

**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**

**ANÁLISIS DEL CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE  
SUELO APLICANDO GOOGLE EARTH ENGINE EN LA  
MICROCUCENCA DE HUAMANPATA EN EL PERIODO  
2010-2023**

**Autor: Bach. Jhonatan Arnold Vasquez Gaslac**

**Asesor: Ph. D. Jaris Emmanuel Veneros Guevara**

**Registro:(.....)**

**CHACHAPOYAS - PERÚ**

**2024**

## **DEDICATORIA**

A mis padres, Grimaldo Vasquez  
Tan y Rosa C. Gaslac Culqui por su  
amor y apoyo incondicional a lo  
largo de mi formación académica.  
Sin ustedes, este logro no sería  
posible.

A mis hermanos Jherly, Jhuli,  
Jhanely y Herzen, por su cariño,  
apoyo constante y paciencia.

A mi pequeña hija Alejandra que es  
motivo para salir adelante  
.

Jhonnatan A. Vasquez Gaslac

## **AGRADECIMIENTO**

Ante todo, agradezco a Dios por guiarme y brindarme la fortaleza necesaria para culminar esta importante etapa de mi formación académica.

A mis padres, quienes con su amor, paciencia y sacrificio han sido mi mayor soporte a lo largo de este proceso. Gracias por creer en mí y alentarme a seguir adelante.

A mi asesor M.Sc. Jaris Emmanuel Veneros Guevara por brindarme su tiempo, paciencia y dedicación, y sobre todo por orientarme y guiarme con aportes y consejos que me permitieron alcanzar los objetivos de este proyecto de tesis.

A los miembros del jurado Dr. Erick Stevinsonn Arellanos Carrión, Ph.D. Ligia Magali García Rosero y Mg. Betty Karina Guzman Valqui por sus aportes, sugerencias y recomendaciones, a fin de desarrollar un trabajo óptimo.

Finalmente, agradezco a todas las personas que de una u otra forma contribuyeron a la realización de este trabajo. A los docentes, compañeros y amigos que me brindaron su apoyo y conocimientos.

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

**Ph.D. Jorge Luis Maicelo Quintana**  
RECTOR

**Dr. Oscar Andrés Gamarra Torres**  
VICERRECTOR ACADÉMICO

**Dra. María Nelly Luján Espinoza**  
VICERRECTORA DE INVESTIGACIÓN

**Ph.D. Ricardo Edmundo Campos Ramos**  
DECANO DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL.

## VISTO BUEN O DEL ASESOR DE LA TESIS



**UNTRM**

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

### ANEXO 3-L

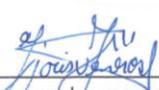
#### VISTO BUENO DEL ASESOR DE TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

El que suscribe el presente, docente de la UNTRM (X)/Profesional externo ( ), hace constar que ha asesorado la realización de la Tesis titulada ANÁLISIS DEL CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO APLICANDO GOOGLE EARTH ENGINE EN LA MICROCUENCA DE HUAMANPATA EN EL PERIODO 2010-2023 ; del egresado VÁSQUEZ GASLAC JHONNATAN ARNOLD de la Facultad de INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL Escuela Profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de esta Casa Superior de Estudios.



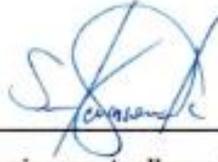
El suscrito da el Visto Bueno a la Tesis mencionada, dándole pase para que sea sometida a la revisión por el Jurado Evaluador, comprometiéndose a supervisar el levantamiento de observaciones que formulen en Acta en conjunto, y estar presente en la sustentación.

Chachapoyas, 30 de OCTUBRE de 2023

  
Firma y nombre completo del Asesor

Jarvis Emmanuel Vargas Guevara, Ph.D.

**JURADO EVALUADOR DE LA TESIS**



---

**Dr. Erick Stevinsonn Arellanos Carrión**  
PRESIDENTE



---

**Ph.D. Ligia Magali García Rosero**  
SECRETARIA



---

**Mg. Betty Karina Guzman Valqui**  
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:

ANÁLISIS DEL CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO APLICANDO GOOGLE EARTH ENGINE EN LA HICACUENCA DE HUAMENPETA EN EL PERIODO 2019-2

presentada por el estudiante ( )/egresado (X) VÁSQUEZ GASLAC, JONNATAN ARNOLDO de la Escuela Profesional de INGENIERIA AMBIENTAL

con correo electrónico institucional 9133972032@untrm.edu.pe

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

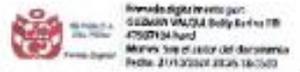
- a) La citada Tesis tiene 20 % de similitud, según el reporte del software Turnitin que se adjunta a la presente, el que es menor (X) / igual ( ) al 25% de similitud que es el máximo permitido en la UNTRM.
- b) La citada Tesis tiene \_\_\_\_\_ % de similitud, según el reporte del software Turnitin que 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, 11 de OCTUBRE del 2024

  
SECRETARIO

  
PRESIDENTE



VOCAL

OBSERVACIONES:

.....  
.....

## REPORTE TURNITIN

### ANÁLISIS DEL CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO APLICANDO GOOGLE EARTH ENGINE EN LA MICROCUENCA DE HUAMANPATA EN EL PERIODO 2010-2023

#### INFORME DE ORIGINALIDAD

<b>20%</b> INDICE DE SIMILITUD	<b>19%</b> FUENTES DE INTERNET	<b>9%</b> PUBLICACIONES	<b>7%</b> TRABAJOS DEL ESTUDIANTE
-----------------------------------	-----------------------------------	----------------------------	--------------------------------------

#### FUENTES PRIMARIAS

<b>1</b>	<b>hdl.handle.net</b> Fuente de Internet	<b>4%</b>
<b>2</b>	<b>repositorio.untrm.edu.pe</b> Fuente de Internet	<b>4%</b>
<b>3</b>	<b>doaj.org</b> Fuente de Internet	<b>2%</b>
<b>4</b>	<b>Submitted to Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas</b> Trabajo del estudiante	<b>2%</b>
<b>5</b>	<b>repositorio.unc.edu.pe</b> Fuente de Internet	<b>&lt;1%</b>
<b>6</b>	<b>core.ac.uk</b> Fuente de Internet	<b>&lt;1%</b>
<b>7</b>	<b>archive.org</b> Fuente de Internet	<b>&lt;1%</b>
<b>8</b>	<b>repositorio.utn.edu.ec</b> Fuente de Internet	<b>&lt;1%</b>

  
Erick Stevinson Arellano Carrion  
Presidente

# ACT TA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS



## ANEXO 3-5

### ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

En la ciudad de Chachapoyas, el día 29 de Octubre del año 2024 siendo las 16:30 horas, el aspirante: VASQUEZ GASLAC JHONNATAN ARNOLD, asesorado por PHD JARIS EMMANUEL VENEROS GOVEDRA defiende en sesión pública presencial (  ) / a distancia (  ) la Tesis titulada: Análisis del cambio de cobertura y uso del suelo aplicando Google Earth Engine en la microcuenca de Huamanpata en el periodo 2010-2023, 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: Dr. Erick Stevenson Ardianos Carrión

Secretario: PHD Ligia Magali García Rosero

Vocal: Mg. Betty Karina Gozmañ Valqui

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.

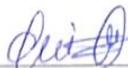
Tras la intervención de los miembros del Jurado Evaluador y las oportunas respuestas del aspirante, el Presidente abre un turno de intervenciones para los presentes en el acto de sustentación, para que formulen las cuestiones u objeciones que consideren pertinentes.

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 17:37 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:

## ÍNDICE

<b>DEDICATORIA.....</b>	<b>ii</b>
<b>AGRADECIMIENTO .....</b>	<b>iii</b>
<b>AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS .....</b>	<b>iv</b>
<b>VISTO BUEN O DEL ASESOR DE LA TESIS .....</b>	<b>v</b>
<b>JURADO EVALUADOR DE LA TESIS.....</b>	<b>vi</b>
<b>CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS.....</b>	<b>vii</b>
<b>REPORTE TURNITIN .....</b>	<b>viii</b>
<b>ACT TA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS.....</b>	<b>ix</b>
<b>ÍNDICE .....</b>	<b>x</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS .....</b>	<b>xi</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS .....</b>	<b>xii</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>xiii</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>xiv</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>15</b>
<b>II. MATERIAL Y MÉTODOS .....</b>	<b>19</b>
<b>2.1. Área de estudio .....</b>	<b>19</b>
<b>2.2. Métodos y datos en GEE.....</b>	<b>20</b>
<b>2.2.1. Obtención de imágenes satelitales.....</b>	<b>20</b>
<b>2.2.2. Ingreso de datos a Google Earth Engine .....</b>	<b>21</b>
<b>2.2.3. Generación de mosaico e índices espectrales .....</b>	<b>21</b>
<b>2.3. Esquema de clasificación .....</b>	<b>22</b>
<b>2.4. Tasas de cambio y matrices de transición .....</b>	<b>25</b>
<b>III. RESULTADOS .....</b>	<b>28</b>
<b>3.1. Mapas de cobertura y uso de suelo en la microcuenca Huamanpata.....</b>	<b>28</b>
<b>3.2. Tasas de cambio y transiciones en la microcuenca Huamanpata.....</b>	<b>33</b>
<b>3.3. Exactitud temática .....</b>	<b>40</b>
<b>IV. DISCUSIÓN .....</b>	<b>43</b>
<b>V. CONCLUSIONES .....</b>	<b>47</b>
<b>VI. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>48</b>
<b>VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>49</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>59</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de las imágenes satelitales.....	21
Tabla 2. Clasificación de cobertura y uso de suelos empleando Corine Land Cover.	23
Tabla 3. Matriz de tabulación cruzada .....	26
Tabla 4. Dinámica espacio temporal de las clases de cobertura y uso de suelo en hectáreas (ha) para los años 1990, 2000, 2010 y 2023.....	32
Tabla 5. Matriz de transición para el periodo 1990 – 2000. Celdas grises en diagonal indican el área de cada clase cobertura y usos de suelo que no sufrieron cambios....	34
Tabla 6. Extensión de ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 1990 – 2000. .....	34
Tabla 7. Matriz de transición para el periodo 2000 - 2010. Celdas grises en diagonal indican el área de cada clase cobertura y usos de suelo que no sufrieron cambios....	36
Tabla 8. Extensión de ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2000 – 2010. .....	36
Tabla 9. Matriz de transición para el periodo 2010 - 2023. Celdas grises en diagonal indican el área de cada clase cobertura y usos de suelo que no sufrieron cambios....	38
Tabla 10. Extensión de ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2010 – 2023. .....	38
Tabla 11. Matriz de confusión para el periodo 2010-2023.....	40
Tabla 12. Matriz de confusión para el periodo 2000-2010.....	41
Tabla 13. Matriz de confusión para el periodo 1990-2000.....	42

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la microcuenca Huamanpata en la provincia de Rodríguez de Mendoza.....	20
Figura 2. Clases de cobertura y usos de suelo identificados en la microcuenca de Huamanpata: A) superficies de agua, B) pastizal, C) pajonal, D) suelo desnudo, E) bosque.....	24
Figura 3. Flujograma metodológico para el análisis de cobertura y uso de suelo de la microcuenca Huamanpata .....	27
Figura 4. Mapas de cobertura y uso de suelo de la microcuenca Huamanpata para el periodo 1990-2000.....	29
Figura 5. Mapas de cobertura y uso de suelo de la microcuenca Huamanpata para el periodo 2000-2010.....	30
Figura 6. Mapas de cobertura y uso de suelo de la microcuenca Huamanpata para el periodo 2010-2023.....	31
Figura 7. Gráfico de barras para la dinámica espacio temporal de las clases de cobertura y uso de suelo en (ha) para los años 1990, 2000, 2010 y 2023.....	33
Figura 8. Gráfico de barras para la ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 1990 – 2000. ....	34
Figura 9. Gráfico de barras para la ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2000 – 2010. ....	37
Figura 10. Gráfico de barras para la ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2010 – 2023. ....	39

## RESUMEN

Las actividades antrópicas a menudo conducen a la transformación del uso del suelo, alterando los ecosistemas y la diversidad de especies. La microcuenca de Huamanpata alberga gran diversidad de especies influenciada por los bosques de neblina, y además de ser la principal fuente de almacenamiento y conservación de recursos hídricos, tiene un alto potencial turístico vinculado a la laguna estacional de Huamanpata. Sin embargo, a la actualidad persiste una carencia significativa de investigaciones en el área enfocadas en el impacto de los patrones de cambios en la sostenibilidad ambiental y el desarrollo territorial. En este sentido, el presente estudio analizó los cambios de cobertura y uso de suelo en la microcuenca de Huamanpata entre 1990 y 2023 utilizando la plataforma de Google Earth Engine, identificando cinco tipos de cobertura: superficies de agua, pastos y cultivos, pajonales, suelo desnudo y bosques. Los resultados mostraron un incremento en las superficies de pastos y cultivos (1,851.19 ha) y una considerable reducción de las superficies de agua (232.60 ha - 88.37 % de extensión). Por otro lado, los bosques (3,575.39 ha – 19.45 % de extensión) y pajonales (1,348.05 ha – 59.02 % de extensión) mostraron una disminución gradual a medida que se expandieron los pastos y cultivos. En general, estos resultados demuestran que estas áreas fueron destinadas al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas. Este análisis de las tendencias de los cambios en la cobertura y uso de suelo permitirá adoptar estrategias conservación y manejo sostenible de los recursos naturales y desarrollar instrumentos de planificación territorial.

Palabras clave: Cambios de cobertura, Google Earth Engine, Huamanpata, microcuenca, uso de suelo.

## **ABSTRACT**

Human activities often lead to land use transformation, altering ecosystems and species diversity. The Huamanpata micro basin harbors a great diversity of species influenced by the cloud forests. In addition to being the main source of water storage and conservation, it has a high tourism potential linked to the seasonal Huamanpata lagoon. However, there is still a significant lack of research in the area focused on the impact of changing patterns on environmental sustainability and territorial development. In this sense, the present study analyzed the changes in land cover and land use in the Huamanpata micro basin between 1990 and 2023 using the Google Earth Engine platform, identifying five types of cover: water surfaces, pastures and crops, grasslands, bare soil, and forests. The results showed an increase in the areas of pastures and crops (1 851.19 ha) and a considerable reduction in water surfaces (232.60 ha - 88.37 % of extension). On the other hand, forests (3 575.39 ha - 19.45 % of extension) and grasslands (1 348.05 ha - 59.02 % of extension) showed a gradual decrease as pastures and crops expanded. Overall, these results demonstrate that these areas were destined for the development of agricultural and livestock activities. This analysis of the trends in land cover and land use changes will allow the adoption of strategies for the conservation and sustainable management of natural resources and the development of territorial planning instruments.

**Keywords:** Land cover changes, Google Earth Engine, Huamanpata, microbasin, land use.

## **I. INTRODUCCIÓN**

La selva amazónica comprende un ecosistema que desempeña un papel fundamental en la regulación del clima de la tierra (Rojas et al., 2019). Los bosques contribuyen esencialmente en la mitigación y adaptación al cambio climático, a través de la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (FAO, 2020). Así mismo, favorecen la sostenibilidad del microclima, protegen la biodiversidad y mitigan los desastres naturales (Xiong et al., 2020). Sin embargo, según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2020), la superficie forestal mundial disminuyó en 178 millones de hectáreas entre 1990 y 2020 debido a las actividades de origen antrópico, las cuales afectan los procesos del sistema terrestre (Ji et al., 2021).

Los cambios en la cobertura y uso del suelo son uno de los principales factores que causan el cambio global (Ampim et al., 2021). La cobertura se refiere a las características físicas de la superficie terrestre, incluidas las creadas por actividades humanas y el uso del suelo se refiere a la forma en el que la tierra ha sido utilizada por los seres humanos y su hábitat (Rawat & Kumar, 2015). Los cambios en el uso y cobertura del suelo caracterizan el paisaje y describen el impacto ocasionado por las diferentes perturbaciones antropogénicas en la superficie de la tierra (Liu et al., 2020); además de ser fuente de información para comprender la interacción entre las actividades humanas y el medio ambiente ecológico (Ji et al., 2021) y se caracteriza por una serie de factores en el espacio y tiempo en diferentes magnitudes (Alawamy et al., 2020).

