



Artículo original / Original article

Incremento de la deforestación en Madre de Dios, durante la pandemia del COVID-19

Increase in deforestation in Madre de Dios, during the COVID-19 pandemic

Rembrandt Canahuire-Robles^{1*}; Gabriel Alarcón-Aguire¹; Jorge Garate-Quispe¹; Telesforo Vásquez Zavaleta¹; Sufer Marcial Baez Quispe¹; Marx Herrera-Machaca¹

¹ Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Puerto Maldonado - Perú

*Autor corresponsal:

rcanahuire@unamad.edu.pe

Recibido: 12/01/2023

Aceptado: 10/03/2023

Publicado: 20/06/2023

Resumen: La deforestación causa una serie de problemas para los bosques y la humanidad, siendo una de las principales razones la necesidad de restaurar estos ecosistemas. En este estudio, se analizaron cuatro períodos de tiempo, que abarcaron desde 2018 hasta 2021, utilizando datos recopilados por sensores remotos en la Región de Madre de Dios. El área de estudio comprendió un total de 85,301.00 km² en el sureste de Perú. Para llevar a cabo el análisis, se utilizaron imágenes satelitales del sensor OLI del satélite Landsat 8, empleando los programas ENVI ESRI® y ArcGis ESRI®, junto con sus respectivos paquetes y herramientas de análisis. Con el fin de validar las imágenes, se realizaron comparaciones con imágenes de alta resolución provenientes de los satélites SPOT y PlanetScope (PS2). De esta manera, fue posible identificar los patrones de cobertura del suelo y realizar clasificaciones para el análisis y cuantificación de la información. Se llegó a la conclusión de que la pandemia fue un factor determinante en la tendencia de la deforestación amazónica, ya que se observó una disminución en la pérdida de bosques durante el año 2020. Esta reducción en la deforestación podría atribuirse a las restricciones de movilidad impuestas por el gobierno.

Palabras clave: deforestación; políticas públicas forestales; tala ilegal; vegetación.

Abstract: Deforestation causes a series of problems for forests and humanity, one of the main reasons being the need to restore these ecosystems. In this study, four time periods, spanning from 2018 to 2021, were analyzed using data collected by remote sensors in the Madre de Dios Region. The study area included a total of 85,301.00 km² in southeastern Peru. To carry out the analysis, satellite images from the OLI sensor of the Landsat 8 satellite were used, using the ENVI ESRI® and ArcGis ESRI® programs, along with their respective analysis packages and tools. In order to validate the images, comparisons were made with high-resolution images from the SPOT and PlanetScope (PS2) satellites. In this way, it was possible to identify land cover patterns and make classifications for the analysis and quantification of the information. It was concluded that the pandemic was a determining factor in the trend of Amazon deforestation, since a decrease in forest loss was observed during the year 2020. This reduction in deforestation could be attributed to the restrictions of mobility imposed by the government.

Keywords: deforestation; public forestry policies; illegal logging; vegetation

1. Introducción

En términos generales, los bosques húmedos tropicales albergan la mayor parte de las variedades de plantas, hongos, animales y microorganismos existentes en nuestro planeta. Cualquier alteración en la cobertura terrestre de estos bosques no solo pone en peligro la diversidad biológica, sino que también facilita la proliferación de especies adaptables a las condiciones creadas por el ser humano (Johnson et al., 2020; Vittor et al., 2021). Los bosques ocupan extensas áreas de tierra en la Amazonía y desempeñan un papel crucial como depósito de carbono. Asimismo, los bosques representan una oportunidad lucrativa para la captura de carbono, una opción que los gobiernos nacionales podrían considerar en lugar de descartar al momento de implementar políticas de mitigación del cambio climático (Coomes et al., 2022; Heinrich et al., 2021; Houghton et al., 2015).

En la Amazonía peruana, la tala indiscriminada de árboles ha experimentado un incremento constante, lo cual ha generado preocupación entre los agricultores de menor escala que dependen directamente de la transformación de los bosques. Durante el periodo comprendido entre los años 2000 y 2011, se pudo constatar que en el territorio peruano se produjo una tasa de deforestación del 2,4%, lo cual implica que aproximadamente 78,6 millones de hectáreas de bosque resultaron afectadas. Es importante resaltar que la tala de árboles se posiciona como uno de los principales factores causantes de esta pérdida, siendo responsable de un 92% de su incidencia. Por otro lado, resulta relevante mencionar que el gobierno atribuye a los pequeños agricultores itinerantes el 80% de la responsabilidad en la deforestación (Coomes et al., 2022; Kalamandeen et al., 2018; Potapov et al., 2014; Ravikumar et al., 2017). Por otro lado, es importante destacar que el Perú se posiciona como uno de los países con la cuarta mayor extensión de bosques tropicales a nivel mundial. Sin embargo, resulta preocupante que haya experimentado un notable incremento en la deforestación y degradación de sus bosques. A pesar de esta situación, es relevante mencionar que las actividades forestales contribuyen significativamente a la economía del país, representando aproximadamente el 1,1% de su producto interno bruto. Estos ingresos económicos están impulsados principalmente por diversas actividades antropogénicas, como la agricultura migratoria, la ganadería, la minería, los cultivos comerciales e ilegales, y la tala de árboles (Michaelsen et al., 2013; Montoya-Zumaeta et al., 2022; Piu & Menton, 2013).

