

**UNIVERSIDAD NACIONAL
TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS**



**FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

**DINÁMICA ESPACIAL DE LOS PASTIZALES EN LAS
MICROCUENCAS GANADERAS DE POMACOCHAS Y
VENTILLA (AMAZONAS) UTILIZANDO DATOS
LANDSAT EN LA PLATAFORMA DE GEE, 1990- 2020**

Autor:

Bach. Nilton Atalaya Marin

Asesor:

Ing. Elgar Barboza Castillo

Registro N°:

CHACHAPOYAS – PERÚ

2022

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM

 **UNTRM**

REGLAMENTO GENERAL
PARA EL OTORGAMIENTO DEL GRADO ACADÉMICO DE BACHILLER, MAESTRO O DOCTOR Y DEL TÍTULO PROFESIONAL

ANEXO 3-H

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM

1. Datos de autor 1
Apellidos y nombres (tener en cuenta las tildes): Atabaya Marin Nilton
DNI N°: 7620252B
Correo electrónico: 7620252B41@untrm.edu.pe
Facultad: Ingeniería Civil y Ambiental
Escuela Profesional: Ingeniería Ambiental

Datos de autor 2
Apellidos y nombres (tener en cuenta las tildes): _____
DNI N°: _____
Correo electrónico: _____
Facultad: _____
Escuela Profesional: _____

2. Título de la tesis para obtener el Título Profesional
Dinámica Espacial de los Asfálticos en las Microzonas Ganaderas de Pomacocha y Vealilla (Amazonas) Utilizando Datos Landsat en la Plataforma de GEE 1990-2020

3. Datos de asesor 1
Apellidos y nombres: Barbosa Castilla Elgar
DNI, Pasaporte, C.E N°: 70561876
Open Research and Contributor-ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9670-0970> <https://orcid.org/0000-0002-9670-0970>

Datos de asesor 2
Apellidos y nombres: _____
DNI, Pasaporte, C.E N°: _____
Open Research and Contributor-ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9670-0970>

4. Campo del conocimiento según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos- OCDE (ejemplo: Ciencias médicas, Ciencias de la Salud-Medicina básica-Immunología)
1.05.00 --Ciencias de la Tierra, Ciencias Ambientales
https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde_ford.html 105-05 --Ciencias del Medio Ambiente

5. Originalidad del Trabajo
Con la presentación de esta ficha, el(la) autor(a) o autores(as) señalan expresamente que la obra es original, ya que sus contenidos son producto de su directa contribución intelectual. Se reconoce también que todos los datos y las referencias a materiales ya publicados están debidamente identificados con su respectivo crédito e incluidos en las notas bibliográficas y en las citas que se destacan como tal.

6. Autorización de publicación
El(los) titular(es) de los derechos de autor otorga a la Universidad Nacional Tonibio Rodríguez de Mendoza de Amazonas (UNTRM), la autorización para la publicación del documento indicado en el punto 2, bajo la Licencia creative commons de tipo BY-NC. Licencia que permite distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir de su obra de forma no comercial por lo que la Universidad deberá publicar la obra poniéndola en acceso libre en el repositorio institucional de la UNTRM y a su vez en el Registro Nacional de Trabajos de Investigación -RENATI, dejando constancia que el archivo digital que se está entregando, contiene la versión final del documento sustentado y aprobado por el Jurado Evaluador.

Chachapoyas, 14 / noviembre / 2022

[Firma]
Firma del autor 1

[Firma]
Firma del autor 2

[Firma]
Firma del Asesor 1

[Firma]
Firma del Asesor 2

DEDICATORIA

Esta investigación es dedicada a mi padre Amado Asunción Atalaya Cruz y a mi madre Maximila Marin Manosalva, debido a su apoyo incondicional para lograr mis objetivos.

Nilton Atalaya Marin

AGRADECIMIENTO

A mi asesor, Ing. Elgar Barboza Castillo por la dedicación de su tiempo y apoyo para contribuir al mejor desarrollo del proyecto de investigación.

Al responsable del Laboratorio GEOMÁTICA del INDES-CES, Ing. Rolando Salas López, por su apoyo y por brindar las facilidades para la investigación, de igual manera a todo el equipo técnico del proyecto “Desarrollo de una metodología basada en drones e imágenes multiespectrales de alta resolución para la identificación y monitoreo de praderas degradadas por efecto de la ganadería extensiva como estrategia de mitigación al cambio climático en las microcuencas ganaderas de Pomacochas y Molinopampa, Amazonas” (N° E 444-2019-FONDECYT) del Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva (INDES-CES).

A los miembros del jurado Ph.D. Martha Steffany Calderón Ríos, Ing. Rolando Salas López, Mg. Nilton Beltrán Rojas Briceño por sus aportes y recomendaciones a fin de aclarar mis dudas y brindar sus aportes para elaborar un mejor trabajo.

A todas aquellas personas que de una u otra manera me ayudaron con sus aportes en esta investigación, en especial, al Ing. Jhonsy Omar Silva López.

Nilton Atalaya Marin

**AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ
DE MENDOZA DE AMAZONAS**

Ley de creación N° 27347

**Dr. Policarpio Chauca Valqui
RECTOR**

**Dr. Miguel Ángel Barrena Gurbillón
VICERRECTOR ACADÉMICO**

**Dra. Flor Teresa García Huamán
VICERRECTORA DE INVESTIGACIÓN**

**Dr. Ricardo Edmundo Campos Ramos
DECANO (e) DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL**

VISTO BUENO DEL ASESOR



UNTRM

REGLAMENTO GENERAL
PARA EL OTORGAMIENTO DEL GRADO ACADÉMICO DE
BACHILLER, MAESTRO O DOCTOR Y DEL TÍTULO PROFESIONAL

ANEXO 3-L

VISTO BUENO DEL ASESOR DE TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

El que suscribe el presente, docente de la UNTRM ()/Profesional externo (), hace constar que ha asesorado la realización de la Tesis titulada Dinámica Espacial de los Pastizales en las Microcuencas Ganaderas de Pomacochas y Ventilla (Amazonas) Utilizando Datos Landsat en la Plataforma de GEE, 1990-2020 del egresado Nilton Atalayo Marín de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de esta Casa Superior de Estudios.



El suscrito da el Visto Bueno a la Tesis mencionada, dándole pase para que sea sometida a la revisión por el Jurado Evaluador, comprometiéndose a supervisar el levantamiento de observaciones que formulen en Acta en conjunto, y estar presente en la sustentación.

Chachapoyas, 14 de noviembre de 2022


Elgar Barboza Castillo

Firma y nombre completo del Asesor

JURADO EVALUADOR



Ph.D. Martha Steffany Calderón Ríos

PRESIDENTE



Ing. Refando Salas López

SECRETARIO



Mg. Nilton Beltrán Rojas Briceño

VOCAL

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS



ANEXO 3-Q

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

Los suscritos, miembros del Jurado Evaluador de la Tesis titulada:

Dinámica Espacial de los Postizales en las Microcuencas Ganaderas de Pumasoches y Ventilla (Amazonas) Utilizando Datos Levantados en la Plataforma de GEE, 1990-2020
presentada por el estudiante ()/egresado (x) Nilton Atalaya Marín
de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental
con correo electrónico institucional F620252B4@untrm.edu.pe


después de revisar con el software Turnitin el contenido de la citada Tesis, acordamos:

- a) La citada Tesis tiene 20 % de similitud, según el reporte del software Turnitin que se adjunta a la presente, el que es menor (x) / igual () al 25% de similitud que es el máximo permitido en la UNTRM.
- b) La citada Tesis tiene _____ % de similitud, según el reporte del software Turnitin que se adjunta a la presente, el que es mayor al 25% de similitud que es el máximo permitido en la UNTRM, por lo que el aspirante debe revisar su Tesis para corregir la redacción de acuerdo al Informe Turnitin que se adjunta a la presente. Debe presentar al Presidente del Jurado Evaluador su Tesis corregida para nueva revisión con el software Turnitin.

Chachapoyas, 17 de noviembre del 2022




SECRETARIO


VOCAL


PRESIDENTE

OBSERVACIONES:

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS



UNTRM

REGLAMENTO GENERAL
PARA EL OTORGAMIENTO DEL GRADO ACADÉMICO DE
BACHILLER, MAESTRO O DOCTOR Y DEL TÍTULO PROFESIONAL

ANEXO 3-5

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

En la ciudad de Chachapoyas, el día 03 de noviembre del año 2022 siendo las 16:30 horas, el aspirante: Nilton Atalaya Marin, asesorado por Ing. Elgar Barboza Castillo defiende en sesión pública presencial () / a distancia () la Tesis titulada: Dinámica Espacial de los Pastizales en las Microcuencas Ganaderas de Pomacochas y Ventilla (Amazonas) Utilizando Datos Landsat en la Plataforma de GEE, 1990-2010 para obtener el Título Profesional de Ingeniero Ambiental a ser otorgado por la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas; ante el Jurado Evaluador, constituido por:

Presidente: Ph.D. Martha Steffany Calderón Ríos

Secretario: Ing. Rolando Salas López

Vocal: Ing. Nilton Beltrán Rojas Briceño

Procedió el aspirante a hacer la exposición de la Introducción, Material y métodos, Resultados, Discusión y Conclusiones, haciendo especial mención de sus aportaciones originales. Terminada la defensa de la Tesis presentada, los miembros del Jurado Evaluador pasaron a exponer su opinión sobre la misma, formulando cuantas cuestiones y objeciones consideraron oportunas, las cuales fueron contestadas por el aspirante.

Tras la intervención de los miembros del Jurado Evaluador y las oportunas respuestas del aspirante, el Presidente abre un turno de intervenciones para los presentes en el acto de sustentación, para que formulen las cuestiones u objeciones que consideren pertinentes.

Seguidamente, a puerta cerrada, el Jurado Evaluador determinó la calificación global concedida a la sustentación de la Tesis para obtener el Título Profesional, en términos de:

Aprobado () por Unanimidad () / Mayoría () Desaprobado ()

Otorgada la calificación, el Secretario del Jurado Evaluador lee la presente Acta en esta misma sesión pública. A continuación se levanta la sesión.

Siendo las 17:10 horas del mismo día y fecha, el Jurado Evaluador concluye el acto de sustentación de la Tesis para obtener el Título Profesional.


SECRETARIO


VOCAL


PRESIDENTE

OBSERVACIONES:

CONTENIDO GENERAL

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM	ii
DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTO	iv
AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS	v
VISTO BUENO DEL ASESOR	vi
JURADO EVALUADOR	vii
CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS	viii
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS	ix
ÍNDICE DE TABLAS	xi
ÍNDICE DE FIGURAS	xii
RESUMEN	xiii
ABSTRACT	xiv
I. INTRODUCCIÓN	15
II. MATERIAL Y MÉTODOS	18
2.1. Área de estudio.....	18
2.2. Diseño metodológico.....	19
2.3. Datos espaciales de entrada.....	20
2.4. Pre-procesamiento.....	20
2.5. Clasificación de imágenes satelitales.....	21
2.6. Intensidad de cambios y matrices de transición.....	23
III. RESULTADOS	24
3.1. Mapas Pastizal y No Pastizal.....	24
3.2. Tasas de cambio (<i>s</i>).....	26
3.3. Evaluación de cambios de Pastizales a No Pastizales por período.....	29
IV. DISCUSIÓN	32
V. CONCLUSIONES	35
VI. RECOMENDACIONES	35
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
ANEXOS	47

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1: Características generales espaciales, espectrales y número de imágenes por año para las colecciones Landsat 5, 7 y 8.....</i>	<i>20</i>
<i>Tabla 2: Índices espectrales utilizados para la estimación.</i>	<i>21</i>
<i>Tabla 3: Área (en ha) de pastizal y no pastizal en 1990, 2000, 2010 y 2020 en las microcuencas de Pomacochas y Ventilla.....</i>	<i>24</i>
<i>Tabla 4: Matriz de tabulación cruzada, tasa de cambio e índices de cambio para pastizales y no pastizales en la microcuenca Pomacochas durante tres periodos de análisis (área en ha y %).</i>	<i>27</i>
<i>Tabla 5: Matriz de tabulación cruzada, tasa de cambio e índices de cambio para pastizales y no pastizales en la microcuenca Ventilla durante tres periodos de análisis (área en ha y %).</i>	<i>28</i>

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación del área de estudio en la región Amazonas; a) microcuenca Pomacochas en la provincia de Bongará y b) microcuenca Ventilla en la provincia de Chachapoyas.....	19
Figura 2: Flujograma metodológico utilizado para evaluar la dinámica espacial de pastizales utilizando datos Landsat en microcuencas ganaderas de Amazonas (Perú). 19	
Figura 3: Toma de datos de entrenamiento utilizando el receptor GPS en las microcuencas Pomacochas y Ventilla. a – d: fotos que muestran Pastizales de uso intensivo en diferentes etapas, e – h: fotos que muestran No Pastizales: Pajonal, Agua, Bosque y Áreas Urbanas.....	22
Figura 4: Mapas de la dinámica de pastizales desde 1990 a 2020. a) microcuenca Pomacochas y b) microcuenca Ventilla.....	25
Figura 5: Valores de precisión global e índice de Kappa para las microcuencas Pomacochas y Ventilla.....	26
Figura 6: Área de Pastizal y No Pastizal en 1990, 2000, 2010 y 2020 en la microcuenca Pomacochas.	26
Figura 7: Área de pastizal y no pastizal en 1990, 2000, 2010 y 2020 en la microcuenca Ventilla.....	28
Figura 8: Aumento y disminución de Pastizal y No Pastizal en % para cada periodo de análisis en la microcuenca Pomacochas.	29
Figura 9: Aumento y disminución de Pastizal y No Pastizal en % para cada periodo de análisis en la microcuenca Ventilla.....	30
Figura 10: Mapas de procesos de cambio y estabilidad ocurridos entre 1990–2000, 2000–2010 y 2010–2020 en las microcuencas de Pomacochas (a – c) y Ventilla (d – f).	31

RESUMEN

En Perú, el monitoreo de los pastizales es fundamental para apoyar las políticas públicas relacionadas con la identificación, recuperación y manejo de los sistemas ganaderos. En este contexto, en este estudio se evaluó la dinámica espacial de los pastizales en las microcuencas de Pomacochas y Ventilla, Amazonas (Perú). Para ello, se utilizaron imágenes Landsat 5, 7 y 8 e índices de vegetación (índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), Índice de Vegetación mejorado (EVI) e Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI). Los datos se procesaron en Google Earth Engine para los años 1990, 2000, 2010 y 2020 mediante el uso del algoritmo de clasificación Random Forest (RF). Esto permitió el mapeo superficial de pastizales con presiones superiores al 85% en ambas microcuencas. Por su parte, la dinámica espacial de pastizales para el periodo 1990–2020, estuvo caracterizado por un incremento de 18% para Pomacochas (2457.03 a 3659.37 ha) y de 9.5% en Ventilla (1932.38 a 4056.26 ha). En efecto, este estudio pretende brindar información útil para la planificación territorial y con potencial replicabilidad para otras regiones ganaderas del país. Además, podría utilizarse para mejorar la gestión de los pastizales y promover la ganadería semiextensiva.