Los cambios de cobertura y uso de suelo han generado impactos negativos que se centran en la deforestación y en la intensificación de la agricultura (Bielecka, 2020; Boliu et al., 2021; Larbi, 2023), además en la pérdida de biodiversidad (Ampim et al., 2021) y la degradación ambiental (Tadese et al., 2020). La transformación de paisajes conduce a la degradación del medio ambiente deteriorando la vegetación e incrementando la erosión del suelo, la contaminación de las aguas superficiales y explotación de hábitats naturales (Maronedze & Schütt, 2019; Yesuph & Dagneu, 2019). Por otro lado, la urbanización y la industrialización también contribuyen a los cambios en la cobertura y uso de los suelos (Yin et al., 2020), afectando el clima local (Bielecka, 2020). Por tal motivo, se prevé que la población mundial aumente

de 7.0 a 9.3 mil millones para 2050 (Maroundedze & Schütt, 2019), lo cual supone un incremento en las actividades antropogénicas, teniendo como resultado una rápida alteración del uso y cobertura del suelo (Ji et al., 2021), lo que a su vez conlleva al deterioro de los ecosistemas (Alawamy et al., 2020).

Durante los últimos años, la región Amazonas ha experimentado notorios cambios en la cobertura y uso de suelos, exacerbados por las actividades humanas (MIDAGRI, 2020). Por ejemplo, la microcuenca de Huamanpata a pesar de poseer un alto valor ecológico, debido a que alberga una gran diversidad de especies de flora y fauna influenciada por los bosques de neblina (Salas López et al., 2016), encontrándose en ella especies endémicas y en peligro de extinción (IIAP, 2011; Suárez, 2012). Esta microcuenca, además de ser la principal fuente de almacenamiento y conservación de recursos hídricos para la provincia de Rodríguez de Mendoza, tiene un alto potencial turístico vinculado a la laguna estacionaria de Huamanpata. En la actualidad, la presencia de actividades de expansión agrícola y ganadera, y turismo (Suárez, 2012; SEPIA, 2018) se han convertido en una amenaza, debido a la deforestación que se ocasiona, contribuyendo a la pérdida de biodiversidad y a alteraciones y cambios en la cobertura y uso de suelo (Caman & Penas, 2017; SEPIA, 2018).

Estos cambios tienen impactos negativos en el medio ambiente (Arévalo et al., 2020; Ampim et al., 2021), por ende, surge la necesidad de monitorear y entender los factores que están asociados a los procesos de cambios en las últimas décadas (Rojas et al., 2019). La clasificación de la cobertura terrestre es una de las aplicaciones de teledetección más importantes mediante el empleo de imágenes satelitales multiespectrales (Alawamy et al., 2020; Azizan et al., 2021; Baig et al., 2022), el uso de estos datos ayuda a mejorar la precisión de la clasificación debido a los caracteres fenológicos únicos de varios tipos de vegetación (Viana et al., 2019). Sin embargo, el uso de datos multitemporales implican algunos problemas cuando se utilizan algoritmos de clasificación automatizados convencionales (Alawamy et al., 2020), como la dificultad en la obtención de imágenes sin nubes para algunos lugares en años particulares, debido a la variabilidad de las condiciones climáticas (Thakkar et al., 2017), la fenología de la vegetación y el ángulo del sol (Viana et al., 2019; Al-Taei et al., 2023).

Si bien es cierto, la aplicación de datos de teledetección permite estudiar los cambios en la cobertura del suelo (Rawat & Kumar, 2015; Aghababaeu et al., 2021), actualmente la plataforma de Google Earth Engine (GEE) proporciona nuevos métodos para el análisis geoespacial a escala planetaria (Wahap & Shafri, 2020), evitando el proceso de descarga y preprocesamiento de imágenes aligerando el tiempo de análisis (Liu et al., 2020). La plataforma de GEE puede solucionar problemas como brechas en los datos o nubosidad de algunas imágenes satelitales generando mosaicos libre de nubes (Lin et al., 2020, Kadri et al., 2023). Además, tiene la capacidad de supercomputación para cálculos complejos o problemas de procesamiento masivo, proporciona entorno de codificación de JavaScript y Python para facilitar el procesamiento de datos (Wahap & Shafri, 2020).

GEE se ha empleado en múltiples aplicaciones de procesamiento de datos y estudios ambientales (Abubakar et al., 2023). Por ejemplo, Lasaponara et al. (2022) detectaron cambios en el uso del suelo en áreas afectadas por incendios en la península italiana. Adicionalmente, Rana et al. (2022) analizaron los cambios en las transformaciones del uso y la cobertura terrestre en la India. Por otro lado, Xu et al. (2023) mapearon el abandono de tierras de cultivo en zonas montañosas en China, del mismo modo, Abubakar et al. (2023) analizaron cultivos de maíz y cobertura terrestre en Nigeria.

En Perú, Veneros & García (2021) utilizaron el índice de vegetación estandarizado (SVI) a través de GEE para el monitoreo y gestión de sequías en la región costera, amazónica y andina del país. De manera similar, en la región Amazonas se examinó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) en áreas cafetaleras de la provincia de Rodríguez de Mendoza (García et al., 2024). Así mismo, se analizaron las dinámicas espacio temporal de áreas agrícolas y urbanas en las comunidades campesinas del Maino y Levanto (Mendoza, 2023) y de tres zonas cafetaleras en la región Amazonas (Villanueva, 2022) empleando GEE.

Sin embargo, a pesar de la existencia de un estudio previo sobre cambio de cobertura y uso de suelo en la microcuenca de Huamanpata, aún persiste una carencia significativa de investigaciones detalladas en el área, enfocadas en el impacto de los patrones de cambios en la sostenibilidad ambiental y el desarrollo territorial. En ese sentido, el presente estudio busca analizar los cambios de cobertura y uso de suelo en la microcuenca de Huamanpata mediante la plataforma

de Google Earth Engine, con el objetivo de conocer e identificar las principales tendencias de cambio para generar estrategias de conservación y desarrollar instrumentos de planificación territorial. Al abordar esta brecha identificada, se busca proporcionar una visión más profunda que contribuya significativamente a la comprensión y gestión efectiva de la microcuenca, promoviendo la sostenibilidad ambiental y el ordenamiento territorial en la región.

## **II. MATERIAL Y MÉTODOS**

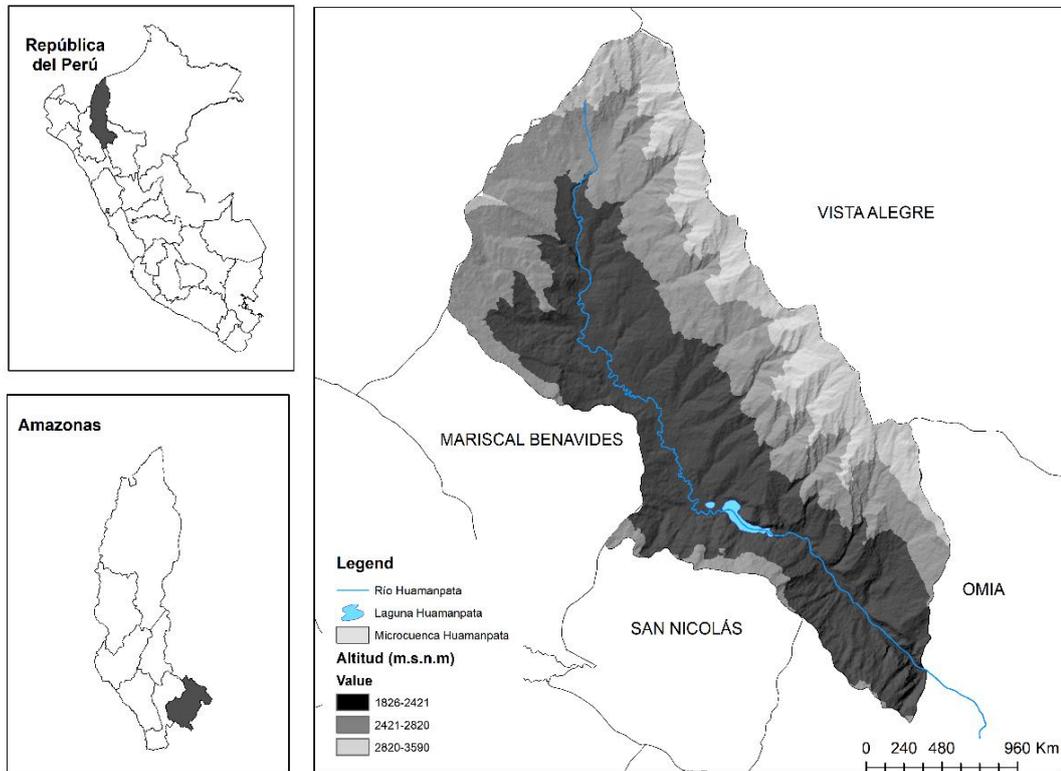
### **2.1. Área de estudio**

La microcuenca de Huamanpata abarca una superficie de 21 416.75 ha aproximadamente (Suárez, 2012), está ubicada en la provincia de Rodríguez de Mendoza al sureste del departamento de Amazonas. La microcuenca abarca los distritos de San Nicolás y Mariscal Benavides. Se encuentra entre las coordenadas 5° 59' 50" y 6° 49' 10" de latitud Sur y 77° 0' 40" y 77° 39' 40" de longitud Oeste (Rojas et al., 2019).

La microcuenca representa la principal fuente de almacenamiento y conservación de recursos hídricos para la provincia de Rodríguez de Mendoza (SEPIA, 2018), alberga una amplia diversidad biológica de especies influenciada por las zonas de vida que presenta (INRENA, 1995; Rojas et al., 2019). Sin embargo, en los últimos años ha experimentado notables transformaciones territoriales debido al incremento de acciones antrópicas, como la agricultura, ganadería, deforestación y turismo (Caman & Penas, 2017; SEPIA, 2018).

**Figura 1.**

*Mapa de ubicación de la microcuenca Huamanpata en la provincia de Rodríguez de Mendoza.*



## 2.2. Métodos y datos en GEE

### 2.2.1. Obtención de imágenes satelitales

Se seleccionaron las imágenes satelitales de los sensores Landsat 8 OLI y Sentinel 2 (ALOS PALSAR) (Rojas et al., 2019; Rana et al., 2022), mediante la plataforma de GEE (Ochochoque, 2017; Lasaponara et al., 2022; Rana et al., 2022). Se usaron estas imágenes satelitales debido a su facilidad de obtención (Rojas et al., 2019).

**Tabla 1.***Descripción de las imágenes satelitales.*

<b>Satélite</b>	<b>Path/Row</b>	<b>Fecha de adquisición</b>	<b>Bandas espectrales</b>
Landsat8	8/64	1990-2000	B03, B04, B05, B06
Landsat8	8/65	1990-2000	B03, B04, B05, B06
Landsat8	8/64	1990-2000	B03, B04, B05, B06
Landsat8	8/64	2000-2010	B03, B04, B05, B06
Landsat8	8/65	2000-2010	B03, B04, B05, B06
Landsat8	9/64	2000-2010	B03, B04, B05, B06
Sentinel2	11/65	2010-2023	B03, B04, B05, B06
Sentinel2	11/64	2010-2023	B03, B04, B05, B06
Sentinal2	10/64	2010-2023	B03, B04, B05, B06

**2.2.2. Ingreso de datos a Google Earth Engine**

El área de estudio se delimitó en el programa de ArcGIS ver. 10.8. utilizando la extensión ArcHydro mediante un shapefile (shp) de la región Amazonas, además se utilizó un modelo de elevación digital (DEM, ALOS PALSAR) (Rojas et al., 2019; Trigo et al., 2020) para calcular datos de elevación, pendiente y aspecto. El área delimitada se ingresó a la plataforma de GEE, donde se establecieron los periodos de análisis, siendo el principal el comprendido entre 2010 y 2023. Para obtener un panorama más completo de los cambios en la cobertura, se incluyeron dos periodos adicionales: 1990-2000 y 2000-2010. Además, se especificó un umbral para la variable de cobertura de nubes, de modo que las imágenes satelitales seleccionadas no superaran el 70 % de cobertura de nubes (Gorelick et al., 2017; Lasaponara et al., 2022).

**2.2.3. Generación de mosaico e índices espectrales**

Para la generación de los mosaicos anuales, se realizó un enmascaramiento de nubes empleando el algoritmo de la función C de máscara (CFMASK) (Abubakar et al., 2023; Liu et al., 2023), y se generaron los mosaicos de los tres periodos seleccionados (1990-2000, 2000-2010, 2010-2023) mediante la aplicación de reductores

estadísticos empleando funciones matemáticas en GEE (Atalaya et al., 2022; Nasiri et al., 2022).

Los índices espectrales durante la clasificación mejoran la precisión de la cartografía del tipo de tierra (Ji et al., 2021), por ello, se aplicaron cuatro índices espectrales de vegetación a los mosaicos generados:

- Índice de vegetación de diferencia normalizada (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI), el cual define la presencia de la cubierta vegetal con la diferencia en la reflectancia visible e infrarroja cercana y se usa para mapear y monitorear la cobertura y tipos de vegetación a diferentes escalas (Aghababaei et al., 2021; Zhao et al., 2021).
- Índice de vegetación ajustado al suelo (Soil Adjusted Vegetation Index, SAVI), el cual se aplica en áreas con poca cobertura vegetal o vegetación dispersa con exposición a la superficie terrestre (Atalaya et al., 2022; Abdullani et al., 2023).
- Índice de vegetación mejorado (Enhanced Vegetation Index, EVI) mejora la caracterización de la vegetación, especialmente en áreas de alta biomasa, y minimiza los efectos atmosféricos (Yimam & Bantider, 2019; Xu et al., 2023).
- Índice de diferencia normalizada construida (Built-up Normalized Difference Index, NDBI) con el objetivo de resaltar las áreas construidas por el hombre (Kant & Kumar, 2020).

### **2.3. Esquema de clasificación**

Para analizar y cuantificar los cambios en la microcuenca se identificaron 5 tipos de cobertura y uso de suelo [superficies de agua (SA), pastos y cultivos (PC), pajonales (PA), suelo desnudo (SD) y bosques (BO)] mediante salidas a campo (Figura 2), además se tomaron puntos de entrenamiento para optimizar la clasificación. Estos tipos de coberturas se identificaron con la base metodológica de Corine Land Cover ajustada para Perú (MINAM, 2015) (Tabla 2). Posteriormente, se aplicó el método de Random Forest (RF) (Pande, 2022; Xu et al., 2023), el cual crea árboles de decisión seleccionando

la mejor característica mediante un proceso de votación para establecer una clasificación final (Amini et al., 2022; Svoboda et al., 2022).

