



PROYECCIÓN DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN EL CANTÓN OTAVALO, ECUADOR: UNA VISIÓN AL AÑO 2031

PROJECTION OF LAND USE CHANGE IN OTAVALO- ECUADOR: A VISION TO
YEAR 2031

Recibido: 05/ 09/ 2023- Aceptado: 06 / 06 / 2024

Mariana Alejandra Galiano Suárez

Ingeniera en Recursos Naturales Renovables
Universidad Técnica del Norte

magalianos@utn.edu.ec

<https://orcid.org/0009-0001-8750-8186>

Jonathan Daniel Suárez Salazar

Ingeniero en Recursos Naturales Renovables
Universidad Técnica del Norte

jdsuarezs@utn.edu.ec

<https://orcid.org/0009-0004-4824-5522>

Oscar Armando Rosales Enríquez

Docente en la Universidad Técnica del Norte
Ibarra – Ecuador

Master of Science in Geographical Information Sciences & Systems (UNIGIS MSc)
Universitat Salzburg

oarosales@utn.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0001-7131-6203>

Gabriel Alexis Jácome Aguirre

Docente en la Universidad Técnica del Norte
Ibarra - Ecuador

Máster en Ingeniería Ambiental
Kyung Hee University

gajacomea@utn.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0001-8305-6226>

Darío Paúl Arias Muñoz

Docente en la Universidad Técnica del Norte
Ibarra - Ecuador

Magíster en Gobernanza de los Recursos y Riesgos
Heidelberg University

dparias@utn.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0002-1263-2748>

Galiano, M., Suárez, J., Rosales, O., Jácome, G., & Arias, D. (Julio – diciembre de 2024).
Proyección del cambio de uso de suelo en el cantón Otavalo-Ecuador: una visión
al año 2031. *Sathiri* (19)2, 106-124. <https://doi.org/10.32645/13906925.1284>



Resumen

El cambio de uso del suelo presenta su origen en las actividades antrópicas y ocasiona pérdida de ecosistemas. En el presente estudio se proyectó el uso del suelo del cantón Otavalo con base al análisis del cambio de uso de suelo ocurrido entre los años 1993 y 2012. Para ello se empleó fotografías aéreas pancromáticas y a color de los años 1993, 2002 y 2012 y se realizó una clasificación supervisada mediante el método de máxima verosimilitud, obteniendo cartografía sobre la cobertura y uso del suelo de los años de estudio. Para la validación de la clasificación se aplicó el índice Kappa, que obtuvo un valor de 0,93. Como resultado de la clasificación se obtuvieron 12 categorías de cobertura y usos del suelo, donde se evidenció, que entre los años 1993-2012, existió una pérdida del 2% en bosque nativo y páramo, y un incremento del 69% en suelo desnudo, 16% en bosque plantado y 15% en mosaico agropecuario. En la proyección a futuro al año 2031 se espera que estas transiciones se mantengan e incluso se profundicen, ya que el páramo y el bosque nativo continuarán disminuyendo, y los mosaicos agropecuarios junto a los cultivos, bosque plantados y áreas sin vegetación se seguirán incrementando. Esta tendencia de cambio implica un crecimiento sostenido de la frontera agrícola y ganadera, la expansión urbana y la reducción de ecosistemas frágiles.

Palabras clave: cambio de uso de suelo, teledetección, ecosistemas, SIG, proyección,

Abstract

Land use change originates in anthropogenic activities and causes loss of ecosystems. In this study, land use in the canton of Otavalo was projected based on the analysis of land use change between 1993 and 2012. For this purpose, aerial photographs from 1993, 2002, and 2012 were used to perform a supervised classification using the maximum likelihood method, obtaining maps of land cover and land use. The Kappa index was applied for the classification validation, and a value of 0.93 was obtained. As a result of the classification, 12 categories of land cover and land use were obtained, showing that between 1993-2012, there was a 2% loss in native forest and paramo, and a 69% increase in bare soil, 16% in planted forest and 15% in agricultural and livestock mosaic. In the future projection to 2031, these transitions are expected to continue and even deepen since the paramo and native forest will continue to decrease, and the agricultural and livestock mosaic, together with crops, planted forest, and areas without vegetation, will continue to increase. This changing trend implies sustained agricultural and livestock frontier growth, urban expansion, and the reduction of fragile ecosystems.

Keywords: land use change, remote sensing, ecosystems, SIG, forecasting.

Introducción

El suelo presenta varios servicios ecosistémicos o ambientales y es considerado como un recurso natural limitado renovable, entre ellos se encuentran los estrechamente relacionados con los ciclos biogeoquímicos de elementos sustanciales para la vida como: carbono, nitrógeno y fósforo (Arias-Muñoz, *et al.*, 2023). Además, el suelo es una herramienta natural dependiente de la sociedad para la obtención de alimentos y materia prima (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2008; Montanarella, 2015; Silva & Correa, 2009). Durante décadas el impacto en el uso del suelo ha sido generado por las actividades humanas o antrópicas y, por ende, existe una degradación de este recurso que modifica el ambiente. Resultando en un proceso negativo y perjudicial al desarrollo de la población que ocasiona un bajo rendimiento de los cultivos mediante el avance de la degradación de la tierra (Encina Rojas, 2020).

Los estudios sobre los procesos de cambio en la cobertura y uso del suelo (LULC, por sus siglas en inglés) son objeto de investigaciones ambientales debido a las implicaciones que estos conllevan en relación con la pérdida que se produce en el hábitat, de diversidad biológica, servicios ambientales y la capacidad productiva de los ecosistemas (Bocco *et al.*, 2001; Borrelli *et al.*, 2017, 2020). Las actividades humanas y la creciente demanda por bienes como sustento, vivienda, agua potable y servicios ambientales generan constantemente y en amplias escalas geográficas una presión sobre los recursos naturales, con grandes impactos que en su mayoría son negativos para la estructura, distribución y funcionamiento (Challenger *et al.*, 2009).

Los cambios de uso de suelo, por lo general, están separados de los cambios en cobertura del terreno y tipos de vegetación a pesar de sus similitudes, métodos y enfoques (Weng, 2002). En países en vías de desarrollo la economía se basa principalmente en industrias que se dedican a la extracción, por lo que el uso de suelo y la cobertura del terreno son siempre semánticamente equivalentes (Brown *et al.*, 2000). Por ejemplo, la actividad del uso del suelo asociada a la tala del bosque ocasiona una pérdida de cobertura del terreno (Lambin *et al.*, 2003). Todo lo contrario, pasa en economías postmodernas, como es el caso de la norteamericana o las economías de los países europeos occidentales, donde el uso de suelo y cobertura vegetal son menos equivalentes, debido al contraste de las coberturas (Brown *et al.*, 2000).

El cantón Otavalo, ubicado al sur de la provincia de Imbabura desde épocas pasadas presenta coberturas semánticamente equivalentes. Sin embargo, presenta problemas en cuanto al ordenamiento del territorio, en consecuencia, a la alta densidad poblacional humana asentada en lugares estratégicos, que ocasionan deterioro y desgaste ambiental.