Palabras clave: Dinámica de pastizales; ganadería sostenible; Google Earth Engine (GEE); Landsat; Random Forest (RF); teledetección.

ABSTRACT

In Peru, the monitoring of grasslands is essential to support public policies related to the identification, recovery, and management of livestock systems. In this context, in this study we evaluated the spatial dynamics of grasslands in the Pomacochas and Ventilla micro-watersheds, Amazonas (NW Peru). For this, Landsat 5, 7 and 8 images and vegetation indices, such as Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Enhanced Vegetation Index (EVI) and Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) were used. The data were processed in Google Earth Engine (GEE) for the years 1990, 2000, 2010 and 2020 through the use of the Random Forest (RF) classification algorithm, allowing surface mapping of grasslands with pressures greater than 85% in both micro-basins. The spatial distribution of grasslands for the period 1990-2020 was characterized by an increase of 18% for Pomacochas (2,457.03 to 3,659.37 ha) and 9.5% for Ventilla (1,932.38 to 4,056.26 ha). This study provides useful information for territorial planning and has potential replicability for other cattle-raising regions of the country, and could also be used to improve pasture management and promote semi-extensive cattle ranching.

Keywords: Grassland dynamics; Google Earth Engine (GEE); Landsat; Random Forest (RF); remote sensing; sustainable livestock.

I. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, hay >4100 millones de hectáreas de pastizales, lo que representa el 40% de la superficie terrestre (Wang et al., 2019). Los pastizales se encuentran entre los principales ecosistemas terrestres que brindan numerosos servicios ecosistémicos (Blair y Briggs, 2014; Umuhoza et al., 2021). Entre ellos, estos servicios incluyen la captura de dióxido de carbono (7.7 t CO₂/ha) (Flores, 2017), el mantenimiento de los niveles de nutrientes en el suelo a largo plazo (Rebollo y Gómez, 2003), la protección contra la erosión eólica, la fijación de arena y la conservación del agua (Lyu et al., 2020). Además, los pastizales son fuente de bienes y servicios para la población y proporcionan alimento, forraje y energía para el ganado (CONICET, 2014). Los pastos y plantas similares son la vegetación dominante en todos los pastizales y proporcionan una gran cantidad de biomasa subterránea (Blair y Briggs, 2014).

La degradación de la vegetación de los pastizales durante los últimos 50 años (Cuesta et al., 2012) se ha relacionado con el aumento del número de cabezas de ganado que consumen 3 900 millones de ha de pastizales (Perez, 2008). Se estima que, en los próximos 10 años, la capacidad de carga variará de 2 a 0.5 vacas/ha (Padilla et al., 2009), lo que contribuirá al desarrollo de un importante conflicto entre la superficie de pastoreo y el número de cabezas de ganado (Wang et al., 2010). Sin embargo, el aumento de la ganadería exige una cantidad cada vez mayor de nuevas parcelas de pastos que contribuyen a la pérdida de cobertura vegetal (Mamani y Servan, 2018) y fertilidad del suelo (Chen et al., 2017). Otros factores, como el clima, los incendios forestales y el pastoreo, afectan la composición, estructura y funcionamiento de los pastizales (Blair y Briggs, 2014). En las Américas, se perdieron aproximadamente 1.5 millones de ha entre 2014 y 2015 (IPBES, 2018) y se degradaron 650 millones de ha (Padilla et al., 2009). Solo el 10% de los pastizales están protegidos y rara vez han sido un objetivo en las agendas internacionales de conservación, se han subestimado y se ha invertido poco para calcular los beneficios que brindan a las personas y la naturaleza (Bolt, 2021).

Comprender la dinámica espaciotemporal de los pastizales es importante para promover una mejor gobernanza territorial, la optimización de bienes y servicios de regulación, apoyo y aprovisionamiento (Zeme et al., 2015). El monitoreo de las condiciones de los pastizales a través de datos de teledetección requiere regularidad y calidad temporal para generar resultados cartográficos del escenario de desarrollo vegetativo afectado por la dinámica fenológica y los efectos a largo plazo de las tendencias de cambio de la

vegetación global (Hott et al., 2019; Lu et al., 2003). En este sentido, el uso de tecnologías de teledetección está demostrando ser una herramienta prometedora para apoyar el manejo eficiente de los pastizales permanentes mediante el suministro de información sobre la composición botánica, estructura, fenología, cantidad y calidad (Ali et al., 2016; Fauvel et al., 2020; Wachendorf et al., 2018). En los últimos años, la creciente disponibilidad de datos satelitales, el desarrollo de nuevos algoritmos y plataformas de computación en la nube, ha permitido analizar y generar productos capaces de capturar más detalles a escala planetaria (Gorelick et al., 2017; Tamiminia et al., 2020). Por ejemplo, el uso de sensores como el radiómetro avanzado de muy alta resolución (AVHRR) y el espectroradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS) han permitido el análisis espaciotemporal de grandes extensiones de pastizales (Parente y Ferreira, 2018; Yu et al., 2021). Sin embargo, estos productos presentan limitaciones para evaluar áreas pequeñas, debido a su baja resolución espacial (mayores a 250 m) (Peng et al., 2017). En este contexto, el procesamiento de datos de teledetección es un requisito importante para generar información espacial específica con calidad científica adecuada para el monitoreo a mediano y largo plazo a diferentes escalas (Barboza et al., 2020). Además, el uso de sensores ópticos de mayor resolución espacial como Sentinel (~10 m) y Landsat (~30 m) se han utilizado para evaluar los pastizales (Amies et al., 2021; Serrano et al., 2021; Tangud et al., 2019).

En el mapeo de diferentes áreas de pastizales en el mundo, se han utilizado imágenes del sensor Landsat mediante clasificación automatizada y en la plataforma de computación en la nube Google Earth Engine (GEE) (Fassnacht et al., 2015; Parente et al., 2019). Además, las imágenes de satélite Sentinel se han utilizado para evaluar la calidad de los pastos con fines de gestión y conservación utilizando modelos de regresión de mínimos cuadrados parciales (PLS) (Fernández et al., 2021). Otros estudios aplicaron el método de clasificación automática “*Bosque aleatorio*” (Random Forest - RF) de imágenes MODIS para la evaluación de la dinámica espacial y ocupación de pastizales (Hott et al., 2019; Parente y Ferreira, 2018).

En las últimas décadas, el uso de índices de vegetación obtenidos por teledetección ha sido ampliamente utilizado para la evaluación fenológica de cultivos, la clasificación de la vegetación, los recursos hídricos y el monitoreo de ecosistemas (Cord et al., 2017; Elbeltagi et al., 2020; Cecilia et al., 2016; Matsushita et al., 2007). Los índices de vegetación son la combinación aritmética de dos o más bandas de diferente reflectancia

del espectro rojo, verde, azul e infrarrojo cercano con varias resoluciones espectrales (Huete et al., 1999). El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Rouse et al., 1973) es uno de los índices más utilizados en todo el mundo. Entre sus ventajas, ayuda a reducir el ruido causado por los cambios en los ángulos del sol, la topografía, las nubes o sombras y las condiciones atmosféricas (Huete et al., 1999; Matsushita et al., 2007). Sin embargo, este índice se ve afectado a niveles más altos de biomasa debido a las variaciones en la cobertura del dosel (Gao et al., 2000). Para superar estos inconvenientes, se han utilizado índices alternativos como el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (Gao et al., 2003) y el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI) (Huete, 1988). El EVI reduce estos errores y mejora la estimación de la biomasa al corregir los efectos adversos de los factores ambientales, como las condiciones atmosféricas y el fondo del suelo (Huete et al., 1999; Kumari et al., 2021). Además, SAVI se usa para corregir la influencia del brillo del suelo en áreas donde la cobertura vegetal es baja, lo que mejora el efecto topográfico (Huete, 1988).

La evaluación de la respuesta fenológica ha sido mediante el uso de series temporales de imágenes Landsat, Sentinel y MODIS mediante la aplicación de índices espectrales como NDVI, EVI y SAVI. Asimismo, varios estudios desarrollaron enfoques de clasificación para mapear pastizales y otros usos de la tierra utilizando múltiples sensores, plataformas y algoritmos de clasificación automática en Brasil (Parente et al., 2019; Parente y Ferreira, 2018), Estados Unidos (Wang et al., 2019) y otras regiones del mundo (Edirisinghe et al., 2012; Gorelick et al., 2017; Shelestov et al., 2017; Wang et al., 2017). A pesar de algunos trabajos previos en Perú (Caro et al., 2014; Oliva et al., 2019; Tovar, 2005) en cuanto a las microcuencas ganaderas, la ausencia de mapas de pastizales limita el análisis espaciotemporal de los mismos y sus implicaciones en las dinámicas territoriales, económicas y ambientales.

Considerando la dinámica del uso agrícola del suelo en el Perú, los pastizales son un activo importante para el país, que cubre 18 millones de ha de pastos naturales y puede ser utilizado como reserva de suelo y como alimento para los 2.3 millones de unidades agrícolas (MINAGRI, 2017). A nivel nacional, más del 60% de los pastizales altoandinos se encuentran en proceso de degradación (Estrada et al., 2018) debido al sobrepastoreo, incendios y manejo inadecuado (Pasricha y Ghosh, 2019; Rolando et al., 2018). En este contexto, debido a la importancia de los pastizales para el desarrollo de actividades antrópicas (ganadería, avicultura y otras) y los servicios ecosistémicos que brindan, los

pastizales representan un recurso valioso para el ser humano. Por tanto, este estudio tuvo como objetivo evaluar la dinámica espacial de los pastizales en las microcuencas ganaderas de Pomacochas y Ventilla mediante el uso de imágenes Landsat en la plataforma GEE. En consecuencia, se *i*) identificó la cobertura de los pastizales y se *ii*) determinó la dinámica de los pastizales durante los años 1990, 2000, 2010 y 2020.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Amazonas se encuentra en el norte del Perú, con una superficie aproximada de 39,25 km² y un gradiente altitudinal que se extiende de 120 a 4900 msnm de norte a sur (Barboza et al., 2020). Se pueden identificar cuatro tipos de ecosistemas: (i) bosque de tierras bajas, (ii) bosque seco tropical, (iii) bosques y pastizales andinos y (iv) bosque alto o yunga, y estos ecosistemas se distribuyen de norte a sur con alta diversidad biofísica. La agricultura y la ganadería son las principales actividades económicas y ocupan el 20,24% y el 4,66% de la superficie de la Amazonía, respectivamente (Rodríguez et al., 2010; Rojas et al., 2020). Se han identificado cuatro áreas dedicadas a la ganadería: (1) Pomacochas-Jumbilla (Bongará), (2) Molinopampa (Chachapoyas), (3) Leimebamba (Chachapoyas) y (4) Chiriaco. Los tres primeros se ubican en zonas de clima templado a altitudes superiores a los 2000 msnm, donde predomina el ganado lechero y las razas mejoradas (Encina et al., 2021). En la última zona predomina el ganado y el clima es cálido y húmedo (Ramírez, 2010).

Las áreas de Molinopampa y Pomacochas se ubican en las provincias de Chachapoyas y Bongará, respectivamente, donde se encuentran las microcuencas ganaderas de Ventilla (Molinopampa) y Pomacochas (**Figura 1**). La alimentación del ganado se basa en pastizales manejados (combinados con sistemas silvopastoriles y forrajes) y pastizales naturales, y existe un sistema de crianza a campo abierto y semi-intensivo (Murga et al., 2018; Rojas et al., 2020; Vásquez et al., 2020). Los pastizales naturales están destinados al pastoreo y se han formado sobre áreas de bosque primario abierto para instalar cultivos (Oliva et al., 2019). Sin embargo, como resultado de las malas prácticas agrícolas, la deforestación, la construcción de infraestructura y el pastoreo excesivo, estos ecosistemas se están degradando (Barboza et al., 2020; Oliva et al., 2019; Rojas et al., 2020; Vásquez et al., 2020). A la fecha no se conoce la extensión superficial exacta de los pastizales de estas microcuencas ni su dinámica espaciotemporal; por lo que se desarrolló el presente estudio.

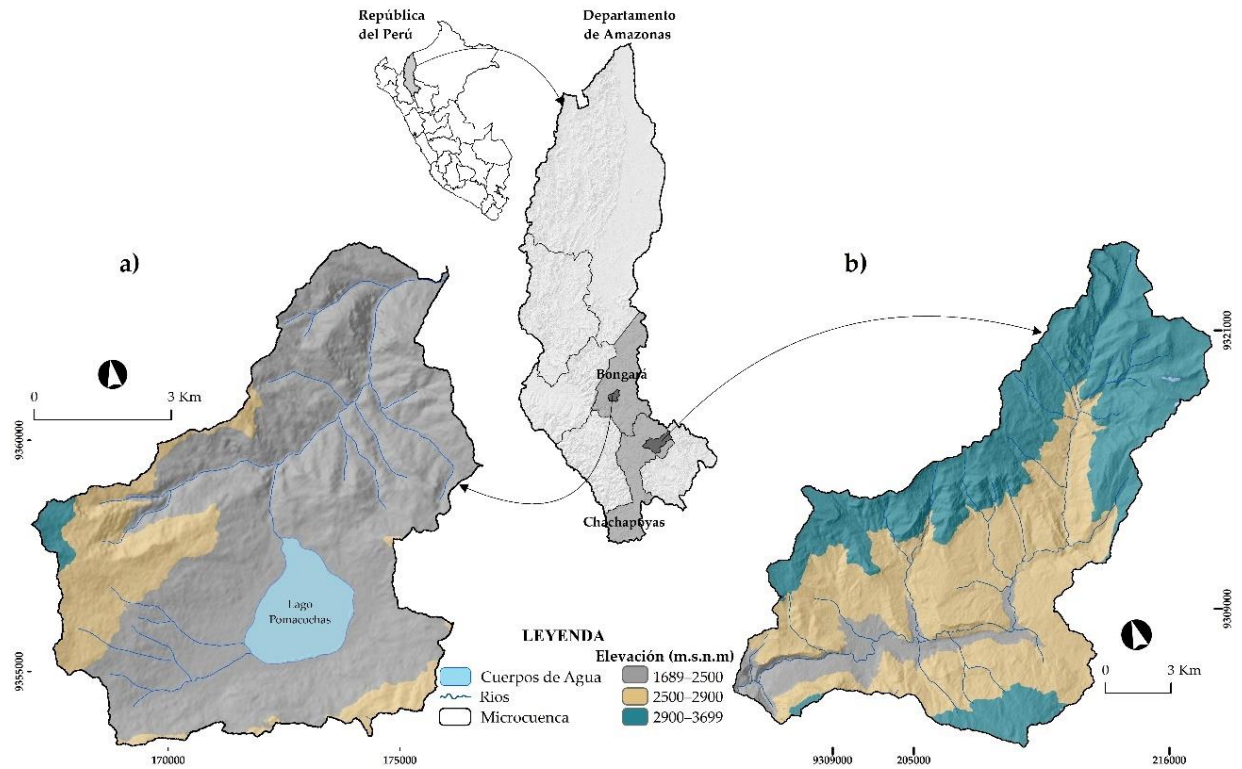


Figura 1: Ubicación del área de estudio en la región Amazonas; a) microcuenca Pomacochas en la provincia de Bongará y b) microcuenca Ventilla en la provincia de Chachapoyas.