**Tabla 2.**

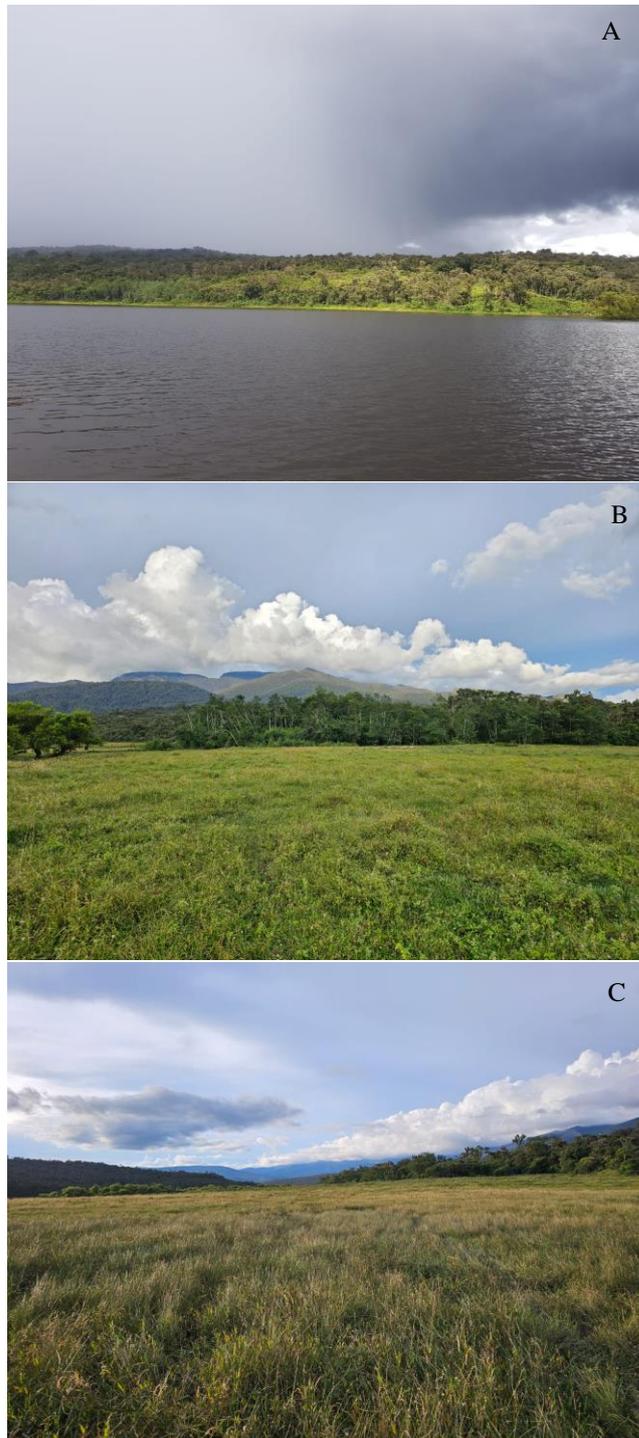
*Clasificación de cobertura y uso de suelos empleando Corine Land Cover.*

<b>Corine Land Cover adaptada para Perú</b>			<b>CUS</b>
<b>Nivel I</b>	<b>Nivel II</b>	<b>Nivel III</b>	
<b>1. Área artificializada</b>	1.1. Áreas urbanizadas	1.1.1. Tejido urbano continuo	Zona urbana (ZU)
		1.1.2. Tejido urbano discontinuo	
<b>2. Áreas agrícolas</b>	2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos	Pastos y cultivos (PC)
<b>3. Bosques y áreas mayormente naturales</b>	3.1. Bosques	3.1.1. Bosque denso bajo	Bosques (BO)
		3.1.2. Bosque abierto bajo	
		3.1.3. Bosque denso alto	
		3.1.4. Bosque abierto alto	
		3.1.5. Bosque fragmentado	
		3.3. Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	
<b>5. Superficies de agua</b>	5.1. Aguas continentales	5.1.2. Lagunas, lagos y ciénagas naturales permanentes	Superficies de agua (SA)

Fuente: Ministerio del Ambiente, 2015.

**Figura 2.**

*Clases de cobertura y usos de suelo identificados en la microcuenca de Huamanpata: A) superficies de agua (SA), B) pastos y cultivos (PC), C) pajonales (PA), D) suelo desnudo (SD), E) bosques (BO).*





#### 2.4. Tasas de cambio y matrices de transición

Para estimar las tasas de cambios se utilizó la siguiente ecuación:

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

Donde,  $S_1$  y  $S_2$  son las superficies de cambios de cobertura y uso de suelo en el periodo  $t_1$  y  $t_2$ , correlativamente. Cuando las tasas de cambio son negativas, apuntan a un descenso en los cambios de cobertura y uso de suelos, por el contrario, si  $S$  es mayor que cero indica que hay un aumento en los cambios. Y para distinguir las transiciones de los tipos de uso y cobertura de los suelos, percibir las variaciones y analizar los patrones de cambios se construyeron matrices de tabulación cruzada (Gallardo, 2017; Arfasa et al., 2024).

**Tabla 3.***Matriz de tabulación cruzada*

Fecha 1	Fecha 2				Total fecha 1 (Pi +)	Pérdida (Lij)	Tasa anual de cambio (s)
	Clase 1	Clase 2	....	Clase j			
Clase 1	P11	P12	....	P1j	P1+	P1+-P11	
Clase 2	P21	P22	....	P2j	P2+	P2+-P22	
....	....	....	....	....			
Clase i	Pi1	Pi2	....	Pij	Pi+	Pi+-Pij	
Total fecha 2 (P+j)	P+1	P+2	....	P+j	1		
Ganancia (Gij) %	P+1-P11	P+2-P22	....	P+j-Pij			

Fuente: Rojas et al., 2019.

**2.5. Evaluación de la exactitud temática**

La precisión en la categorización de los cambios de cobertura y uso del suelo se evaluaron en base a 250 sitios de verificación tomados en campo (Anexo 1A), los puntos de difícil acceso se corroboraron con imágenes satelitales de Google Earth. Se elaboró una matriz de confusión (Chuvieco, 2002), sobre la cual se calcularon métricas de precisión (error de omisión y comisión), métricas para evaluar la exactitud a nivel de clases (exactitud del usuario y productor) y la exactitud total (Chuvieco, 2002; Rojas et al., 2019).

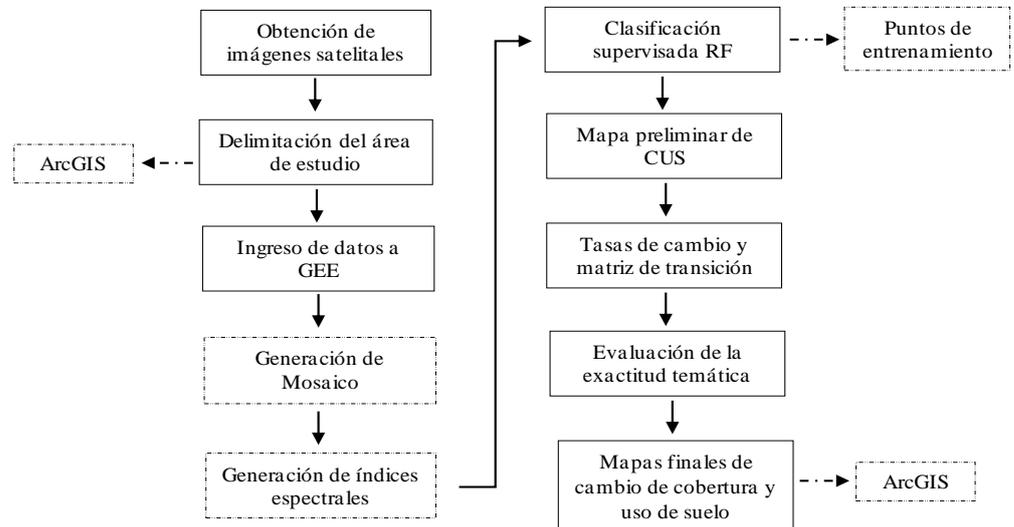
El índice de Kappa ( $k$ ), medida de la concordancia basada en las diferencias entre los datos de la clasificación y los de referencia (Congalton & Green, 2009), se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$K = \frac{m \sum_{i=1}^r a_{nn} - \sum_{i=1}^r a_{n+} a_{+n}}{m^2 - \sum_{i=1}^r a_{n+} a_{+n}}$$

Donde  $r$  es el número de filas de la matriz;  $ann$  es el número de observaciones en la fila  $n$  y columna  $n$ ;  $a_{n+}$ ,  $a_{+n}$  el total de la marginal de fila  $n$  y columna  $n$  y  $m$  es el total de observaciones.

**Figura 3.**

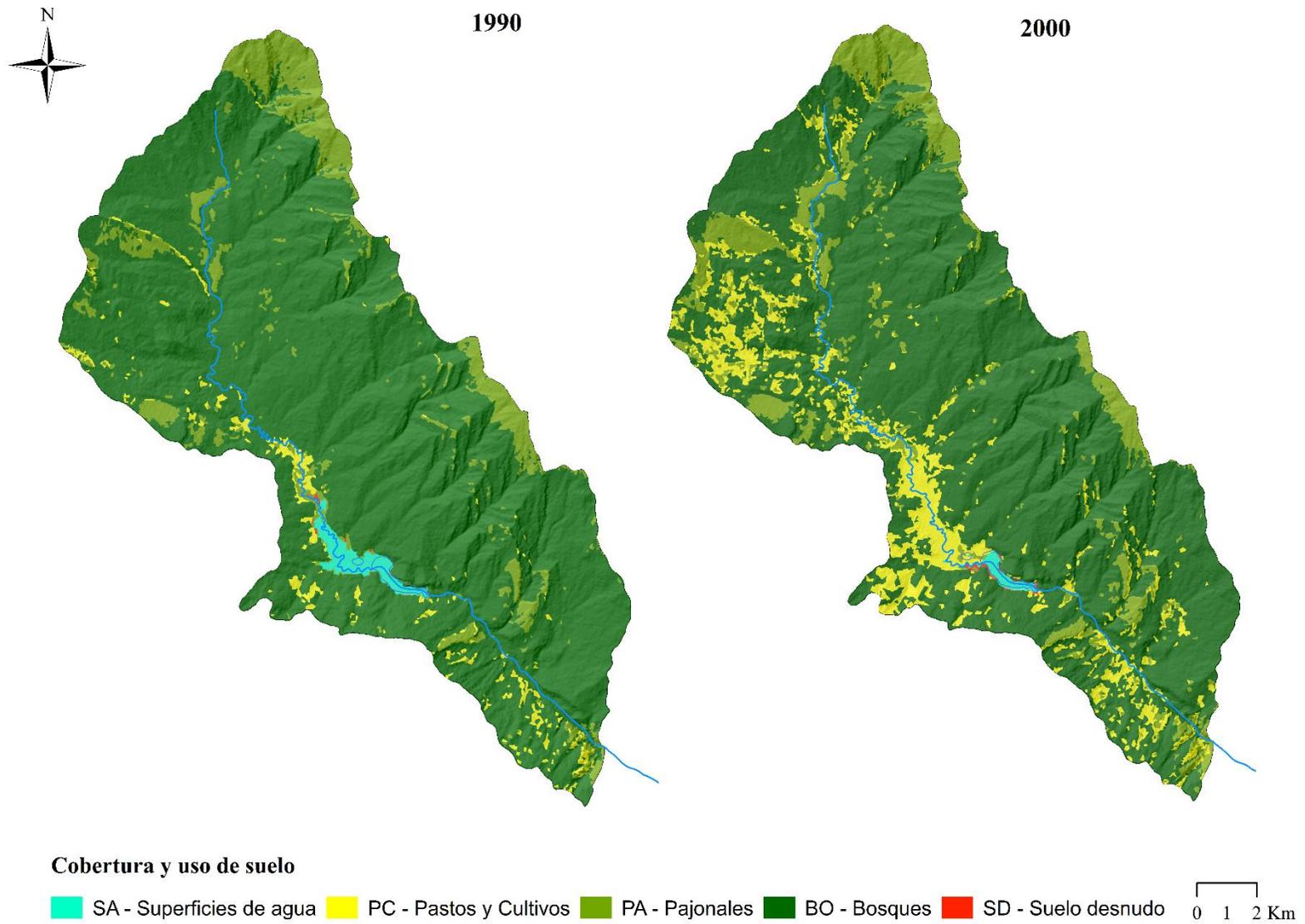
*Flujograma metodológico para el análisis de cobertura y uso de suelo de la microcuenca de Huamanpata.*