La región de Madre de Dios en la amazonia peruana es un territorio que conserva su vegetación autóctona, lo cual desempeña un papel fundamental en la preservación de la biodiversidad. Sin embargo, actualmente se están produciendo cambios en el uso de la tierra, lo cual plantea interrogantes acerca del papel que desempeña la selva amazónica como sumidero de carbono. Estos cambios, a su vez, pueden dar lugar a migraciones, lo que incrementa la pérdida de hábitat, la transformación de los bosques, el abandono de tierras y la recuperación de la vegetación forestal (Delaroche et al., 2022; Forzza et al., 2012; Hanson, 2018; Hubbell et al., 2008; Ordway, 2015; Ter-Steege et al., 2013; Yanai et al., 2022). A pesar de que el departamento de Madre de Dios se destaca por tener la menor densidad de población en todo el Perú, con tan solo 1,7 habitantes por km², la construcción de una carretera ha facilitado el acceso de la población a los bosques, lo cual ha resultado en una preocupante contribución a la deforestación y degradación de la zona. Además, es importante señalar que los datos relacionados con la deforestación de los bosques peruanos presentan inconsistencias (Dourojeanni, 2020; Instituto Nacional de Estadística e Informática, 2015). La acelerada disminución de los bosques está íntimamente relacionada con una variedad de factores y desafíos sociales, lo cual conlleva a una pérdida progresiva de la cobertura forestal debido a actividades productivas y extractivas. Además, el crecimiento demográfico es uno de los elementos que incide directamente en la reducción de los bosques. Por

otro lado, es importante destacar que estos factores están interconectados y se refuerzan mutuamente, intensificando aún más la problemática (Alarcon et al., 2021; Asner & Tupayachi, 2017).

Por otra parte, la propagación del Covid-19 ha tenido un impacto perjudicial considerable en el entorno y los recursos naturales. Especialmente, en naciones en vías de desarrollo (Solangi & Jianguo, 2023). La explotación ilegal de áreas boscosas con fines mineros y la tala no autorizada están estrechamente relacionadas con niveles alarmantes de deforestación, lo cual puede propiciar la propagación de enfermedades infecciosas entre comunidades indígenas aisladas. Específicamente, estas actividades podrían actuar como vías de transmisión para la introducción del Covid-19 en las comunidades nativas amazónicas (Vallejos et al., 2020). La crisis del Covid-19 ha generado un mayor enfoque en las enfermedades zoonóticas y en los factores que contribuyen a la aparición de nuevos virus. En este sentido, la transformación drástica de los bosques tropicales después de la deforestación, junto con la llegada de personas dedicadas a la explotación maderera, minera y ganadera, podrían facilitar la transmisión de enfermedades entre diferentes especies. Además, esta situación podría alterar la forma en que se propagan dichas enfermedades y aumentar las interacciones entre los seres humanos y la fauna silvestre (Vittor et al., 2021). Con el objetivo de contener la propagación de la enfermedad, los países implementaron una variedad de precauciones, tales como cierres, restricciones de viaje y normas de distanciamiento social. Estas medidas han ocasionado cambios significativos en la vida cotidiana y han desencadenado graves crisis económicas, lo cual ha tenido un impacto profundo tanto en las economías como en la sociedad en general. Es importante destacar que, en muchos países en vías de desarrollo, la pandemia ha intensificado la inseguridad alimentaria, la pobreza y el desempleo (Solangi & Jianguo, 2023).

Los formuladores de políticas pueden establecer prioridades para la asignación de recursos y crear estrategias eficientes para abordar las preocupaciones ambientales evaluando el grado de deterioro de indicadores particulares. La crisis de Covid-19 ofrece una oportunidad para rediseñar y reconfigurar estrategias de desarrollo que conduzcan a la sostenibilidad. La evaluación del grado de deterioro en ciertos lugares podría ayudar a encontrar áreas de agotamiento o sobreexplotación de recursos. Este conocimiento puede orientar los esfuerzos en la gestión de recursos y fomentar comportamientos amigables con el medio ambiente que garanticen la disponibilidad a largo plazo y la distribución justa de los recursos naturales (Solangi & Jianguo, 2023).

Por lo tanto, el presente estudio tuvo como objetivo determinar el incremento de la Deforestación en Madre de Dios, durante la pandemia del COVID-19.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

La región de Madre de Dios presenta una superficie de 85 301 km², se ubica al sur oriente y representa el 6,6% del territorio peruano (Figura 1). Asimismo, limita con Brasil por el norte y por el este con Bolivia. Por otro lado, la vegetación dominante comprende bosques con alta diversidad (Baez et al., 2017; Elmes et al., 2014).



Figura 1. Mapa de ubicación de la región de Madre de Dios.