2.2. Diseño metodológico

La **Figura 2** muestra el diagrama de flujo utilizado para evaluar la dinámica espacial de los pastizales utilizando datos Landsat en dos microcuencas ganaderas de Amazonas (Perú). En resumen, se determinó la temporalidad de las imágenes satelitales, y luego se procesaron las imágenes utilizando Teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG). La precisión temática y la intensidad de los cambios se evaluaron en diferentes períodos de evaluación. Posteriormente, en un ambiente SIG, se identificaron las áreas de pérdida y aumento de pastizales en el área de estudio.

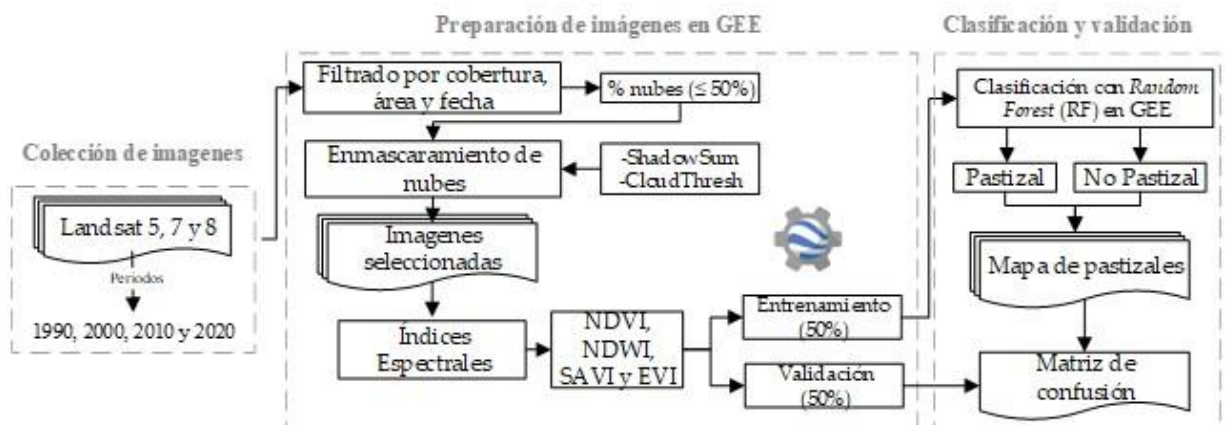


Figura 2: Flujograma metodológico utilizado para evaluar la dinámica espacial de pastizales utilizando datos Landsat en microcuencas ganaderas de Amazonas (Perú).

2.3. Datos espaciales de entrada

Hay varios productos disponibles que permiten la identificación de pastizales para diferentes áreas del mundo. En este estudio, utilizamos datos ópticos disponibles en la plataforma GEE. Entre ellas, se recopilieron en la plataforma GEE las imágenes Landsat multispectrales disponibles del Centro de Estudios Geológicos de los EE.UU. Landsat Collection 1 Level 1 y Tier 1 son productos de reflectancia superficial (SR) con ortorrectificación y una resolución espacial de 30 m en bandas espectrales que son adecuados para la comparación y la detección multitemporal de cambios (Chuvieco, 2016; Masek et al., 2006). La adquisición de las imágenes incluyó el mosaico de los años 1990, 2000, 2010 y 2020. Las colectas anuales tuvieron una resolución espacial de 30 m (Tabla 1), nubosidad máxima del 50%, 7 bandas espectrales, resolución temporal de 16 días y resolución espacial de 30m (Souza et al., 2020).

Tabla 1: Características generales y número de imágenes por año para las colecciones Landsat 5, 7 y 8.

	Nr. de Imágenes (cloud cover < 50%)							
	Microcuenca Ventilla				Microcuenca Pomacochas			
	1900	2000	2010	2020	1900	2000	2010	2020
LANDSAT/LC05/C01/T1_SR	7	3	4	0	2	2	2	0
LANDSAT/LE07/C01/T1_SR	0	2	3	0	0	0	0	0
LANDSAT/LC08/C01/T1_SR	0	0	0	12	0	0	0	3

2.4. Pre-procesamiento

El primer paso de procesamiento fue construir mosaicos anuales de imágenes Landsat sin nubes. Para este propósito, se aplicaron máscaras de nubes utilizando el algoritmo de la función de máscara (CFMASK) (Foga et al., 2017), la máscara de valores atípicos oscuros temporales (TDOM) (Housman et al., 2018), el enmascaramiento de nubes y la información de evaluación de la calidad de la banda (BQA) disponible en la colección Landsat. Luego, se generaron mosaicos anuales de imágenes mediante la aplicación de reductores estadísticos usando funciones matemáticas en GEE como la mediana, el máximo y el mínimo (Souza et al., 2020). Posteriormente, se aplicaron tres índices de vegetación basados en datos de reflectancia de las bandas del Infrarrojo Cercano (NIR),

rojo, azul y verde (**Tabla 2**). En concreto, el NDVI, SAVI y EVI están relacionados con el verdor de la vegetación y ayudan a identificar la cobertura vegetal (Wang et al., 2017). Además, el índice NDWI (Mcfeeters, 1996) se utilizó para delinear las características de los cuerpos de agua presentes en el área de estudio

Tabla 2: Índices espectrales utilizados para la estimación.

Nombre	Fórmula	Fuente
Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)	$\left(\frac{NIR - Red}{NIR + Red}\right)$	(Rouse et al., 1973)
Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI)	$\frac{(NIR - Red) * 1.5}{(NIR + Red + 0.5)}$	(Huete, 1988)
Índice de Vegetación Mejorado (EVI)	$2.5 \frac{NIR - Red * 1.5}{(NIR - 6 * Red + 7.5 * Blue) + 1}$	(Gao et al., 2003)
Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI)	$\left(\frac{Green - NIR}{Green + NIR}\right)$	(Mcfeeters, 1996)

El NDVI define la cubierta vegetal con la diferencia en la reflectancia visible e infrarroja cercana y se usa ampliamente para monitorear la dinámica de la vegetación a diferentes escalas (Tucker, 1979; Zhu et al., 2013). El EVI fue desarrollado para optimizar la señal de vegetación con mejoras en la sensibilidad en regiones con alta biomasa y vegetación, lo que permite el monitoreo de la vegetación y reduce la influencia atmosférica (Huete et al., 2002). Adicionalmente, SAVI se aplica en el análisis de la vegetación en etapas de crecimiento inicial o vegetación dispersa con exposición de la superficie terrestre (Ren et al., 2018; Rhyma et al., 2020).

2.5. Clasificación de imágenes satelitales

Para la clasificación, se recolectaron datos de entrenamiento de campo de las clases “Pastizales” y “No Pastizales” mediante el uso de un receptor del Sistema de Satélite de Navegación Global (GNSS) y registros fotográficos (**Figura 3**) (Chuvienco, 2016; Wang et al., 2017). El mapeo de pastizales se basó en mosaicos anuales y la aplicación de clasificación supervisada. El enfoque utilizó varias respuestas espectrales durante un año y se consideraron las mejores imágenes (sin nubes y sin sombras de nubes) (Parente y Ferreira, 2018).



Figura 3: Toma de datos de entrenamiento utilizando el receptor GPS en las microcuencas Pomacochas y Ventilla. a – d: fotos que muestran áreas de Pastizales de uso intensivo en diferentes etapas; e – h: fotos que muestran en áreas de No Pastizales: Pajonal, Agua, Bosque y Áreas Urbanas.

El enfoque de clasificación que se utilizó fue Random Forest (RF), un algoritmo que considera la combinación de predictores de árboles de decisión basados en un voto mayoritario para elegir una clase final (Breiman, 2001). Se crearon imágenes multibanda

que incluían NDVI, SAVI y EVI que mejoraron el rendimiento de los algoritmos de clasificación de imágenes al identificar las clases de pastizales y no pastizales en GEE (Tsai et al., 2018). Los resultados de la clasificación, con la probabilidad por píxel de las clases pastizales y no pastizales, se exportaron a Google Drive. Estos datos se descargaron a una estación de trabajo local y se combinaron para producir mapas interanuales de pastizales para las dos microcuencas. Para mejorar los mapas clasificados, las imágenes se compararon visualmente en combinación RGB con el mapa clasificado de cada año de análisis (FAO, 2001). Los píxeles del año uno se consideró como referencia para corregir los píxeles del año 2, además de identificar posibles errores de clasificación y descartar píxeles en cuerpos de agua y otros usos. Finalmente, para todos los mapas de pastizales, se utilizó un área cartográfica mínima de 0,5 ha (MINAM, 2014).

Los mapas finales de pastizal se evaluaron utilizando 3648 puntos distribuidos aleatoriamente por igual en las clases de pastizal y no pastizal, asumiendo un error de precisión del 2% dentro de un intervalo de confianza del 96% (Chuvienco, 2016; MINAM, 2014). Los puntos fueron inspeccionados visualmente para cada año. El uso de estos puntos permitió calcular la Precisión del Usuario (UA), que corresponde a errores de comisión (desde la perspectiva del usuario), y la Precisión del Productor (PA), que está asociada a errores de omisión (desde la perspectiva del productor). Además, se estimaron la Precisión Global (GA) y el índice Kappa (k) (Chuvienco, 2016; Padilla et al., 2014).

2.6. Intensidad de cambios y matrices de transición

Se determinó la intensidad de los cambios en cada clase para cada período analizado (1990-2000, 2000-2010 y 2010-2020) (Rojas et al., 2019), y se construyeron matrices de tabulación cruzada para cuantificar la pérdida o ganancia de cada clase (Chuvienco, 2016; Pontius et al., 2004). Finalmente, la tasa de cambio anual (s) propuesta por la FAO (2001) se calculó con la **Ecuación (1)**, donde.

$$s = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{1/t_2-t_1} - 1 \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde, S_1 y S_2 son las superficies de CUS en la fecha t_1 y t_2 , respectivamente. Un valor negativo de S indica una disminución de la CUS y, si S es mayor que cero, hay un aumento de la misma.

III. RESULTADOS

3.1. Mapas Pastizal y No Pastizal

La clase pastizal para los últimos 30 años mostró un incremento en las cuencas de Pomacochas y Ventilla. En la microcuenca Pomacochas, la superficie de pastizal era del 38,6% (2457,03 ha) en 1990; sin embargo, para el 2020, la superficie aumentó al 57,4% (3659,37 ha). Por su parte, la microcuenca Ventilla reportó un área de pastizal de 8.6% (1932.38 ha) en 1990 y para el 2020 el área aumentó a 18.1% (4056.26 ha) (**Tabla 3**).

Tabla 3: Área (en ha) de pastizal y no pastizal en 1990, 2000, 2010 y 2020 en las microcuencas de Pomacochas y Ventilla.

Clase	1990		2000		2010		2020		1990 - 2020	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Pomacochas										
Pastizal	2 457.03	38.6	2 679.29	42.1	3 022.19	47.4	3 659.38	57.4	1 202.34	48.9
No pastizal	3 913.25	61.4	3 690.99	57.9	3 348.09	52.6	2 710.91	42.6	-1 202.34	-30.7
Total	6 370.28	100.0	6 370.28	100.0	6 370.28	100.0	6 370.28	100.0		
Ventilla										
Pastizal	1 932.39	8.6	3 741.63	16.7	3 629.22	16.2	4 056.26	18.08	2 123.87	109.9
No pastizal	20 500.81	91.4	18 691.56	83.3	18 803.97	83.8	18 376.93	81.92	-2 123.87	-10.4
Total	22 433.19	100.0	22 433.19	100.0	22 433.19	100.0	22 433.19	100.0		

La distribución espacial de los pastizales en la microcuenca Pomacochas aumentó hacia el suroeste y noreste de la microcuenca, especialmente en áreas cercanas al lago Pomacochas, ciudad de Florida y a lo largo de caminos y carreteras. Asimismo, en la microcuenca Ventilla, el aumento de pastizales fue mayor y se distribuyó hacia el suroeste en ambas márgenes del curso bajo del río Ventilla, cerca de la ciudad de Molinopampa (**Figura 4**).