Por otra parte, en la cuenca hidrográfica del río Mira y por ende en Otavalo, el uso inadecuado del suelo para actividades específicas como la agricultura y ganadería han generado diversos problemas como: deforestación, pérdida del suelo por prácticas inadecuadas, quema de páramos y bosques nativos, afectando también al recurso hídrico presente (Arias-Muñoz *et al.*, 2024).

Bajo este contexto, el estudio tuvo como objeto la determinación de los cambios de uso de suelo en el cantón Otavalo entre los años 1993, 2002 y 2012, y la proyección futura al año 2031 mediante el uso de herramientas de Sistema de Información Geográfica (SIG) y de Teledetección. Para ello se utilizaron imágenes aéreas pancromáticas y a color de los años 1993, 2002 y 2012. La información que se desarrolla en el presente estudio genera una nueva base de datos geoespacial de las coberturas de uso de suelo en el cantón Otavalo a una escala más detallada con el fin de facilitar el desarrollo de nuevas estrategias de uso adecuado del suelo a los tomadores de decisiones.

Metodología

Área de estudio. El cantón Otavalo está ubicado al norte del Ecuador, al sur de la provincia Imbabura (Figura 1). Presenta una extensión de 531,12 km², y limita geográficamente al norte con los cantones Cotacachi, Antonio Ante e Ibarra; al sur el cantón Pedro Moncayo y el Distrito Metropolitano de Quito; al este con los cantones Ibarra y Cayambe. El cantón y la zona urbana forman parte del callejón interandino norte, localizados a 110 km de la capital del país (Quito) y a 20 km de la ciudad de Ibarra. Posee una temperatura media anual que oscila entre los 3 a 21°C y una orografía variada que establece y determina distintos tipos de pisos altitudinales con un rango altitudinal de 960 a 4440 msnm.

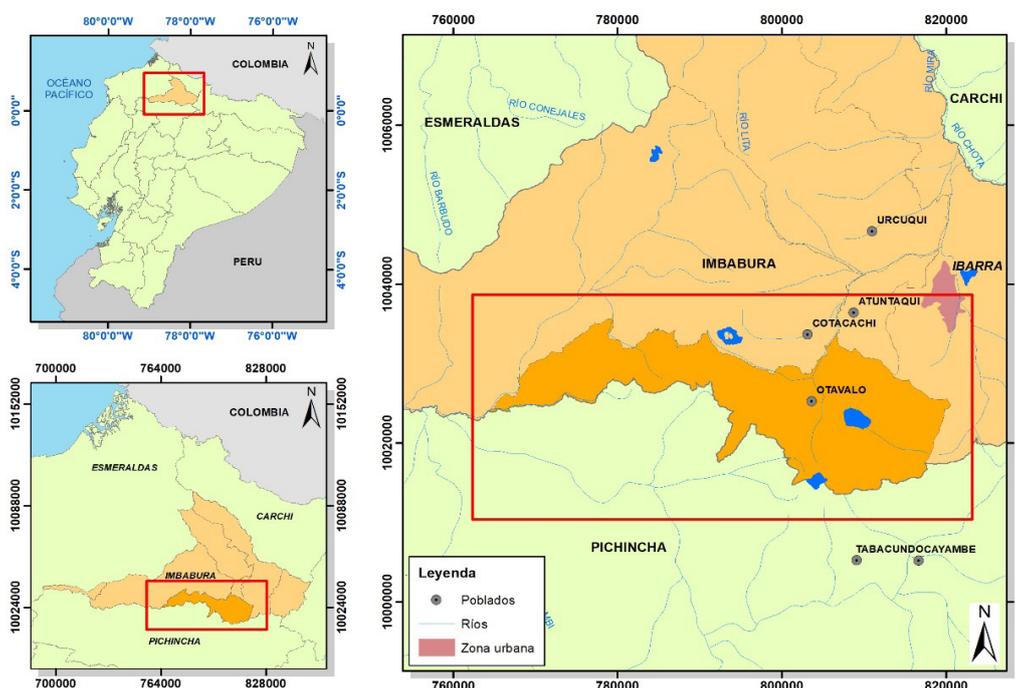


Figura 1. Ubicación del área de estudio

En las partes más altas del cantón Otavalo se ubican los pisos montañosos y subalpinos y en las partes más bajas los pisos: montañoso bajo y pre montañoso (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Otavalo [GADMO], 2015). En el cantón, los tipos de clima de acuerdo a la clasificación climática propuesta por Pourrut (1983) son los siguientes: Semihúmedo Mesotérmico, Ecuatorial Frío de Alta Montaña y Ecuatorial Mesotérmico Semihúmedo a Húmedo.

Materiales y métodos

El análisis de cambio de LULC en el cantón Otavalo se realizó mediante el uso del software ArcGIS® 10.8 con licencia temporal, y la proyección de cambio LULC se generó empleando el software Terrset 18.21 de licencia temporal. El tipo de diseño aplicado es no experimental de tipo longitudinal, debido a que se consideró que el estudio busca analizar cambios a través del tiempo. En el estudio se elaboró cartografía de cobertura y uso del suelo de los años 1993, 2002 y 2012. Para la determinación del cambio histórico de LULC se elaboró cartografía temática con ortofotos de los años 1993,

2002 y 2012 con una resolución espacial de 0.3 m. Estas fotografías fueron utilizadas para procesos de digitalización en pantalla permitiendo así su georreferenciación, corrección geométrica y digitalización.

Las fotografías aéreas fueron georreferenciadas al área de estudio empleando el sistema de referencia WGS84, proyección UTM, zona 17 Sur. Las ortofotos fueron unidas mediante la generación de un mosaico en el cual se verificó la compatibilidad de las fotografías. Se aplicó la técnica de clasificación supervisada mediante el método de máxima verosimilitud en un entorno SIG, en el cual se consideraron varias áreas de entrenamiento, las cuales permitieron la edición de polígonos de cada una de las categorías de uso de suelo. Así, se obtuvieron los diferentes tipos de cobertura y uso del suelo (Tabla 1) y se elaboró cartografía de los años 1993, 2002 y 2012 (Vijith *et al.*, 2018).

Tabla 1
Cobertura y usos de suelo del área de estudio

Código	Coberturas
1	Bosque Nativo
2	Plantación forestal
3	Vegetación arbustiva
4	Vegetación herbácea
5	Páramo
6	Mosaico Agropecuario
7	Pastizal
8	Cultivo
9	Superficie cubierta de agua
10	Poblados
11	Infraestructura
12	Áreas sin vegetación

Las áreas de entrenamiento se identificaron a través de visitas de campo en el territorio cantonal, y mediante observación y diferenciaron de las diferentes coberturas en las ortofotos. Por ejemplo, se crearon puntos con coordenadas para bosques, páramos e incluso se digitalizó la red vial cantonal dentro de las fotografías aéreas. De esta manera, se pudieron encontrar diferencias incluso entre coberturas como, bosque nativo y plantación forestal, vegetación arbustiva y vegetación herbácea, o entre cultivos y mosaico agropecuario. Para diferenciar el bosque nativo y plantación forestal se utilizó el conocimiento disponible sobre el territorio y una vez clasificado el bosque se procedió a delimitar el bosque plantado y a diferenciarlo del bosque nativo.