2.2 Descripción y procesamiento de datos

En primer lugar, se obtuvieron imágenes de satélite de Landsat utilizando la herramienta en línea Landsat Acquisition Tool. Esta plataforma permite identificar las huellas de mapeo del satélite, lo que facilita la determinación de los momentos en los que se tomaron las imágenes. Cada área de interés está identificada por una cuadrícula, donde "Path" representa la columna y "Row" la fila.

Posteriormente, se descargaron las imágenes satelitales de Landsat 8 del sensor OLI utilizando los valores de "Path" y "Row" obtenidos del visor GloVis, proporcionado por la USGS. Se seleccionaron imágenes con poca cobertura de nubes. Para el análisis de estas imágenes, se utilizaron los programas ENVI ESRI© y ArcGIS ESRI©, con sus respectivos paquetes y herramientas.

Las nubes, sombras y nieve impactan las imágenes capturadas por los sensores ópticos del satélite Landsat 8. Estos elementos pueden causar problemas en la composición de imágenes, requerir correcciones atmosféricas y afectar la clasificación de la cobertura terrestre. La detección de nubes y sombras es difícil aislar debido a las variaciones en la reflectancia de cada nube. La detección de sombras presenta la misma complejidad que la detección de nubes (Dozier, 1989; Huete et al., 2002; Irish et al., 2006; Platnick et al., 2003; Roy et al., 2010; Vermote et al., 2002; Zhu et al., 2015; Zhu & Woodcock, 2014).

Según Chuvieco (2002) para realizar un análisis multitemporal se comparan dos imágenes de satélite de un sitio en específico y de diferentes fechas, puntualizando los cambios de la cobertura del uso de suelo. Bajo esta concepción se tomaron cuatro líneas de tiempo (2018, 2019, 2020 y 2021) con siete imágenes en cada periodo, presentando en total 28 imágenes de satélite.

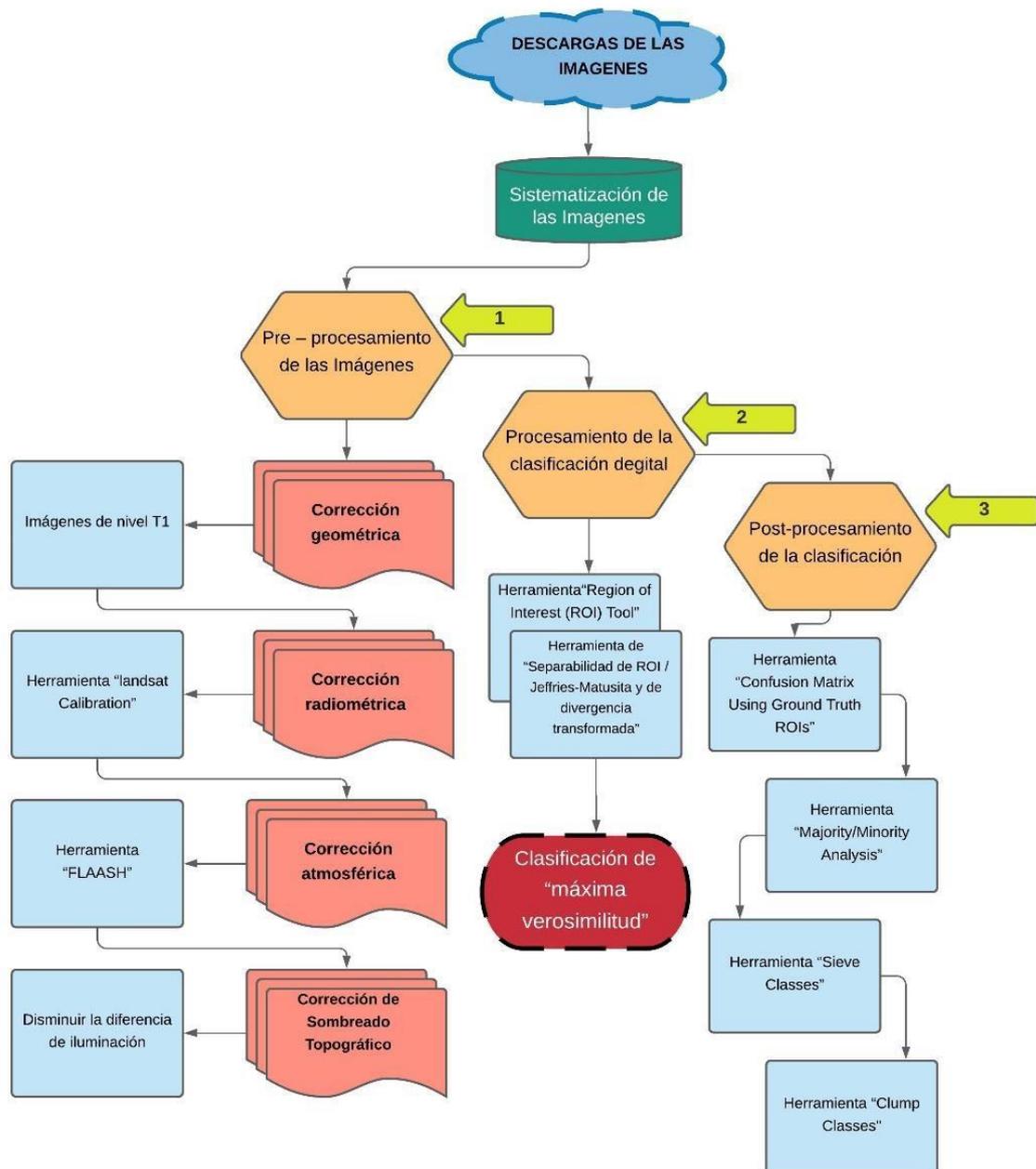


Figura 2. Esquema del proceso de las imágenes de satélite y el análisis de los datos, modificado de Fogang et al. (2023).