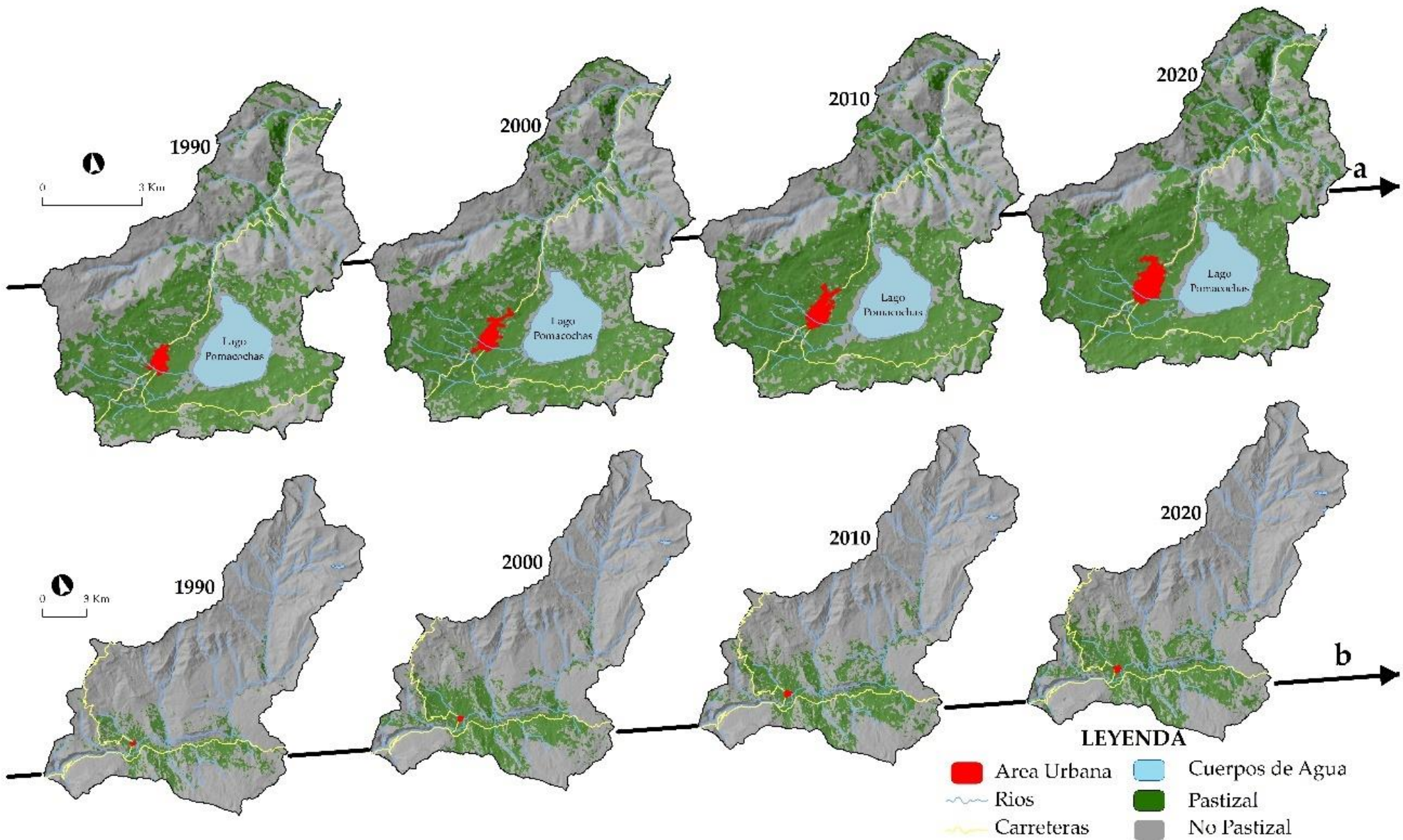


Figura 4: Mapas de la dinámica de pastizales desde 1990 a 2020. a) microcuenca Pomacochas y b) microcuenca Ventilla.

La validación estadística de los mapas generados se logró en base a puntos de validación para cada microcuenca, lo que permitió la comparación de GA y Kappa (**Figura 5**). El AG obtenido para la microcuenca Pomacochas en 1990, 2000, 2010 y 2020 estuvo entre 0.94 y 0.96 y el Kappa varió entre 0.87 y 0.92; mientras que la microcuenca Ventilla presentó GA entre 0.94 y 0.97 para 1990, 2000, 2010 y 2020, con valores kappa entre 0.88 y 0.93

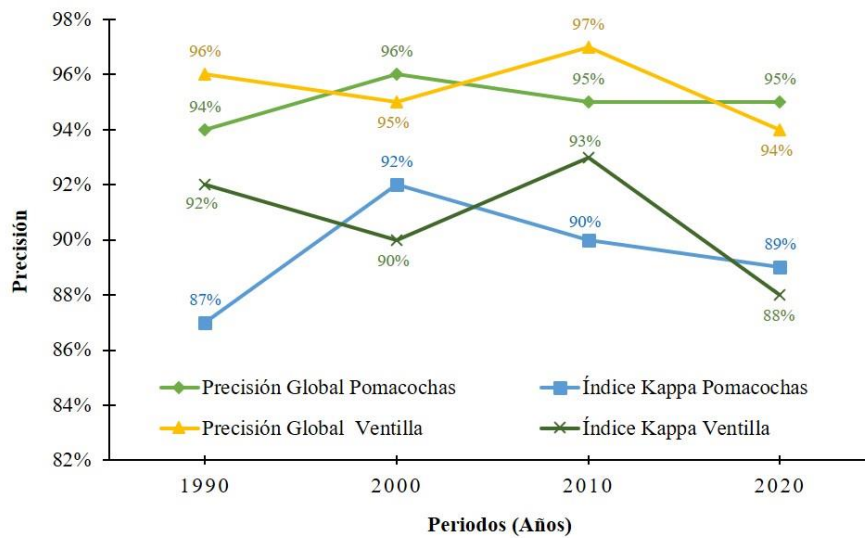


Figura 5: Valores de precisión global e índice de Kappa para las microcuencas Pomacochas y Ventilla.

3.2. Tasas de cambio (s)

La dinámica espaciotemporal de pastizales y no pastizales para la microcuenca Pomacochas mostró un incremento de 18.8% (1202.34 ha) (**Figura 6**). Sin embargo, para los dos últimos años (2010 y 2020), el mayor aumento de pastizales se registró en un 10,0% (637,18 ha).

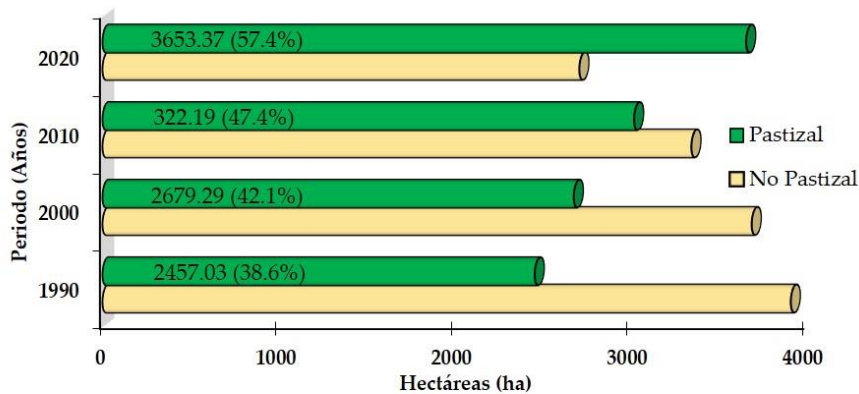


Figura 6: Área de Pastizal y No Pastizal en 1990, 2000, 2010 y 2020 en la microcuenca Pomacochas.

En este estudio se dedujo que las tasas estimadas para los periodos P1 (1990-2000), P2 (2000-2010) y P3 (2010-2020) en la microcuenca Pomacochas presentaron cambios marcados entre pastizal (aumento) y no pastizales (disminución). Los cambios que se realizaron en P1 incluyeron un aumento en pastizales (0,9%) y una reducción en no pastizales (-0,6%). En P2, los pastizales aumentaron un 1,2% y los que no eran pastizales disminuyeron un -1,0 %. De manera similar, P3 siguió los mismos patrones que P1 y P2, aumentando en los pastizales en un 1,9% y disminuyendo en los que no eran pastizales en un -2,1 % (**Tabla 4**).

Tabla 4: Matriz de tabulación cruzada, tasa de cambio e índices de cambio para pastizales y no pastizales en la microcuenca Pomacochas durante tres periodos de análisis (área en ha y %).

Periodo (Año 1 - Año 2)	Año 1	Año 2		Total Año 1 (ha)	Tasa de cambio (s)	Dismi nución	Cambio total	Cambio neto	Interca mbio
		Pastizal	No pastizal						
1990 - 2000	Pastizal	2042.01	415.02	2457.03	0.9	16.9	42.8	9.1	33.8
	No pastizal	637.28	3275.97	3913.25	-0.6	16.3	26.9	5.7	21.2
	Total Año 2 (ha)	2679.29	3690.99	6370.28					
	Aumento (%)	25.9	10.6						
2000 – 2010	Pastizal	2322.37	356.92	2679.29	1.2	13.3	39.4	12.8	26.6
	No pastizal	699.82	2991.17	3690.99	-1.0	19.0	28.6	9.3	19.3
	Total Año 2 (ha)	3022.19	3348.09	6370.28					
	Aumento (%)	26.1	9.7						
2010 – 2020	Pastizal	2812.93	209.26	3022.19	1.9	6.9	34.9	21.1	13.9
	No pastizal	846.45	2501.64	3348.09	-2.1	25.3	31.5	19.0	12.5
	Total Año 2 (ha)	3659.38	2710.90	6370.28					
	Aumento (%)	28.0	6.3						

La dinámica espaciotemporal de las clases pastizal y no pastizal para la microcuenca Ventilla mostró patrones similares a los de la microcuenca Pomacochas (**Figura 7**). En los dos últimos años de evaluación, los pastizales aumentaron en su extensión, reduciéndose la clase de no pastizales que se podría deducir en la cobertura vegetal a usos agrícolas o incrementos en la zona urbana.

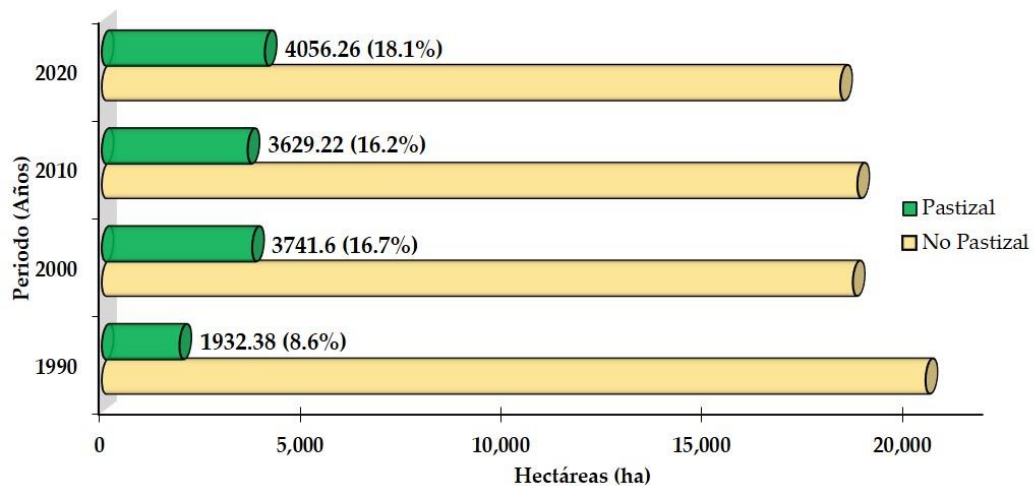


Figura 7: Área de pastizal y no pastizal en 1990, 2000, 2010 y 2020 en la microcuenca Ventilla. En este estudio se dedujo que las tasas estimadas para los periodos P1 (1990-2000), P2 (2000-2010) y P3 (2010-2020) presentaron marcadas dinámicas de cambio entre pastizal y no pastizal en la microcuenca Ventilla. Los cambios que se realizaron en P1 incluyeron el aumento de pastizales (6,8%) y la reducción de no pastizales (-0,9%). Este comportamiento mostró el aumento de pastizales con respecto a la reducción de no pastizales en la microcuenca Ventilla. Sin embargo, en P2, hubo una reducción de -0,3% en pastizales y un aumento de 0,1% en no pastizales. P3 siguió los mismos patrones que P1, aumentando un 1,1% y disminuyendo un -0,2% para pastizales y sin pastizales, respectivamente (**Tabla 5**).

Tabla 5: Matriz de tabulación cruzada, tasa de cambio e índices de cambio para pastizales y no pastizales en la microcuenca Ventilla durante tres periodos de análisis (área en ha y %).

Periodo (Año 1 - Año 2)	Año 1	Año 2		Total Año 1 (ha)	Tasa de cambio (s)	Disminución	Cambio total %	Cambio neto	Intercambio
		Pastizal	No pastizal						
1990 - 2000	Pastizal	1799.53	132.86	1932.39	6.8	6.9	107.4	93.6	13.8
	No pastizal	1942.10	18558.70	20500.80	-0.9	9.5	10.1	8.8	1.3
	Total Año 2 (ha)	3741.63	18691.56	22433.19					
	Aumento (%)	100.5	0.7						
2000 - 2010	Pastizal	2850.42	891.21	3741.63	-0.3	23.8	44.6	3.0	41.6
	No pastizal	778.80	17912.76	18691.56	0.1	4.2	8.9	0.6	8.3

	Total Año 2 (ha)	3629.22	18803.97	22433.19					
	Aumento (%)	20.8	4.8						
	Pastizal	3048.12	581.11	3629.23	1.1	16.0	43.8	11.8	32.0
	No pastizal	1008.14	17795.82	18803.96	-0.2	5.4	8.5	2.3	6.2
2010 – 2020	Total Año 2 (ha)	4056.26	18376.93	22433.19					
	Aumento (%)	27.8	3.1						

3.3. Evaluación de cambios de Pastizales a No Pastizales por período

En la **Figura 8** se muestra que los pastizales tuvieron aumentos y disminución de áreas por cada periodo, evidenciando la instalación de nuevas parcelas en algunos lugares y el abandono de parcelas en otras zonas. Es por eso que los pastizales mantuvieron un mayor cambio superficial en la microcuenca Pomacochas (cambio neto) (9.1%, 12.8% y 21.1% para P1, P2 y P3, respectivamente) (**Tabla 4**), aumentando su área en 25.9%, 26.1% y 28.0% para P1, P2 y P3, respectivamente (**Figura 8**).

Asimismo, la clase “No pastizal” presentó variaciones netas de 5,7, 9,3 y 19,0% en los tres períodos, respectivamente, con disminuciones de sus áreas que oscilaron entre 16,3 y 25,3% (**Figura 8**). Este resultado podría estar relacionado con la pérdida de cobertura vegetal y el cambio de uso de suelo como consecuencia de la apertura de nuevos potreros dentro de la microcuenca.

