

Changes in land use due to alluvial gold mining and climate variability in the Malinowski River basin from 1984 to 2025 in Madre de Dios, Peru

Jair Hénder Falcón Beteta¹; Ayrton Lizana Tocto²; Pablito Marcelo López Serrano, Doctor³

Ulises Francisco Giraldo Malca, Doctor⁴

^{1,2,4} Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas, PERÚ, u202222084@upc.edu.pe¹, u202120717@upc.edu.pe²,
pcigugir@upc.edu.pe⁴

³ Universidad de Juárez del Estado de Durango, MÉXICO, p_lopez@ujed.mx

Abstract—Alluvial gold mining is one of the main drivers of land use change and environmental degradation in Peru's southern Amazon region. In the Malinowski River basin (Madre de Dios), this activity has caused the accelerated loss of primary forests, which affects essential processes for regulating the local climate. This study aimed to analyze the relationship between mining expansion, deforestation, and climate variability from 1984 to 2025. Landsat images were processed using QGIS and Google Earth Engine (GEE) to calculate the normalized difference vegetation index (NDVI) and detect changes in vegetation cover over time. SENAMHI climate records were used to assess climate trends. The results revealed a progressive loss of forest cover with peaks between 2015 and 2018 and sustained mining area expansion, even during years of overall deforestation and land use change reduction. A positive correlation was found between deforestation and land use change ($r = 0.85$; $p < 0.001$), as well as moderate associations between rising temperatures and mining expansion ($r = 0.30$ – 0.63). Additionally, a strong negative correlation was identified between annual rainfall and mining activity ($r = -0.80$; $p = 0.003$), suggesting that loss of forest cover reduces evapotranspiration and affects local moisture flows. We conclude that the expansion of alluvial gold mining in the Malinowski River basin primarily drives land use changes and local environmental degradation. The progressive loss of forest cover associated with this activity transforms the landscape and alters the biophysical processes that regulate the regional climate.

Keywords—Artisanal small gold mining (ASGM); Land use Land cover (LULC); Remote Sensing; Climate change; Tambopata National Reserve.

Cambio de uso de suelo por minería aurífera aluvial y variabilidad climática en la cuenca del río Malinowski durante el período 1984-2025, Madre de Dios - Perú

Jair Hénder Falcón Beteta¹; Ayrton Lizana Tocto²; Pablito Marcelo López Serrano, Doctor³

Ulises Francisco Giraldo Malca, Doctor⁴

^{1,2,4} Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas, PERÚ, u202222084@upc.edu.pe¹, u202120717@upc.edu.pe², pcigugir@upc.edu.pe⁴

³ Universidad de Juárez del Estado de Durango, MÉXICO, p_lopez@ujed.mx

Resumen– La minería aurífera aluvial constituye uno de los principales impulsores del cambio de uso de suelo y la degradación ambiental en la Amazonía sur del Perú. En la cuenca del río Malinowski (Madre de Dios), esta actividad ha generado una pérdida acelerada de bosques primarios, afectando procesos esenciales para la regulación del clima local. El objetivo de este estudio fue analizar la relación entre la expansión minera, la deforestación y la variabilidad climática durante el período 1984–2025. Para ello, se procesaron imágenes Landsat en QGIS y Google Earth Engine (GEE) para calcular el NDVI y detectar cambios multitemporales en la cobertura vegetal, complementados con registros climáticos del SENAMHI para evaluar tendencias del clima. Los resultados muestran una pérdida progresiva de la cobertura forestal, con picos entre 2015 y 2018, y una expansión sostenida del área minera incluso en años de reducción general de la deforestación y cambio de uso de suelos. Se halló una correlación positiva entre la deforestación y el cambio de uso del suelo ($r = 0,85$; $p < 0,001$), así como asociaciones moderadas entre el aumento de las temperaturas y la expansión minera ($r = 0,30$ – $0,63$). De igual manera, se identificó una fuerte correlación negativa entre la precipitación anual y la actividad minera ($r = -0,80$; $p = 0,003$), lo que sugiere que la pérdida de cobertura forestal reduce la evapotranspiración y afecta los flujos de humedad locales. Se concluye, que la expansión de la minería aurífera aluvial en la cuenca del río Malinowski es el principal factor en el cambio de uso de suelo y en la degradación ambiental local. La pérdida progresiva de cobertura forestal asociada a esta actividad no solo transforma el paisaje, sino que altera los procesos biofísicos que regulan el clima regional.

Palabras clave– Minería artesanal y de pequeña escala (MAPE), Cambio uso del suelo (CUS), Teledetección, cambio climático, Reserva nacional Tambopata.

I. INTRODUCCIÓN

La Minería Artesanal y de Pequeña Escala (MAPE) es una actividad global que genera entre el 17 y 20% del oro mundial y emplea a más de 40 millones de personas en más de 80 países [1]. Esta actividad es el mayor contribuyente individual de mercurio a nivel global, liberando aproximadamente el 37.7% de todas las emisiones antropogénicas [2]. Además, la MAPE es responsable del 7% de la pérdida de bosques tropicales y subtropicales, impactando gravemente la estabilidad climática [3].