Es en este sentido que se utilizó el software ENVI ESRI®, donde las imágenes de satélite se le aplicó la máscara de nubes y sombras con las siguientes herramientas. Calculate Cloud Mask Using Fmask Algorithm, el mismo que facilitó el aislamiento de las nubes y las sombras (Figura 2).

Para la validación de las imágenes de satélite respecto al tipo de cobertura se realizó mediante imágenes de satélite de alta resolución, para este propósito se utilizó una malla de puntos que presentan coordenadas, mediante la herramienta Create Fishnet de ArcGis ESRI®. Llegando a caracterizar los puntos designados al azar, Asimismo, se consideró las siguientes clases (Bosque, Suelo desnudo, Pasto y Agua). Todo esto se corroboró con las imágenes de satélite de alta resolución (satélite SPOT, que fue lanzado en 1986 y el satélite PlanetScope (PS2) lanzado el 2014)

y de esta manera se define patrones de cobertura del uso del suelo. Se llevó a cabo una validación comparando el valor asignado a un punto específico en el mapa con el valor observado en ese mismo punto en la imagen de alta resolución (Boca & Rodríguez, 2012).

Para evaluar los resultados, se utilizó un segundo método que consistió en calcular la Matriz de confusión y el coeficiente Kappa. Estos cálculos permitieron medir el nivel de acuerdo entre dos observaciones. Durante este estudio, se empleó la matriz de confusión para obtener números específicos que nos ayudaran a extraer conclusiones precisas de los resultados obtenidos. Se realizaron comparaciones entre clasificaciones con y sin textura, y se analizó la información de los píxeles pertenecientes a la clase de entrenamiento (Alarcón et al., 2021a; Borràs et al., 2017; Hudson & Ramon, 1987; Landis & Koch, 1977; Talukdar et al., 2021).

Posterior al proceso anterior se trabajó en el software ENVI ESRI®, el mismo que presenta distintas herramientas, para el análisis de las imágenes de satélite, obteniendo las clasificaciones de las imágenes, para la interpretación y reconocimiento. Asimismo, se utilizó el ArcGis ESRI®, para mejorar la presentación del producto final y la extracción de la información de las imágenes, pasando de Ráster a Vector y de esta manera sistematizar los valores extraídos de los vectores, generando tablas y posterior análisis (Figura 2).

3. Resultados y discusión

La región de Madre de Dios, para el año 2019 presentó 91% de bosques, con una extensión de 7 760 878,32 ha. Siendo este año la mayor pérdida de bosques entre los cuatro años evaluados. Si realizamos una diferencia entre el 2019 y el 2021, se observó un aumento del 2% de bosques, con una extensión de 138 923,44 ha (Tabla 1). Por otro lado, en el estudio de Alarcón et al. (2021), se muestra la pérdida de bosques 1 698,63 kilómetros cuadrados entre los años 1999 al 2018, poniendo a la agricultura como un principal factor de la deforestación. Sin embargo, el área de estudio es distinto, pero nos muestra la tendencia de deforestación en la amazonia peruana. Esto se puede corroborar con el estudio de Rodríguez-Echeverry & Leiton (2021), donde especifican que la pérdida de ecosistemas está asociado a la agricultura migratoria.

Tabla 1. Áreas que fueron resultado de la clasificación de las imágenes de satélite por cada año evaluado en la región de Madre de Dios.

N	Tipo	2018		2019		2020		2021	
		Área (ha)	%						
1	Bosque	7 938 954,47	93%	7 760 878,32	91%	7 981 016,13	94%	7 899 801,76	93%
2	Pastos	318 756,58	4%	324 724,08	4%	103 887,83	1%	232 565,20	3%
3	Suelo desnudo	84 297,89	1%	321 062,43	4%	289 936,00	3%	236 465,19	3%
4	Agua	164 959,17	2%	100 499,60	1%	131 657,60	2%	94 409,06	1%
Total		8 508 986,11	100%	8 509 183,43	100%	8 508 517,55	100%	8 465 262,21	100%

Por otro lado, si nos ubicamos en la línea de tiempo del 2020, cuando llegó el COVID-19 al Perú, el 05 de marzo del 2020 al 2021, se muestra un aumento de la cubierta de los bosques. Esto sería posible por la falta de recursos, ya que después de la llegada de la pandemia al Perú se

restringieron los viajes entre zonas urbanas y con ello los insumos para la tala de los bosques como son los combustibles (Azari et al., 2022).