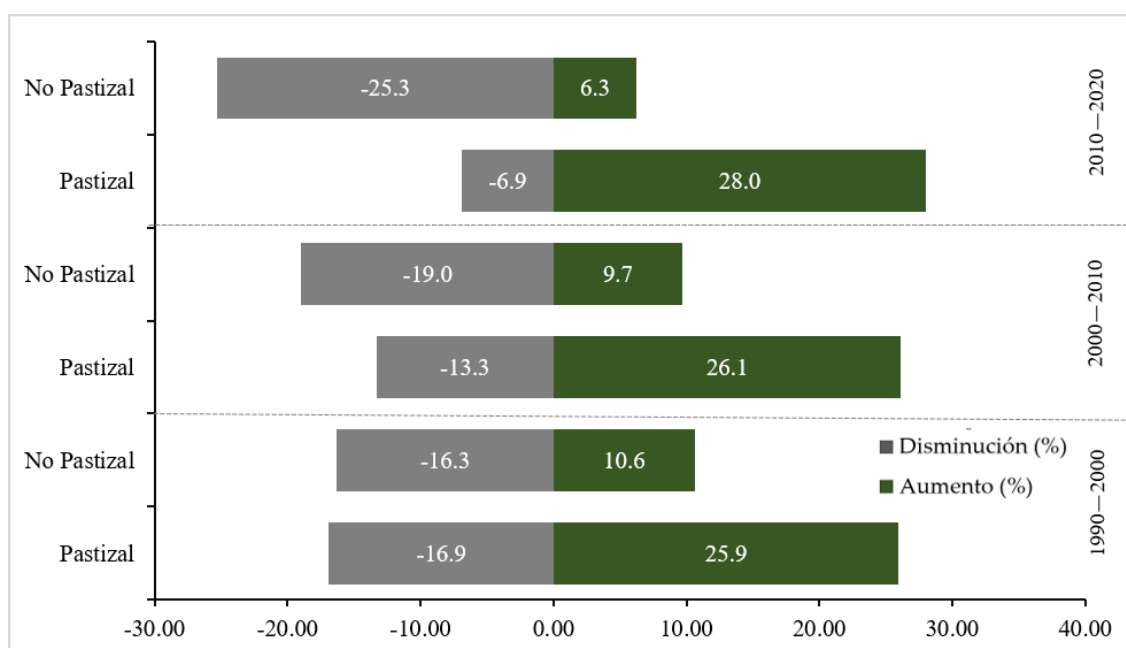


Figura 8: Aumento y disminución de Pastizal y No Pastizal en % para cada periodo de análisis en la microcuenca Pomacochas.

Del mismo modo en la microcuenca Ventilla, los pastizales tuvieron aumentos y disminuciones de áreas por cada periodo, evidenciando la instalación de nuevas parcelas en algunos lugares y el abandono de parcelas en otras zonas tal como se muestra en la **(Figura 9)**, donde la clase “pastizal” presentó el mayor cambio de superficie (cambio neto) (93.6%, 3% y 11.8% para P1, P2 y P3, respectivamente) (**Tabla 5**), aumentando su área en 100,5%, 20,8% y 27,8% para P1, P2 y P3, respectivamente (**Figura 9**). Sin embargo, la clase “no pastizal” presentó variaciones netas de 8,8%, 0,6% y 2,3% para los periodos de análisis P1, P2 y P3, respectivamente. Por su parte, el aumento de superficie de no pastizal osciló entre 0,7 y 4,8 %. De hecho, este aumento en la clase de no pastizal podría deberse a la transición de actividades ganaderas a agrícolas dentro de la microcuenca

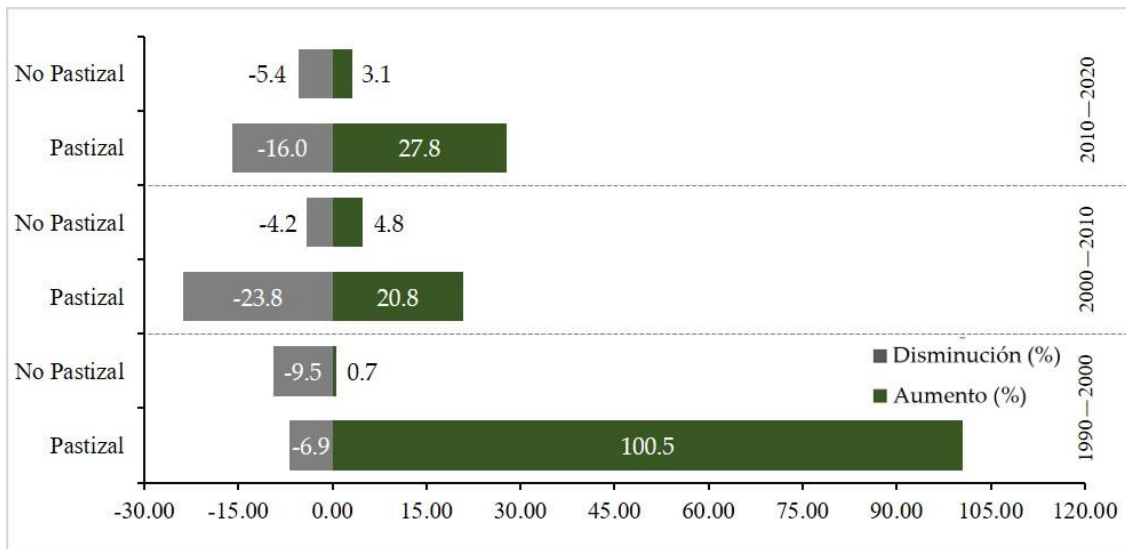


Figura 9: Aumento y disminución de Pastizal y No Pastizal en % para cada periodo de análisis en la microcuenca Ventilla.

La **Figura 10** muestra los cambios producidos según el análisis espaciotemporal para cada microcuenca. Por lo tanto, los cambios producidos en los no pastizales se colorean en naranja y los cambios en los pastizales se colorean en rojo, mostrando un aumento gradual en el uso de pastizales en ambas microcuencas desde 1990 hasta 2020.

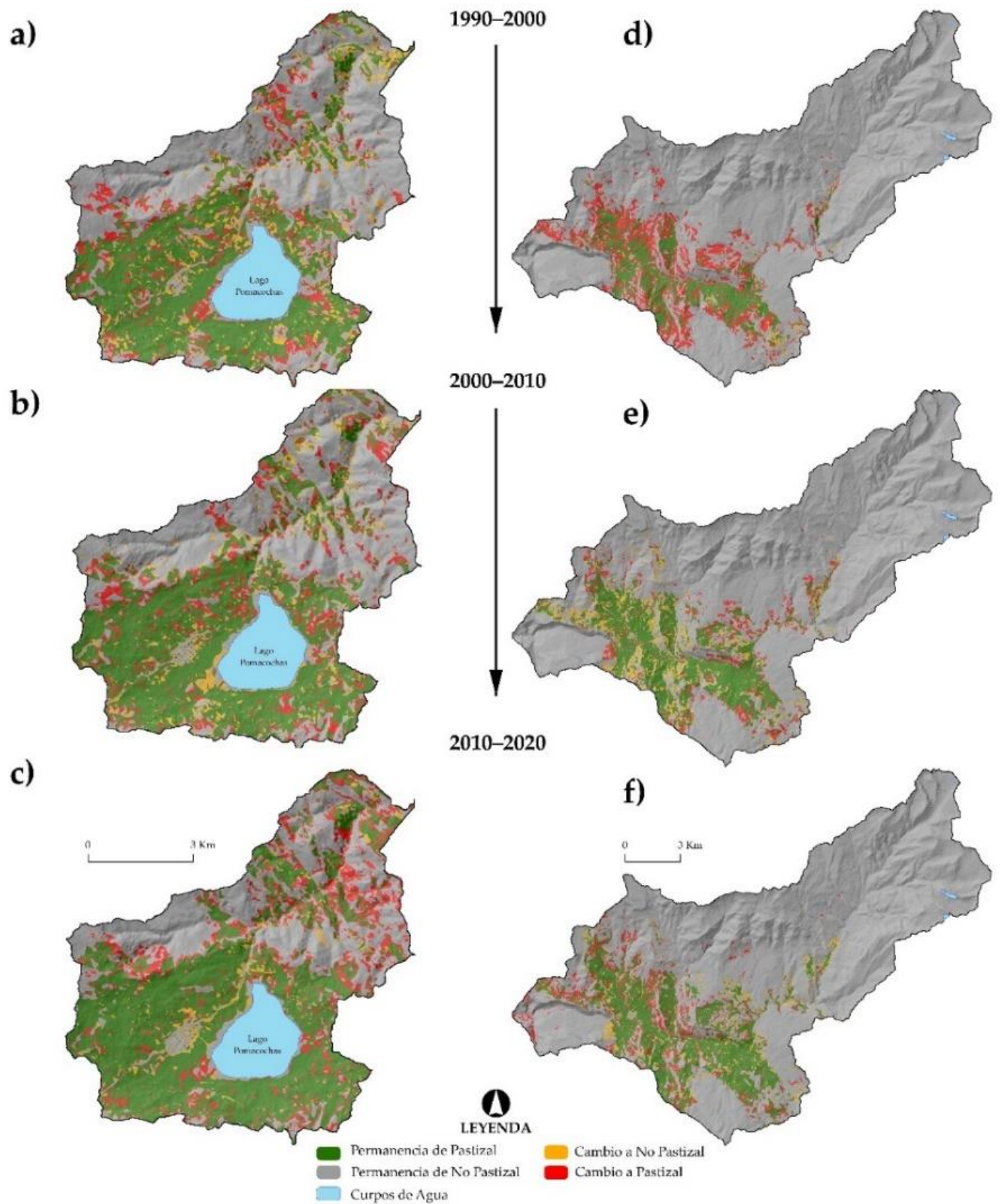


Figura 10: Mapas de procesos de cambio y estabilidad ocurridos entre 1990–2000, 2000–2010 y 2010–2020 en las microcuencas de Pomacochas (a – c) y Ventilla (d – f).

IV. DISCUSIÓN

Los mapas generados presentaron valores de precisión temática aceptables; lo cual indica que la metodología aplicada es capaz de generar mapas comparables que presentan coherencia espacial y temporal. Sin embargo, Parente y Ferreira (2018) consideran que los mapas generados están sujetos a errores de comisión y omisión. En nuestro estudio, los errores de comisión se minimizaron mediante la aplicación de índices de vegetación. El NDVI es un índice que puede evaluar los cambios en la cobertura vegetal (Chávez et al., 2016; Gitelson, 2004; Pettorelli et al., 2005) y la concentración de clorofila en las hojas de las plantas (Guzman et al., 2015). Sin embargo, un uso inadecuado del NDVI conlleva riesgos inherentes como: el efecto atmosférico, fenómeno de saturación y factores del sensor utilizado en la toma de la imagen (Huang et al., 2020). En este estudio, se consideró el uso adicional de SAVI y EVI para el análisis espaciotemporal de pastizales. Además, se utilizó el uso de máscaras para cuerpos de agua, nubes y sombras de nubes (Foga et al., 2017; Huete, 1988; Huete et al., 2002; Mcfeeters, 1996; Tucker, 1979) para eliminar píxeles mal clasificados. Los errores de omisión se relacionaron con la resolución espacial, donde la clase de pastizal se subestimó con otros usos de la tierra (no pastizal), como la agricultura (Parente y Ferreira, 2018). Además, para obtener los mapas de cobertura y uso del suelo para un año específico considerando todas las imágenes disponibles, se decidió utilizar datos de reflectancia superficial de Landsat 5, 7 y 8 (<https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>), consultado el 18 de noviembre de 2021), disponible en GEE, pero no en MODIS (NASA, n.d.) y/o AVHRR (EUMETSAT, 2020), debido a su baja resolución espacial, que está limitada para evaluar áreas pequeñas (Wu et al., 2008). Por lo tanto, se utilizaron imágenes Landsat debido a la resolución espacial y temporal disponible.

Los resultados generados en este estudio reportaron dos periodos importantes en cuanto al incremento de pastizales en las microcuencas Pomacochas y Ventilla. Entre 1990 y 2000 se generó un proceso de ocupación del territorio, resultado que se apoyó en la apertura de nuevos pastizales, producto de la tala de bosques y movimientos migratorios de habitantes de las regiones de San Martín y Cajamarca (Oliva et al., 2017; Salas et al., 2014). Del 2010 al 2020 se intensificó la actividad ganadera en ambas microcuencas, lo que incrementó la producción y capacidad de carga por ha, lo cual fue corroborado por los reportes (Oliva et al., (2015), sobre el incremento del número de ganaderos en las microcuencas Pomacochas (17.69 %) y Ventilla (9.87%).

Los pastizales son importantes para alimentación animal y la más económica para los rumiantes, lo que obliga a los investigadores a buscar especies forrajeras altamente nutritivas y digeribles con altos rendimientos de biomasa (Oliva et al., 2015). En este sentido, la prevalencia de pastizales para las microcuencas Pomacochas y Ventilla se refleja en el aumento de 28,0% y 27,8%, respectivamente, para el período 2010-2020 (**Figura 8 y 9**). Esto está relacionado con la demanda del mercado, los aspectos de infraestructura y las necesidades productivas de la región y la población (Alkimim et al., 2015; Smith et al., 2010). En este contexto, los pastizales aún son vulnerables a los procesos de urbanización, desarrollo industrial, prácticas de manejo intensivo y efectos del cambio climático (Han et al., 2008; Thorvaldsson et al., 2005; Wang et al., 2008).

En todo el mundo, 39% de los pastizales experimentan degradación debido a la frecuente actividad antropogénica (Liu et al., 2019). Estas actividades humanas, junto con las condiciones ambientales desfavorables, son las principales causas de los cambios en la productividad de los pastizales y del aumento de las emisiones de carbono (Ali et al., 2016; Xu et al., 2008). En el área de estudio, los pastos degradados se ubicaron en áreas cercanas a suelo urbanizado (ciudad y caminos). Entre las posibles causas de la degradación se encuentran la instalación de cultivos (maíz, tubérculos y cultivos andinos), el sobrepastoreo (Contreras et al., 2003) y las malas prácticas ganaderas y la falta de programas de recuperación de áreas degradadas. En Perú, la agricultura ha reemplazado al pajonal, especialmente en las zonas andinas (Tovar et al., 2013), donde el 60% de los pastizales están desapareciendo, de modo que S/ 620 millones al año estarían dejando de ser percibidos por las comunidades campesinas (Ñaupari, 2019). Este fenómeno también se ve reflejado en la dinámica de uso y cobertura del suelo para las microcuencas Pomacochas y Ventilla.

El monitoreo de pastizales a través de la teledetección permite conocer el estado actual de los pastizales y las condiciones físicas del clima, suelo y actividades humanas (Ali et al., 2016). En los últimos años, las nuevas tecnologías de teledetección, como GEE, imágenes de radar y el uso de sistemas de aeronaves pilotadas a distancia (RPAS) equipados con cámaras hiperspectrales y algoritmos de aprendizaje automático, han permitido predicciones más precisas de la calidad de los pastizales. El mapeo de pastizales permite distinguir diferentes ecologías de pastizales que influyen en las prácticas de gestión, la degradación y la productividad a lo largo del tiempo (Li et al., 2022; Opazo et al., 2014; Zhao et al., 2022). En nuestro estudio se analizaron imágenes

multitemporales que permitieron monitorear la dinámica de los pastizales, reportando precisiones consistentes de clasificación y demostrando el incremento de los pastizales en ambas microcuencas. De hecho, este y otros estudios como de (Salas et al., 2014) sienta las bases, apoya y aporta a estudios posteriores: evaluación de la degradación de pastizales mediante teledetección satelital y/o RPAS, planes de recuperación de áreas degradadas y programas de manejo de sistemas silvopastoriles, entre otros.