La Amazonía, abarca entre 6 y 8 millones de km² de vegetación nativa y representa el 40 % de Sudamérica, además de ser la mayor cuenca hidrográfica con selva tropical remanente en el mundo [4]. Este bioma almacena el 38 % del

carbono tropical total, estimado en 86,121 MtC en vegetación leñosa [4]. En este contexto, la minería se configura como una actividad económica amparada constitucionalmente en la mayoría de los países que integran la región amazónica. No obstante, las operaciones mineras ilegales suelen implicar la ocupación indebida de zonas protegidas, como territorios indígenas y áreas de conservación [5]. Sin embargo, la creciente presión sobre los ecosistemas amazónicos, derivada de esta actividad, se traduce en impactos ambientales severos, y las proyecciones indican que los países latinoamericanos, incluido Perú, continuarán sufriendo la mayor pérdida de área forestal a nivel global durante un período de 15 años [6].

En Perú, esta problemática se manifiesta con intensidad en la Amazonía sur, donde la minería artesanal e informal ha provocado la pérdida de más de 100,000 hectáreas de bosque primario, afectando la biodiversidad, los recursos hídricos y la calidad del aire [3]. La Amazonía Peruana, constituye la segunda mayor porción del bioma amazónico, perdió 2.92 millones de hectáreas entre 2001 y 2022, lo que equivale al 10.88 % de su superficie total [7]. Entre las principales causas de esta degradación sostenida se encuentran la minería de oro aluvial, la tala ilegal y la expansión de la frontera agrícola [8].

Otras regiones del país, como La Libertad, Cusco, Puno y Amazonas, también enfrentan procesos acelerados de degradación ambiental, impulsados por la minería aurífera aluvial y la expansión agrícola. Estas actividades generan un cambio de uso de suelo, entendido como la transformación del paisaje natural hacia fines productivos, lo que deriva en suelos desnudos, relaves y pérdida de cobertura vegetal [9]. Asimismo, áreas protegidas como la Reserva Comunal El Sira han sido severamente afectadas, en su zona de amortiguamiento perdió más de 165,000 hectáreas de bosque entre 2001 y 2022 [1]. A partir de entonces, la actividad minera se ha extendido hacia localidades como Camanti, San Gabán y Ayapata, comprometiendo directamente a 430 asentamientos [2].

En ese mismo escenario, Madre de Dios representa uno de los focos más críticos de transformación ecológica. La región concentra cerca del 70 % de la producción artesanal de oro del país y registra tasas de deforestación superiores al promedio nacional, especialmente en zonas como La Pampa [8]. Estas actividades han afectado gravemente áreas naturales protegidas y zonas de amortiguamiento como la Reserva Nacional Tambopata. Entre 1984 y 2017, la MAPE provocó la pérdida de

aproximadamente 100,000 hectáreas de bosque, y solo entre 2001 y 2014 se despejaron 40,000 hectáreas, coincidiendo con la emisión de 1,701 títulos provisionales [3], [10].

El presente estudio emplea la teledetección como técnica principal para realizar un análisis multitemporal de imágenes satelitales Landsat e índices de vegetación como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el cual se define como el cociente normalizado entre la diferencia y la suma de las reflectancias en el rojo y el infrarrojo cercano, y se interpreta como una medida sencilla y confiable del verdor y vigor de la vegetación [11], [12]. Con el objetivo de analizar los efectos del cambio de usos de suelos por la minería aurífera aluvial en la variabilidad climática de la cuenca del río Malinowski en los años 1984-2025.

II. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio correspondió a la zona en la que se explotan yacimientos de oro aluvial en la cuenca del río Malinowski, distritos de Inambari y Laberinto (provincia de Tambopata), en el departamento de Madre de Dios, así como en los distritos de Ayapata y Coasa (provincia de Carabaya), en el departamento de Puno. La zona tiene una población de 32,637 habitantes, según datos el Censo de 2017 realizados por el Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI) de Perú. Se sitúa en la penillanura amazónica y la faja subandina, formando parte de la cuenca del río Tambopata. Este sistema hidrográfico cumple un rol en la conservación de la biodiversidad y el sustento de comunidades locales.

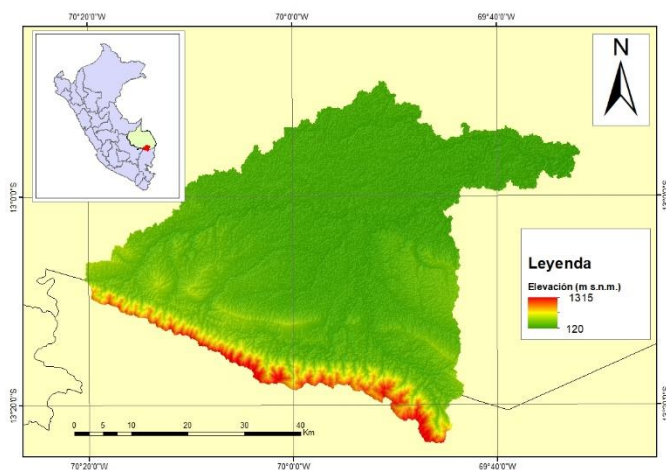


Fig 1: Mapa altitudinal de la cuenca del río Malinowski.

Nota: Datos procesado de, INGEMMET 2025 límites políticos coordenadas GCS Datum WSG 84 en ArcGIS.

La cuenca del río Malinowski posee un alto valor ecológico, albergando bosques tropicales húmedos y una de las mayores tasas de biodiversidad de la Amazonía [13]. No obstante, la minería aurífera aluvial ha transformado drásticamente su paisaje, incrementando la carga de sedimentos en un 31 % en varios de sus afluentes entre 2010 y 2021 [14]. Esta actividad ha provocado la alteración del cauce, la pérdida

de cobertura vegetal y una creciente contaminación por mercurio, reflejando una acelerada degradación ambiental [13]. Pese a ello, el área mantiene sectores de alto valor ecológico próximos a la Reserva Nacional Tambopata, para mantener la conectividad biológica y la resiliencia del ecosistémica.