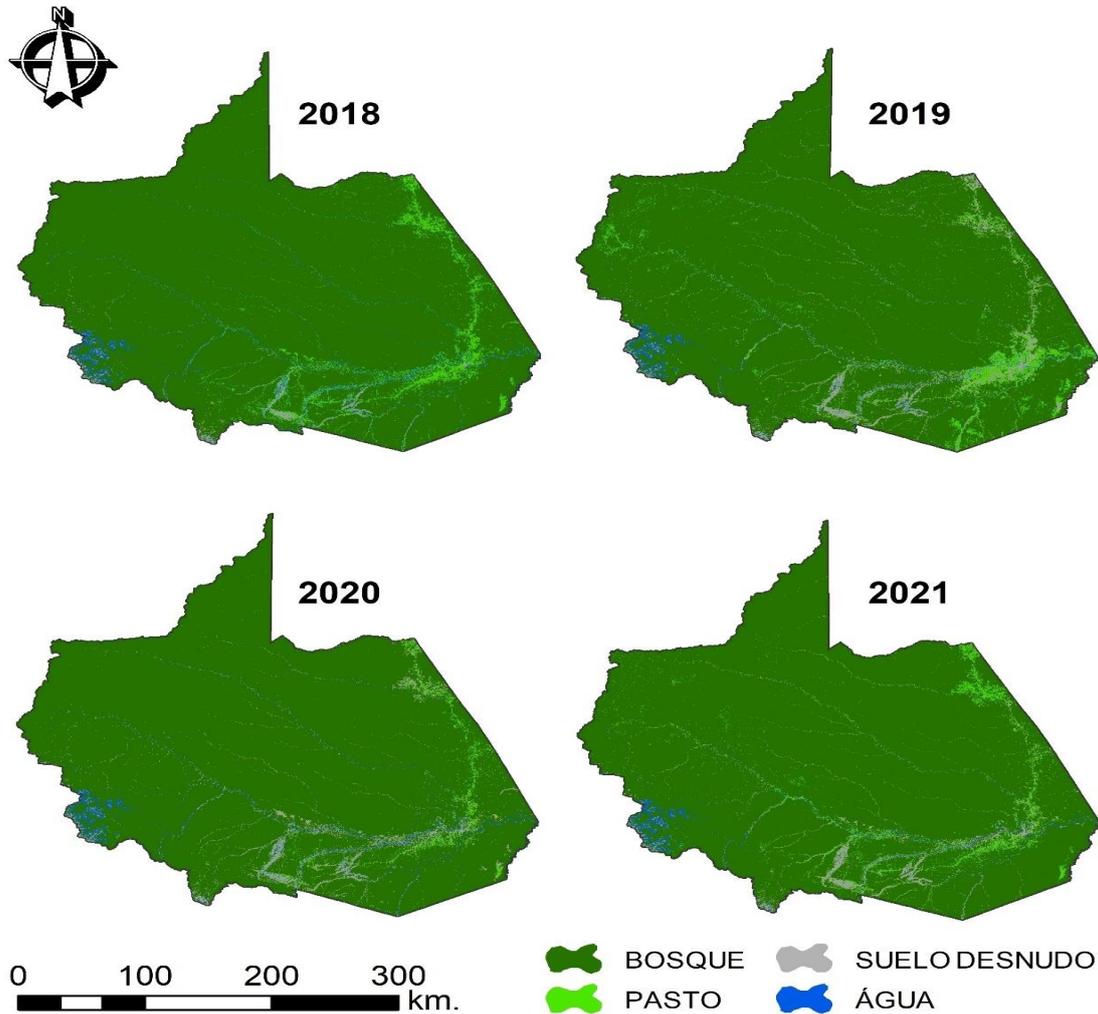


Figura 3. Clasificación de bosque, pasto, suelo desnudo y agua para las distintas imágenes Landsat 8 OLI, para los años 2018, 2019, 2020 y 2021 respectivamente.

Respecto a los pastizales de los años 2018 y 2019 fueron similares a diferencia del año 2020, donde se presentó una disminución del 1%, esto es posible que fuera por la llegada de la pandemia a la región de Madre de Dios. Sin embargo, en el año 2021 aumentó un 3% presentando una diferencia de 128 677,37 respecto al 2020. Es posible que las áreas de pastizales pasaran a ser bosques secundarios por la falta de actividad antropogénica en la región de Madre de Dios (Figura 3).