Para diferenciar vegetación arbustiva de vegetación herbácea se consideró que los arbustos pueden presentar alturas que van entre 1 y 5 metros, mientras que la vegetación herbácea alturas de menos de 1 metro; lo cual se observó y georreferenció en campo. Además, en la fotografía aérea se observó que la vegetación herbácea tenía una textura más fina y uniforme que la vegetación arbustiva. Mientras que, los cultivos y los mosaicos agropecuarios fueron diferenciados debido a que se identificaron áreas donde no se podría diferenciar los espacios de pastos y de cultivos, por lo que se las asignó como mosaicos. Finalmente, se calculó el índice de Kappa propuesto por Cohen (1960) mediante el cual se evaluó la concordancia de la clasificación. El valor de Kappa puede fluctuar entre cero y uno, pero si el valor está cercano a 1 la concordancia será mayor y mientras más lejano a 1 la discordancia aumenta (Cerde y Villarroel, 2008).

Proyección futura de cambio de uso de suelo del cantón Otavalo. La proyección a futuro se desarrolló empleando variables explicativas espaciales, a los cuales se les consideró conductoras y propulsores de cambio y transiciones de cobertura. Las variables estáticas utilizadas fueron la elevación y la pendiente, que fueron derivadas del modelo digital de elevación (DEM-SRTM) con una resolución espacial de 30 metros. Mientras que, las variables dinámicas empleadas fueron las distancias a las vías de comunicación, para ello, se utilizó la información de vías disponible en el Sistema Nacional de Información de Ecuador a escala 1:50000. Para la correcta estimación de escenarios futuros con respecto al cambio de cobertura y uso del suelo se procedió a realizar la estandarización de características de los archivos tipo ráster como se indica en la Tabla 2 y como lo recomiendan (Ortega Chuquín & Arias Muñoz, 2022).

Tabla 2
Características de los ráster para ser usados en TerrSet

Información del ráster	Características
Columnas y filas	3394 y 3927
Número de bandas	1
Tamaño del píxel	30 m x 30 m
Formato	TIFF
Tipo de píxel	Unsigned Integer
Fondo del píxel	4 bit, 16 bit

Además, debido a que las variables espaciales tienen una resolución espacial diferente a las imágenes derivadas de las ortofotos, se procedió a realizar un remuestreo mediante el método de *neighbour joining* aumentado el tamaño del píxel a 30 metros (Astola *et al.*, 2019). Esto con el fin homogenizar la información a la escala espacial de trabajo, lo cual facilita la superposición y el análisis de diferentes capas de información geográfica, reduce el ruido espacial, y mejora la composición de las transiciones futuras y la interpretación visual de los datos.

Para realizar la determinación futura del LULC se empleó la cartografía de los años 1993 y 2012. La proyección futura fue realizada mediante el módulo *Land Change Modeler* (LCM) del software TerrSet, en el cual se analizaron la pérdida y aumento del uso de suelo (Figura 2). Finalmente, se usó el algoritmo que cadenas de *Markov* y células automátatas, para calcular probabilísticamente la transición de cambio de estado actual de LULC considerando el estado anterior (Arias-Muñoz, Saz, & Escolano, 2023; Gidey *et al.*, 2017; Ortega Chuquín & Arias Muñoz, 2022).

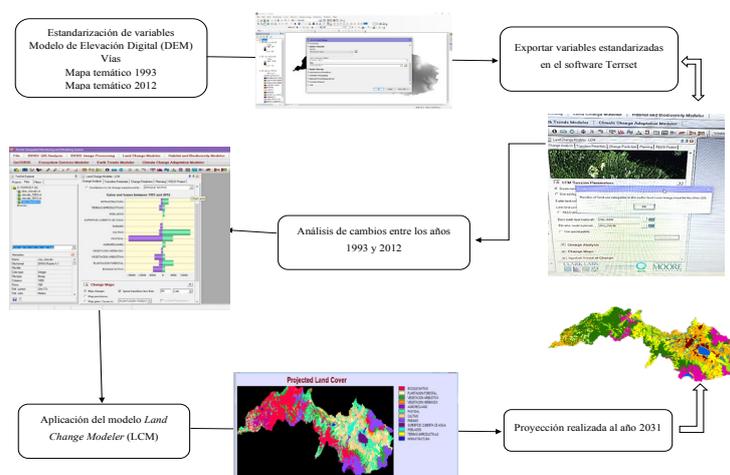
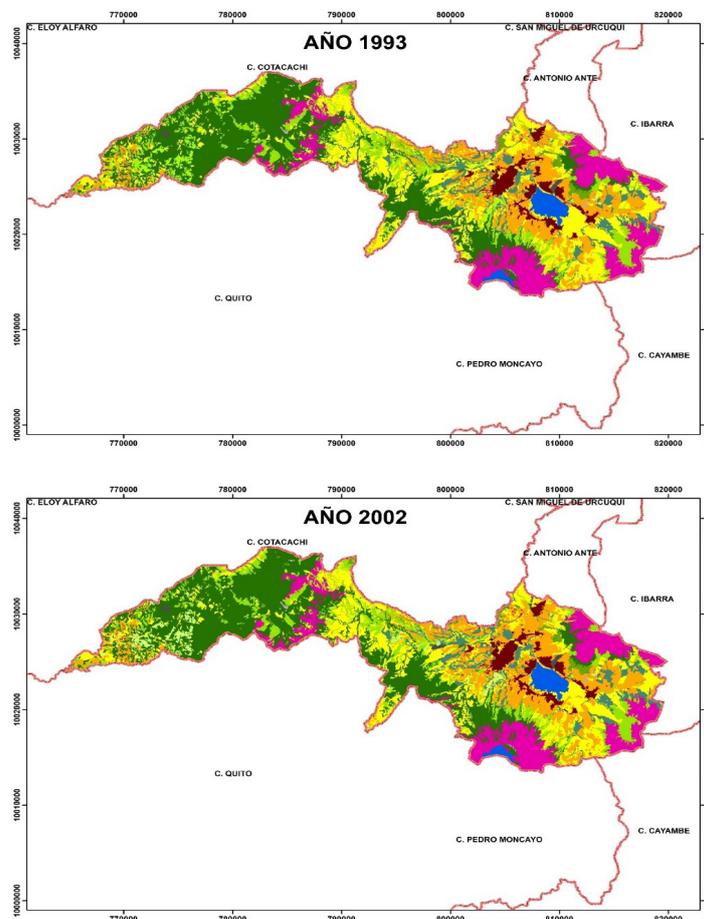


Figura 2. Flujograma para la obtención de proyección futura de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal

Resultados y discusión

Cambio histórico del uso de suelo en el cantón Otavalo para el periodo 1993-2012. En la clasificación supervisada de las coberturas y usos del suelo en el cantón Otavalo, para el periodo 1993 – 2012 se obtuvo un coeficiente de Kappa de 0,93 equivalente al 93,86% de precisión, obteniendo una clasificación casi perfecta. Estos datos concuerdan con un estudio realizado por Landis y Koch, (1977), donde mencionan que los valores superiores a 0,81 corresponde a una clasificación casi perfecta. De acuerdo con los resultados de las clasificaciones supervisadas de los años 1993, 2002 y 2012, se observó que existen cambios en la extensión de las superficies de las categorías de coberturas y usos del suelo en el área de estudio (Figura 3).