III. MÉTODOS

La investigación es de tipo descriptiva, correlacional y explicativa, con un enfoque cuantitativo y un diseño no experimental de tipo longitudinal. Se emplearon imágenes satelitales Landsat, obtenidas del portal del *United States Geological Survey* (USGS), para analizar los cambios en la cobertura vegetal de la cuenca del río Malinowski. Adicionalmente, se desarrollaron códigos propios, los cuales fueron posteriormente implementados y ejecutados en la plataforma Google Earth Engine (GEE) para el procesamiento de las imágenes satelitales y la identificación de las áreas deforestadas, permitiendo comparar su expansión a lo largo del período de análisis. Los resultados se complementaron con registros climáticos provenientes del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), asegurando la consistencia y validez de la información utilizada.

A. Procesamiento de datos meteorológicos

Para el análisis de las variables biofísicas y climáticas, se integraron múltiples fuentes de datos geoespaciales procesados mediante *Google Earth Engine* (GEE). Los datos de temperatura superficial y dinámicas de vegetación se obtuvieron del sensor MODIS, específicamente de los productos MOD11A1 y MOD13Q1, lo que permitió un monitoreo continuo de la respuesta del ecosistema ante las actividades mineras. La caracterización climática se complementó con ERA5-Land, utilizado para derivar variables térmicas y de evapotranspiración con alta resolución temporal, y con el producto GPM (*Global Precipitation Measurement*) para el análisis de las precipitaciones en la cuenca. Estos datos satelitales se validaron con los registros climáticos históricos del SENAMHI. Toda la información fue procesada mediante Microsoft Excel y Power BI, aplicando análisis estadísticos descriptivos y modelos de regresión lineal.

B. Procesamiento de imágenes satelitales

Para identificar las áreas afectadas por la minería aurífera aluvial, se analizaron las variaciones de reflectancia superficial en imágenes satelitales Landsat, procesadas en QGIS y GEE. Se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para delimitar zonas con pérdida de cobertura vegetal, mediante la ecuación [11]:

$$NDVI = \frac{NIR + RED}{NIR - RED}$$

Donde NIR representa la banda del infrarrojo cercano y RED la banda roja [12], [15].

En total, se procesaron cuarenta y una imágenes multiespectrales provenientes de los sensores Landsat 5 TM, 7

ETM+, 8 y 9 OLI_TIRS, correspondientes al periodo 1984–2025, mediante el software de código abierto QGIS y GEE Para cada escena dentro del área de estudio se calcularon los valores máximos, mínimo y promedio del NDVI, permitiendo analizar las tendencias temporales, y correlaciones con temperaturas medias, precipitaciones anuales y variaciones térmicas vinculada a la expansión minera.

C. *Uso de información complementaria - MapBiomias*

La plataforma MapBiomias Amazonía es reconocida en la literatura científica y de acceso abierto para generar mapas anuales de cobertura y uso del suelo desde 1985, con resolución espacial de 30 metros, utilizando clasificación supervisada de imágenes Landsat procesadas en GEE [16]. Su acceso libre y gratuito garantiza transparencia y confiabilidad, y su principal ventaja es ofrecer series históricas homogéneas y comparables, útiles para cuantificar la deforestación y evaluar tendencias temporales [17]. En el Perú, su relevancia radica en respaldar estudios sobre transformaciones del paisaje amazónico.

IV. RESULTADOS

A partir del procesamiento de las imágenes satelitales, se identificó que los patrones resultantes mantienen una correspondencia significativa entre los años analizados. En los datos obtenidos de la base de datos Hansen et al. [18] se puede observar una pérdida continua de cobertura forestal en la cuenca del río Malinowski. La deforestación acumulada muestra un incremento progresivo, alcanzando sus valores más altos en el periodo 2015-2018. La comparación entre la serie de datos de Hansen y el análisis de cambio de uso de suelo basado en la diferencia de NDVI permitió identificar una similitud entre la pérdida de bosque y el cambio de uso de suelo. En los primeros años del periodo (1984 – 2000), la deforestación anual se mantuvo casi nula al igual que el cambio de uso de suelo; sin embargo, en las décadas posteriores la deforestación y el cambio de uso de suelo aumentó.

La información de la (Figura 2) muestra las tendencias del incremento de las superficies afectadas por deforestación, el cambio de uso de suelos detectados hacia uso minero y la superficie minera en la cuenca. El cambio de uso de suelo al igual que la deforestación presentan un gráfico similar, en este contexto, la minería aurífera aluvial actúa como el motor principal de deforestación. No obstante, se observa que la tendencia diverge en los últimos años, mientras la deforestación anual y el cambio de suelo muestran una reducción, la superficie minera total continúa su incremento, lo que indica una intensificación de la actividad sobre áreas previamente intervenidas.