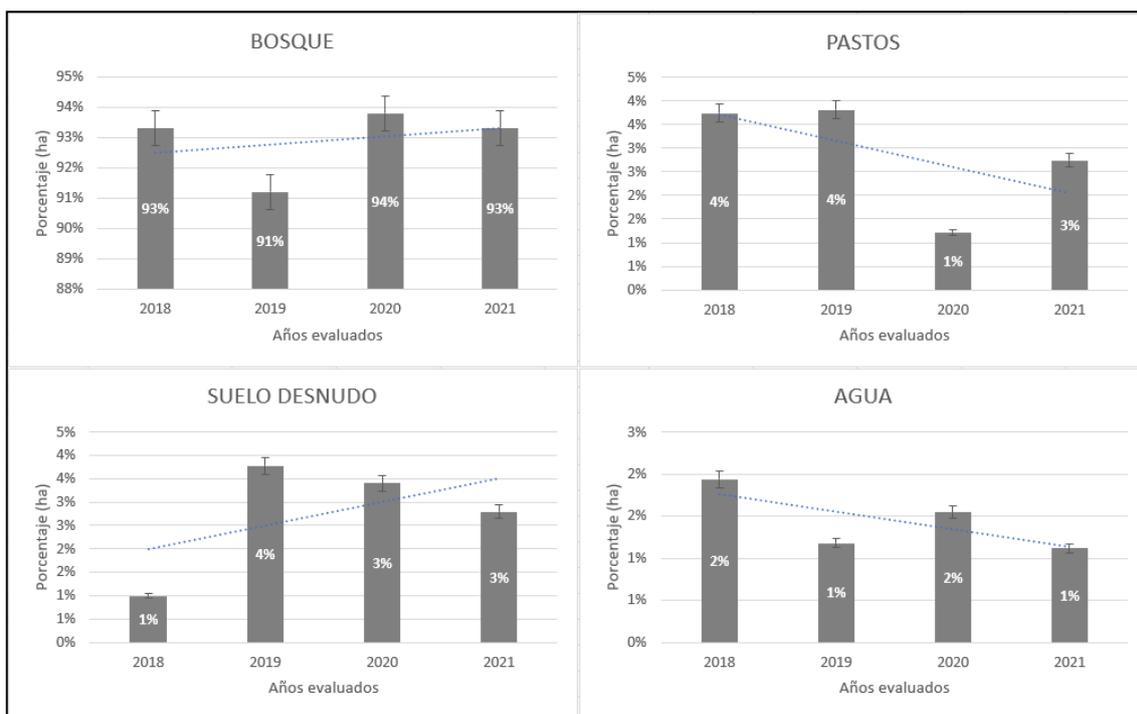


Figura 4. Porcentajes de la clasificación de bosque, pastos, suelo desnudo y agua en la región de Madre de Dios.

Por otro lado, el suelo desnudo presenta una tendencia positiva. Sin embargo, a partir del año 2020, esta tendencia se muestra afectada a diferencia del año 2019 en un 1%. Esto nos indica que la falta de transitabilidad de los vehículos en la región de Madre de Dios, afectaría en la deforestación de los bosques, generándose una recuperación de las áreas desnudas (Tabla 1 y Figura 4).

Asimismo, se pudo visualizar que la tendencia del agua es negativa, siendo posible que pueda ser por la pérdida de bosques en el tiempo, por las distintas actividades antropogénicas que se realizan en la región de Madre de Dios. En consecuencia, se generan nuevas dinámicas de los ríos y quebradas, generando conflictos hídricos y sociales.

4. Conclusiones

El presente trabajo de investigación analizó la deforestación en tiempos de la pandemia COVID - 19, en la amazonia peruana, entre los años 2018 al 2021. Con base en los resultados obtenidos, se destaca que, en el año 2020, cuando llegó la pandemia al Perú los bosques presentaron una tendencia positiva, a diferencia del año 2019, que presentaba una tendencia negativa, presentando una diferencia entre los dos años del 3%, siendo posible que el aumento de bosques se diera por la falta de insumos para las actividades antrópicas, debido a la restricción de movilidad entre las regiones dictada por el gobierno central.

El uso de las imágenes de satélite es la forma óptima para la identificación de áreas deforestadas, ayudando a la identificación de pérdida de bosques tropicales en el tiempo. La pandemia presentó un aumento de los bosques en la región de Madre de Dios. Sin embargo, este aumento presentó una tendencia negativa en el año 2021, esto sería posible por la reactivación parcial de la transitabilidad entre regiones en el Perú. Por otro lado, una parte de la población que vivía en la ciudad, migraron a los puntos de producción como son sus propiedades, donde realizan

actividades agropecuarias, agrícolas, ganaderas, maderables y mineras, generando pérdida de bosques, como consecuencia de la inamovilidad en la ciudad, obligando a la migración a desplazarse a los puntos de producción (Quispe et al., 2023; Vittor et al., 2021).

Financiamiento

Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios - UNAMAD. Por intermedio del Vicerrectorado de Investigación-VRI. Con Resolución de equipo: RESOLUCIÓN 139-2020 UNAMAD-VRI, Código: 2020-2D-033.