V. CONCLUSIONES

En este estudio se aplicó un enfoque metodológico semiautomático para el procesamiento de imágenes Landsat utilizando GEE y usando el enfoque de clasificación Random Forest (RF), lo que permitió revelar la cantidad de pastizales para el 2020 en dos microcuencas ganaderas principales en la región Amazonas: 3659.37 ha para Pomacochas y 4056.26 ha para Ventilla.

Por otro lado, los mapas obtenidos durante los tres períodos de 1990 a 2020 para evaluar la dinámica espaciotemporal de los pastizales reportaron precisiones superiores a 85% y revelaron un incremento mayor de pastizales durante el tercer período (2010-2020), probablemente por las migraciones hacia las microcuencas evidenciando un fuerte incremento en el área de pastos, con áreas que van desde 2457.03 a 3659.37 ha para Pomacochas y desde 1932.38 a 4056.26 ha para Ventilla, mostrando un patrón de incremento en el hato ganadero debido a los bajos rendimientos en biomasa y a la conversión y apertura de nuevas áreas para pastizales.

Finalmente, la evaluación de la dinámica de los pastizales presentada en este estudio puede promoverse como una herramienta de gestión para identificar pastizales, permitir a las autoridades y agropecuarios tener información real para la implementación de políticas públicas capaces de mitigar nuevos impactos ambientales, permitiendo una ganadería sostenible y mejorando su producción.

VI. RECOMENDACIONES

Debido a las limitantes para el uso de la plataforma de GEE (tener conocimientos básicos de teledetección y de lenguajes de programación como Java Script y Python), el presente estudio solo utilizó 4 Índices Espectrales para la identificación de pastizales. Sin embargo, es necesario aumentar la cantidad de Índices para mejorar los resultados, los cuales servirán para monitorear y apoyar las políticas públicas relacionadas con la identificación, recuperación y manejo de los sistemas ganaderos

Por otro lado, para realizar una buena clasificación supervisada en la Plataforma de GEE se debe seleccionar las imágenes satelitales con menor porcentaje de nubes, con poco ruido y colocar gran cantidad de puntos de entrenamiento los cuales servirán para que el algoritmo pueda diferir de manera correcta las clases de cobertura.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ali, I., Cawkwell, F., Dwyer, E., Barrett, B., & Green, S. (2016). Satellite Remote Sensing of Grasslands: From Observation to Management. *Journal of Plant Ecology*, 9(6), 649–671. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw005>
- Alkimim, A., Sparovek, G., & Clarke, K. C. (2015). Converting Brazil's Pastures to Cropland: An Alternative Way to Meet Sugarcane Demand and to Spare Forestlands. *Applied Geography*, 62(2015), 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.04.008>
- Amies, A. C., Dymond, J. R., Shepherd, J. D., Pairman, D., Hoogendoorn, C., Sabetizade, M., & Belliss, S. E. (2021). National Mapping of New Zealand Pasture Productivity Using Temporal Sentinel-2 Data. *Remote Sensing*, 13(8). <https://doi.org/10.3390/rs13081481>
- Barboza, E., Turpo Cayo, E. Y., de Almeida, C. M., Salas López, R., Rojas Briceño, N. B., Silva López, J. O., Gurbillón, M. Á., Oliva, M., & Espinoza-Villar, R. (2020). Monitoring Wildfires in the Northeastern Peruvian Amazon Using Landsat-8 and Sentinel-2 Imagery in the GEE Platform. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(10), 1–22. <https://doi.org/10.3390/ijgi9100564>
- Blair, J., & Briggs, J. (2014). Ecology and the Environment. In *Ecology and the Environment* (Issue January). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9>
- Bolt, C. (2021). *Nuevo Atlas de Pastizales Revela la Importancia de los Pastizales Saludables para la Vida Silvestre y los Seres Humanos*. WWF. <https://www.worldwildlife.org/descubre-wwf/historias/nuevo-atlas-de-pastizales-revela-la-importancia-de-los-pastizales-saludables-para-la-vida-silvestre-y-los-seres-humanos>
- Breiman, L. E. O. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5–32.
- Caro, C., Sánchez, E., Quinteros, Z., & Castañeda, L. (2014). Respuesta De Los Pastizales Altoandinos a La Perturbación Generada Por Extracción Mediante La Actividad De “Champeo” En Los Terrenos De La Comunidad Campesina Villa De Junín, Perú. *Ecología Aplicada*, 13(1–2), 85. <https://doi.org/10.21704/rea.v13i1-2.459>
- Chávez, R. O., Clevers, J. G. P. W., Decuyper, M., de Bruin, S., & Herold, M. (2016). 50 Years of Water Extraction in the Pampa del Tamarugal Basin: Can Prosopis Tamarugo Trees Survive in the Hyper-Arid Atacama Desert (Northern Chile)? *Journal of Arid Environments*, 124, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.09.007>
- Chen, L., Ma, Z., & Zhao, T. (2017). Modeling and Analysis of the Potential Impacts on Regional Climate Due to Vegetation Degradation Over Arid and Semi-Arid Regions of China. *Climatic Change*, 144(3), 461–473. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1847-2>

- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentos de la Teledetección Satelital. Un Enfoque Ambiental* (2ª).
- CONICET. (2014). *La Importancia de la Conservación de Pastizales*. 5–6.
- Contreras, J. R., Volke, V., Oropeza, J. L., Rodríguez, C., Martínez, T., & Martínez, A. (2003). Estado Actual y Causas de la Degradación de los Agostaderos en el Municipio de Yanhuítlán, Oaxaca. *Terra Latinoamericana*, 21(3), 427–435.
- Cord, A. F., Brauman, K. A., Chaplin-Kramer, R., Huth, A., Ziv, G., & Seppelt, R. (2017). Priorities to Advance Monitoring of Ecosystem Services Using Earth Observation. *Trends in Ecology and Evolution*, 32(6), 416–428. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.003>
- Cuesta, F., Muriel, P., Beck, S., Meneses, R. I., Halloy, S., Salgado, S., Ortiz, E., & Becerra, M. T. (2012). Biodiversidad y Cambio Climático en los Andes Tropicales. *Revista Virtual REDESMA*, 6(1), 180.
- Edirisinghe, A., Clark, D., & Waugh, D. (2012). Spatio-Temporal Modelling of Biomass of Intensively Grazed Perennial Dairy Pastures Using Multispectral Remote Sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 16(1), 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.11.006>
- Elbeltagi, A., Aslam, M. R., Malik, A., Mehdinejadiani, B., Srivastava, A., Bhatia, A. S., & Deng, J. (2020). The Impact of Climate Changes on the Water Footprint of Wheat and Maize Production in the Nile Delta, Egypt. *Science of the Total Environment*, 743, 140770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140770>
- Encina, R., Saucedo, J. A., Portocarrero, S. M., Quispe, H. A., & Cayo, I. S. (2021). Zoometric Characterization of Creole Cows From the Southern Amazon Region of Peru. *Diversity*, 13(11), 1–15. <https://doi.org/10.3390/d13110510>
- Estrada, A. C., Cardenas, J., Ñaupari, V., & Zapana, J. G. (2018). Capacidad de Carga de Pastos de Puna Húmeda en un Contexto de Cambio Climático. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 20(3), 361–379. <https://doi.org/10.18271/ria.2018.399>
- EUMETSAT. (2020). *AVHRR Advanced Very High Resolution Radiometer*. <https://www.eumetsat.int/avhrr>
- FAO. (2001). Agriculture Organization of the United Nations.(2001). Global Forest Resources Assessment 2000.Main Report. In *FAO Forestry Paper*.
- Fassnacht, F. E., Li, L., & Fritz, A. (2015). Mapping Degraded Grassland on the Eastern Tibetan Plateau With Multi-Temporal Landsat 8 data - Where do the Severely Degraded Areas

- Occur? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 42, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.005>
- Fauvel, M., Lopes, M., Dubo, T., Rivers-Moore, J., Frison, P. L., Gross, N., & Ouin, A. (2020). Prediction of Plant Diversity in Grasslands Using Sentinel-1 and -2 satellite Image Time Series. *Remote Sensing of Environment*, 237(July 2019), 111536. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111536>
- Fernández, J., García Moreno, A. M., Hidalgo Fernández, M. T., Leal Murillo, J. R., Abellanas Oar, B., Gómez Giráldez, P. J., González Dugo, M. P., & Fernández Rebollo, P. (2021). Investigating the Potential of Sentinel-2 Configuration to Predict the Quality of Mediterranean Permanent Grasslands in Open Woodlands. *Science of the Total Environment*, 791, 148101. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148101>
- Flores, Mario. (2017). *Captura de Dióxido de Carbono (CO₂) en la “Chillihua” (Festuca Dolichophylla Presl) de los Pastizales del CIP-Illpa-Puno*. 1–119. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/3900>
- Foga, S., Scaramuzza, P. L., Guo, S., Zhu, Z., Dilley, R. D., Beckmann, T., Schmidt, G. L., Dwyer, J. L., Hughes, M. J., & Laue, B. (2017). Cloud Detection Algorithm Comparison and Validation for Operational Landsat Data Products. *Remote Sensing of Environment*, 194, 379–390. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.026>
- Gao, X., Huete, A. R., & Didan, K. (2003). Multisensor Comparisons and Validation of MODIS Vegetation Indices at the Semiarid Jornada Experimental Range. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(10 PART I), 2368–2381. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.813840>
- Gao, X., Huete, A. R., Ni, W., & Miura, T. (2000). Optical-Biophysical Relationships of Vegetation Spectra Without Background Contamination. *Remote Sensing of Environment*, 74(3), 609–620. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00150-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00150-4)
- Gitelson, A. A. (2004). Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation. *Journal of Plant Physiology*, 161(2), 165–173. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-01176>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-Scale Geospatial Analysis for Everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202(2016), 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

- Guzman, J., Atkinson, P. M., Dash, J., & Rioja-Nieto, R. (2015). Spatiotemporal Variation in Mangrove Chlorophyll Concentration Using Landsat 8. *Remote Sensing*, 7(11), 14530–14558. <https://doi.org/10.3390/rs71114530>
- Han, G., Hao, X., Zhao, M., Wang, M., Ellert, B. H., Willms, W., & Wang, M. (2008). Effect of Grazing Intensity on Carbon and Nitrogen in Soil and Vegetation in a Meadow Steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125(1–4), 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.11.009>
- Hott, M. C., Carvalho, L. M. T., Antunes, M. A. H., Resende, J. C., & Rocha, W. S. D. (2019). Analysis of Grassland Degradation in Zona da Mata, MG, Brazil, Based on NDVI Time Series Data With the Integration of Phenological Metrics. *Remote Sensing*, 11(24). <https://doi.org/10.3390/rs11242956>
- Housman, I. W., Chastain, R. A., & Finco, M. v. (2018). An Evaluation of Forest Health Insect and Disease Survey Data and Satellite-Based Remote Sensing Forest Change Detection Methods: Case Studies in the United States. *Remote Sensing*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/rs10081184>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. (2020). A Commentary Review on the Use of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in the Era of Popular Remote Sensing. *Journal of Forestry Research*, 32(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Huete. (1988). A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 295–309.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the MODIS Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(12), 19. <https://doi.org/10.3390/rs12121967>
- Huete, A. R., Didan, K., & van Leeuwen, W. (1999). Modis Vegetation Index. *Vegetation Index and Phenology Lab*, 3(1)(April 1999), 129.
- IPBES. (2018). *Plataforma Intergubernamental Científico Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas: Informe y Resumen para Tomadores de Decisiones de las Evaluaciones Regionales: África, América, Asia Pacífico, Europa y Asia Central*.
- Kumari, N., Srivastava, A., & Dumka, U. C. (2021). A Long-Term Spatiotemporal Analysis of Vegetation Greenness Over the Himalayan Region Using Google Earth Engine. *Climate*, 9(7), 1–20. <https://doi.org/10.3390/cli9070109>

- la Cecilia, D., Toffolon, M., Woodcock, C. E., & Fagherazzi, S. (2016). Interactions Between River Stage and Wetland Vegetation Detected With a Seasonality Index Derived from LANDSAT Images in the Apalachicola Delta, Florida. *Advances in Water Resources*, 89(2016), 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.12.019>
- Li, Q., Wang, J., Xie, H., & Ochir, A. (2022). Applicability of Grassland Production Estimation Using Remote Sensing for the Mongolian Plateau by Comparing Typical Regions in China and Mongolia. *Sustainability*, 1–16.
- Liu, Y., Zhang, Z., Tong, L., Khalifa, M., Wang, Q., Gang, C., Wang, Z., Li, J., & Sun, Z. (2019). Assessing the Effects of Climate Variation and Human Activities on Grassland Degradation and Restoration Across the Globe. *Ecological Indicators*, 106(June), 105504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105504>
- Lu, H., Raupach, M. R., McVicar, T. R., & Barrett, D. J. (2003). Decomposition of Vegetation Cover Into Woody and Herbaceous Components Using AVHRR NDVI Time Series. *Remote Sensing of Environment*, 86(1), 1–18. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00054-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00054-3)
- Lyu, X., Li, X., Dang, D., Dou, H., Xuan, X., & Liu, S. (2020). A New Method for Grassland Degradation Monitoring by Vegetation Species Composition Using Hyperspectral Remote Sensing. *Ecological Indicators*, 114(December 2019), 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106310>
- Mamani, segundo J., & Servan, L. N. (2018). *Evaluación Multitemporal de la Deforestación en el Distrito de Molinopampa, Provincia de Chachapoyas Departamento Amazonas. 2015* [Tesis]. Universidad Nacional Toribio Rodriguez de Mendoza de Amazonas.
- Masek, J. G., Vermote, E. F., Saleous, N. E., Wolfe, R., Hall, F. G., Huemmrich, K. F., Feng, G., Kutler, J., & Lim, T. K. (2006). A Landsat Surface Reflectance Dataset for North America, 1990–2000. *IEEE GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING LETTERS*, 10(1), 1–73. [https://doi.org/10.1016/S0168-1273\(87\)10004-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1273(87)10004-9)
- Matsushita, B., Yang, W., Chen, J., Onda, Y., & Qiu, G. (2007). Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to topographic effects: A Case Study in High-Density Cypress Forest. *Sensors*, 7(11), 2636–2651. <https://doi.org/10.3390/s7112636>
- Mcfeeters, S. K. (1996). The Use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the Delineation of Open Water Features. *International Journal of Remote Sensing*, November 2012, 37–41.