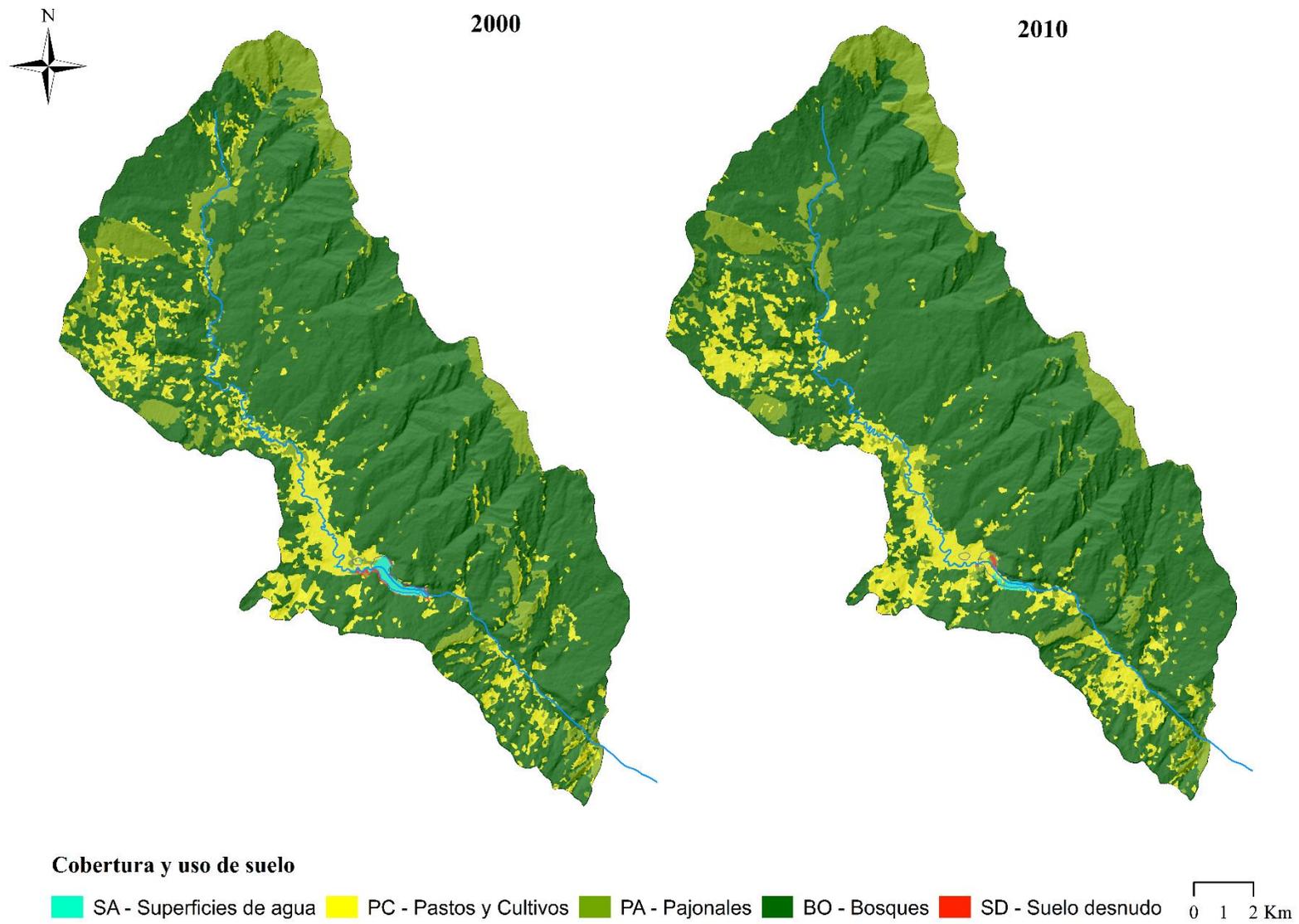
### **III. RESULTADOS**

#### **3.1. Mapas de cobertura y uso de suelo en la microcuenca Huamanpata**

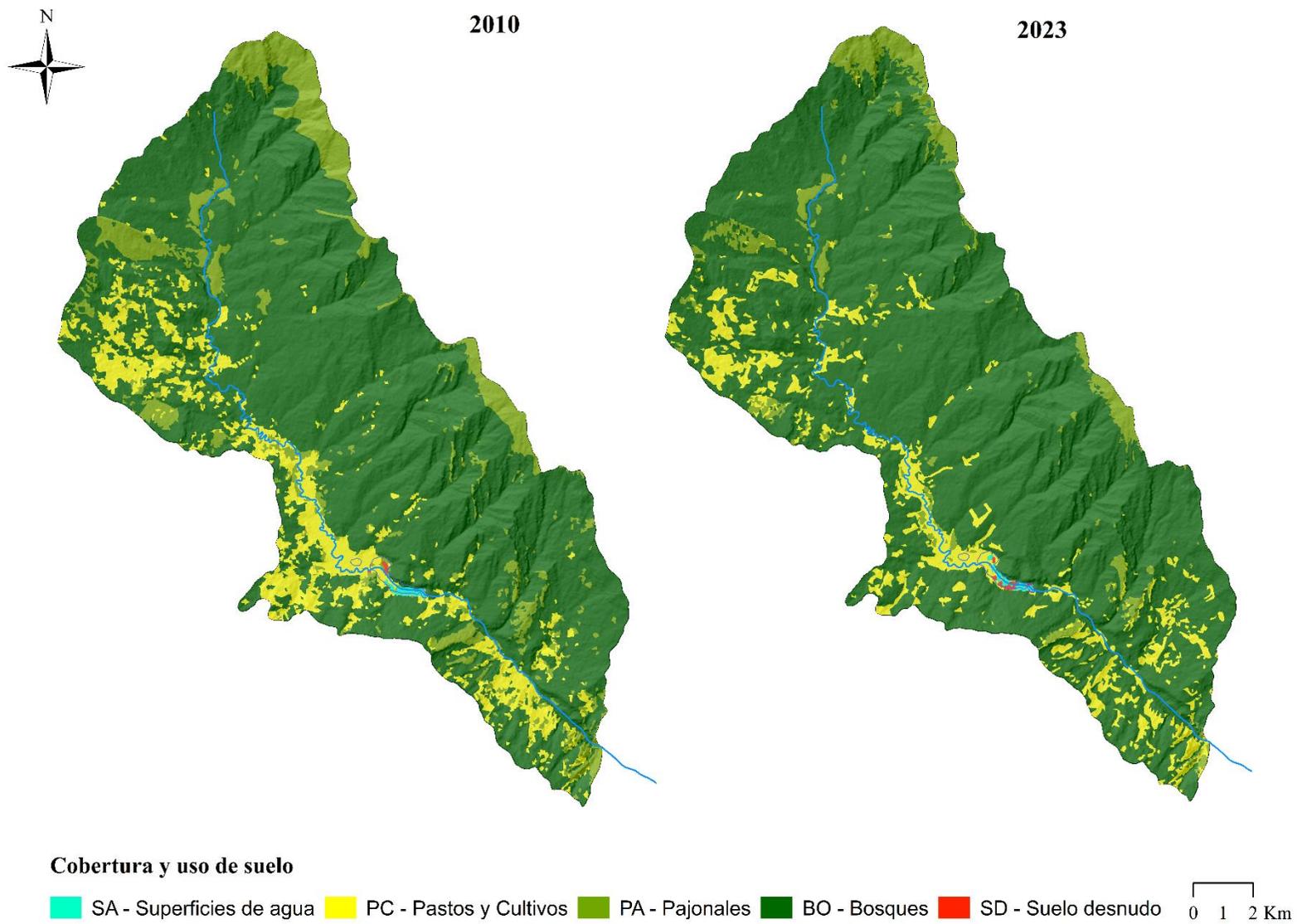
Se generaron mapas temáticos que representan la distribución de la cobertura y usos de suelo en la microcuenca de Huamanpata para los periodos de análisis, siendo el principal el comprendido entre 2010 y 2023. Para obtener un panorama más completo de los cambios en la cobertura, se incluyeron dos periodos adicionales: 1990-2000 y 2000-2010, proporcionando así una visión detallada de los cambios a lo largo del tiempo (Figura 4, Figura 5, Figura 6). Estos mapas permitieron analizar los cambios y tendencias en el patrón de ocupación de la microcuenca a lo largo de este periodo de tiempo, en los cuales se puede observar un incremento en pastos y cultivos (1,851.19 ha) y una considerable reducción de los cuerpos de agua (232.60 ha - 88.37 % de extensión). Por otro lado, los bosques (3,575.39 ha – 19.45 % de extensión) y pajonales (1,348.05 ha – 59.02 % de extensión) mostraron una disminución gradual a medida que se expandieron los pastos y cultivos.



**Figura 4.** Mapas de cobertura y uso de suelo de la microcuenca de Huamanpata para el periodo 1990 - 2000.



**Figura 5.** Mapas de cobertura y uso de suelo de la microcuenca de Huamanpata para el periodo 2000 - 2010.



**Figura 6.** Mapas de cobertura y uso de suelo de la microcuenca de Huamanpata para el periodo 2010 - 2023.

En este periodo de tiempo se observaron importantes transformaciones, las superficies de agua disminuyeron significativamente, pasando de 263.19 ha en el año 1990 a 30.59 ha en el año 2023. El uso de pastizales y cultivos ha incrementado considerablemente de 475.49 ha en 1990 a 2 326.68 ha en 2010. Sin embargo hubo una reducción a 2 009.58 ha en el año 2023. Así mismo, las áreas de pajonales también incrementaron su extensión desde 1990 (2,283.87 ha) hasta el año 2000 (2,651.44 ha), luego estas áreas experimentaron una reducción desde el año 2010 (2,569.69 ha) hasta 2023 (1,303.39 ha). La cobertura boscosa mostró una pérdida significativa desde el año 1990 (18,385.67 ha) hasta el año 2010 (16,479.62 ha), sin embargo, en el año 2023 estas áreas se incrementaron a 18,054.50 Ha. Adicionalmente, las áreas sin vegetación (suelo desnudo) han pasado de 8.53 ha en 1990 a 18.69 ha en 2023, lo que podría indicar un incremento en la degradación o compactación de suelo (Tabla 4, Figura 7).

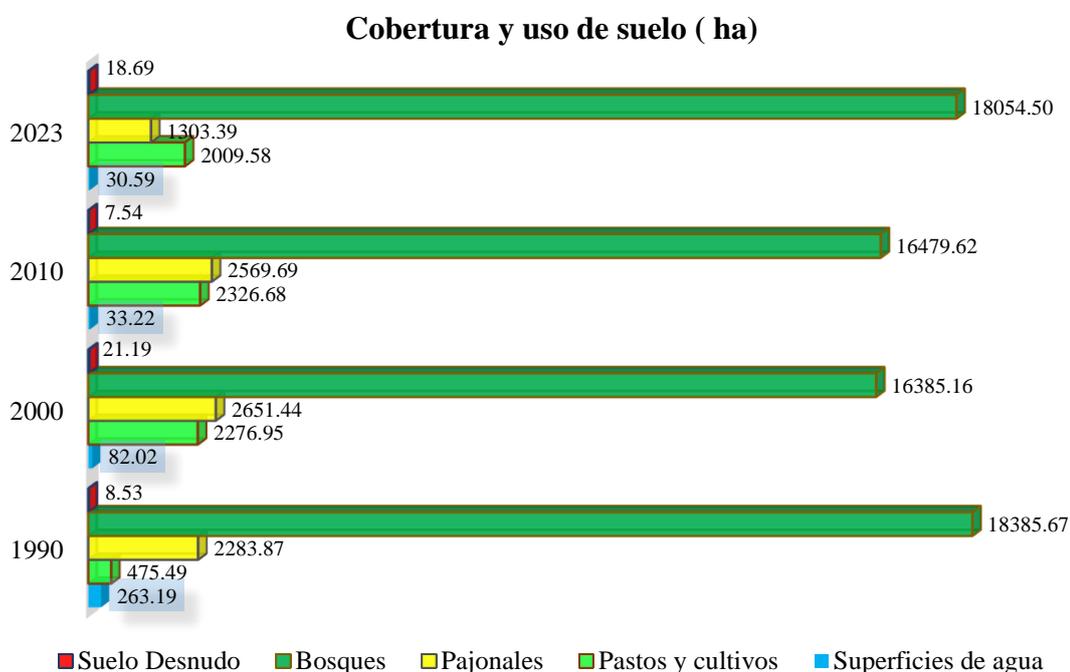
**Tabla 4.**

*Dinámica espacio temporal de las clases de cobertura y uso de suelo en hectáreas (ha) para los años 1990, 2000, 2010 y 2023.*

<b>Clases / años</b>	<b>1990</b>	<b>2000</b>	<b>2010</b>	<b>2023</b>
<b>SA – Superficies de agua</b>	263.19	82.02	33.22	30.59
<b>PC – Pastos y cultivos</b>	475.49	2276.95	2326.68	2009.58
<b>PA – Pajonales</b>	2283.87	2651.44	2569.69	1303.39
<b>BO – Bosques</b>	18385.67	16385.16	16479.62	18054.50
<b>SD – Suelo desnudo</b>	8.53	21.19	7.54	18.69

**Figura 7.**

*Gráfico de barras de la dinámica espacio temporal de las clases de cobertura y uso de suelo en (ha) para los años 1990, 2000, 2010 y 2023.*



### **3.2. Tasas de cambio y transiciones en la microcuenca Huamanpata**

Los tres periodos analizados (1990-2000, 2000-2010 y 2010-2023) evidencian notorias tasas de cambio en la cobertura y usos de suelo.

#### **3.2.1. Periodo 1990-2000**

En el primer periodo (1990-2000) se incrementaron los pastos y cultivos (17.0 %), suelos desnudos (9.5 %) y pajonales (1.5 %) y hubo un descenso en las superficies de agua (- 11.0 %) y en la cobertura boscosa (-1.1 %) (Tabla 5).

En este periodo, los pastizales, cultivos y suelos desnudos tuvieron ganancias significativas en su extensión (418.8 ha y 248.4 ha respectivamente), lo que sugiere que estas zonas fueron destinadas al desarrollo de actividades ganaderas y agrícolas (SEPIA, 2018). Mientras que en los cuerpos de agua se observaron pérdidas relativamente altas (70.5 ha), lo cual estaría relacionada por la presencia de la laguna estacional de Huamanpata (Tabla 6, Figura 8).

**Tabla 5.**

*Matriz de transición para el periodo 1990 – 2000. Celdas grises en diagonal indican el área de cada clase cobertura y usos de suelo que no sufrieron cambios. SA-superficies de agua, PC-pastos y cultivos, PA-pajonales, SD-suelo*

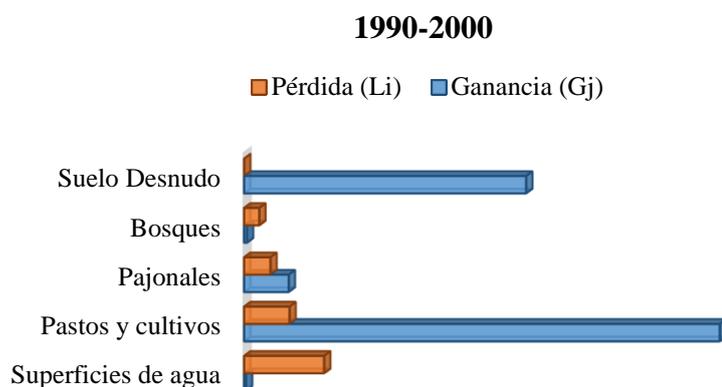
1990	2000					Total 1990 (ha)	Tasa de cambio	Pérdida (L <sub>i</sub> )	Cambio total (Ct)
	SA	PC	PA	BO	SD				
SA	77.65	154.07	19.82	1.49	10.16	<b>263.19</b>	-11.0	70.5	72.2
PC	0.03	285.47	93.69	96.01	0.29	<b>475.49</b>	17.0	40.0	458.8
PA	1.97	162.62	1754.15	361.81	3.32	<b>2283.87</b>	1.5	23.2	62.5
BO	2.37	1666.26	783.77	15925.85	7.42	<b>18385.67</b>	-1.1	13.4	15.9
SD	0.00	8.53	0.00	0.00	0.00	<b>8.53</b>	9.5	0.0	248.4
Total 2000 (ha)	<b>82.02</b>	<b>2276.95</b>	<b>2651.44</b>	<b>16385.16</b>	<b>21.19</b>	<b>21416.75</b>			
Ganancia (G <sub>j</sub> )	1.7	418.8	39.3	2.5	248.4				

*desnudo, BO-bosques.*

**Tabla 6.**

*Extensión de ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 1990 – 2000.*

	Superficies de agua	Pastos y cultivos	Pajonales	Bosques	Suelo Desnudo
<b>Ganancia (G<sub>j</sub>)</b>	1.7	418.8	39.3	2.5	248.4
<b>Pérdida (L<sub>i</sub>)</b>	70.5	40.0	23.2	13.4	0.0



**Figura 8.**

*Gráfico de barras para ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 1990 – 2000.*

En la tabla 5 se observa que, de las 263.19 ha de superficies de agua registradas en el año 1990, solo 77.85 ha no sufrieron cambios, sin embargo, 154.07 ha pasaron a formar parte de pastos y cultivos, 19.82 ha a pajonales, 1.49 ha a bosques y 10.16 ha a suelos desnudos en el año 2000. De los 475.49 ha de pastos y cultivos, 285.47 no tuvieron cambios, pero 93.69 ha pasaron a formar parte de los pajonales, 96.01 ha a bosques, 0.03 y 0.29 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua y suelo desnudo respectivamente. De igual forma, de las 2,283.87 ha de pajonales, 1,754.15 ha se mantuvieron sin cambios, sin embargo las extensiones restantes pasaron a formar parte de las superficies de agua (1.97 ha), pastos y cultivos (162 ha), bosques (361.81 ha) y suelo desnudo (3.32 ha).

En el año 1990 los bosques abarcaban una extensión total de 18 385.67 ha de las cuales 15,925.85 ha no sufrieron modificaciones, no obstante 2.37 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua, 1,666.26 ha a pastos y cultivos, 783.77 a pajonales y 7.42 ha a suelo desnudo.

### **3.2.2. Periodo 2000-2010**

En el segundo periodo (2000-2010) los pastos y cultivos (0.2 %) y bosques (0.1 %) incrementaron su extensión mínimamente, por otro lado, hubo pérdidas de extensión en las superficies de agua (-8.6 %), pajonales (-0.3 %) y suelo desnudo (-9.8 %) (Tabla 7).

Al igual que en el primer periodo, los pastos, cultivos y suelos desnudos obtuvieron ganancias en sus extensiones (49.6 ha y 34.7 ha respectivamente), mientras que hubo pérdidas considerables en los cuerpos de agua (61.4 ha) y pastizales y cultivos (47.5 ha) (Tabla 8, Figura 9).

**Tabla 7.**

*Matriz de transición para el periodo 2000 - 2010. Celdas grises en diagonal indican el área de cada clase cobertura y usos de suelo que no sufrieron cambios. SA-superficies de agua, PC-pastos y cultivos, PA-pajonales, SD-suelo desnudo, BO-bosques.*

2000	2010					Total 2000 (ha)	Tasa de cambio	Pérdida (L <sub>i</sub> )	Cambio total (C <sub>t</sub> )
	SA	PC	PA	BO	SD				
SA	31.68	27.82	12.41	2.77	7.34	<b>82.02</b>	-8.6	61.4	63.3
PC	0.00	1196.50	243.45	836.99	0.01	<b>2276.95</b>	0.2	47.5	97.1
PA	0.00	263.12	1725.28	663.04	0.00	<b>2651.44</b>	-0.3	34.9	66.8
BO	0.11	827.41	585.01	14972.62	0.00	<b>16385.16</b>	0.1	8.6	17.8
SD	1.43	11.48	3.54	4.19	0.19	<b>21.19</b>	-9.8	0.0	34.7
Total 2010 (ha)	33.22	2326.68	2569.69	16479.62	7.54	<b>21416.75</b>			
Ganancia (G <sub>j</sub> )	1.9	49.6	31.8	9.2	34.7				

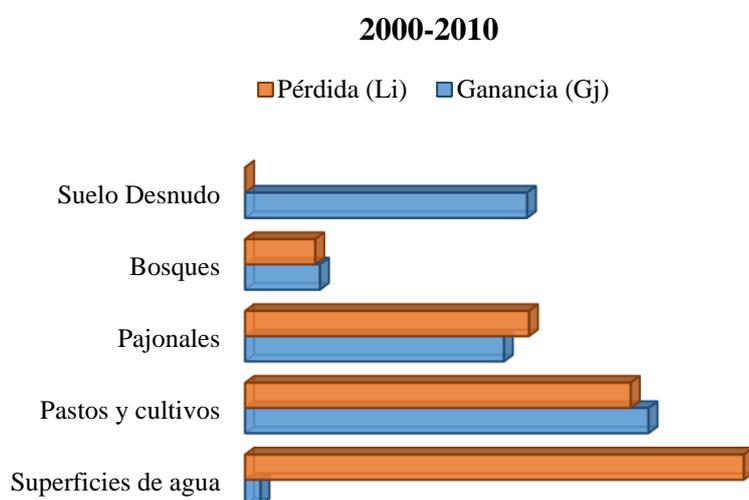
**Tabla 8.**

*Extensión de ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2000 – 2010.*

	Superficies de agua	Pastos y cultivos	Pajonales	Bosques	Suelo Desnudo
<b>Ganancia (G<sub>j</sub>)</b>	1.9	49.6	31.8	9.2	34.7
<b>Pérdida (L<sub>i</sub>)</b>	61.41	47.5	34.9	8.6	0.0

**Figura 9.**

*Gráfico de barras para ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2000 – 2010.*



En la tabla 7 se observa que, de las 82.02 ha de las superficies de agua registradas en el año 2000, solo 31.68 ha no sufrieron cambios, sin embargo, 27.82 ha pasaron a formar parte de los pastos y cultivos, 12.41 ha a pajonales, 2.77 ha a bosques y 7.34 ha a suelos desnudos en el año 2010. De las 2 276.95 ha de pastos y cultivos, 1 196.50 ha no presentaron cambios, pero 243.45 ha pasaron a formar parte de los pajonales, 836.99 ha a bosques y 0.01 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua. De igual forma, de las 2 651.44 ha de pajonales, 1 725.28 ha se mantuvieron sin cambios, sin embargo, las extensiones restantes pasaron a formar parte de los pastos y cultivos (263.12 ha) y bosques (663.04 ha). En el año 2000 los bosques abarcaban una extensión total de 16 385.16 ha de las cuales 14 972.62 ha no sufrieron modificaciones, no obstante 0.11 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua, 827.41 ha a pastos y cultivos y 585.01 a pajonales.

