, C., Rodríguez-Luna, E., López-Acosta, J., Serna-Lagunes, R., 2018. Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ecosistemas Recur. Agropecuarios* 5(14), 227-238. DOI: <https://doi.org/10.19136/era.a5n14.1442>
- Vilora, J, 2009. El ferroníquel de Cerro Matoso: aspectos económicos de Montelíbano y el Alto San Jorge. Banco de la República de Colombia, Cartagena.
- Virtanen, T., Mikkola, K., Patova, E., Nikula, A., 2002. Satellite image analysis of human caused changes in the tundra vegetation around the city of Vorkuta, north-European Russia. *Environ. Pollut.* 120(3), 647-658. DOI: [10.1016/S0269-7491\(02\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00186-0)
- Wacker, A., Landgrebe, D., 1972. Minimum distance classification in remote sensing. *LARS Technical Reports* 25. Purdue University, Lafayette, IN.
- Wilson, E. (Ed.), 1988. *The current status of biological diversity*. National Academic Press, Washington, DC.
- Yu, Y., Wu, Z., Su, H., Du, Q., 2019. Land cover changes of bagua island with collaborative representation using multi-temporal satellite images. En: *Proc. 10a International Workshop on the Analysis of Multitemporal*

- Remote Sensing Images (MultiTemp). Shanghai, China. pp. 1-4, DOI: <https://doi.org/10.1109/MultiTemp.2019.8866930>
- Zachary, J., 2006. Using tree clusters to derive forest properties from small footprint lidar data. *Photogramm. Eng. Rem. S.* 72(12), 1389-1397. DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.72.12.1389>
- Zhang, C., Li, W., Travis, D., 2007. Gaps-fill of SLC-off Landsat ETM + satellite image using a geostatistical approach. *J. Rem. Sens.* 28(22), 5103-5122. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160701250416>
- Zheng, W.-C., Lin, C.-H., Tseng, K.-H., Huang, C.-Y., Lin, T.-H., Wang, C.-H., Chi, C.-Y. 2019. Unsupervised change detection in multitemporal multispectral satellite images: a convex relaxation approach. En: *IGARSS 2019-2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. Yokohama, Japón DOI: <https://doi.org/10.1109/igarss.2019.8898598>