Referencias bibliográficas

- Alarcon-Aguirre, G., Canahuire-Robles, R. R., Guevara-Duarez, F. M., Rodríguez-Achata, L., Gallegos-Chacón, L. E., & Garate-Quispe, J. (2021). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcon, G., Canahuire, R. R., Guevara, F. M., Rodríguez, L., Gallegos, L. E., & Garate-Quispe, J. (2021). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcón, G., Canahuire, R. R., Guevara, F. M., Rodríguez, L., Gallegos, L. E., & Garate-Quispe, J. (2021). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: A case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Asner, G. P., & Tupayachi, R. (2017). Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environ. Res. Lett*, 12, 94004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7dab>
- Azari, M., Billa, L., & Chan, A. (2022). Multi-temporal analysis of past and future land cover change in the highly urbanized state of Selangor, Malaysia. *Ecological Processes*, 11(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00350-0>
- Baez, S., Dueñas, H., Mamani, J., & Garate, J. (2017). *Flora y vegetación de la Microcuenca Chonta, distrito Tambopata y Laberinto, Departamento de Madre de Dios - Perú*. 1, 1-5.
- Boca, T., & Rodríguez, G. (2012). Métodos estadísticos de la evaluación de la exactitud de productos derivados de sensores remotos Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar. *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*.
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). *Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2*. 55-66. <https://doi.org/https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133> Clasificación
- Chuvieco, E. (2002). *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio* (septiembre). Ariel Ciencias.
- Coomes, O. T., Kalacska, M., Takasaki, Y., Abizaid, C., & Grupp, T. (2022). Smallholder agriculture results in stable forest cover in riverine Amazonia. *Environmental Research Letters*, 17(1), 014024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac417c>
- Delaroche, M., Le Tourneau, F.-M., & Daugeard, M. (2022). How vegetation classification and mapping may influence conservation: The example of Brazil's Native Vegetation Protection Law. *Land Use Policy*, 122, 106380. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106380>
- Dourojeanni, M. (2020). Impactos ambientales de la pandemia en el Perú. *SPDA ACTUALIDAD AMBIENTAL*.
- Dozier, J. (1989). Spectral signature of alpine snow cover from the landsat thematic mapper.

- Remote Sensing of Environment*, 28(C), 9-22. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90101-6](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90101-6)
- Elmes, A., Ipanaqué, J. G. Y., Rogan, J., Cuba, N., & Bebbington, A. (2014). Mapping licit and illicit mining activity in the Madre de Dios region of Peru. *http://dx.doi.org/10.1080/2150704X.2014.973080*, 5(10), 882-891. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.973080>
- Fogang, L. F., Tiomo, I. F., Kamga, B. Y., Kpoumie, H. M., Nkondjoua, A. D. T., Nguetsop, V. F., & Zapfack, L. (2023). Predicting land use/land cover changes in the Santchou Wildlife Reserve (Santchou, West-Cameroon) using a CA-Markov model. *Trees, Forests and People*, 14, 100438. <https://doi.org/10.1016/J.TFP.2023.100438>
- Forzza, R. C., Baumgratz, J. F. A., Bicudo, C. E. M., Canhos, D. A. L., Carvalho, A. A., Coelho, M. A. N., Costa, A. F., Costa, D. P., Hopkins, M. G., Leitman, P. M., Lohmann, L. G., Lughadha, E. N., Maia, L. C., Martinelli, G., Menezes, M., Morim, M. P., Peixoto, A. L., Pirani, J. R., Prado, J., ... Zappi, D. C. (2012). New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *BioScience*, 62(1), 39-45. <https://doi.org/10.1525/BIO.2012.62.1.8>
- Hanson, T. (2018). Biodiversity conservation and armed conflict: a warfare ecology perspective. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1429(1), 50-65. <https://doi.org/10.1111/NYAS.13689>
- Heinrich, V. H. A., Dalagnol, R., Cassol, H. L. G., Rosan, T. M., de Almeida, C. T., Silva Junior, C. H. L., Campanharo, W. A., House, J. I., Sitch, S., Hales, T. C., Adami, M., Anderson, L. O., & Aragão, L. E. O. C. (2021). Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. *Nature Communications* 2021 12:1, 12(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22050-1>
- Houghton, R. A., Byers, B., & Nassikas, A. A. (2015). A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. *Nature Climate Change* 2015 5:12, 5(12), 1022-1023. <https://doi.org/10.1038/nclimate2869>
- Hubbell, S. P., He, F., Condit, R., Borda-de-Água, L., Kellner, J., & Ter Steege, H. (2008). How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(SUPPL. 1), 11498-11504. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0801915105/ASSET/B61C7372-7CAA-486A-BE2E-68D929C5589D/ASSETS/GRAPHIC/ZPQ9990837710007.JPEG>
- Hudson, W. D., & Ramon, C. W. (1987). *Correct Formulation of the Kappa Coefficient of Agreement*. 53(April), 421-422.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 195-213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2015). Peru: Síntesis Estadística 2015. *Síntesis Estadística INEI*, 105. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Irish, R. R., Barker, J. L., Goward, S. N., & Arvidson, T. (2006). Characterization of the landsat-7 ETM+ automated cloud-cover assessment (ACCA) algorithm. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72(10), 1179-1188. <https://doi.org/10.14358/PERS.72.10.1179>
- Johnson, C. K., Hitchens, P. L., Pandit, P. S., Rushmore, J., Evans, T. S., Young, C. C. W., & Doyle, M. M. (2020). Global shifts in mammalian population trends reveal key predictors of virus spillover risk. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1924). <https://doi.org/10.1098/RSPB.2019.2736>
- Kalamandeen, M., Gloor, E., Mitchard, E., Quincey, D., Ziv, G., Spracklen, D., Spracklen, B., Adami, M., Aragão, L. E. O. C., & Galbraith, D. (2018). Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Scientific Reports* 2018 8:1, 8(1), 1-10.