El análisis cartográfico de la cobertura y uso del suelo para los años 1993, 2002 y 2012 a una escala 1:25000, mostró que la categoría de cultivos es la que mayor aumento presenta, especialmente en las parroquias aledañas al Lago San Pablo hacia las partes altas. Esto debido a la expansión agrícola, mientras que la disminución del bosque es más evidente en la parte este del cantón, específicamente por las partes cercanas a Selva Alegre (Figura 3). Estos resultados coinciden con los encontrados por Arias-Muñoz *et al.* (2024) en su estudio en la cuenca media alta del río Mira, al norte de Ecuador, donde se concluye que existe una disminución constante de coberturas naturales, como bosques y pastos, frente al incremento de cultivos y áreas urbanas. Otra similitud se encuentra en un estudio realizado en Filipinas durante el periodo 1993-2008, se obtuvieron resultados similares, donde menciona que, debido a la implementación de cultivos y plantaciones forestales, se registró una pérdida de 9% de bosque nativo (Combalicer *et al.*, 2011).



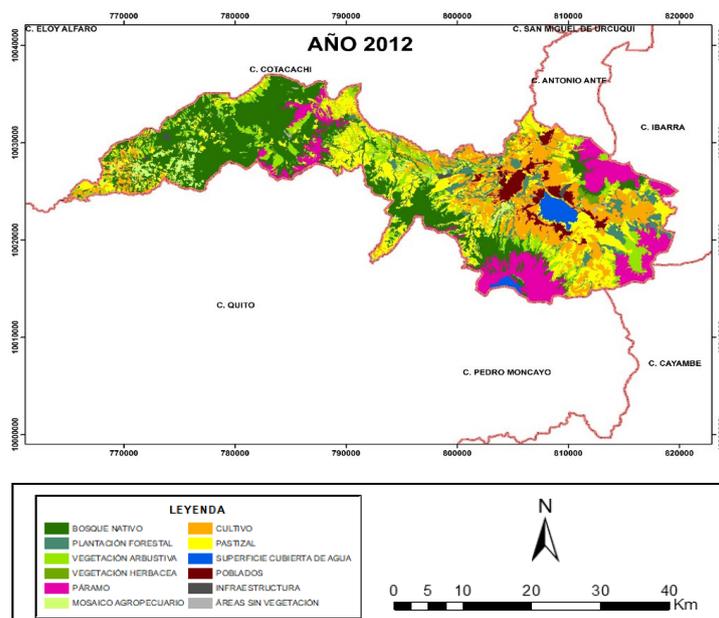


Figura 3. Cobertura y uso del suelo del cantón Otavalo

Análisis de cambios de cobertura y uso del suelo para el periodo 1993-2012. En la Tabla 3 se indica la transición de las coberturas y uso de suelo entre los años 1993, 2002 y 2012. Se observa que existe una disminución de las coberturas naturales como bosque nativo, vegetación arbustiva, vegetación herbácea, páramo, pastizal e incluso cuerpos de agua. Mientras que, coberturas de origen antrópico como la plantación forestal, mosaico agropecuario y cultivos. En general, el bosque disminuyó 0,67% en los 19 años analizados, mientras que los cultivos aumentaron 2,39% y el pastizal disminuyó 2,33% siendo estos los valores más significativos (Tabla 3). En cambio, no solo el área sin vegetación durante el periodo 1993-2012 registró un incremento, también se incrementaron las superficies de infraestructura antrópicas, al pasar de 180,227 ha en 1993 a 304,46 ha en 2012, con un cambio total de 0,23% (Tabla 3).

Por otra parte, la disminución de la vegetación herbácea y arbustiva es evidente en el cantón, estas categorías obtuvieron una disminución total con respecto al tamaño de las superficies con valores de 0,61% y 0,10% respectivamente. Mientras que el páramo al ser considerado como ecosistema frágil neo tropical de alta montaña y de gran importancia social, ambiental y cultural (Morrocho & Chuncho, 2019). Esta categoría presentó una disminución en el tamaño de la superficie con un total del 0,20% en todo el periodo estudiado, pasando de 6703,96 hectáreas en el año 1993 a 6596,53 hectáreas para el 2012. Esto también se ha visto se ha visto en los alrededores de Quito, donde los páramos han sido reemplazados por áreas agrícolas (Thompson *et al.*, 2021).

Por otro lado, el aumento de las áreas pobladas es escaso en el periodo estudiado, variando de 1630,58 ha en el año 1993 a 1725,79 ha para el 2012, que corresponde a un incremento del 5,84% de los espacios urbanos. Esto debido a que la zona urbana no aumentó en extensión (Tabla 3). Al contrario de lo obtenido por Arias-Muñoz *et al.* (2024) quienes obtuvieron que en la cuenca media alta del río Mira para el periodo 1996-2018 los espacios urbanos aumentaron en un 92%. Justamente, la ciudad de Otavalo pertenece a esta cuenca hidrográfica y respecto al resto de espacios urbanos, como Ibarra, por ejemplo, parece ser que es el que menos ha crecido en extensión.