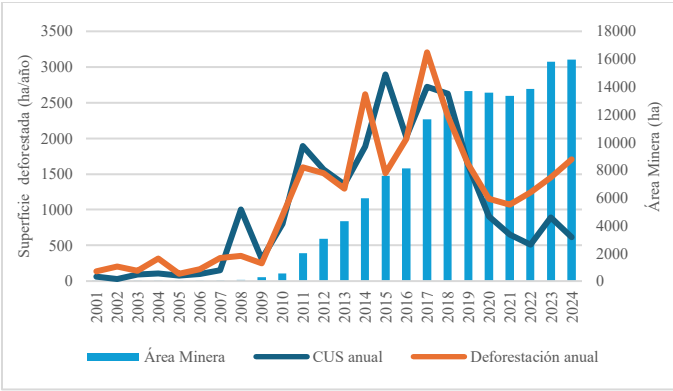


Fig 2. Tendencia temporal de la deforestación (Hansen), cambio de uso de suelo hacia minería y superficie total afectada (1984–2025).

La comparación espacial entre los años 1984 y 2024 evidencia una transformación sustancial del paisaje en la cuenca del río Malinowski. En 1984 predominaba un entorno dominado por bosque continuo con escasa intervención antrópica; sin embargo, hacia 2024 se observa un paisaje fragmentado, con más de 12,700 ha degradadas producto de la minería aurífera aluvial. Estos cambios reflejan un proceso de alteración ambiental a lo largo de cuatro décadas, asociado principalmente a la presión de la actividad extractiva en los márgenes fluviales.

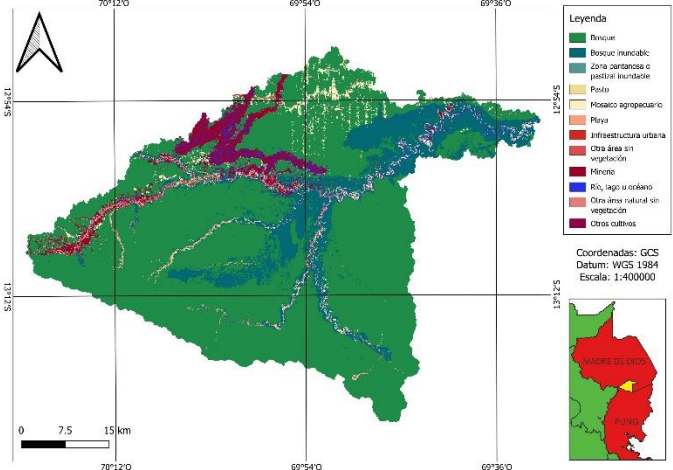


Fig 3. Mapas de cobertura y uso de suelos 2024 en la cuenca del río Malinowski, elaborados a partir de los datos del proyecto MapBiomias Perú.

La figura 3 presenta la distribución del uso y cobertura del suelo en la cuenca del río Malinowski, en Madre de Dios. Se distinguen bosques con 191,425 hectáreas (73%), bosques inundables con 39,288 hectáreas (15%), mosaico agropecuario con 8,527 hectáreas (3%), ríos y lagos con 5,411 hectáreas (2%), playas áreas urbanas y otras superficies sin vegetación con 4,209 hectáreas (2%), además de zonas afectadas por minería aurífera con 12,726 hectáreas (5%). El mapa demuestra la concentración minera a lo largo del corredor central y permite reconocer los principales patrones de transformación ambiental en esta zona.

Asimismo, respecto a la data climática, los resultados evidencian una marcada tendencia positiva en el comportamiento de las temperaturas durante el periodo analizado. Se observa un incremento sostenido en la temperatura promedio anual, cuya línea de tendencia presenta una pendiente de 0.0437 y un coeficiente de determinación $R^2 = 0.5531$, lo que confirma un proceso de calentamiento progresivo y estadísticamente significativo en la zona. Esta tendencia es aún más pronunciada en las temperaturas mínimas, las cuales muestran un crecimiento acelerado con una pendiente de 0.2236 ($R^2 = 0.2413$), indicando que los niveles base de calor en la cuenca están elevándose de manera constante. Por su parte, la temperatura máxima mantiene una tendencia positiva más leve pero persistente ($y = 0.003 X + 30.329$), consolidando un escenario de incremento térmico generalizado en todo el ecosistema de la cuenca. Los valores promedio se sitúan entre 24 °C y 26 °C, mientras que las temperaturas máximas y mínimas muestran variaciones interanuales moderadas.

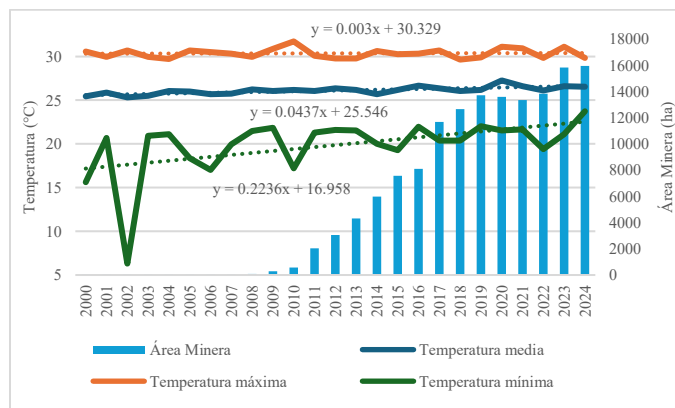


Fig 4. Tendencias anuales de la temperatura media, máxima y mínima en la cuenca del río Malinowski.