- MINAGRI. (2017). *Plan Nacional de Desarrollo Ganadero 2017-2021*. 41. <http://minagri.gob.pe/portal/download/pdf/dg-ganaderia/plan-nacional-ganadero-2017-2027.pdf>
- MINAM. (2014). Protocolo: Evaluación de la Exactitud Temática del Mapa de Deforestación. In *Ministerio del Ambiente*.
- Murga, L., Vásquez, H., & Bardales, J. (2018). Caracterización de los Sistemas de Producción de Ganado Bovino en las Cuencas Ganaderas de Ventilla, Florida y Leyva-Región Amazonas. *Revista Científica UNTRM: Ciencias Naturales e Ingeniería*.
- NASA. (n.d.). *MODIS Land Cover Type / Dynamics*.
- Ñaupari, J. (2019, March 14). *Degradación de pastizales por cambio climático genera millonarias pérdidas a comunidades*. Gestión.
- Oliva, M., Collazos, R., Vásquez, H., Rubio, K., & Maicelo, J. L. (2019). Floristic Composition of Herbaceous Forage Species in Natural Prairies of the Main Livestock Watersheds of the Amazon Region. *Scientia Agropecuaria*, 10(1), 109–117. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2019.01.12>
- Oliva, M., Maicelo, J. L., Torres, C., & Bardales, W. (2017). Propiedades Físicoquímicas del Suelo en Diferentes Estadios de la Agricultura Migratoria en el Área de Conservación Privada “Palmeras de Ocol”, distrito de Molinopampa, provincia de Chachapoyas (departamento de Amazonas). *Revista de Investigación de Agroproducción Sustentable*, 1(1), 9. <https://doi.org/10.25127/rias.v1i1.344>
- Oliva, M., Rojas, D., Morales, A., Oliva, C., & Oliva, M. (2015). Nutritional Content, Digestibility and Performance of Native Grasses Biomass that Dominate Livestock Molinopampa, Pomacochas and Leymebamba Basins, Amazonas, Peru. *Scientia Agropecuaria*, 6(3), 211–215. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2015.03.07>
- Opazo, S., Garay, E., Muñoz, R., López-Saldaña, G., Aguilar, R., & Radic, S. (2014). Desarrollo de una Plataforma Web Sig para el Monitoreo Dinámico de Pastizales en Magallania. *Anales Del Instituto de La Patagonia*, 42(2), 39–51. <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2014000200003>
- Padilla, C., Grespo, G., & Sardiñas, Y. (2009). Degradación y Recuperación de Pastizales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 4, 351–354.
- Padilla, M., Stehman, S. v., & Chuvieco, E. (2014). Validation of the 2008 MODIS-MCD45 Global Burned Area Product Using Stratified Random Sampling. *Remote Sensing of Environment*, 144, 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.008>

- Parente, L., & Ferreira, L. (2018). Assessing the Spatial and Occupation Dynamics of the Brazilian Pasturelands Based on the Automated Classification of MODIS Images from 2000 to 2016. *Remote Sensing of Environment*, *10*(4), 14. <https://doi.org/10.3390/rs10040606>
- Parente, L., Mesquita, V., Miziara, F., Baumann, L., & Ferreira, L. (2019). Assessing the Pasturelands and Livestock Dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A Novel Approach Based on High Spatial Resolution Imagery and Google Earth Engine Cloud Computing. *Remote Sensing of Environment*, *232*(June), 111301. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111301>
- Pasricha, N. S., & Ghosh, P. K. (2019). *Pastures, Grasslands, Forests and Farming Systems*.
- Peng, D., Zhang, X., Zhang, B., Liu, L., Liu, X., Huete, A. R., Huang, W., Wang, S., Luo, S., Zhang, X., & Zhang, H. (2017). Scaling Effects on Spring Phenology Detections from MODIS Data at Multiple Spatial Resolutions Over the Contiguous United States. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *132*, 185–198. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.09.002>
- Perez, R. (2008). El Lado Oscuro de la Ganadería. *Problemas Del Desarrollo*.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the Satellite-Derived NDVI to Assess Ecological Responses to Environmental Change. *Trends in Ecology and Evolution*, *20*(9), 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- Pontius, R. G., Shusas, E., & McEachern, M. (2004). Detecting Important Categorical Land Changes While Accounting for Persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *101*(2–3), 251–268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>
- Ramírez, J. M. (2010). Uso actual de la tierra, informe temático. Proyecto Zonificación Ecológica y Económica del departamento de Amazonas. In *IIAP y GOREA*.
- Rebollo, S., & Gómez, A. (2003). Aprovechamiento Sostenible de los Pastizales. *Ecosistemas*, *XII*(3), 1–10. <https://doi.org/10.7818/re.2014.12-3.00>
- Ren, H., Zhou, G., & Zhang, F. (2018). Using negative Soil Adjustment factor in Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI) for Aboveground Living Biomass Estimation in Arid Grasslands. *Remote Sensing of Environment*, *209*(79), 439–445. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.068>

- Rhyma, P. P., Norizah, K., Hamdan, O., Faridah-hanum, I., & Zulfa, A. W. (2020). Integration of Normalised Different Vegetation Index and Soil-Adjusted Vegetation Index for Mangrove Vegetation Delineation. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 17(May 2019), 100280. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100280>
- Rodríguez, A. F., Limachi, H. L., Reátegui, R. F., Escobedo, T. R., Ramírez, B. J., Encarnación, C. F., Maco, G. J., Guzman, C. W., Castro, M. W., & Fachin, M. L. (2010). *Zonificación Ecológica y Económica (ZEE) del Departamento de Amazonas*.
- Rojas, N. B., Castillo, E. B., Torres, O. A. G., Oliva, M., Tafur, D. L., Gurbillón, M. Á. B., Corroto, F., López, R. S., & Rascón, J. (2020). Morphometric Prioritization, Fluvial Classification, and Hydrogeomorphological Quality in High Andean Livestock Micro-Watersheds in Northern Peru. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(5). <https://doi.org/10.3390/ijgi9050305>
- Rojas, N., Barboza, E., Maicelo, L., Oliva, S., & Salas, R. (2019). Deforestación en la Amazonía Peruana: Índices de Cambios de Cobertura y Uso del Suelo Basado en SIG. *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, 81, 1–34.
- Rolando, J. L., Dubeux, J. C. B., Ramirez, D. A., Ruiz-Moreno, M., Turin, C., Mares, V., Sollenberger, L. E., & Quiroz, R. (2018). Land Use Effects on Soil Fertility and Nutrient Cycling in the Peruvian High-Andean Puna Grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 82(2), 463–474. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.09.0309>
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). Monitoring Vegetation Systems in the Great Planins With ErtS.In Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium,. *Remote Sensing Center*, 24(1), 24–26.
- Salas, R., Barboza, E., & Oliva, M. (2014). Dinámica Multitemporal de Índices de Deforestación en el Distrito de Forida,Departamento de Amazonas,Perú. *Revista INDES*, 175.
- Serrano, J., Shahidian, S., Paixão, L., Marques da Silva, J., Morais, T., Teixeira, R., & Domingos, T. (2021). Spatiotemporal Patterns of Pasture Quality Based on Ndvi Time-Series in Mediterranean Montado Ecosystem. *Remote Sensing*, 13(19). <https://doi.org/10.3390/rs13193820>
- Shelestov, A., Lavreniuk, M., Kussul, N., Novikov, A., & Skakun, S. (2017). Exploring Google Earth Engine Platform for Big Data Processing: Classification of Multi-Temporal Satellite Imagery for Crop Mapping. *Frontiers in Earth Science*, 5(February), 1–10. <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00017>

- Smith, P., Gregory, P. J., van Vuuren, D., Obersteiner, M., Havlík, P., Rounsevell, M., Woods, J., Stehfest, E., & Bellarby, J. (2010). Competition for Land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2941–2957. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0127>
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. v., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes With Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/RS12172735>
- Tamiminia, H., Salehi, B., Mahdianpari, M., Quackenbush, L., Adeli, S., & Brisco, B. (2020). Google Earth Engine for Geo-Big Data Applications: A Meta-Analysis and Systematic Review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 164(March), 152–170. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.04.001>
- Tangud, T., Nasahara, K., Borjigin, H., & Bagan, H. (2019). Land-Cover Change in the Wulagai Grassland, Inner Mongolia of China Between 1986 and 2014 Analysed Using Multi-Temporal Landsat Images. *Geocarto International*, 34(11), 1237–1251. <https://doi.org/10.1080/10106049.2018.1478457>
- Thorvaldsson, G., Björnsson, H., & Hermannsson, J. (2005). *La Influencia del Clima en la Tasa de Crecimiento Inicial de los Pastos*.
- Tovar, C., Seijmonsbergen, A. C., & Duivenvoorden, J. F. (2013). Monitoring Land Use and Land Cover Change in Mountain Regions: An Example in the Jalca Grasslands of the Peruvian Andes. *Landscape and Urban Planning*, 112(1), 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.12.003>
- Tovar, O. (2005). Estudio Florístico de los Pastizales de la Costa Norte del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 12(3), 397–416. <https://doi.org/10.15381/rpb.v12i3.2415>
- Tsai, Y. H., Stow, D., Chen, H. L., Lewison, R., An, L., & Shi, L. (2018). Mapping Vegetation and Land Use Types in Fanjingshan National Nature Reserve Using Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 10(6). <https://doi.org/10.3390/rs10060927>
- Tucker, C. J. (1979). Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)

- Umuhuza, J., Jiapaer, G., Yin, H., Mind'je, R., Gasirabo, A., Nzabarinda, V., & Umwali, E. D. (2021). The Analysis of Grassland Carrying Capacity and its Impact Factors in Typical Mountain Areas in Central Asia—A Case of Kyrgyzstan and Tajikistan. *Ecological Indicators*, 131. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108129>
- Vásquez, H. V., Valqui, L., Castillo, M. S., Alegre, J., Gómez, C. A., Bobadilla, L. G., & Maicelo, J. L. (2020). Caracterización de Sistemas Silvopastoriles en la cuenca ganadera de Molinopampa, Zona Noroccidental del Perú. *Temas Agrarios*, 25(1), 23-34.
- Wachendorf, M., Fricke, T., & Möckel, T. (2018). Remote sensing as a Tool to Assess Botanical Composition, Structure, Quantity and Quality of Temperate Grasslands. *Grass and Forage Science*, 73(1), 1–14. <https://doi.org/10.1111/gfs.12312>
- Wang, J., Xiao, X., Bajgain, R., Starks, P., Steiner, J., Doughty, R. B., & Chang, Q. (2019). Estimating Leaf Area Index and Aboveground Biomass of Grazing Pastures Using Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat Images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 154(June), 189–201. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.06.007>
- Wang, J., Xiao, X., Qin, Y., Dong, J., Geissler, G., Zhang, G., Cejda, N., Alikhani, B., & Doughty, R. B. (2017). Mapping the Dynamics of Eastern Redcedar Encroachment Into Grasslands During 1984–2010 Through PALSAR and Time Series Landsat Images. *Remote Sensing of Environment*, 190, 233–246. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.025>
- Wang, M. P., Zhao, C. Z., Long, R. J., & Yang, Y. H. (2010). *Rangeland Governance in China : Overview , Impacts on Sunan County in Gansu Province and Future Options*. *Yeh 2004*, 155–163.
- Wang, Y., Zhou, G., & Jia, B. (2008). Modeling SOC and NPP Responses of Meadow Steppe to different Grazing Intensities in Northeast China. *Ecological Modelling*, 217(1–2), 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.05.010>
- Wu, G., de Leeuw, J., Skidmore, A., Prins, H., & Liu, Y. (2008). Comparison of MODIS and Landsat TM5 Images for Mapping Tempo-Spatial Dynamics of Secchi Disk Depths in Poyang Lake National Nature Reserve, China. *International Journal of Remote Sensing*, 29(8), 2183–2198. <https://doi.org/10.1080/01431160701422254>
- Xu, B., Yang, X. C., Tao, W. G., Qin, Z. H., Liu, H. Q., Miao, J. M., & Bi, Y. Y. (2008). Modis-Based Remote Sensing Monitoring of Grass Production in China. *International Journal of Remote Sensing*, 29(17–18), 5313–5327. <https://doi.org/10.1080/01431160802036276>

- Yu, R., Yao, Y., Wang, Q., Wan, H., Xie, Z., Tang, W., Zhang, Z., Yang, J., Shang, K., Guo, X., & Bei, X. (2021). Satellite-Derived Estimation of Grassland Aboveground Biomass in the Three-River Headwaters Region of China During 1982 – 2018. *Remote Sensing*, *13*, 2993.
- Zeme, S., Entraigas, I., & Varni, M. (2015). Servicios Ecosistémicos de un Pastizal Natural de la Pampa Deprimida Bonaerense . Estudio de Caso en el Partido de Azul. *Contrib. Científicas GAEA*.
- Zhao, W., Luo, T., Wei, H., & Zhang, L. (2022). Relative Impact of Climate Change and Grazing on NDVI Changes in Grassland in the Mt . Qomolangma Nature Reserve and Adjacent Regions during 2000 – 2018. *Diversity*.
- Zhu, Z., Bi, J., Pan, Y., Ganguly, S., & Anav, A. (2013). Global Data Sets of Vegetation Leaf Area Index (LAI)3g and Fraction of Photosynthetically Active Radiation (FPAR)3g Derived from Global Inventory Modeling and Mapping Studies (GIMMS) Normalized Difference Vegetation Index (NDVI3g) for the Period 1981 to 2. *Remote Sensing*, *December 2012*, 927–948. <https://doi.org/10.3390/rs5020927>

ANEXOS

Anexo 1: Error de precisión del usuario y error de precisión del productor para la microcuenca Pomacochas.

		Resultados de Referencia 1990				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 1990	Pastizal	210	18	228	0.92	0.08
	No Pastizal	11	217	228	0.95	0.05
	Total	221	235	456		
	Precisión del Productor	0.95	0.92		Precisión Global = 0.94	
	Error de Omisión	0.05	0.08		Índice Kappa = 0.87	
		Resultados de Referencia 2000				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 2000	Pastizal	218	10	228	0.96	0.04
	No Pastizal	8	220	228	0.96	0.04
	Total	226	230	456		
	Precisión del Productor	0.96	0.96		Precisión Global = 0.96	
	Error de Omisión	0.04	0.04		Índice Kappa = 0.92	
		Resultados de Referencia 2010				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 2010	Pastizal	210	18	228	0.92	0.08
	No Pastizal	5	223	228	0.98	0.02
	Total	215	241	456		
	Precisión del Productor	0.98	0.93		Precisión Global = 0.95	
	Error de Omisión	0.02	0.07		Índice Kappa = 0.90	
		Resultados de Referencia 2020				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 2020	Pastizal	207	21	228	0.91	0.09
	No Pastizal	4	224	228	0.98	0.02
	Total	211	245	456		
	Precisión del Productor	0.98	0.91		Precisión Global = 0.95	
	Error de Omisión	0.02	0.09		Índice Kappa = 0.89	

Anexo 2: Error de precisión del usuario y error de precisión del productor para la microcuenca Ventilla.