Tabla 3

Área en hectáreas del cambio de cobertura y uso del suelo para el periodo 1993-2012

Cobertura y Uso del Suelo	1993		2002		2012		%Total
	Ha	%	ha	%	ha	%	
Bosque Nativo	15703,20	29,57	15555,30	29,29	15349,70	28,90	-0,67
Plantación Forestal	2613,94	4,92	2733,74	5,15	3026,14	5,70	0,78
Vegetación Arbustiva	5551,48	10,45	5445,03	10,25	5229,79	9,85	-0,61
Vegetación Herbácea	718,20	1,35	675,21	1,27	666,33	1,25	-0,10
Páramo	6703,96	12,62	6681,40	12,58	6596,53	12,42	-0,20
Mosaico Agropecuario	980,10	1,85	1051,80	1,98	1125,41	2,12	0,27
Pastizal	10964,3	20,64	10126,10	19,07	9725,53	18,31	-2,33
Cultivo	7012,26	13,20	7854,90	14,79	8279,54	15,59	2,39
Superficie Cubierta de Agua	963,50	1,81	960,73	1,81	956,33	1,80	-0,01
Área Poblada	1630,58	3,07	1703,26	3,21	1725,79	3,25	0,18
Infraestructura Antrópica	180,22	0,34	219,87	0,41	304,46	0,57	0,23
Área sin Vegetación	89,20	0,17	103,61	0,20	125,39	0,24	0,07
Total	53110,96	100	53110,96	100	53110,96	100	-

Proyección futura de cambio de uso de suelo del cantón Otavalo. Para la proyección realizada al año 2031, se obtuvo un índice de precisión del 81,56%. En la Figura 4 se observa la distribución esperada de las coberturas de suelo en el cantón Otavalo para el futuro próximo, donde se observa que existe un ligero avance de los cultivos y una disminución de los bosques. Pérez-Miranda *et al.* (2011) y Roy *et al.* (2014) mencionan que los estudios de las proyecciones futuras consideran realizarlos en periodos cortos de tiempo, para la aplicación del modelo de simulación siendo este el factor limitante.

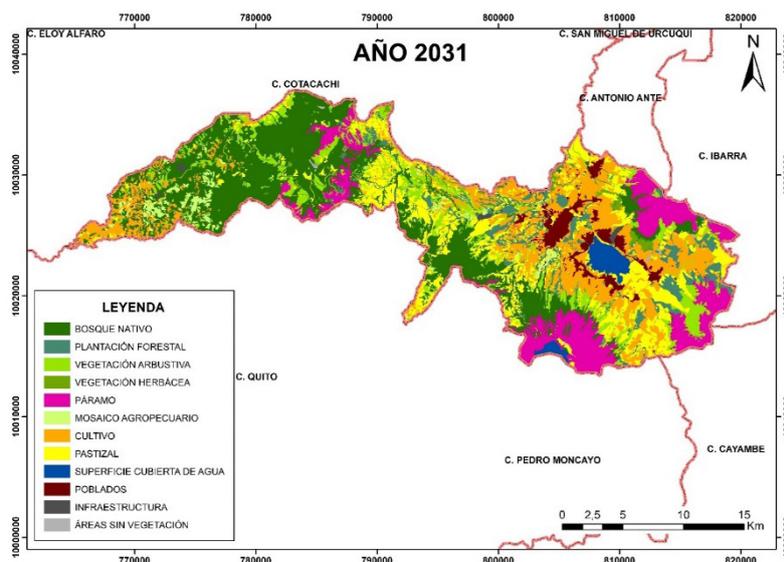


Figura 4. Escenario de uso del suelo proyectado para el año 2031

Durante 19 años, desde 1993 hasta 2012, se ha evidenciado un cambio en la cobertura y uso de suelo. Debido, principalmente, al avance de las actividades antrópicas, las cuales han afectado la vegetación presente en el cantón. Además, se estima, que esta tendencia de cambio continuará para el año 2031 (Figura 5).



Figura 5. Variación en la superficie de las coberturas durante los años 1993, 2012 y 2031

Nota: Bosque Nativo (BN), Plantación Forestal (PF), Vegetación Arbustiva (VA), Vegetación Herbácea (VH), Mosaico Agropecuario (MA), Pastizal (PAS), Cultivos (CUL), Páramo (PAR), Cuerpos de Agua (SCU), Poblados (POB), Área Sin Vegetación (ASV) e Infraestructura (INF).

Análisis por cobertura de suelo. Bosque nativo. La superficie de bosque nativo entre los años 1993-2012 experimentó una reducción alrededor de 353,50 hectáreas (ha), y esta tendencia se mantendrá al futuro, ya que se espera que para el año 2031 también se reduzca 385,40 ha respecto al año 2012. Esto implica que, por año, en promedio, se pierde 19 ha, lo cual seguirá pasando en el futuro; lo cual equivale a alrededor de 19 estadios de fútbol de bosque nativo que se pierden por año en el cantón Otavalo. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y el Programa de las Naciones Unidas para Medio Ambiente (PNUMA) mencionan en su Informe de Estados de Bosques, que en el mundo hasta el año 2020 se ha perdido 178 millones de hectáreas de bosque desde 1990, sin embargo, el ritmo de pérdida neta de bosques disminuyó de 7,8 millones hectáreas por año en el decenio de 1990-2000 a 5,2 millones ha en el periodo 2000-2010 y 4,7 millones de ha por año en la década 2010-2020 (FAO & PNUMA, 2020).

Otro estudio por la misma FAO (2010) menciona que existe un aumento de la superficie total del bosque de 188 hectáreas entre los años 2005 y 2010; sin embargo, la superficie de bosque nativo sigue disminuyendo con una reducción de 133 hectáreas de bosque primario propiciando la regeneración natural en el mismo período. De hecho, en otra región del Ecuador, en la cuenca hidrográfica del río Cayapas, en Esmeraldas, se encontró que el bosque nativo después de perder un 27,53%

entre los años 1988-2002, para el año 2022 presentó una regeneración natural del 2,7% (Ortega Chuquín & Arias Muñoz, 2022).

Plantación forestal. A diferencia del bosque nativo, las plantaciones forestales en el cantón entre los años 1993-2012 se han incrementado en 412,21 ha, y para el futuro se espera que esta superficie siga en aumento. Porque, de acuerdo, a la simulación efectuada para el año 2031 se espera un incremento de 383,06 hectáreas con respecto al año 2012. Es decir, para el 2031 las plantaciones forestales aumentaron un 16% respecto a 1993 y para el 2031 se incrementaría en un 13% respecto al 2012. En la actualidad, en el planeta las plantaciones forestales abarcan alrededor de 131 millones de hectáreas, lo cual representa alrededor del 3% de la superficie forestal (FAO & PNUMA, 2020). Para la década del 90, en los trópicos las tasas anuales de plantación eran de 2 a 3 millones de hectáreas, lo cual representa el doble de la tasa registrada entre las décadas del 60 y 70 (FAO, 1993). Para la fecha actual, la proporción más alta de plantación forestal se encuentra en América del Sur, donde este tipo de bosque representa el 99% de la superficie total de bosque plantado y el 2% de la superficie forestal total (FAO & PNUMA, 2020).

El desarrollo de estas plantaciones cuenta con una finalidad, la producción industrial o para construcción, leña y forraje. Por este motivo el aumento de este tipo de plantación dependerá mucho del tipo de construcción y las demandas de mercado (Martínez-Ruiz *et al.*, 2006). En la provincia Imbabura, área administrativa donde se encuentra el cantón Otavalo, la superficie aprovechada es directamente proporcional al volumen de madera, de ahí que, las plantaciones forestales están destinadas a asegurar la provisión de la materia prima para las pequeñas industrias forestales (Tituñña Armas & Nicolalde Paredes, 2019). De hecho, el aumento de plantaciones forestales dentro del cantón es más representativo en las parroquias de San José de Quichinche y San Pablo de Lago en el periodo de estudio. Frente a ello, el páramo es la cobertura más afectada porque en la parroquia San Pablo de Lago este ecosistema fue reemplazado por plantaciones forestales, y en la parroquia Selva Alegre fue reemplazado por mosaicos agrícolas.