En contraste con el incremento térmico, los indicadores de vegetación muestran una marcada tendencia al descenso, evidenciando un deterioro progresivo en la salud ecosistémica de la cuenca. El NDVI promedio presenta una pendiente negativa de -0.0009 ($R^2 = 0.0733$), lo que refleja una pérdida constante del vigor fotosintético de todas las coberturas vegetales de la cuenca. Este descenso sistemático en los valores de verdor confirma una degradación constante de la cobertura vegetal, donde las áreas previamente boscosas están siendo reemplazadas por superficies de baja respuesta biológica, comprometiendo la resiliencia y la estabilidad climática de la cuenca del Malinowski.

La pérdida de vigorosidad de la vegetación estaría alterando los flujos hidrológicos en la cuenca del Malinowski. Si bien la precipitación no muestra una tendencia marcada o cambios significativos en el periodo analizado, se observa una alteración en la evapotranspiración y la humedad relativa. Esta divergencia sugiere que, a pesar de la estabilidad en los niveles

de lluvia, la cuenca está perdiendo su capacidad de reciclaje hídrico debido a la deforestación minera.

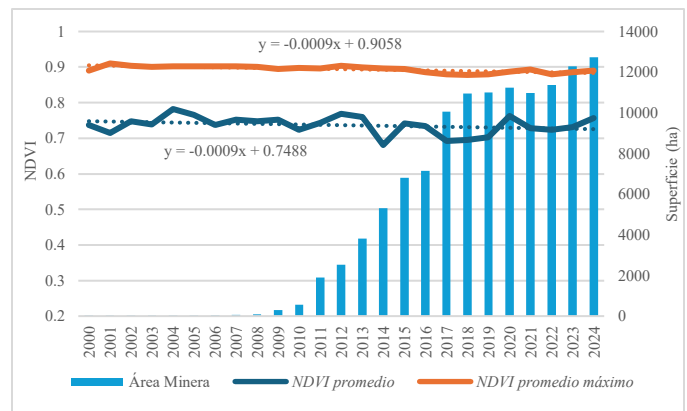


Fig 5. Tendencias del NDVI promedio, máximo y mínimo

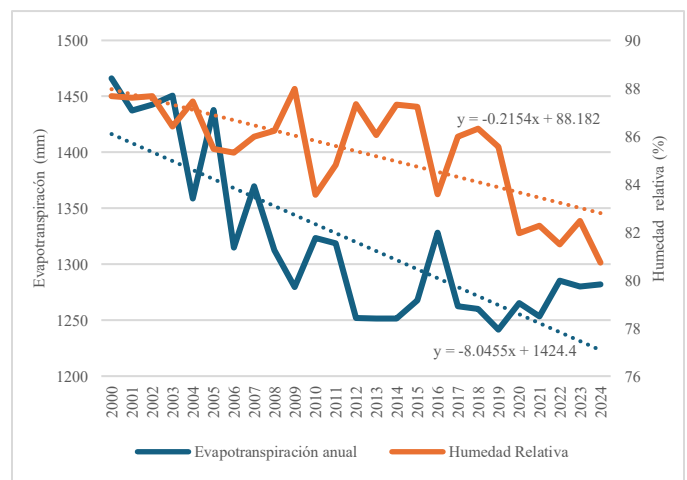


Fig 6. Variabilidad interanual de la evapotranspiración potencial (mm) y la humedad relativa (%) en la cuenca del río Malinowski.

V. DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados, se observa una correlación positiva fuerte entre la deforestación y el cambio de uso de suelo ($r = 0.85$; $p\text{-value} = 0.0000001161$), lo que evidencia que el incremento de áreas transformadas está relacionado con la pérdida de cobertura boscosa en el ámbito de estudio. Este patrón indica una dinámica territorial progresiva de conversión de zonas boscosas hacia usos mineros, coincidiendo con la tendencia de expansión del cambio de uso del suelo observada en el periodo analizado (Fig. 2). Esto coincide con lo reportado por Caballero Espejo en 2018, quienes demostraron que la minería artesanal en Madre de Dios produjo más de 100,000 ha de deforestación entre 1984–2017, convirtiéndose en el motor más agresivo de degradación en la Amazonía peruana [3].

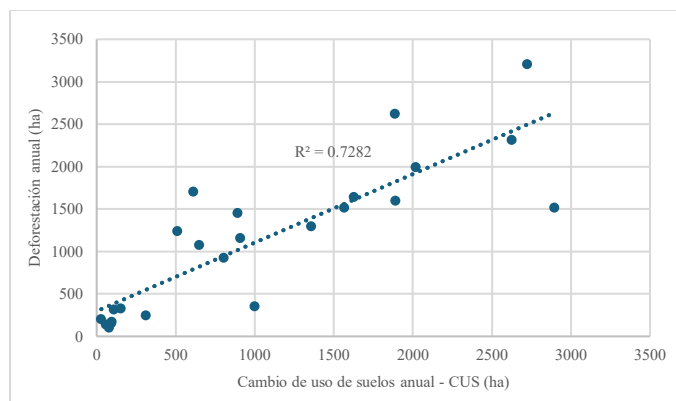


Fig. 7. Correlación de la deforestación detectada por Hansen con el cambio de uso de suelo (CUS) en la cuenca del río Malinowski.

A partir del año 2017 se observa una disminución significativa de la deforestación y del cambio de uso de suelo, tendencia que no se refleja en el área minera, la cual mantiene un crecimiento sostenido según Figura 1. Esto sugiere que, pese a la reducción general de la deforestación y CUS detectada por las imágenes satelitales, la actividad minera, según Map Biomas, continúa expandiéndose, con mayor concentración espacial o intensificación en zonas ya intervenidas. Este patrón concuerda con lo reportado por otros estudios, que señalan que una proporción significativa de la minería artesanal y de pequeña escala (MAPE) en Madre de Dios corresponde a actividad repetida o recurrente, en la cual los mineros retornan a áreas previamente explotadas para continuar la extracción [19].