		Resultados de Referencia 1990				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 1990	Pastizal	212	16	228	0.93	0.07
	No Pastizal	3	225	228	0.99	0.01
	Total	215	241	456		
	Precisión del Productor	0.99	0.93		Precisión Global = 0.96	
	Error de Omisión	0.01	0.07		Índice Kappa = 0.92	
		Resultados de Referencia 2000				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 2000	Pastizal	206	22	228	0.90	0.10
	No Pastizal	1	227	228	1.00	0.00
	Total	207	249	456		
	Precisión del Productor	1.00	0.91		Precisión Global = 0.95	
	Error de Omisión	0.00	0.09		Índice Kappa = 0.90	
		Resultados de Referencia 2010				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 2010	Pastizal	215	12	227	0.95	0.05
	No Pastizal	3	225	228	0.99	0.01
	Total	218	237	455		
	Precisión del Productor	0.99	0.95		Precisión Global = 0.97	
	Error de Omisión	0.01	0.05		Índice Kappa = 0.93	
		Resultados de Referencia 2020				
		Pastizal	No Pastizal	Total	Precisión del Usuario	Error de Comisión
Resultados de Clasificación 2020	Pastizal	206	22	228	0.90	0.10
	No Pastizal	5	221	226	0.98	0.02
	Total	211	243	454		
	Precisión del Productor	0.98	0.91		Precisión Global = 0.94	
	Error de Omisión	0.02	0.09		Índice Kappa = 0.88	

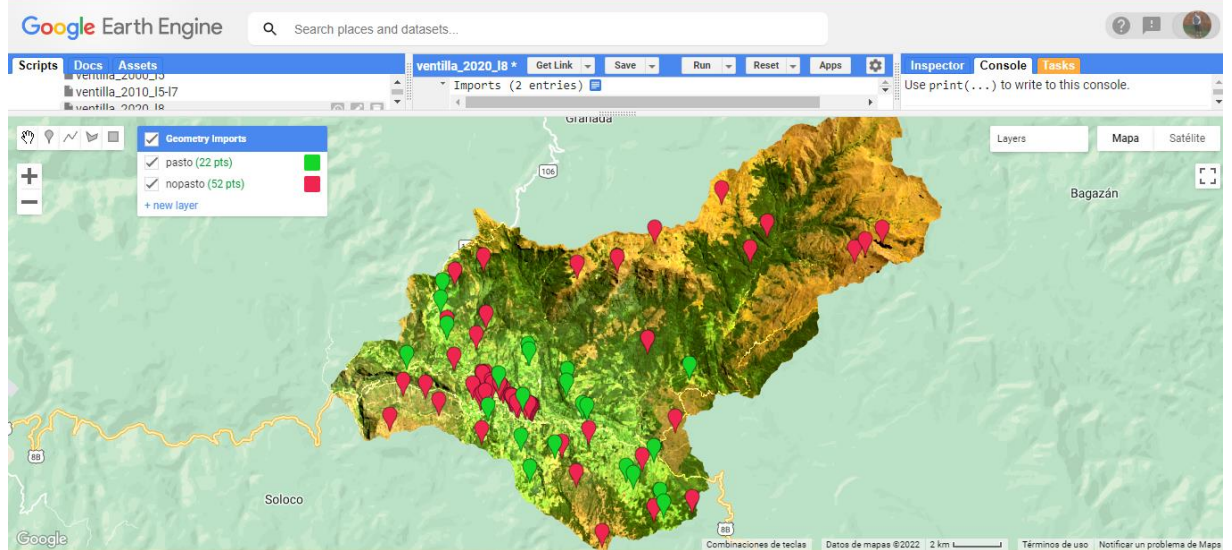
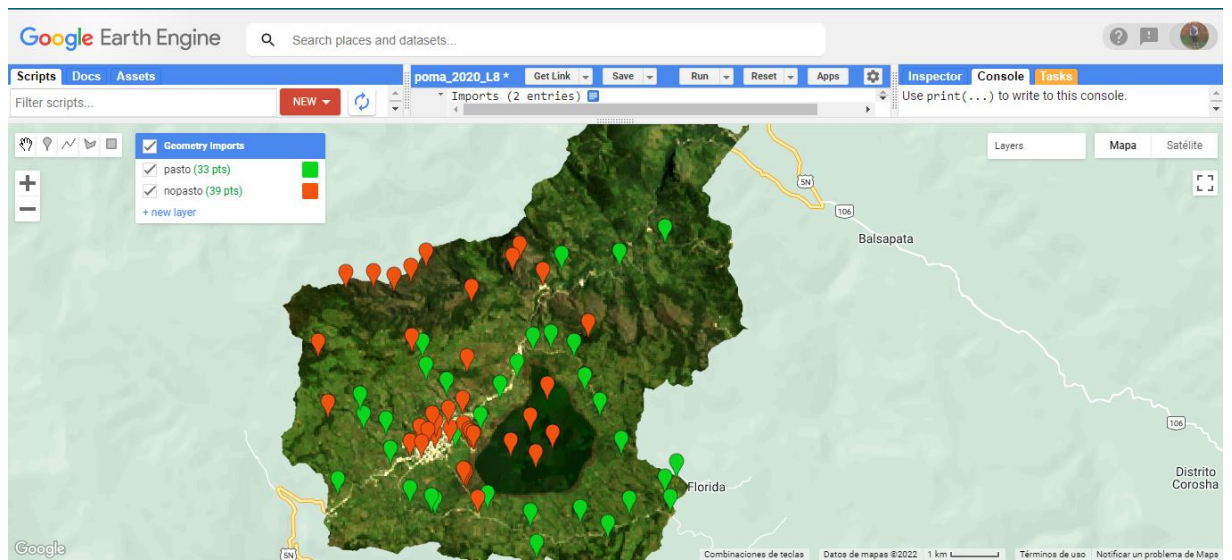
Anexo 3. Panel fotográfico



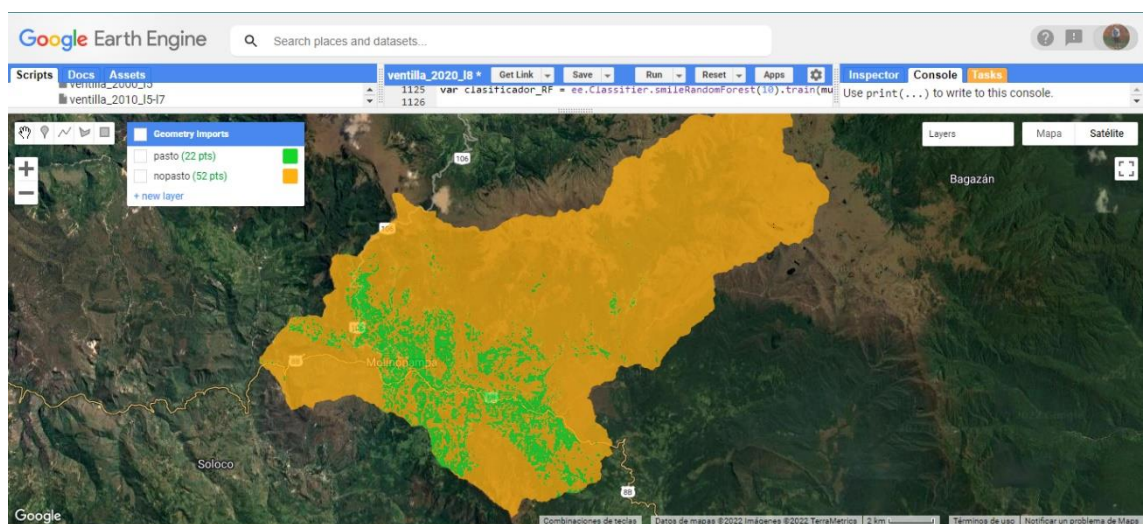
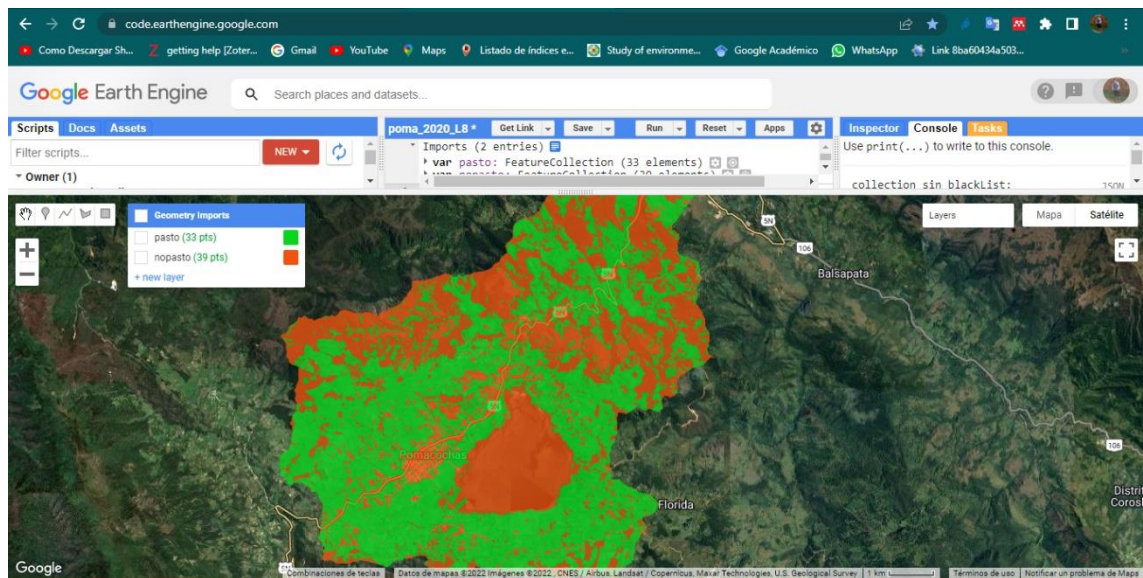
Fotografía 01: Toma de Puntos de Validación de Pastizales



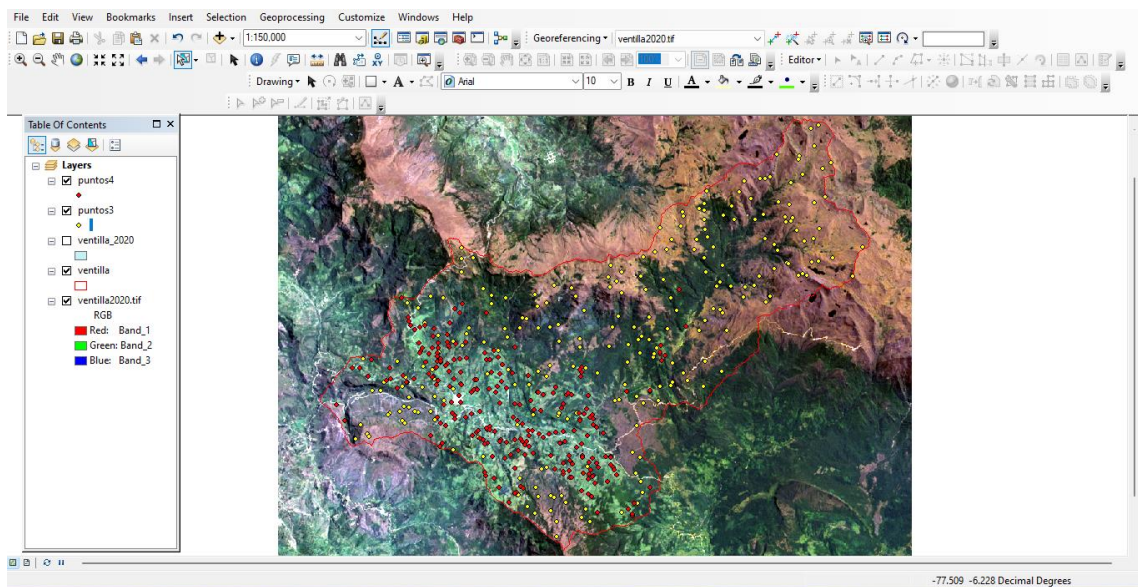
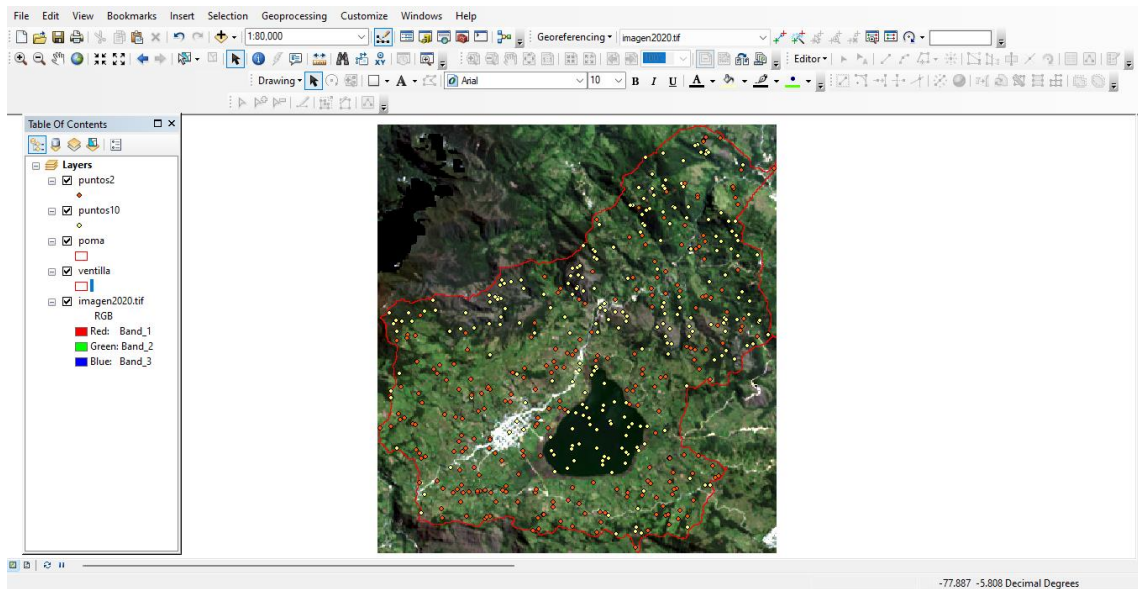
Fotografía 02: Toma de Puntos de Validación de No Pastizales: a) Pajonal, b) Cuerpos de agua, c) Bosque y d) Áreas urbanas



Fotografía 03: incorporación de puntos de entrenamiento en los mosaicos de la microcuenca Pomacochas y Ventilla respectivamente.



Fotografía 04: Visualización de Clasificación Random Forest de microcuenca Pomacochas y Ventilla respectivamente en GEE.



Fotografía 05: Validación con 456 puntos para cada año de estudio y por cada microcuenca (Pomacochas y Ventilla)