Vegetación arbustiva. La vegetación arbustiva entre los años 1993-2012 tuvo una reducción de 321,69 ha, y esta tendencia continuará para el futuro, ya que para 2031 se espera que esta cobertura siga disminuyendo en 231,01 ha, respecto al año 2012. Esto significa que la vegetación arbustiva se redujo un 6% entre 1993 y 2012 y se reducirá en un 4% hasta el 2031 respecto al 2012. Esta tendencia promedio es incluso mayor a la tendencia que presenta la cuenca media-alta del río Mira, donde no superan el 1% (Arias-Muñoz *et al.*, 2024).

Esto sucedería porque en la cuenca hidrográfica la mayor pérdida de matorral sucedió en los ecosistemas secos de la parroquia Ambuquí y en el cantón Pimampiro. Asimismo, esto coincide con un estudio que analizó el cambio multitemporal de la cobertura y la fragmentación de la reserva Mache-Chindul, un área con alta presencia de matorrales. Aquí de acuerdo a Muñoz Marcillo *et al.* (2016) entre los años 2002 y 2010 la vegetación arbustiva disminuyó en 64% de superficie al pasar de 47,26 ha a 17,02 ha.

Vegetación herbácea. La vegetación herbácea entre los años 1993 y 2012 disminuyó levemente en 51,87 ha, lo que equivale a una pérdida del 7%. En cambio, para el futuro se espera que la vegetación herbácea aumente menos del 1% hasta el año 2031. Sin duda, las acciones antrópicas son las que ocasionan que existan grandes transformaciones en los factores biofísicos que son los causantes

de la fragmentación de los paisajes, pues varios de los procesos de planificación son los que influyen en la diversidad biológica y propician un deterioro en este tipo de cobertura vegetal (Abad-Auquilla, 2020).

Por otro, la simulación propone un cambio de escenario, en el cual la vegetación herbácea se restablezca e incluso se incremente. De acuerdo a Heras & Infante, (2016) esto podría suceder porque el ganado vacuno deja de estar presente en los ecosistemas herbáceos, incluso son retirados de sectores con graves perturbaciones, porque ya no encuentran alimentos. Como consecuencia, las plantas herbáceas vuelven a crecer y a restaurar el paisaje.

Páramo. El páramo entre los años 1993 y 2012 se ha reducido en 107,43 hectáreas, lo que significa que un 2 % de su superficie se perdió. Esta tendencia se espera que siga estable en el futuro, ya que para el 2031 este ecosistema se reducirá en un 3%, respecto al 2012. En general, para Vistín Guamantáqui y Barrero Medel (2017) los cambios de uso del suelo que ocasionan pérdida de páramos en ecosistemas siempre verdes montano, son consecuencia de que las comunidades indígenas han cambiado su economía y realizan actividades como la ganadería, cultivo de varias especies y la explotación de madera mediante prácticas inadecuadas. De hecho, la pérdida del páramo a través del tiempo es una constante que persiste en ecosistemas andinos (Arias-Muñoz *et al.*, 2024; Barrero-Medel *et al.*, 2022; Quichimbo *et al.*, 2012; Ross *et al.*, 2017).

Un estudio que examinó la dinámica del uso del suelo en zonas de amortiguamiento en el Parque Nacional Sangay en Ecuador determinó que, entre 1991 y 2016, la superficie del páramo disminuyó de 4146,06 hectáreas a 715 hectáreas (Barrero-Medel *et al.*, 2022). Esto se debió a que existió un aumento en las áreas destinadas a cultivos y pastizales, atribuido al crecimiento de la producción ganadera y agrícola, actividades fundamentales para la subsistencia en esta región de la microcuenca. En el mismo sentido, en la cuenca media alta del río Mira, Arias-Muñoz *et al.* (2024) proyectan que al 2030 alrededor del 52% del páramo va a verse reducido. Comparando estos hallazgos con las proyecciones de Otavalo para el año 2031, se espera que la reducción del páramo en la zona de estudio mantenga esta tendencia.

Mosaico agropecuario y cultivos. Para el año 2012, los mosaicos agropecuarios aumentaron en un 15% respecto al año 1993. En una proporción similar se incrementaría para el año 2031, considerando que presentará un aumento del 15% respecto al 2012. En áreas de Imbabura pertenecientes a la cuenca del río Mira la expansión de la frontera agropecuaria se presenta, incluso, a altos niveles altitudinales (Arias-Muñoz *et al.*, 2024). Por ejemplo, entre los años 1990 y 2000, en las zonas de Mojanda y Zuleta las fronteras agropecuarias están por sobre los 3.100 msnm a diferencia de la Esperanza y del volcán Imbabura donde la frontera no sobrepasa los 2600 msnm (Martínez, 2009).

En el cantón, el mosaico agropecuario presenta cambios más representativos en las zonas de las parroquias Selva Alegre y San José de Quichinche (Figura 3). Esto debido a que Selva Alegre es considerada como una parroquia con vocación agropecuaria, con una variedad de producción agrícola (fréjol, caña de azúcar, yuca, frutales, pastizales, entre otros) con la producción pecuaria (ganadería), básicamente en las zonas cercanas a los asentamientos humanos (Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial Selva Alegre [GADP Selva Alegre], 2011).

Esta tendencia acelerada de crecimiento agropecuario, no solo en esta parroquia, sino en todo el cantón podría deberse a factores demográficos, condiciones de mercado y acceso a tierras e incluso patrones culturales como el minifundio (Arias-Muñoz *et al.*, 2024; Martínez, 2009). Por

esos y otros motivos, los cultivos también fueron una cobertura que incrementó su superficie en un 18% al pasar de 7012,96 ha en 1993 a 8279,54 en el 2012 (Tabla 3). Este incremento se mantendrá en el futuro, porque se estima que para el año 2031 la superficie aumente en un 13% respecto al 2012.

Pastizal. Para el año 2012, los pastizales disminuyeron en un 11% respecto al año 1993. En un porcentaje similar se reducirían estas coberturas para el año 2031, al perder 1004,35 ha, con respecto al año 2012. Esta tendencia recurrente se muestra en áreas de Imbabura pertenecientes a la cuenca del río Mira (Arias-Muñoz *et al.*, 2024), porque en otras zonas andinas, como es el caso de la microcuenca del Río Blanco en Cayambe, alrededor del 19% de bosque ha sido convertido en pastizal, por efecto de la actividad agropecuaria existente (Lozano *et al.*, 2003). Las modificaciones humanas son las más determinantes en la fragmentación de los ecosistemas, lo que acelera la pérdida de hábitat y la reducción de la diversidad biológica. La conversión de bosque nativo a áreas de pastizales hace que el paisaje se fragmente y el efecto de borde sea mucho más significativo (Ruiz *et al.*, 2013).