El análisis de correlación entre el NDVI Mínimo, el NDVI Promedio Máximo y el área minera revela una relación inversa muy fuerte y altamente significativa en la cuenca del Malinowski, donde los coeficientes de Pearson para el NDVI Mínimo (-0.8529) y el NDVI Promedio Máximo (-0.8178) evidencian significativamente que el incremento del área extractiva constituye el principal factor del deterioro de la salud ecosistémica de la cuenca ($p < 0.001$). Esta fuerte dependencia estadística se explica porque el NDVI mantiene una relación lineal directa con la densidad y el vigor de la cobertura vegetal, consolidándose como un indicador altamente efectivo para evaluar la distribución espacial y el estado de la vegetación [20]. En este contexto, la expansión minera genera procesos directos e indirectos de pérdida y degradación del hábitat que operan a múltiples escalas espaciales, alterando las condiciones abióticas y bióticas del ecosistema, lo que se traduce en una disminución de la cobertura vegetal y de la biodiversidad [21].

El análisis de correlación entre la humedad relativa y el área minera demuestra una relación inversa estadísticamente significativa en la cuenca del río Malinowski. Los resultados obtenidos mediante el coeficiente de Pearson presentan un valor de -0.6616 ($p < 0.001$), lo cual indica que la expansión de la superficie de extracción aurífera está asociada a una reducción sistemática de la disponibilidad de vapor de agua en la tropósfera baja de la cuenca. Esto se fundamenta en que la supresión de la biomasa forestal interrumpe el flujo de humedad

hacia la atmósfera al limitar los procesos de evapotranspiración del ecosistema, los cuales desempeñan un rol fundamental en el reciclaje de la humedad y la regulación climática a escala regional [22], [23]. En consecuencia, la reducción de la superficie boscosa por la actividad minera disminuye la entrada de vapor de agua a la atmósfera y eleva las temperaturas sobre la superficie durante las horas con insolación, lo cual explica la correlación negativa observada entre el área minera y la humedad relativa en la cuenca del Malinowski. Así mismo, el análisis de correlación entre la evapotranspiración y el área minera exhibe un comportamiento similar, con un coeficiente de Pearson de -0.6623 ($p < 0.001$). La convergencia de estos valores negativos tanto en la humedad relativa como en la evapotranspiración confirma que la pérdida de cobertura vegetal no solo implica una remoción física de biomasa, sino una alteración en el balance energético superficial.

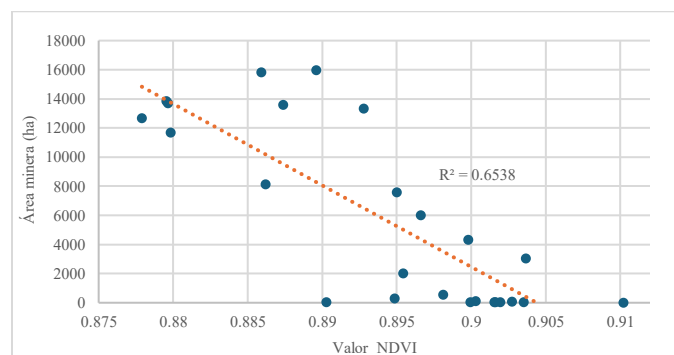


Fig. 8. Correlación del NDVI promedio máximo con el área minera en la cuenca del río Malinowski.

Finalmente, el análisis de correlación entre la temperatura media y el área minera exhibe una relación directa y estadísticamente significativa, con un coeficiente de Pearson de 0.6654 ($p < 0.001$). Este resultado confirma un proceso de calentamiento local donde la expansión de la frontera extractiva actúa como un factor determinante en el ascenso térmico de la cuenca.

En conjunto, estos resultados demuestran que la deforestación provoca el incremento de la temperatura local como consecuencia directa de la pérdida de cobertura vegetal, la disminución de la evapotranspiración en zonas intervenidas y la exposición de suelo desnudo, con la consecuente alteración del balance energético en superficie, ya que, al eliminarse el bosque, el suelo expuesto absorbe más radiación y se pierde la capacidad natural de regulación térmica, lo que conduce a condiciones ambientales más cálidas en las áreas intervenidas [24]. La capacidad de los bosques para moderar el clima local se explica por sus propiedades biofísicas. La vegetación favorece la absorción de radiación solar, pero, a diferencia de las superficies desnudas, gran parte de esa energía se distribuye gracias a la evapotranspiración generada por raíces profundas y su amplia superficie foliar [25]. Este proceso regula la temperatura y mantiene condiciones térmicas más estables. Cuando la cobertura forestal se pierde, el equilibrio cambia:

disminuye la evapotranspiración, aumenta el calor sensible y el suelo expuesto refleja y absorbe la radiación de forma diferente, lo que resulta en un incremento evidente de la temperatura local [25].