Por otro lado, de las 21.19 ha de suelo desnudo en el año 2000, 0.19 ha se mantuvieron sin cambios, sin embargo 1.43 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua, 11.84 ha a pastos y cultivos, 3.54 ha a pajonales y 4.19 ha a bosques.

### 3.2.3. Periodo 2010-2023

Los cambios ocurridos en el periodo principal de evaluación (2020-2023) fueron el incremento de las coberturas boscosas (0.7 %) y suelos desnudos (7.2 %), lo cual resultó en pérdidas de las superficies de agua (-0.6 %), pastos y cultivos (-1.1 %) y pajonales (-5.1 %) (Tabla 9).

En este periodo los suelos desnudos y las superficies de cobertura boscosa obtuvieron ganancias en sus extensiones alcanzando 227.9 ha, mientras que al igual que en los dos periodos previos, se evidenciaron pérdidas considerables en las superficies de agua (55.6 ha) y pajonales (55.0 ha) (Tabla 10, Figura 10).

**Tabla 9.**

*Matriz de transición para el periodo 2010 - 2023. Celdas grises en diagonal indican el área de cada clase cobertura y usos de suelo que no sufrieron cambios. SA-superficies de agua, PC-pastos y cultivos, PA-pajonales, SD-suelo desnudo, BO-bosques.*

2010	2023					Total 2010 (ha)	Tasa de cambio	Pérdida (L <sub>i</sub> )	Cambio total (Ct)
	SA	PC	PA	BO	SD				
SA	14.76	2.46	0.00	0.82	15.18	<b>33.22</b>	-0.6	55.6	103.2
PC	5.19	1108.19	40.45	1171.90	0.95	<b>2326.68</b>	-1.1	52.4	91.1
PA	4.56	374.16	1155.40	1034.50	1.06	<b>2569.69</b>	-5.1	55.0	60.8
BO	2.55	522.58	107.49	15847.01	0.00	<b>16479.62</b>	0.7	3.8	17.2
SD	3.53	2.19	0.04	0.27	1.51	<b>7.54</b>	7.2	0.0	227.9
Total 2023 (ha)	<b>30.59</b>	<b>2009.58</b>	<b>1303.39</b>	<b>18054.50</b>	<b>7.54</b>	<b>21416.75</b>			
Ganancia (G <sub>j</sub> )	47.6	38.7	5.8	13.4	227.9				

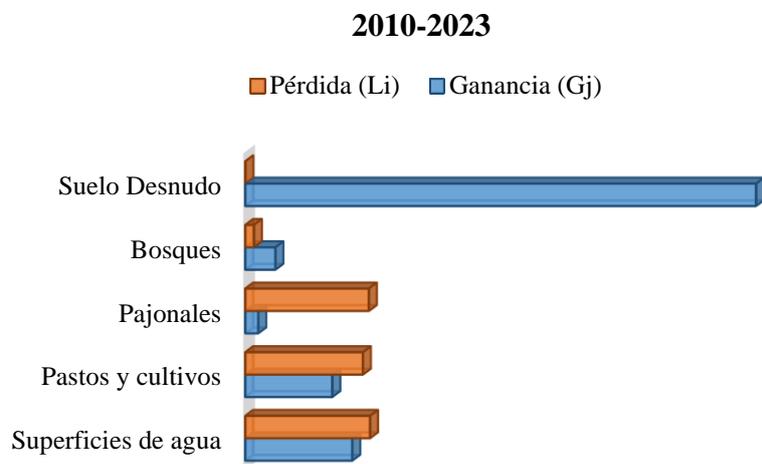
**Tabla 10.**

*Extensión de ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2010 – 2023.*

	Superficies de agua	Pastos y cultivos	Pajonales	Bosques	Suelo Desnudo
<b>Ganancia (G<sub>j</sub>)</b>	47.6	38.7	5.8	13.4	227.9
<b>Pérdida (L<sub>i</sub>)</b>	55.6	52.4	55.0	3.8	0.0

**Figura 10.**

*Gráfico de barras para ganancia y pérdida de cobertura (ha) para el periodo 2010 – 2023.*



En la tabla 9, se muestra que, de las 33.22 ha de superficies de agua registradas en el año 2010, solo 14.76 ha no sufrieron cambios, sin embargo, 2.46 ha pasaron a formar parte de los pastos y cultivos, 0.82 ha a bosques y 15.18 ha a suelos desnudos en el año 2023. De las 2 326.68 ha de pastos y cultivos, 1 108.19 ha no presentaron cambios, pero 5.19 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua, 40.45 ha de pajonales, 1 171.90 ha a bosques y 0.95 ha pasaron a formar parte de suelo desnudo. De manera similar, de los 2569.69 ha de pajonales, 1 155.40 ha se mantuvieron sin cambios, sin embargo, las extensiones restantes pasaron a formar parte de las superficies de agua (4.56 ha), pastos y cultivos (347.16 ha), bosques (1 034 ha) y suelos desnudos (1.06 ha). En el año 2010, los bosques abarcaron un total de 16 479.62 ha, de las cuales 15 847.01 ha no sufrieron modificaciones, sin embargo, 2.55 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua, 522.58 ha a pastos y cultivos y 107.49 a pajonales. Por otro lado, de las 7.54 ha de suelo desnudo en el año 2010, 1.51 ha se mantuvieron sin cambios, no obstante 3.53 ha pasaron a formar parte de las superficies de agua, 2.19 ha a pastizales y cultivos, 0.04 ha a pajonales y 0.27 ha a bosques.

### 3.3.Exactitud temática

El análisis de precisión para los periodos evaluados muestra una mejora general en la concordancia entre el mapa de cambios de cobertura y uso del suelo y las referencias de campo. Para el periodo principal de 2010-2023, se alcanzó una precisión global del 94 % y un índice de Kappa de 0.85, lo que indica una excelente concordancia (Tabla 11). En comparación, el periodo 2000-2010 mostró una precisión global del 93 % y un índice de Kappa de 0.84, reflejando una muy buena concordancia, aunque ligeramente inferior a la del periodo principal (Tabla 12). Finalmente, el periodo 1990-2000 presentó una precisión global del 92 % y un índice de Kappa de 0.84, lo que también sugiere una buena concordancia, pero con un leve descenso en precisión en relación a los dos periodos más recientes (Tabla 13). Estos resultados evidencian una mejora progresiva en la precisión de la clasificación a lo largo de los periodos analizados.

**Tabla 11.**

*Matriz de confusión para el periodo 2010 – 2023.*

Resultados de clasificación	Resultados de referencia						Exactitud usuario	Error comisión
	SA	PC	PA	BO	SD	Total		
SA	35	0	0	0	0	35	1,00	0,00
PC	0	75	0	0	0	75	1,00	0,00
PA	2	3	65	0	0	70	0,84	0,16
BO	0	1	0	49	0	50	0,94	0,06
SD	0	1	0	0	19	20	0,94	0,06
Total	37	80	65	49	19	250		
Exactitud productor	0,96	0,84	1,00	1,00	1,00		Exactitud Global: 0.94	
Error omisión	0,04	0,16	0,00	0,00	0,000		Índice Kappa: 0.85	

En la tabla 11, las clases de cobertura como bosques y suelo desnudo alcanzan una exactitud de productor y usuario de 100 %, lo que implica una clasificación muy precisa para estas categorías. Para las clases de superficie de agua y pastos y cultivos, se obtuvo también una alta exactitud de usuario (100 %), con errores de omisión muy bajos (0.04 para

superficies de agua y 0.16 para pastos y cultivos). La clase pajonales tiene la exactitud de productor más baja (0.84) y el mayor error de omisión (0.16), lo que indica cierta confusión en la clasificación de esta clase. En general, los resultados demuestran una buena precisión y baja comisión, destacando un desempeño sólido del modelo de clasificación.

**Tabla 12.**

*Matriz de confusión para el periodo 2000 – 2010.*

		Resultados de referencia					Total	Exactitud usuario	Error comisión
		SA	PC	PA	BO	SD			
Resultados de clasificación	SA	33	0	2	0	0	35	0,93	0,07
	PC	0	73	0	1	1	75	0,89	0,11
	PA	2	0	68	0	0	70	0,89	0,11
	BO	0	0	0	50	0	50	1,00	0,00
	SD	0	1	2	0	17	20	0,87	0,13
	Total	35	74	72	51	18	250		
	Exactitud productor	0,93	0,92	0,84	0,92	0,93		Exactitud Global: 0.93	
Error omisión	0,07	0,08	0,16	0,08	0,07		Índice Kappa: 0.84		

En la tabla 12, las clases de cobertura como bosque y superficie de agua destacaron por su alta precisión, con una exactitud de productor y usuario de 100 % para bosques y 93 % para superficies de agua, mostrando pocos errores de clasificación. Las clases de pasto y cultivos y suelo desnudo también obtuvieron buenos resultados, con exactitudes de usuario de 89 % y 87 %, respectivamente, aunque con algunos errores menores de comisión y omisión. La clase de pajonales fue la que presentó mayor confusión, con una exactitud de productor de 84 % y el mayor error de omisión (0.16), lo que sugiere que el modelo tuvo más dificultad para clasificar correctamente esta categoría.

**Tabla 13.***Matriz de confusión para el periodo 1990 – 2000.*

		Resultados de referencia							
Resultados de clasificación		SA	PC	PA	BO	SD	Total	Exactitud usuario	Error comisión
	SA	35	0	0	0	0	35	1,00	0,00
	PC	0	73	0	3	0	75	0,90	0,10
	PA	3	0	67	0	0	70	0,84	0,16
	BO	0	2	0	48	0	50	0,85	0,15
	SD	0	0	0	0	20	20	1,00	0,00
	Total	38	75	67	51	20	250		
	Exactitud productor	0,85	0,84	1,00	0,95	1,00		Exactitud Global: 0.92	
	Error omisión	0,16	0,16	0,00	0,05	0,000		Índice Kappa: 0.84	

En la tabla 13, las clases superficie de agua presenta una exactitud de usuario del 100 % y de productor del 85 %, con un error de omisión del 0.16, mientras que pasto y cultivos tiene una exactitud de usuario del 90 % y de productor del 84 %, con un error de omisión similar. La clase pajonales es la que muestra mayor confusión, con exactitudes de productor y usuario del 84 % y el mayor error de omisión (0.16). La clase bosque alcanza una exactitud de usuario del 85 % y de productor del 95 %, con un error de omisión bajo (0.05) y un error de comisión del 0.15. Finalmente, la clase suelo desnudo logró una clasificación perfecta, con una exactitud de usuario y productor del 100 %. En general, el modelo muestra un buen desempeño, pero se beneficiarían de mejoras para reducir la confusión en las clases pajonales y pasto y cultivos.

#### IV. DISCUSIÓN

Los cambios en el uso y cobertura del suelo suponen un desafío importante debido a sus múltiples impactos en el medio ambiente (Li et al., 2020; Hu et al., 2021). Los principales cambios, como la deforestación y la expansión de la agricultura, tienen múltiples impactos en la salud ambiental, incluida la biodiversidad, erosión del suelo, la modificación del paisaje, las condiciones climáticas locales y los servicios ecosistémicos (Becker et al., 2021; Meshesha et al., 2024). Así mismo la degradación y erosión del suelo son los principales problemas ambientales y plantean amenazas directas a los ecosistemas (Aneseyee et al., 2020). La microcuenca de Huamanpata alberga una amplia variedad de especies, influenciada por los diversos ecosistemas de montaña presentes en la zona (INRENA, 1995; Tabaco, 2023). Además, esta microcuenca desempeña un importante rol como fuente de almacenamiento y conservación de recursos hídricos (SEPIA, 2018, Rojas et al., 2019). No obstante, la presencia de actividades humanas como la agricultura, ganadería, deforestación y turismo representan una amenaza latente para la biodiversidad de este ecosistema (Suárez, 2012).

En este contexto, se evaluaron las tendencias de cambios en la cobertura y uso de suelo de la microcuenca de Huamanpata a lo largo de tres periodos: 1990-2000, 2000-2010, 2010-2023 utilizando la plataforma de Google Earth Engine. Esta segmentación temporal permitió analizar de manera detallada las transformaciones en el paisaje, observando cómo las actividades humanas y otros factores ambientales han influido en la dinámica de la cobertura del suelo.

Durante este periodo, se observó un incremento significativo y posterior reducción en las superficies destinadas a pastos, cultivos y pajonales. Por otro lado, las superficies boscosas disminuyeron a medida que estos usos de suelo se expandieron, lo que sugiere que estas áreas fueron destinadas al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas (Kadri et al., 2023; Shukla et al., 2023). Sin embargo, posteriormente se observó un incremento en la cobertura boscosa, alcanzando 18 054.50 hectáreas. Estas ganancias en la superficie forestal se atribuyen a la implementación de prácticas de gestión de cuencas a través de iniciativas gubernamentales, así como a la introducción de plantaciones de especies exóticas como pino (*Pinus patula*), eucalipto (*Eucalyptus*) y aliso (*Alnus acuminata*) (Tabaco, 2023). Sin embargo estas especies representan riesgos significativos para los ecosistemas locales (Rai & Singh, 2020). Las especies

exóticas pueden competir con especies nativas por recursos como agua, luz y nutrientes, alterando la estructura del ecosistema y reduciendo la biodiversidad (Cordero et al., 2023). Su rápido crecimiento y expansión pueden favorecer la dominancia de monocultivos, afectando negativamente la diversidad biológica. Además, algunas especies modifican las tasas de evotranspiración (Ashraf et al., 2024), lo que podría reducir la disponibilidad de agua en la microcuenca.

No obstante, la reducción de los bosques conduce a la pérdida de la biodiversidad (Potapov et al., 2022) y pone en riesgo los servicios ecosistémicos como la regulación hídrica, la conservación de la biodiversidad y la protección de las cuencas hidrográficas (Agariga et al., 2021; Özgenç & Uzun, 2024). La regulación hídrica en la microcuenca es crucial para la protección del suelo y el suministro de agua (Chou et al., 2020). Los bosques montanos, particularmente en la cabecera de cuenca, juegan un papel esencial en la captación y almacenamiento de agua (Ellison et al., 2017). La conservación y restauración de estas áreas, mediante el enriquecimiento con especies nativas en zonas degradadas contribuir a estabilizar el flujo hídrico y reducir la erosión (Özgenç & Uzun, 2024).

Por otro lado, la reducción de las superficies de pastos y cultivos (2,009.58 ha) podría deberse a un cambio en las prácticas de manejo de la tierra (Meshesha et al., 2024), impulsadas por factores como la degradación y erosión de los suelos, escasez de recursos (Strassburg et al., 2014; Rubio et al., 2023) y prácticas ambientales sostenibles (Tui et al., 2021). Paralelamente, la reducción en las áreas de pajonales (1 303.39 ha) sugieren un proceso de sucesión ecológica (Muñoz-Ulecia et al., 2024), en el que estas áreas han sido gradualmente intervenidas y transformadas, posiblemente por la expansión de las actividades agropecuarias (Piipponen et al., 2022; Rubio et al., 2023). Estos patrones de transformación del paisaje reflejan la dinámica de las actividades humanas en la microcuenca, respondiendo a factores socioeconómicos, demográficos y ambientales que han ido moldeando el territorio a lo largo del tiempo.