Cuerpos de agua. Los cuerpos de agua en la zona de estudio entre el periodo de 1993-2012 disminuyeron en 7,17 ha, lo que equivale a menos del 1% y para el futuro se espera que esta tendencia se mantenga. Pese a que estos valores parecen no significativos, los cuerpos de agua implican altos impactos porque equivalen a la reducción de los espejos de agua presentes en el cantón. Este comportamiento es muy similar a lo encontrado en el altiplano mexicano, donde López Vázquez *et al.* (2015) encontraron que en el decenio 2000-2010 los cuerpos de agua disminuyeron en 1989 ha.

Poblados. La superficie de centros poblados entre el año 1993 y 2012 aumentaron alrededor de 95,21 hectáreas, lo que representa un 6% de incremento de espacios urbanos. La generación de nuevos espacios para desarrollo humano es determinante en la fragmentación de ecosistemas (Usher, 1987), lo cual se observaría en el cantón con la pérdida de ecosistemas como el bosque nativo o incluso el matorral seco. Sin embargo, son espacios que van paralelos con el crecimiento demográfico, ya que de acuerdo a datos del Instituto Nacional de Estadística y Censos, (2010) la población pasó de 344.044 habitantes en 2001 a 398.244 habitantes en 2010. Bajo esta tendencia, es normal que se proyecte que para el año 2031 los espacios urbanos se incrementen en un 7%.

Áreas sin vegetación. Las áreas sin vegetación entre los años 1993 y 2012 se han incrementado en un 41%, lo cual significa una expansión significativa de esta cobertura. Esto debido a que, en zonas andinas cada vez el suelo desnudo se expande producto del avance de la frontera agrícola y la degradación del suelo (Arias-Muñoz, *et al.*, 2023). Para autores como Arias-Muñoz *et al.* (2024), estos espacios se incrementarán en el futuro, a consecuencia de las presiones demográficas, lo cual concuerda con la simulación desarrollada.

Infraestructura. Entre los años 1993-2012, la infraestructura se expandió en un 69%, siendo la cobertura que más se expandió. En general, estos espacios son nuevas infraestructuras ocupadas por invernaderos y por vías de comunicación. Las causas directas que producen la pérdida de cobertu-

ras naturales están relacionadas con el desarrollo de nuevas infraestructuras como vías de comunicación, espacios de desarrollo industrial e incluso agroindustrial (Arias-Muñoz *et al.*, 2024; Cardozo *et al.*, 2013). El incremento de la infraestructura para el año 2031 estaría totalmente relacionada con la necesidad de la población por tener espacios para el desarrollo de actividades (Levy, 2007).

Conclusiones

El cambio de cobertura y uso del suelo en el cantón Otavalo para el periodo 1993-2012 está vinculado a las actividades antrópicas y ocasiona una pérdida de ecosistemas naturales como bosque nativo y páramo, y un incremento de espacios antrópicos como, cultivos, mosaicos agropecuarios, infraestructura y áreas sin vegetación. Por lo tanto, existe una conversión de ecosistemas vulnerables por cultivos, mosaicos agropecuarios e incluso suelos desnudos, lo cual significaría alta degradación ambiental. Además, en el cantón la superficie de los cuerpos de agua se ha reducido, lo cual demostraría aún más la influencia antrópica en el cambio de la cobertura del suelo.

Para el año 2031 se espera que estas transiciones se mantengan e incluso se profundicen. Esto debido a que se estima que el páramo y el bosque nativo disminuirán su superficie en alrededor del 3%, mientras que los mosaicos agropecuarios, cultivos y bosques plantados aumenten su superficie entre 13% y 15%. No obstante, el probable incremento de las áreas de vegetación, en un 24%, genera alertas sobre la tendencia del territorio a perder cobertura vegetal. Bajo este contexto, queda claro que el cambio de cobertura y uso de suelo del cantón Otavalo mantendrá una similar tendencia en el futuro a los cambios producidos en el pasado. Esta tendencia de cambio implica un crecimiento sostenido de la frontera agrícola y ganadera, la expansión urbana y la reducción de ecosistemas frágiles e incluso ecosistemas acuáticos.

Referencias bibliográficas

- Abad-Auquilla, A. (2020). El cambio de uso de suelo y la utilidad del paisaje periurbano de la cuenca del río Guayllabamba en Ecuador. *Revista de Ciencias Ambientales*, 54(2), 68-91. <https://doi.org/10.15359/rca.54-2.4>
- Arias-Muñoz, P., Saz, M. Á., & Escolano, S. (2023). Effects of land use change on soil erosion in the upper-middle basin of Mira river in Andean-Ecuador. *Acta Geographica Universitatis Comenianae*, 67(1), 115-140.
- Arias-Muñoz, P., Saz, M. A., & Escolano Utrilla, S. (2023). *Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: Cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador*. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22390>
- Arias-Muñoz, P., Saz-Sánchez, M. Á., & Escolano-Utrilla, S. (2024). Tendencias de cambio de usos y coberturas de suelo en la cuenca hidrográfica media-alta del río Mira en Ecuador. *Investigaciones Geográficas (España)*, 81, 155-179. <https://doi.org/10.14198/INGEO.25248>
- Astola, H., Häme, T., Sirro, L., Molinier, M., & Kilpi, J. (2019). Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region. *Remote Sensing of Environment*, 223, 257-273. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.019>

- Barrero-Medel, H., Vistín Guamantaqui, D. A., Bastidas Pacheco, H. P., Muñoz Jácome, E. A., Zárate Procel, Y., & Guerra Castellón, D. (2022). Dinámica de cambio de uso de suelo del sector Guangras en el Parque Nacional Sangay, Ecuador. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 10(1), 44-58.
- Bocco, G., Mendoza, M., & Maser, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán: Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones geográficas*, 44, 18-36.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Oost, K. V., Montanarella, L., & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 8(1), 2013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>
- Brown, D. G., Pijanowski, B. C., & Duh, J. D. (2000). Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management*, 59(4), 247-263. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0369>
- Cardozo, R., Caballero, J., Ortiz, E., Bazán, D., Palacios, F., & Rodas, O. (2013). *Análisis multitemporal: Infraestructura Vial y Cambio de Uso de la Tierra en el Chaco Paraguayo*. https://guyra.org.py/wp-content/uploads/2016/06/Informe_final_BID_Infraestructura_vial.pdf
- Cerda L, J., & Villarroel Del P, L. (2008). Evaluación de la concordancia inter-observador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Revista Chilena de Pediatría*, 79(1). <https://doi.org/10.4067/S0370-41062008000100008>
- Challenger, A., Dirzo, R., López, J. C., Mendoza, E., Lira-Noriega, A., & Cruz, I. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. *Capital natural de México*, 2, 37-73.
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37-46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Combalicer, M. S., Kim, D., Lee, D. K., Combalicer, E. A., Cruz, R. V. O., & Im, S. (2011). Changes in the forest landscape of Mt. Makiling Forest Reserve, Philippines. *Forest Science and Technology*, 7(2), 60-67. <https://doi.org/10.1080/21580103.2011.572615>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2008). *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado. 2008., México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Encina Rojas, A. (2020). Modificaciones del medio ambiente y su impacto en la población. *Población y desarrollo*, 11(9), 13-26.
- FAO. (1993). *Montes: Estadísticas ahora para mañana*.
- FAO. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales* (p. 68). FAO.