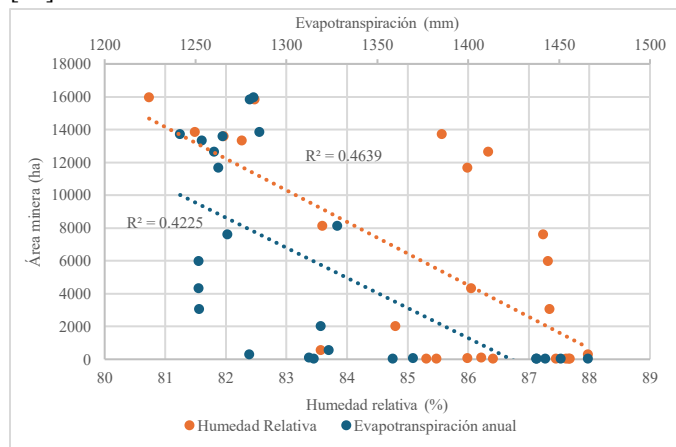


Fig. 9. Correlación de la humedad relativa y la evapotranspiración anual frente al área minera.

La expansión de la actividad a cielo abierto puede incrementar de manera sustancial la temperatura superficial del suelo, alcanzando diferencias de hasta 9 °C entre áreas boscosas y zonas intervenidas [26], es decir, el incremento térmico se asocia directamente a la pérdida de vegetación, la reducción de la evapotranspiración y la mayor exposición del suelo desnudo, lo que modifica el balance energético local y favorece condiciones más cálidas y secas. Asimismo, la disminución de la cobertura forestal reduce la formación de nubes y la retención de humedad en el microclima circundante, lo que puede traducirse en menores volúmenes de precipitación, especialmente en paisajes altamente degradados [4]. Además, Lemes menciona que la deforestación reduce la evapotranspiración del bosque y altera el transporte de humedad, procesos fundamentales para mantener los niveles de precipitación tanto dentro de la cuenca amazónica como en regiones asociadas a su flujo atmosférico [15]. Modelaciones climáticas recientes demuestran que cuando la cobertura forestal disminuye, el transporte de vapor de agua se debilita y las lluvias regionales presentan reducciones significativas, lo que confirma que la pérdida de vegetación afecta no solo al microclima local, sino también a los regímenes hidrológicos más amplios. Sin embargo, los resultados en la cuenca del río Malinowski revelan que no hubo un cambio en significativo en las precipitaciones. Estos efectos se manifiestan con mayor claridad a escalas espaciales regionales o continentales, mientras que a escala de cuenca o local la señal climática puede verse atenuada o enmascarada por la variabilidad atmosférica natural[27].

VI. CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la expansión de la minería aurífera en la cuenca del río Malinowski constituye un factor

del cambio de uso de suelo y un factor determinante en la degradación ambiental local. La pérdida progresiva de cobertura forestal asociada a esta actividad no solo modifica el paisaje, sino que altera directamente los procesos biofísicos que regulan el clima regional. Las correlaciones positivas entre área minera y aumento de temperatura, así como la relación negativa con la evapotranspiración y humedad relativa, confirman que la degradación del bosque incrementa el calor y debilita el aporte de humedad atmosférica.

En conjunto, la evidencia indica que la intensificación de la minería, especialmente aquella de carácter repetitivo o concentrada en áreas previamente intervenidas, agrava las alteraciones térmicas e hídricas del ecosistema y puede comprometer la resiliencia climática regional. Por eso, los resultados de este estudio refuerzan la necesidad de incorporar el monitoreo multitemporal, la detección de minería recurrente y la evaluación de impactos climáticos en las estrategias de conservación, restauración y gestión territorial en la cuenca del río Malinowski. Entender la interacción entre deforestación, cambio de uso de suelo, clima y actividad minera es importante para diseñar políticas ambientales efectivas y para prevenir mayores impactos al ambiente.

REFERENCIAS

- [1] H. M. López and D. H. Hernando, "Negotiating extraction: Indigenous peoples and the upscaling of artisanal and small-scale mining in the central Peruvian Amazon," *Extractive Industries and Society*, vol. 22, Jun. 2025, doi: 10.1016/j.exis.2025.101616.
- [2] U. F. Giraldo Malca, A. Sabogal Dunin-Borkowski, N. Facho Bustamante, M. J. Mori Reaño, and J. M. Giraldo Armas, "Alluvial gold mining, conflicts, and state intervention in Peru's southern Amazonia," *Extractive Industries and Society*, vol. 13, Mar. 2023, doi: 10.1016/j.exis.2023.101219.
- [3] J. C. Espejo, M. Messinger, F. Román-Dañobeytia, C. Ascorra, L. E. Fernandez, and M. Silman, "Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-year perspective," *Remote Sens. (Basel)*, vol. 10, no. 12, Dec. 2018, doi: 10.3390/rs10121903.
- [4] F. Chaddad *et al.*, "Impact of mining-induced deforestation on soil surface temperature and carbon stocks: A case study using remote sensing in the Amazon rainforest," *J. South Am. Earth Sci.*, vol. 119, Nov. 2022, doi: 10.1016/j.jsames.2022.103983.
- [5] L. Cortinhas Ferreira Neto *et al.*, "Uncontrolled Illegal Mining and Garimpo in the Brazilian Amazon," *Nature Communications*, vol. 15, no. 1, Dec. 2024, doi: 10.1038/s41467-024-54220-2.
- [6] J. Kleemann *et al.*, "Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas," *Land (Basel)*, vol. 11, no. 2, Feb. 2022, doi: 10.3390/land11020268.
- [7] N. B. Rojas-Briceño *et al.*, "Effectiveness of protected areas in containing the loss of Peruvian Amazonian forests," *Trees, Forests and People*, vol. 19, Mar. 2025, doi: 10.1016/j.tfp.2025.100778.
- [8] M. Becerra *et al.*, "Creating near real-time alerts of illegal gold mining in the Peruvian Amazon using Synthetic Aperture Radar," *Environ. Res. Commun.*, vol. 6, no. 12, Dec. 2024, doi: 10.1088/2515-7620/ad937e.
- [9] R. Nedd, K. Light, M. Owens, N. James, E. Johnson, and A. Anandhi, "A Synthesis of Land Use/Land Cover Studies: Definitions, Classification Systems, Meta-Studies, Challenges and Knowledge Gaps on a Global Landscape," *Land (Basel)*, vol. 10, no. 9, p. 994, Sep. 2021, doi: 10.3390/land10090994.
- [10] N. Álvarez-Berrios, J. L'Ro, and L. Naughton-Treves, "Does formalizing artisanal gold mining mitigate environmental impacts? Deforestation evidence from the Peruvian Amazon," *Environmental*