Así mismo, se registró una reducción considerable en las superficies de agua pasando de 263.19 ha a 30.59 ha ocasionadas probablemente por la presencia de la laguna estacional de Huamanpata (SEPIA, 2018), cuya presencia se mantiene en épocas de lluvia (noviembre a mayo) y en épocas de verano se convierte en un valle de pastizales que alberga el río Huamanpata que es utilizado para el desarrollo de

actividades ganaderas (INRENA, 1995; Tabaco, 2023), lo que a su vez explicaría la reducción de los bosques y el incremento de pastizales y pajonales.

Estas reducciones en los cuerpos de agua, además de asociarse a la laguna estacional de Huamanpata y a la pérdida de cobertura boscosa, podrían atribuirse a factores de origen antrópico como el cambio climático (Anand et al., 2018; Magliulo et al., 2023), debido a que este altera las precipitaciones, la temperatura y los procesos hidrológicos (Ougahi et al., 2022; Wang et al., 2023), modificando así la cantidad y calidad del agua, los patrones de flujo y la frecuencia de inundaciones y sequías (Noto et al., 2023). Estos hallazgos indican una tendencia de deforestación y degradación de los ecosistemas naturales a favor de actividades productivas, lo que podría repercutir negativamente en la diversidad de especies y la disponibilidad de recursos hídricos en la microcuenca (Cai & Zheng, 2024; Kumar et al., 2024).

Tabaco (2023) evaluó los cambios de cobertura y usos de suelo en la microcuenca Huamanpata en el periodo 1990-2020, donde se evidenció una notable reducción en la cobertura de bosques naturales, con una pérdida de 2,960.2 ha acompañada por un aumento de 2,769 ha en áreas de pastos, cultivos y pajonales. Estos cambios surgieron una conversión directa de áreas boscosas hacia usos agrícolas y ganaderos, atribuida al crecimiento de la agricultura y los asentamientos rurales, impulsados principalmente por la falta de prácticas sostenibles de manejo de tierra en la región. En contraste, en esta investigación se evidenciaron patrones similares pero con mayor precisión en la identificación de los impactos en ecosistemas locales. Se identificó un incremento de la superficie de suelos desnudos y una ligera recuperación en la cobertura boscosa, aunque se destaca una reducción continua en cuerpos de agua y pajonales, lo que sugiere que la presión humana sobre el suelo y el agua sigue siendo considerable.

La falta de conocimiento en prácticas de conservación y manejo sostenible es un factor clave que contribuye a esta degradación, lo que resalta la necesidad urgente de promover programas de manejo sostenible y educación ambiental en la región. En conjunto, ambas investigaciones aportan una visión integral sobre la transformación de los ecosistemas en Huamanpata, mostrando cómo la presión humana afecta la estructura del suelo y la hidrología de la cuenca. Estos hallazgos enfatizan la importancia de implementar políticas de conservación efectivas, fortalecer las capacidades locales y desarrollar mecanismos de compensación por

servicios ecosistémicos que ayuden a mitigar los efectos negativos de la deforestación y la degradación del suelo en la microcuenca.

Al igual que en el caso de Huamanpata, investigaciones llevadas a cabo en las microcuencas de Tilacancha (SEPIA, 2018), Yuyac (Zumaeta, 2019), Jucusbamba (Cachay, 2023), Pomacochas y Ventilla (Atalaya et al., 2022) han registrado patrones similares de transformación de los ecosistemas naturales, evidenciando un incremento significativo de las superficies destinadas a pastos, cultivos y pajonales, lo cual ha conllevado a una reducción considerable de las superficies boscosas, las cuales se atribuyen a actividades antrópicas, principalmente al asentamiento de poblaciones rurales y al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas. Esto sugiere que la transformación de los ecosistemas naturales en la región responde a patrones similares de ocupación y uso del territorio por parte de las comunidades locales. Asimismo, los estudios previos (Zumaeta, 2019; Atalaya et al., 2022; Cachay, 2023) también han reportado disminuciones en los cuerpos de agua debido a la expansión de los usos de suelo, lo que sugiere una tendencia de afectación a la disponibilidad de recursos hídricos.

Los procesos de transformación de los ecosistemas naturales observados en la microcuenca de Huamanpata plantean desafíos importantes para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos, por lo tanto, la información generada en este estudio permitirá diseñar e implementar estrategias de conservación y manejo sostenible de los recursos naturales y desarrollar instrumentos de planificación territorial. Estas acciones revisten especial importancia dado el carácter interdependiente de los sistemas socioecológicos presentes en la zona, donde las transformaciones en el uso del suelo no solo tienen implicaciones ambientales, como la pérdida de biodiversidad y el deterioro de los servicios ecosistémicos, sino también serias repercusiones socioeconómicas para las comunidades locales que dependen directamente de los bienes y servicios provistos por estos ecosistemas (Magliulo et al., 2023). En este sentido, el desarrollo de instrumentos de gestión integrada de los recursos hídricos y el territorio, que articulen los aspectos ambientales, productivos y sociales, se presenta como una vía prometedora para abordar de manera holística los desafíos de sostenibilidad en la microcuenca de Huamanpata.

## V. CONCLUSIONES

A partir del análisis con Google Earth Engine, se identificaron cinco tipos principales de cobertura y uso de suelo en la microcuenca de Huamanpata para el periodo 1990-2023: superficies de agua, pastos y cultivos, pajonales, suelo desnudo y bosques. Estos tipos de cobertura fueron evaluados en tres periodos específicos (1990-2000, 2000-2010, 2010-2023), permitiendo una comprensión detallada de las transformaciones en el paisaje y la distribución del uso del suelo a lo largo del tiempo.

Las tendencias observadas en la dinámica de cobertura muestran que la disminución de superficies de agua podría atribuirse a la naturaleza estacional de la laguna Huamanpata, junto con la pérdida de cobertura boscosa y factores antropogénicos como el cambio climático, que impactan los patrones hidrológicos. Las áreas boscosas disminuyeron principalmente debido a la expansión de usos agrícolas y ganaderos; sin embargo, en el último periodo se observó un ligero incremento en la cobertura boscosa, que se atribuye a iniciativas de manejo de cuencas y a la introducción de plantaciones de especies exóticas.

Las actividades agropecuarias también influyeron en el aumento inicial de áreas de pastizales y pajonales, aunque estas superficies posteriormente disminuyeron, lo que sugiere un proceso de sucesión ecológica. A la vez, se registró un aumento en las áreas de suelo desnudo, lo cual indica una mayor degradación o compactación del suelo, posiblemente debido a prácticas de manejo no sostenibles. Estos cambios subrayan la necesidad de adoptar enfoques de manejo de tierra más sostenibles para minimizar la erosión, conservar la estructura del suelo y mantener los recursos naturales de la microcuenca.

## **VI. RECOMENDACIONES**

- Se recomienda implementar prácticas de gestión integral de cuencas que promuevan el manejo sostenible de los recursos hídricos, forestales y agropecuarios.
- Desarrollar programas de reforestación con especies nativas, restauración o recuperación de ecosistemas degradados.
- Desarrollar un sistema de monitoreo participativo de los cambios en la cobertura y uso de suelo en la microcuenca y evaluar periódicamente el impacto de las estrategias y medidas implementadas.
- Fortalecer las capacidades de los habitantes de la microcuenca en técnicas de manejo y conservación de suelos y agua, promover la participación comunitaria en la toma de decisiones sobre el uso del territorio.
- Fortalecer las asociaciones de productores agrícolas y ganaderos para fomentar prácticas sostenibles.
- Coordinar esfuerzos entre los diferentes niveles de gobierno (local, regional y nacional) para implementar políticas y programas de gestión de cuencas y establecer alianzas estratégicas con organizaciones no gubernamentales y académicas que puedan aportar conocimientos y recursos.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abubakar, G.A., Wang, K., Koko, A.F., Hussein, M.I., Shuka, K.A.M., Deng, J., & Gan, M. (2023). Mapping Maize Cropland and Land Cover in Semi-Arid Region in Northern Nigeria Using Machine Learning and Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 15, 2835. <https://doi.org/10.3390/rs15112835>
- Agariga, F., Abugre, S., & Appiah, M. (2021). Spatio-temporal changes in land use and forest cover in the Asutifi North District of Ahafo Region of Ghana, (1986–2020). *Environmental Challenges*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100209>
- Aghababaei, M., Ebrahimi, A., Naghipour, A.A., Asadi, E., & Verrelst, J. (2021). Vegetation Types Mapping Using Multi-Temporal Landsat Images in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sensing*, 13, 4683. <https://doi.org/10.3390/rs13224683>
- Alawamy, J. S., Balasundram, S. K., Hanif, A. H. M., & Sung, C. T. B. (2020). Detecting and analyzing land use and land cover changes in the Region of Al-Jabal Al-Akhdar, Libya using time-series landsat data from 1985 to 2017. *Sustainability (Switzerland)*, 12(11), 4490. <https://doi.org/10.3390/su12114490>
- Al-Taei, A.I., Alesheikh, A.A. & Darvishi Bolorani, A. (2023). Land Use/Land Cover Change Analysis Using Multi-Temporal Remote Sensing Data: A Case Study of Tigris and Euphrates Rivers Basin. *Land*, 12, 1101. <https://doi.org/10.3390/land12051101>
- Ampim, P. A. Y., Ogbe, M., Obeng, E., & Akley, E. K. (2021). Land Cover Changes in Ghana over the Past 24 Years. *Sustainability*, 13, 4951. <https://doi.org/10.3390/su13094951>
- Amini, S., Saber, M., Rabiei-Dastjerdi, H., & Homayouni, S. (2022) Urban Land Use and Land Cover Change Analysis Using Random Forest Classification of Landsat Time Series. *Remote Sensing*, 14, 2654. <https://doi.org/10.3390/rs14112654>
- Anand, J., Gosain, A.K., & Khosa, R. (2018). Prediction of land use changes based on Land Change Modeler and attribution of changes in the water balance of Ganga basin to land use change using the SWAT model. *Science of The Total Environment*, 503-519. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.017>

- Aneseyee, A. B., Elias, E., Soromessa, T., & Feyisa, G. L. (2020). Land use/land Cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, 728. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>
- Arévalo, P., Bullock, E. L., Woodcock, C. E., & Olofsson, P. (2020). A Suite of Tools for Continuous Land Change Monitoring in Google Earth Engine. *Frontiers in Climate*, 2:576740. <https://doi.org/10.3389/fclim.2020.576740>
- Atalaya, N.A., Barboza, E., López, R.S., Vásquez, H.V., Gómez Fernández, D., Terrones Murga, R.E., Rojas Briceño, N.B., Oliva-Cruz, M., Gamarra Torres, O.A., & Silva López, J.O. (2022). Spatiotemporal Dynamics of Grasslands Using Landsat Data in Livestock Micro-Watersheds in Amazonas (NW Peru). *Land*, 11, 674. <https://doi.org/10.3390/land11050674>
- Azizan, F.A., Astuti, I.S., Aditya, M.I., Febbiyanti, T.R., Williams, A., Young, A. & Abdul Aziz, A. (2021). Using Multi-Temporal Satellite Data to Analyse Phenological Responses of Rubber (*Hevea brasiliensis*) to Climatic Variations in South Sumatra, Indonesia. *Remote Sensing*, 13, 2932. <https://doi.org/10.3390/rs13152932>
- Baig, M.F., Mustafa, M.R.U., Baig, I., Takaijudin, H.B. & Zeshan, M.T. (2022). Assessment of Land Use Land Cover Changes and Future Predictions Using CA-ANN Simulation for Selangor, Malaysia. *Water*, 14, 402. <https://doi.org/10.3390/w14030402>
- Becker, W. R., Ló, T. B., Adriani, J., & Mercante, J. E. (2021). Statistical features for land use and land cover classification in Google Earth Engine. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100459>
- Bielecka, E. (2020). Gis spatial analysis modeling for land use change. A bibliometric analysis of the intellectual base and trends. *Geosciences (Switzerland)*, 10(11), 1–21. <https://doi.org/10.3390/geosciences10110421>
- Cachay, R. (2023). Cambios de las coberturas y usos del suelo en la microcuenca del río Jucusbamba, Amazonas (Perú), 1992-2052. [Tesis de bachiller, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza].

- <https://hdl.handle.net/20.500.14077/3100>
- Cai, X., & Zheng, Z. (2024). Introduction to section 2. Water Information Systems. *Water International*, 377–391. <https://doi.org/10.1080/02508060.2024.2343178>
- Caman, T. R., & Penas, C. H. (2017). Instrumentos económicos para la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos hídricos en la microcuenca de Huamanpata – distritos Mariscal Benavides y San Nicolás, Provincia Rodríguez de Mendoza – Amazonas. [Tesis de bachiller, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza]. <https://repositorio.untrm.edu.pe/handle/20.500.14077/1299>
- Chou, L., Dai, J., Qian, X., Karimipour, A., & Zheng, X. (2020). Achieving sustainable soil and water protection: The perspective of agricultural water price regulation on environmental protection. *Agricultural Water Management*, 245, 106583. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106583>
- Chuvieco, E. (2002). Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el Espacio. Barcelona: Ariel Ciencia.
- Congalton, R. y Green, K. (2009). Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. *Boca Raton, FL: CRC Press*
- Cordero, S., Gálvez, F., & Fontúrbel, F. E. (2023). Ecological Impacts of Exotic Species on Native Seed Dispersal Systems: A Systematic Review. *Plants*, 12(2), 261. <https://doi.org/10.3390/plants12020261>
- FAO (1996). Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes (Forestry Paper 130). *Rome, Italia: FAO*. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/007/w0015e/w0015e00.htm>
- FAO & PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. Italia. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Gallardo, M. (2017). Intensidad en los cambios de usos del suelo registrados en la Comunidad de Madrid durante los años 1982 y 2006. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 75, 407–422. <https://doi.org/10.21138/bage.2506>
- García, L., Veneros, J., Oliva-Cruz, M., Olivares, N., Chávez, S. G., & Rojas-Briceño, N. B. (2024). Construction of Linear Models for the Normalized Vegetation Index (NDVI) for Coffee Crops in Peru Based on Historical Atmospheric Variables from

- the Climate Engine Platform. *Atmosphere*, 15, 8.  
<https://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/3784>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Iliushchenko, S., Thau, D., Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-Scale Geospatial Analysis for Everyone. *Remote Sensors Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hu, X., Neass, J. S., Iordan, C. M., Huang, B., Zhaob, W., & Cherubinina, F. (2021). Recent global land cover dynamics and implications for soil erosion and carbon losses from deforestation. *Anthropocene*, 34.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2021.100291>
- INRENA (1995). Mapa Ecológico del Perú. Guía Explicativa. Lima: Ministerio de Agricultura. Retrieved from <https://drive.google.com/file/d/0B2LXWd-oFIpfSXl6am1TVDBwVTA/view>
- Ji, Q., Liang, W., Fu, B., Zhang, W., Yan, J., Lü, Y., Yue, C., Jin, Z., Lan, Z., Li, S., & Yang, P. (2021). Mapping land use/cover dynamics of the yellow river basin from 1986 to 2018 supported by google earth engine. *Remote Sensing*, 13(7), 1–24.  
<https://doi.org/10.3390/rs13071299>
- Kadri, N., Jebari, S., Augusseau, X., Mahdhi, N., Lestrelin, G., Berndtsson, R. (2023). Analysis of Four Decades of Land Use and Land Cover Change in Semiarid Tunisia Using Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 15, 3257. <https://doi.org/10.3390/rs15133257>
- Kant, A., & Kumar, S. (2020). Analysis of land use land Cover change Using a new and existing spectral index and its impact on normalized land surface temperatura. *Geocarto International*, 2137-2159.  
<https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1815863>
- Kumar, R., Singh, C. K., Misra, S., Singh, B. P., Bhardwai, A. K., & Chandra, K. K. (2024). Water biodiversity: ecosystem services, threats, and conservation. *Biodiversity and Bioeconomy*, 347-380. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95482-2.00016-X>
- Larbi, I. (2023). Land use-land cover change in the Tano basin, Ghana and the implications on sustainable development goals. *Heliyon*, 7 (48).  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14859>