- <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159-174.
- Michaelsen, A. C., Briceño, L. H., Menis, R. F., Chura, N. B., Tito, F. V., Perz, S., Brown, I. F., Del Aguila, S. D., Mora, R. P., & Alarcón Aguirre, G. (2013). Regional deforestation trends within local realities: Land-cover change in Southeastern Peru 1996-2011. *Land*, 2(2), 131-157. <https://doi.org/10.3390/land2020131>
- Montoya-Zumaeta, J. G., Wunder, S., Rojas, E., & Duchelle, A. E. (2022). Does REDD+ Complement Law Enforcement? Evaluating Impacts of an Incipient Initiative in Madre de Dios, Peru. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 111. <https://doi.org/10.3389/FFGC.2022.870450/BIBTEX>
- Ordway, E. M. (2015). Political shifts and changing forests: Effects of armed conflict on forest conservation in Rwanda. *Global Ecology and Conservation*, 3, 448-460. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2015.01.013>
- Piu, H. C., & Menton, M. (2013). Contexto de REDD+ en Perú: motores, actores e instituciones. En *Contexto de REDD+ en Perú: motores, actores e instituciones*. Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/004226>
- Platnick, S., King, M. D., Ackerman, S. A., Menzel, W. P., Baum, B. A., Riédi, J. C., & Frey, R. A. (2003). The MODIS cloud products: Algorithms and examples from terra. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(2 PART 1), 459-472. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2002.808301>
- Potapov, P. V., Dempewolf, J., Talero, Y., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Vargas, C., Rojas, E. J., Castillo, D., Mendoza, E., Calderón, A., Giudice, R., Malaga, N., & Zutta, B. R. (2014). National satellite-based humid tropical forest change assessment in Peru in support of REDD+ implementation. *Environmental Research Letters*, 9(12), 124012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124012>
- Quispe, J., Madueño, R., Alegre, M., Lizarraga, M., Tairo, R., & Suca, E. (2023). Efecto del cambio climático y la cobertura forestal en la pérdida de bosques en la selva amazónica de Perú, 2003-2019. *Revista ALFA*, 7(19). <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v7i19.200>
- Ravikumar, A., Sears, R. R., Cronkleton, P., Menton, M., & Pérez-Ojeda del Arco, M. (2017). Is small-scale agriculture really the main driver of deforestation in the Peruvian Amazon? Moving beyond the prevailing narrative. *Conservation Letters*, 10(2), 170-177. <https://doi.org/10.1111/CONL.12264>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(0), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Roy, D. P., Ju, J., Kline, K., Scaramuzza, P. L., Kovalsky, V., Hansen, M., Loveland, T. R., Vermote, E., & Zhang, C. (2010). Web-enabled Landsat Data (WELD): Landsat ETM+ composited mosaics of the conterminous United States. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 35-49. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2009.08.011>
- Solangi, Y. A., & Jianguo, D. (2023). Examining challenges and solutions for environmental and natural resource management with a focus on mineral resources. *Resources Policy*, 86, 104085. <https://doi.org/10.1016/J.RESOURPOL.2023.104085>
- Talukdar, S., Eibek, K. U., Akhter, S., Ziaul, S., Towfiqul Islam, A. R. M., & Mallick, J. (2021). Modeling fragmentation probability of land-use and land-cover using the bagging, random

- forest and random subspace in the Teesta River Basin, Bangladesh. *Ecological Indicators*, 126, 107612. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107612>
- Ter-Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., Molino, J. F., Monteagudo, A., Vargas, P. N., Montero, J. C., Feldpausch, T. R., Coronado, E. N. H., Killeen, T. J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R. L., ... Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, 342(6156). https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1243092/SUPPL_FILE/TERSTEEGE_APPENDIX.XLSX
- Vallejos, P. Q., Veit, P. G., Tipula, P., & Reytar, K. (2020). Undermining Rights: Indigenous Lands and Mining in the Amazon. *World Resources Institute*. <https://doi.org/10.46830/WRIRPT.19.00085>
- Vermote, E. F., El Saleous, N. Z., & Justice, C. O. (2002). Atmospheric correction of MODIS data in the visible to middle infrared: first results. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 97-111. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00089-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00089-5)
- Vittor, A. Y., Laporta, G. Z., Sallum, M. A. M., & Walker, R. T. (2021). The COVID-19 crisis and Amazonia's indigenous people: Implications for conservation and global health. *World Development*, 145, 105533. <https://doi.org/10.1016/J.WORLDDEV.2021.105533>
- Yanai, A. M., de Alencastro Graça, P. M. L., Ziccardi, L. G., Escada, M. I. S., & Fearnside, P. M. (2022). Brazil's Amazonian deforestation: the role of landholdings in undesignated public lands. *Regional Environmental Change*, 22(1). <https://doi.org/10.1007/S10113-022-01897-0>
- Zhu, Z., Wang, S., & Woodcock, C. E. (2015). Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4-7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.014>
- Zhu, Z., & Woodcock, C. E. (2014). Automated cloud, cloud shadow, and snow detection in multitemporal Landsat data: An algorithm designed specifically for monitoring land cover change. *Remote Sensing of Environment*, 152, 217-234. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2014.06.012>