- Research Letters*, vol. 16, no. 6, Jun. 2021, doi: 10.1088/1748-9326/abede9.
- [11] Y. Ke, J. Im, J. Lee, H. Gong, and Y. Ryu, "Characteristics of Landsat 8 OLI-derived NDVI by comparison with multiple satellite sensors and in-situ observations," *Remote Sens. Environ.*, vol. 164, pp. 298–313, Jul. 2015, doi: 10.1016/j.rse.2015.04.004.
 - [12] J. W. , Jr. Rouse, R. H. Haas, J. A. Schell, and D. W. Deering, "Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS," *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Volume 1: Technical Presentations, section A*, vol. 1, 1974.
 - [13] F. Montaña, "Minería aluvial alteró la composición y curso natural de los ríos de la Amazonía," Ojo Público.
 - [14] E. Dethier, D. Dartmouth, and A. David, "La Operación Mercurio frenó la minería ilegal de oro en Perú," Dartmouth News.
 - [15] M. Li, S. Cao, Z. Zhu, Z. Wang, R. B. Myneni, and S. Piao, "Spatiotemporally consistent global dataset of the GIMMS Normalized Difference Vegetation Index (PKU GIMMS NDVI) from 1982 to 2022," *Earth Syst. Sci. Data*, vol. 15, no. 9, pp. 4181–4203, Sep. 2023, doi: 10.5194/essd-15-4181-2023.
 - [16] C. M. Souza *et al.*, "Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine," *Remote Sens. (Basel)*, vol. 12, no. 17, p. 2735, Aug. 2020, doi: 10.3390/rs12172735.
 - [17] C. A. Nunes *et al.*, "Linking land-use and land-cover transitions to their ecological impact in the Amazon," *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 119, no. 27, Jul. 2022, doi: 10.1073/pnas.2202310119.
 - [18] M. C. Hansen *et al.*, "High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change," *Science (1979)*, vol. 342, no. 6160, pp. 850–853, Nov. 2013, doi: 10.1126/science.1244693.
 - [19] R. C. Engstrand, J. C. Espejo, M. R. Silman, and G. P. Asner, "Repeated mining accounts for the majority of artisanal and small-scale gold mining activity in Southeastern Peru," *Environmental Research Letters*, vol. 19, no. 6, Jun. 2024, doi: 10.1088/1748-9326/ad44b0.
 - [20] J. Hui, Z. Bai, B. Ye, and Z. Wang, "Remote Sensing Monitoring and Evaluation of Vegetation Restoration in Grassland Mining Areas—A Case Study of the Shengli Mining Area in Xilinhot City, China," *Land (Basel)*, vol. 10, no. 7, p. 743, Jul. 2021, doi: 10.3390/land10070743.
 - [21] L. J. Sonter, S. H. Ali, and J. E. M. Watson, "Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science," *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 285, no. 1892, Dec. 2018, doi: 10.1098/rspb.2018.1926.
 - [22] D. V. Spracklen, S. R. Arnold, and C. M. Taylor, "Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests," *Nature*, vol. 489, no. 7415, pp. 282–285, Sep. 2012, doi: 10.1038/nature11390.
 - [23] G. B. Bonan, "Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests," *Science (1979)*, vol. 320, no. 5882, pp. 1444–1449, Jun. 2008, doi: 10.1126/science.1155121.
 - [24] D. de Abreu dos Santos, T. R. Lopes, F. M. Damaceno, and S. N. Duarte, "Evaluation of deforestation, climate change and CO2 emissions in the Amazon biome using the Moran Index," *J. South Am. Earth Sci.*, vol. 143, p. 105010, Sep. 2024, doi: 10.1016/j.jsames.2024.105010.
 - [25] D. Lawrence, M. Coe, W. Walker, L. Verchot, and K. Vandecar, "The Unseen Effects of Deforestation: Biophysical Effects on Climate," *Frontiers in Forests and Global Change*, vol. 5, Mar. 2022, doi: 10.3389/ffgc.2022.756115.
 - [26] M. Ruv Lemes *et al.*, "Impacts on South America moisture transport under Amazon deforestation and 2 °C global warming," *Science of the Total Environment*, vol. 905, Dec. 2023, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.167407.
 - [27] D. Lawrence and K. Vandecar, "Effects of tropical deforestation on climate and agriculture," *Nat. Clim. Chang.*, vol. 5, no. 1, pp. 27–36, Jan. 2015, doi: 10.1038/nclimate2430.