- Lasaponara, R., Abate, N., Fattore, C., Aromando, Á, Cardettini, G., & Di fonso., M. (2022). On the Use of Sentinel-2 NDVI Time Series and Google Earth Engine to Detect Land-Use/Land-Cover Changes in Fire-Affected Areas. *Remote Sensing*, 14(19), 4723. <https://doi.org/10.3390/rs14194723>
- Li, X., Chen, D., Duan, Y., Ji, H., Zhang, L., Chai, Q., & Hu, X. (2020). Land use and land cover change, and analysis of its drivers in Ojoje watershed, Southern Ethiopia. *Global Ecology and Conservation*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09267>
- Lin, L., Hao, Z., Post, C. J., Mikhailova, E. A., Yu, K., Yang, L., & Liu, J. (2020). Monitoring land cover change on a rapidly urbanizing island using google earth engine. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(20), 1–16. <https://doi.org/10.3390/app10207336>
- Liu, C., Li, W., Zhu, G., Zhou, H., Yan, H., & Xue, P. (2020). Land use/land cover changes and their driving factors in the northeastern tibetan plateau based on geographical detectors and google earth engine: A case study in gannan prefecture. *Remote Sensing*, 12(19), 3139. <https://doi.org/10.3390/RS12193139>
- Liu, B., Song, W., Meng, Z., & Liu, X. (2023). Review of Land Use Change Detection- A Method Combining Machine Learning and Bibliometric Analysis. *Land*, 12(5), 1050; <https://doi.org/10.3390/land12051050>
- Magliulo, P., Cusano, A., Iacomino Caputo, G., & Russo, F. (2023). Changes in Land-Cover/Land-Use Pattern in the Fortore River Basin (Southern Italy) and Morphodynamic Implications. *Land*, 12, 1393. <https://doi.org/10.3390/land12071393>
- Maronedze, A. K., & Schütt, B. (2019). Dynamics of land use and land cover changes in Harare, Zimbabwe: A case study on the linkage between drivers and the axis of urban expansion. *Land*, 8(10),155. <https://doi.org/10.3390/land8100155>
- Mendoza, S. A. (2023). Análisis temporal de áreas agrícolas y urbanas mediante Google Earth Engine (GEE) e IDRISI en las comunidades campesinas del Maino y Levanto, Chachapoyas. [Tesis de bachiller, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza]. <https://hdl.handle.net/20.500.14077/3286>
- Meshesha, T. M., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Tsubo, M., Fenta, A. A., Berihun, M.

- L., Mulu, A., Setargie, T. A., & Kassa, V. S. (2024). Agroecology-based land use/land cover change detection, prediction and its implications for land degradation: A case study in the Upper Blue Nile Basin. *International Soil and Water Conservation Research*, 12. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2024.02.002>
- MINAM. (2015). Protocolo: Evaluacion de la Exactitud Tematica del Mapa de Deforestación; MINAM: Lima, Perú.
- Muñoz-Ulecia, E., Martín-Collado, D., Bermués, A., Casasús, I., & Villalba, D. (2024). Can traditional management practices help mountain livestock farms in the Spanish Pyrenees cope with climate change?. *Regional Environmental Change*, 24 (15). <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02170-8>
- Nasiri, V., Deljouei, A., Moradi, F., Sadeghi, S.M.M., & Borz, S.A. (2022). Land Use and Land Cover Mapping Using Sentinel-2, Landsat-8 Satellite Images, and Google Earth Engine: A Comparison of Two Composition Methods. *Remote Sensing*, 14, 1977. <https://doi.org/10.3390/rs14091977>
- Ochochoque, J. (2017). Aplicación de la teledetección en el avance de la explotación minera, centro poblado de Malenowski, distrito de Mazuco, región de Madre de Dios. [Tesis de bachiller, Universidad Nacional del Altiplano]. [http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/4184/Ochochoque\\_Condori\\_Juan\\_Pastor.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/4184/Ochochoque_Condori_Juan_Pastor.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Özgenç, E. K., & Uzun, O. (2024). Impacts of land use/land cover and climate change on landscape sensitivity in Tunca River sub-basin: Use in spatial planning and sectoral decision processes. *Journal of Environmental Management*, 363. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121372>
- Pande, C. B. (2022). Land Use/Land Cover and Change Detection mapping in Rahuri watershed area (MS), India using the Google Earth Engine and Machine Learning Approach. *Geocarto International*, 2(31). <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2086622>
- Piipponen J, Jalava M, de Leeuw J, Rizayeva A, Godde C et al (2022) Global trends in grassland carrying capacity and relative stocking density of livestock. *Glob Chang Biol* 28:3902–3919. <https://doi.org/10.1111/gcb.16174>

- Potapov P, Hansen MC, Pickens A, Hernandez-Serna A, Tyukavina A, Turubanova S, Zalles V, Li X, Khan A, Stolle F, Harris N, Song X-P, Baggett A, Kommareddy I and Kommareddy A (2022) The Global 2000-2020 Land Cover and Land Use Change Dataset Derived from the Landsat Archive: First Results. *Front. Remote Sens.* 3:856903. doi: 10.3389/frsen.2022.856903
- Rai, P. K., & Singh, J. (2020). Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological Indicators*, 111, 106020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106020>
- Rana, D., Kumari, M., & Kumari, R. (2022). Land Use and Land Coverage Analysis with Google Earth Engine and Change Detection in the Sonipat District of the Haryana State in India. *Engineering proceedings*, 27(1), 85; <https://doi.org/10.3390/ecsa-9-13366>
- Rawat, J. S., & Kumar, M. (2015). Monitoring land use/cover change using remote sensing and GIS techniques: A case study of Hawalbagh block, district Almora, Uttarakhand, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(1), 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.02.002>
- Rojas Briceño, N. B., Barboza Castillo, E., Maicelo Quintana, J. L., Oliva Cruz, S. M., & Salas López, 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. <https://doi.org/10.21138/bage.2538><sup>a</sup>
- Rubio, J., Schnabel, S., Burgess, P. J., & Burbi, S. (2023). Reduced grazing and changes in the area of agroforestry in Europe. *Frontiers in Environmental Science*, 19. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1258697>
- Salas López, R., Mamani Cruz, S., Barboza Castillo, E., & Torres Guzmán, C. (2016). Morphometric and bathymetric analysis of the Huamanpata lagoon, Amazonas region. *Semantics scholar*, 2(2), 30-38. <https://pdfs.semanticscholar.org/a137/fede8af6845f4b725d9764681f335fda4198.pdf>
- SEPIA (2018). Perú: El problema agrario en debate. Lima, Perú. *Seminario Permanente de Investigación Agraria*. <https://sepia.org.pe/wp-content/uploads/2018/07/Libro-SEPIA-XVII-web.pdf>

- Shukla, S., Meshesha, T. W., Sen, I. S., Bol, R., Bogena, H., & Wang, J. (2023). Assessing Impacts of Land Use and Land Cover (LULC) Change on Stream Flow and Runoff in Rur Basin, Germany. *Sustainability*, 15, 9811. <https://doi.org/10.3390/su15129811>
- Strassburg, B. B., Latawiec, A. E., Barioni, L. G., Nobre, C. A., Silva, V. P., Valentim, J. F., Vianna, M., & Assad, E. D. (2014). When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, 84-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha2014.06.001>
- Suárez, A. (2012). Zonificación Ecológica y Económica del Departamento de Amazonas: Versión Resumida. Gobierno Regional Amazonas.
- Svoboda, J., Štych, P., Laštovička, J., Paluba, D., & Koblíuk, N. (2022). Random Forest Classification of Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF) Using Sentinel-2 Data—A Case Study of Czechia. *Remote Sensing*, 14, 1189. <https://doi.org/10.3390/rs14051189>
- Tabaco, L. P. (2023). Cambios de cobertura boscosa y uso de suelo en la microcuenca Huamanpata, Rodríguez de Mendoza, Amazonas (1990 - 2020). [Tesis de bachiller, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza]. <https://hdl.handle.net/20.500.14077/3658>
- Tadese, M., Kumar, L., Koech, R., & Kogo, K. B. (2020). Mapping of land-use/land-cover changes and its dynamics in Awash River Basin using remote sensing and GIS. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 100352. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100352>
- Thakkar, A. K., Desai, V. R., Patel, A., & Potdar, M. B. (2017). Post-classification corrections in improving the classification of Land Use/Land Cover of arid region using RS and GIS: The case of Arjuni watershed, Gujarat, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 20(1), 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.11.006>
- Trigoso, I. D., Salas, L. R., Rojas, B. N., Silva, L. J., Gómez, F.D., Oliva, M., Quiñones, H. L., Terrones, M. R., Castillo, B. E., & Barrera, G. M. (2020). Land Suitability Analysis for Potato Crop in the Jucusbamba and Tincas Microwatersheds

- (Amazonas, NW Peru): AHP and RS–GIS Approach. *Agronomy*, 10, 1898. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121898>
- Tui SHK, Descheemaeker K, Valdivia RO et al. (2021). Climate change impacts and adaptation for dryland farming systems in Zimbabwe: a stakeholder-driven integrated multi-model assessment. *Clim Change*, 168. <https://doi.org/10.1007/s10584-021-03151-8>
- Veneros, J., & García, L. (2022). Application of the Standardized Vegetation Index (SVI) and Google Earth Engine (GEE) for drought management in Peru. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 25. <http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.3784>
- Viana, C. M., Girão, I., & Rocha, J. (2019). Long-term satellite image time-series for land use/land cover change detection using refined open source data in a rural region. *Remote Sensing*, 11(9),1104. <https://doi.org/10.3390/rs11091104>
- Villanueva, B. K.L. (2022). Dinámica temporal y espacial del Índice de Vegetación Estandarizado (SVI) para tres zonas cafetaleras en la región Amazonas, Perú. [Tesis de bachiller, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza]. <https://hdl.handle.net/20.500.14077/3016>
- Wahap, N. A., & Shafri, H. Z. M. (2020). Utilization of Google Earth Engine (GEE) for land cover monitoring over Klang Valley, Malaysia. IOP Conference Series: *Earth and Environmental Science*, 540(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/540/1/012003>
- Wang, J.; Bretz, M.; Dewan, M.A.A.; Aghajani Delavar, M. (2018). Machine learning in modelling land use and land cover change (LULCC): Current status, challenges and prospects. *Science of The Total Environment*, 822, 153559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153559>
- Xiong, Y., Zhou, J., Chen, L., Jia, B., Sun, N., Tian, M., & Hu, G. (2020). Land use pattern and vegetation cover dynamics in the Three Gorges Reservoir (TGR) intervening basin. *Water* (Switzerland), 12(7), 2036. <https://doi.org/10.3390/w12072036>
- Xu, S., Xiao, W., Yu, C., Chen, H., & Tan, Y. (2023). Mapping Cropland Abandonment in Mountainous Areas in China Using the Google Earth Engine Platform. *Remote Sensing*, 15(4), 1145; <https://doi.org/10.3390/rs15041145>

- Yesuph, A. Y. & Dagneu, A. B. (2019). Land use/Cover spatiotemporal dynamics, driving forces and implications at the Beshillo catchment of the Blue Nile Basin, North Eastern Highlands of Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 30. <https://doi.org/10.1186/s40068-019-0148-y>
- Yimam, A., & Bantider, A. (2019). Land use/cover spatiotemporal dynamics, driving forces and implications at the Beshillo catchment of the Blue Nile Basin, North Eastern Highlands of Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 8 (21). <https://doi.org/10.1186/s40068-019-0148-y>
- Yin, J., Zhao, X., Zhang, W., & Wang, P. (2020). Rural land use change driven by informal industrialization: Evidence from fengzhuang village in China. *Land*, 9(6), 190. <https://doi.org/10.3390/LAND9060190>
- Zhao, Y.; An, R.; Xiong, N.; Ou, D.; Jiang, C. (2021). Spatio-Temporal Land-Use/Land-Cover Change Dynamics in Coastal Plains in Hangzhou Bay Area, China from 2009 to 2020 Using Google Earth Engine. *Land*, 10, 1149. <https://doi.org/10.3390/land10111149>
- Zumaeta, D. L. (2019). Análisis multitemporal y predictivo del cambio de uso del suelo y pérdida de cobertura vegetal en la microcuenca Yuyac, Amazonas, 2018. [Tesis de bachiller, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza]. <https://hdl.handle.net/20.500.14077/1986>

## ANEXOS

**Tabla 1A.** Puntos de entrenamiento tomados en campo para la clasificación.

<b>Punto</b>	<b>Este</b>	<b>Norte</b>	<b>Altitud</b>	<b>Clasificación</b>
1	228101.8196	9297479.409	2166.14	Superficies de agua
1	228101.4638	9297480.514	2167.44	Superficies de agua
1	228102.4263	9297479.873	2167.74	Superficies de agua
1	228102.1265	9297480.831	2167.84	Superficies de agua
1	228101.8731	9297479.797	2165.54	Superficies de agua
1	228100.2888	9297479.31	2165.64	Superficies de agua
1	228099.2043	9297478.456	2165.54	Superficies de agua
1	228099.0256	9297477.238	2163.54	Superficies de agua
1	228099.3291	9297475.469	2162.54	Superficies de agua
1	228098.079	9297474.541	2162.44	Superficies de agua
1	228096.8818	9297474.093	2163.34	Superficies de agua
1	228095.5038	9297472.888	2166.74	Superficies de agua
1	228094.0906	9297471.332	2167.539	Superficies de agua
1	228093.1887	9297470.867	2167.739	Superficies de agua
1	228093.9861	9297470.022	2166.439	Superficies de agua
1	228093.2894	9297469.097	2166.439	Superficies de agua
1	228092.8517	9297468.025	2165.839	Superficies de agua
1	228092.2865	9297466.603	2164.839	Superficies de agua
1	228092.07	9297465.569	2164.439	Superficies de agua
1	228091.41	9297464.681	2164.239	Superficies de agua
1	228091.0111	9297463.203	2165.539	Superficies de agua
1	228090.0918	9297462.535	2168.739	Superficies de agua
1	228088.8191	9297462.455	2169.039	Superficies de agua
1	228088.2337	9297461.42	2169.539	Superficies de agua
1	228088.5188	9297459.651	2171.839	Superficies de agua
1	228087.4945	9297457.784	2169.939	Superficies de agua
1	228087.4627	9297456.695	2169.139	Superficies de agua
1	228087.1376	9297455.237	2168.639	Superficies de agua
1	228087.8847	9297453.304	2168.539	Superficies de agua
1	228087.5599	9297451.772	2168.839	Superficies de agua
1	228088.4166	9297450.098	2167.839	Superficies de agua
1	228088.2754	9297448.733	2169.039	Superficies de agua
1	228086.6561	9297447.84	2170.039	Superficies de agua
1	228086.6443	9297446.438	2170.039	Superficies de agua
1	228085.2112	9297445.178	2170.439	Superficies de agua
2	228084.3465	9297444.657	2169.939	Pastos y cultivos
2	228082.8163	9297444.429	2169.239	Pastos y cultivos
2	228081.5644	9297443.851	2169.539	Pastos y cultivos