- FAO, & PNUMA. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020*. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Gidey, E., Dikinya, O., Sebego, R., Segosebe, E., & Zenebe, A. (2017). Cellular automata and Markov Chain (CA_Markov) model-based predictions of future land use and land cover scenarios (2015–2033) in Raya, northern Ethiopia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 3, 1245–1262. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0397-6>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Otavalo [GADMO]. (2015). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Otavalo—Provincia de Imbabura*. <https://www.imbabura.gob.ec/index.php/componente-territorial/instrumentos-de-planificacion/pdot-cantonal/file/505-pdot-otavalo>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial Selva Alegre (GADP Selva Alegre). (2011). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Parroquia Selva Alegre*. <https://www.imbabura.gob.ec/phocadownloadpap/K-Planes-programas/PDOT/Parroquial/PDOT%20SELVA%20ALEGRE.pdf>
- Heras, P., & Infante, M. (2016). Conservación de turberas y medios hidroturbosos en Guipúzcoa. *Conservación Vegetal*, 20.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2010). Proyecciones Poblacionales. [Ecuador en Cifras]. *Instituto Nacional de Estadística y Censos. INEC*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/proyecciones-poblacionales/>
- Lambin, E. F., Geist, H. J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Levy, S. (2007). ¿Pueden los programas sociales disminuir la productividad y el crecimiento económico? Una hipótesis para México. *El trimestre económico*, 74(295), 491–540.
- López Vázquez, V. H., Balderas Plata, M. A., Chávez Mejía, M. C., Juan Pérez, J. I., & Gutiérrez Cedillo, J. G. (2015). *Cambio de uso de suelo e implicaciones socioeconómicas en un área mazahua del altiplano mexicano*. <https://www.redalyc.org/pdf/104/10439327004.pdf>
- Lozano, P., Delgado, T., & Aguirre, Z. (2003). *Estado actual de la flora endémica exclusiva y su distribución en el Occidente del Parque Nacional Podocarpus*. Funbotánica; Herbario y Jardín Botánico” Reinaldo Espinosa”. <http://biblioteca.udet.ed>
- Martínez, C. (2009). *Dinámica de cambios de uso del suelo en zonas alto andinas del Ecuador*. Eco ciencia.
- Martínez-Ruiz, R., Azpíroz-Rivero, H. S., Cetina-Alcalá, V. M., & Gutiérrez-Espinoza, M. (2006). Importancia de las plantaciones forestales de Eucalyptus. *Ra Ximhai*, 2(3), 815–846.
- Montanarella, L. (2015). Agricultural policy: Govern our soils. *Nature*, 528(7580), 32–33. <https://doi.org/10.1038/528032a>

- Morocho, C. C., & Chuncho, G. (2019). Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. *Bosques Latitud Cero*, 9(2), 71-83.
- Muñoz Marcillo, J. L., Andrade Mesía, M., & González Osorio, B. (2016). Cambio multitemporal de la cobertura vegetal y fragmentación en la reserva ecológica "Mache-Chindul" Ecuador. *European Scientific Journal*. <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n30p152>
- Ortega Chuquín, J. U., & Arias Muñoz, D. P. (2022). Análisis de los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo: Una visión al año 2022 en la cuenca del río Cayapas-Ecuador. *SATHIRI*, 17(1), 288-311. <https://doi.org/10.32645/13906925.1116>
- Pérez-Miranda, R., Valdez Lazalde, J. R., Moreno Sánchez, F., González Hernández, A., & Valdez Hernández, J. I. (2011). Predicción espacial de cambios del uso de suelo en Texcoco, Estado de México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(5), 59-72.
- Pourrut, P. (1983). *Los climas del Ecuador: Fundamentos explicativos* (p. 43). Ministerio de Agricultura y Ganadería de Ecuador. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-10/21848.pdf
- Quichimbo, P., Tenorio, G., Borja, P., Cárdenas, I., Crespo, P., Célleri, R., & others. (2012). Efectos sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos por el cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo: Páramo de Quimsacocha al sur del Ecuador. *Suelos Ecuatoriales*, 42(2), 138-153.
- Ross, C., Fildes, S., & Millington, A. (2017). Land-Use and Land-Cover Change in the Páramo of South-Central Ecuador, 1979–2014. *Land*, 6(3), 46. <https://doi.org/10.3390/land6030046>
- Roy, H. G., Fox, D. M., & Emsellem, K. (2014). Predicting Land Cover Change in a Mediterranean Catchment at Different Time Scales. En B. Murgante, S. Misra, A. M. A. C. Rocha, C. Torre, J. G. Rocha, M. I. Falcão, D. Taniar, B. O. Apduhan, & O. Gervasi (Eds.), *Computational Science and Its Applications – ICCSA 2014* (Vol. 8582, pp. 315-330). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09147-1_23
- Ruiz, V., Savé, R., & Herrera, A. (2013). Multitemporal analysis of land use change in the Terrestrial Protected Landscape Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993-2011. *Ecosistemas*, 22(3), 117-123. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.16>
- Silva, S., & Correa, F. (2009). Análisis de la contaminación del suelo: Revisión de la normativa y posibilidades de regulación económica. *Semestre Económico*, 12 (23), 13-34. *Semestre Económico*, 12(23). http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=s0120-63462009000100002&script=sci_arttext
- Thompson, J. B., Zurita-Arthos, L., Müller, F., Chimbolema, S., & Suárez, E. (2021). Land use change in the Ecuadorian páramo: The impact of expanding agriculture on soil carbon storage. *Arcctic, Antarctic, and Alpine Research*, 53(1), 48-59. <https://doi.org/10.1080/15230430.2021.1873055>
- Tituaña Armas, M. L., & Nicolalde Paredes, L. U. (2019). Aprovechamiento de plantaciones forestales en Imbabura, Ecuador. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología*, 8(2), 98-106. <https://doi.org/10.59410/RACYT-v08n02ep01-0110>
- Usher, M. (1987). Effects of fragmentation on communities and populations: A review with applications to wildlife conservation. *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*, 103-121.

- Vijith, H., Hurmain, A., & Dodge-Wan, D. (2018). Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.09.003>
- Vistín Guamantaqui, D., & Barrero Medel, H. (2017). Estudio florístico del bosque siempre verde montaño de la comunidad de Guangrās, Ecuador. *Avances*, 19(3), 218-226.
- Weng, Q. (2002). Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*, 64(3), 273-284. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0509>