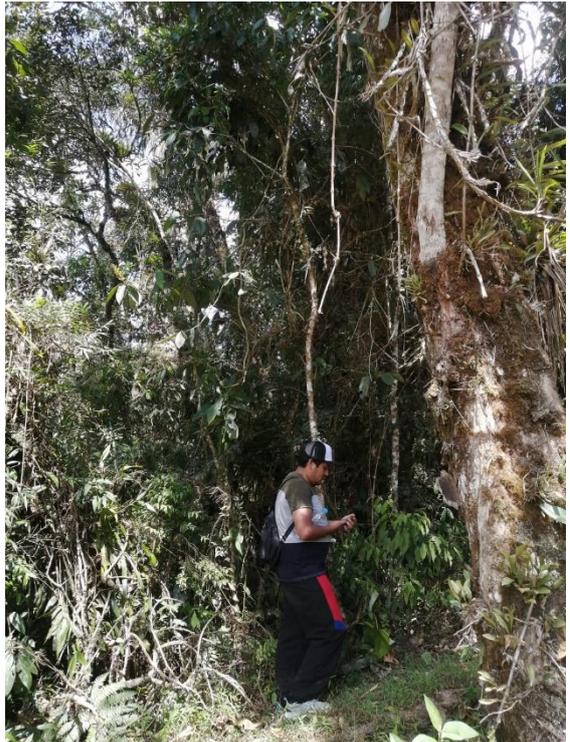
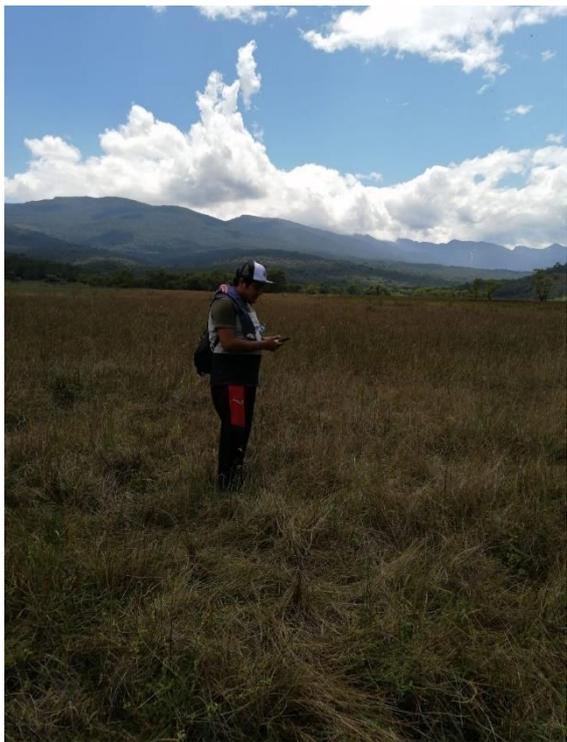
2	228080.5363	9297442.776	2169.139	Pastos y cultivos
2	228080.1166	9297441.797	2167.839	Pastos y cultivos
2	228079.4401	9297440.503	2167.839	Pastos y cultivos
2	228078.5574	9297439.909	2168.039	Pastos y cultivos
2	228078.7656	9297438.785	2167.839	Pastos y cultivos
2	228079.5441	9297438.032	2167.339	Pastos y cultivos
2	228079.1433	9297436.961	2167.939	Pastos y cultivos
2	228078.8899	9297435.927	2168.139	Pastos y cultivos
2	228079.4125	9297434.657	2168.339	Pastos y cultivos
2	228080.5583	9297434.257	2168.839	Pastos y cultivos
2	228081.6157	9297433.045	2169.039	Pastos y cultivos
2	228082.3409	9297431.868	2169.739	Pastos y cultivos
2	228082.918	9297430.783	2169.139	Pastos y cultivos
2	228081.7982	9297429.579	2169.039	Pastos y cultivos
2	228080.8424	9297428.836	2170.139	Pastos y cultivos
2	228079.8868	9297428.021	2170.739	Pastos y cultivos
2	228079.0255	9297426.799	2171.039	Pastos y cultivos
2	228077.6247	9297426.498	2172.239	Pastos y cultivos
2	228077.2787	9297425.555	2171.439	Pastos y cultivos
2	228077.3759	9297424.505	2171.439	Pastos y cultivos
2	228077.437	9297423.288	2171.639	Pastos y cultivos
2	228077.2778	9297421.849	2172.239	Pastos y cultivos
2	228077.2462	9297420.742	2172.939	Pastos y cultivos
2	228076.3265	9297420.148	2173.439	Pastos y cultivos
2	228074.9678	9297418.758	2173.338	Pastos y cultivos
2	228074.1782	9297417.962	2173.638	Pastos y cultivos
2	228073.6123	9297416.686	2173.938	Pastos y cultivos
2	228072.0839	9297416.071	2174.238	Pastos y cultivos
2	228071.3333	9297414.85	2173.938	Pastos y cultivos
2	228070.3789	9297413.794	2174.538	Pastos y cultivos
2	228069.7201	9297412.666	2175.338	Pastos y cultivos
2	228068.6177	9297411.684	2176.138	Pastos y cultivos
2	228067.6829	9297410.388	2177.138	Pastos y cultivos
2	228067.6695	9297409.337	2178.038	Pastos y cultivos
2	228066.9175	9297408.393	2178.838	Pastos y cultivos
2	228066.2762	9297407.468	2179.538	Pastos y cultivos
2	228065.5985	9297406.414	2179.338	Pastos y cultivos
2	228065.3279	9297405.121	2179.638	Pastos y cultivos
2	228064.8534	9297404.031	2179.738	Pastos y cultivos
2	228063.9522	9297403.437	2180.138	Pastos y cultivos
2	228063.2734	9297402.622	2180.538	Pastos y cultivos
2	228061.929	9297402.099	2180.038	Pastos y cultivos
2	228060.8807	9297401.412	2180.538	Pastos y cultivos
2	228060.1849	9297400.284	2180.738	Pastos y cultivos
2	228059.5823	9297398.972	2181.138	Pastos y cultivos

2	228058.7579	9297397.732	2181.037	Pastos y cultivos
2	228057.8398	9297396.824	2180.237	Pastos y cultivos
2	228057.0683	9297396.101	2180.837	Pastos y cultivos
2	228055.8547	9297395.247	2180.937	Pastos y cultivos
2	228054.8257	9297394.357	2181.037	Pastos y cultivos
2	228053.9259	9297393.468	2181.037	Pastos y cultivos
2	228053.2482	9297392.432	2181.637	Pastos y cultivos
2	228052.1094	9297391.357	2181.837	Pastos y cultivos
2	228050.9161	9297390.097	2181.937	Pastos y cultivos
2	228050.2377	9297389.209	2181.437	Pastos y cultivos
2	228049.4512	9297387.767	2181.137	Pastos y cultivos
2	228048.2918	9297387.134	2181.237	Pastos y cultivos
2	228047.3554	9297386.189	2181.337	Pastos y cultivos
2	228046.5106	9297385.374	2181.137	Pastos y cultivos
2	228045.2027	9297384.944	2182.237	Pastos y cultivos
2	228044.1155	9297384.662	2182.437	Pastos y cultivos
2	228042.8615	9297384.527	2182.836	Pastos y cultivos
2	228041.2405	9297383.984	2183.036	Pastos y cultivos
2	228039.9694	9297383.573	2183.736	Pastos y cultivos
2	228039.0138	9297382.775	2183.636	Pastos y cultivos
2	228038.2055	9297382.034	2184.736	Pastos y cultivos
2	228037.1768	9297381.107	2185.136	Pastos y cultivos
2	228036.4983	9297380.218	2186.136	Pastos y cultivos
2	228037.0226	9297378.598	2187.036	Pastos y cultivos
2	228037.5467	9297377.014	2187.236	Pastos y cultivos
2	228037.019	9297375.481	2187.336	Pastos y cultivos
2	228036.8237	9297373.858	2187.636	Pastos y cultivos
3	228036.0372	9297372.415	2188.036	Pajonales
3	228036.0644	9297370.59	2188.536	Pajonales
3	228035.4455	9297368.817	2188.536	Pajonales
3	228035.4178	9297366.88	2188.536	Pajonales
3	228035.7754	9297365.388	2189.636	Pajonales
3	228034.9547	9297363.374	2190.236	Pajonales
3	228034.1657	9297362.467	2190.636	Pajonales
3	228033.0475	9297360.949	2191.036	Pajonales
3	228032.0214	9297359.451	2191.236	Pajonales
3	228031.5833	9297358.453	2192.736	Pajonales
3	228031.9222	9297357.035	2192.836	Pajonales
3	228031.6529	9297355.466	2193.136	Pajonales
3	228031.2525	9297354.302	2193.036	Pajonales
3	228030.6122	9297353.156	2193.236	Pajonales
3	228029.9154	9297352.249	2193.536	Pajonales
3	228029.4262	9297350.366	2193.336	Pajonales
3	228028.4746	9297348.72	2193.736	Pajonales
3	228028.0766	9297347.058	2194.436	Pajonales

3	228027.6971	9297345.397	2195.136	Pajonales
3	228027.8368	9297343.166	2195.036	Pajonales
3	228028.2487	9297341.895	2194.836	Pajonales
3	228028.3829	9297340.845	2194.936	Pajonales
3	228027.967	9297339.073	2194.836	Pajonales
3	228027.0291	9297338.423	2194.736	Pajonales
3	228026.3713	9297337.073	2194.936	Pajonales
3	228025.8073	9297335.393	2195.336	Pajonales
3	228025.5561	9297333.916	2195.836	Pajonales
3	228025.7277	9297332.737	2197.136	Pajonales
3	228025.0694	9297331.498	2198.436	Pajonales
3	228024.3012	9297330.093	2199.035	Pajonales
3	228023.7149	9297329.223	2199.135	Pajonales
3	228023.0388	9297327.856	2199.535	Pajonales
3	228022.7126	9297326.6	2199.535	Pajonales
3	228022.626	9297325.419	2199.335	Pajonales
3	228022.7789	9297324.295	2199.435	Pajonales
3	228022.3039	9297323.316	2199.535	Pajonales
3	228021.9993	9297321.415	2199.635	Pajonales
3	228021.5818	9297319.974	2200.135	Pajonales
3	228021.8657	9297318.464	2200.635	Pajonales
3	228021.8159	9297317.283	2200.535	Pajonales
3	228021.0514	9297315.103	2200.535	Pajonales
3	228020.9461	9297313.96	2200.735	Pajonales
3	228020.8041	9297312.797	2200.835	Pajonales
3	228020.5539	9297311.081	2201.635	Pajonales
3	228020.6711	9297309.717	2202.935	Pajonales
3	228019.8479	9297308.238	2203.535	Pajonales
3	228019.4856	9297306.816	2204.335	Pajonales
3	228019.5477	9297305.396	2205.035	Pajonales
3	228018.6108	9297304.544	2205.335	Pajonales
3	228017.0502	9297302.95	2206.335	Pajonales
3	228016.4488	9297301.38	2205.435	Pajonales
3	228015.9193	9297300.197	2204.735	Pajonales
3	228014.8167	9297299.288	2205.135	Pajonales
3	228013.8033	9297299.007	2206.335	Pajonales
3	228012.5505	9297298.614	2209.235	Pajonales
3	228012.2609	9297297.45	2209.935	Pajonales
3	228012.9843	9297296.624	2209.935	Pajonales
3	228012.5105	9297295.386	2210.135	Pajonales
3	228011.3313	9297295.049	2211.135	Pajonales
3	228010.526	9297293.699	2211.435	Pajonales
3	228010.254	9297292.683	2211.035	Pajonales
3	228010.4805	9297291.615	2211.935	Pajonales
3	228010.3759	9297290.323	2211.735	Pajonales

3	228009.2373	9297289.211	2212.735	Pajonales
3	228008.6142	9297288.342	2212.835	Pajonales
3	228007.6767	9297287.618	2212.735	Pajonales
3	228006.5898	9297287.263	2213.235	Pajonales
3	228005.7829	9297286.244	2213.534	Pajonales
3	228005.1607	9297285.153	2213.534	Pajonales
3	228003.654	9297283.855	2212.834	Pajonales
4	228002.9043	9297282.45	2213.434	Bosques
4	228002.1884	9297281.672	2213.634	Bosques
4	228001.9532	9297280.694	2214.334	Bosques
4	228001.5175	9297279.198	2213.834	Bosques
4	228001.0265	9297277.702	2214.934	Bosques
4	228001.0716	9297275.969	2216.234	Bosques
4	228000.8578	9297274.363	2216.434	Bosques
4	227999.4233	9297273.398	2217.334	Bosques
4	227998.874	9297272.528	2217.334	Bosques
4	227997.7391	9297270.624	2217.134	Bosques
4	227997.0836	9297268.795	2216.834	Bosques
4	227996.627	9297267.815	2216.934	Bosques
4	227995.3602	9297266.5	2217.634	Bosques
4	227994.4417	9297265.666	2219.334	Bosques
4	227992.8584	9297264.957	2220.434	Bosques
4	227992.4765	9297263.794	2221.034	Bosques
4	227992.8505	9297262.726	2221.434	Bosques
4	227992.6722	9297261.434	2222.334	Bosques
4	227992.0867	9297260.399	2223.334	Bosques
4	227991.7983	9297258.977	2224.034	Bosques
4	227991.9321	9297257.982	2224.334	Bosques
4	227991.7355	9297256.654	2224.334	Bosques
4	227992.0942	9297254.94	2224.434	Bosques
4	227992.4492	9297254.001	2224.434	Bosques
4	227991.9925	9297253.04	2224.234	Bosques
4	227991.4993	9297252.005	2224.234	Bosques
4	227990.9919	9297250.067	2223.834	Bosques
4	227990.2946	9297249.27	2223.834	Bosques
4	227989.7862	9297247.553	2224.434	Bosques
4	227989.1456	9297246.462	2224.434	Bosques
4	227988.7635	9297245.335	2224.534	Bosques
4	227988.6803	9297243.435	2224.934	Bosques
4	227987.9492	9297241.975	2225.434	Bosques
4	227987.2186	9297240.422	2225.533	Bosques
4	227986.6716	9297239.055	2225.733	Bosques
4	227985.6077	9297237.759	2226.133	Bosques
4	227985.1541	9297236.153	2225.933	Bosques
4	227985.9725	9297234.755	2225.933	Bosques

4	227986.146	9297233.189	2226.233	Bosques
4	227985.56	9297232.264	2226.133	Bosques
4	227985.0292	9297231.358	2226.333	Bosques
4	227984.5921	9297230.175	2227.033	Bosques
4	227984.1207	9297228.421	2227.533	Bosques
4	227983.906	9297227.019	2227.933	Bosques
4	227984.2266	9297225.545	2227.833	Bosques
4	227983.2375	9297224.028	2227.333	Bosques
4	227982.3219	9297222.585	2227.433	Bosques
4	227981.979	9297220.979	2227.433	Bosques
4	227981.5799	9297219.539	2227.233	Bosques
4	227981.0494	9297218.596	2227.333	Bosques
5	227980.2981	9297217.504	2227.233	Suelo desnudo
5	227979.6385	9297216.542	2227.033	Suelo desnudo
5	227979.0733	9297215.12	2227.333	Suelo desnudo
5	227978.8808	9297212.924	2227.533	Suelo desnudo
5	227978.0746	9297211.74	2227.633	Suelo desnudo
5	227977.4201	9297209.709	2227.233	Suelo desnudo
5	227976.0217	9297208.909	2226.633	Suelo desnudo
5	227974.8789	9297208.682	2226.633	Suelo desnudo
5	227974.0529	9297207.793	2227.133	Suelo desnudo
5	227973.8921	9297206.686	2228.333	Suelo desnudo
5	227974.1366	9297205.71	2228.933	Suelo desnudo
5	227975.0471	9297204.349	2228.933	Suelo desnudo
5	227975.0163	9297203.058	2229.433	Suelo desnudo
5	227974.729	9297201.397	2230.433	Suelo desnudo
5	227974.8658	9297199.794	2230.733	Suelo desnudo
5	227974.3176	9297198.666	2230.633	Suelo desnudo
5	227974.8591	9297197.304	2230.333	Suelo desnudo
5	227975.4172	9297196.348	2230.433	Suelo desnudo
5	227975.2963	9297194.614	2230.433	Suelo desnudo
5	227974.7118	9297193.375	2230.833	Suelo desnudo





**Figura 1A.** Toma de puntos de entrenamiento en campo para la clasificación: puntos de superficies de agua, pastos y cultivos, pajonales, bosques y suelo desnudo.



**Figura 2A.** Laguna de Huamanpata en época lluviosa.



**Figura 3A.** Laguna de Huamanpata en época seca.



**Figura 4A.** Áreas dedicadas a la ganadería en la microcuenca de Huamanpata.



**Figura 5A.** Áreas deforestadas dentro de la microcuenca de Huamanpata.



**Figura 6A.** Áreas quemadas dentro de la microcuenca de Huamanpata.



**Figura 7A.** Plantaciones de aliso (*Alnus acuminata*) de la microcuenca de Huamanpata.



**Figura 8A.** Plantaciones de pino (*Pinus patula*) la microcuenca de Huamanpata.