



ESCUELA DE DOCTORADO INTERNACIONAL  
DE LA USC

Andrés Agustín  
Beltrán Dávalos

Tesis doctoral

SISTEMAS LACUSTRES ALTOANDINOS  
DEL CENTRO DEL ECUADOR COMO  
SUMIDEROS O FUENTES NATURALES  
DE CARBONO

Santiago de Compostela, 2025



ESCUELA DE DOCTORADO  
INTERNACIONAL DE LA USC

# TESIS DOCTORAL

## **SISTEMAS LACUSTRES ALTOANDINOS DEL CENTRO DEL ECUADOR COMO SUMIDEROS O FUENTES NATURALES DE CARBONO**

Autor

Andrés Agustín Beltrán Dávalos

Directores Xosé Luis Otero Pérez, Agustín Merino García (Universidad Santiago de Compostela, España); Magdy Echeverría Guadalupe (Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador)

Tutor/a: Dr. Agustín Merino García (Universidad Santiago de Compostela, España)

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS AGRÍCOLAS Y MEDIOAMBIENTALES**

LUGO, 2025



## AGRADECIMIENTOS

A Dios que siempre ha bendecido mi vida junto a mis padres: Bertha Dávalos y † Oswaldo Beltrán y mis hijos Marcos Augusto y Benjamín Andrés, que me ha enseñado que hay que disfrutar tanto de los éxitos como de los fracasos y que lo importante es ser feliz y disfrutar del camino.

A las autoridades Institucionales de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, que de forma directa han motivado y permitido la realización de los estudios de doctorado en la Universidad Santiago de Compostela, brindándome las facilidades técnicas, financieras y talento humano para el desarrollo del trabajo de investigación.

A la Doctora Magdy Echeverría por, apoyarme e insertarme en el Grupo de Investigación para el Desarrollo, Ambiente y Cambio Climático GIDAC – ESPOCH, y su asesoría continua en los aspectos laborales e investigativos y la confianza depositada en mí profesionalismo.

A los Doctores Agustín Merino García y Xosé Luis Otero, por su permanente apoyo, asesoría y contribución en la investigación conjunta que desarrollamos en cooperación y corresponsabilidad entre la USC, España y la ESPOCH, Ecuador y la dirección del presente trabajo.

A mis compañeros del Grupo GIDAC y GISOCH: Freddy Armijos, Carlos Rosero, Franklin Cargua, José Luis Herrera, Gabriela Rosero, Natali Figueroa, Luis Patiño, Valeria Flores, Sandra González y Edgar Uquillas que de alguna forma apoyaron en los procesos de monitoreo y muestreo ambiental de la Microcuenca del Río Cebadas, por su paciencia y su asesoría técnica y administrativa.

A mis compañeros docentes: Sofía Godoy, Johana Ayala, Cristian Salazar, Fausto Yulema, Iván Ramos que siempre estuvieron pendientes de mi proceso educativo y formativo, apoyando de forma significativa en los procesos administrativos derivados de mis funciones.

A mis estudiantes de la carrera de ingeniería en Biotecnología Ambiental e Ingeniería Ambiental, de la ESPOCH que han mantenido un compromiso continuo con la línea de investigación de conservación de recursos naturales y siempre han estado con predisposición para apoyar los procesos de muestreo y monitoreo derivados del proyecto de investigación.

Con toda mi gratitud...

Andrés Agustín Beltrán Dávalos

## INDICE

AGRADECIMIENTOS .....	2
INDICE.....	3
LISTA DE FIGURAS .....	4
LISTA DE TABLAS .....	4
LISTA DE PUBLICACIONES .....	5
RESUMEN .....	6
ABSTRACT .....	7
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>10</b>
1.1. Contexto de las zonas de ribera su importancia en su conservación y gestión .....	10
1.2. Los sistemas altoandinos como sumideros de CO <sub>2</sub> .....	22
1.3. Calidad de sedimentos y Carbono orgánico en lagunas altoandinas con diferente eutrofización .....	27
<b>2. OBJETIVOS E HIPOTESIS .....</b>	<b>39</b>
2.1. Hipótesis .....	40
2.2. Objetivos Generales.....	40
2.3. Objetivos específicos:.....	40
2.4. Distribución de capítulos .....	41
<b>3. MATERIALES Y METÓDOS .....</b>	<b>42</b>
3.1. Área de estudio .....	42
3.2. Esquema metodológico para análisis de suelos .....	45
3.3. Esquema metodológico para análisis de zonas ribereñas .....	48
3.4. Esquema metodológico para análisis de sedimentos lacustres .....	49
<b>4. PUBLICACIONES .....</b>	<b>54</b>
4.1. Publicación enviada 1. Soil Health and Water Quality Linkages in High-Andean Riparian Ecosystems of the Cebadas River Sub-basin, Ecuador .....	54
4.2. Publicación 1. Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands.....	85
4.3. Publicación 2. Driving variables to explain soil organic carbon dynamics: <i>páramo</i> highlands of the Ecuadorian Real mountain range .....	98
4.4. Publicación 3. Sediment Chemistry and Ecological Risk Assessment in Andean Lakes of Central Ecuador: Influence of Trophic Status on Accumulation Patterns.....	120
<b>5. DISCUSIÓN GENERAL .....</b>	<b>146</b>
5.1. Valoración del ecosistema fluvial como sumidero o emisor de CO <sub>2</sub> .....	147
5.2. Valoración del ecosistema de paramo y <i>subpáramo</i> como sumidero o emisor de C... ..	153
5.3. Influencia del estado trófico en la acumulación de nutrientes y metales pesados en los sedimentos de Lagos Altoandinos del centro del Ecuador, en el contexto de su función como sumideros o fuentes naturales de carbono .....	159
<b>6. CONCLUSIONES .....</b>	<b>164</b>
<b>7. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>166</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1-1.</b> Zonas de ribera de cuenca baja y alta del río Cebadas. ....	11
<b>Figura 1-2.</b> Funciones ecológicas y servicios ecosistémicos del bosque de ribera (Klapproth & Johnson, 2009a). ....	13
<b>Figura 1-3.</b> Arbustal de <i>Páramo</i> de la microcuenca del río Pachanlica con alta conservación en las orillas de sus ríos y quebradas. ....	15
<b>Figura 1-4.</b> Actividades agropecuarias en zonas ribereñas del río Ozogoche. Presencia de ganado bovino y equino en pastizales dominados por gramíneas introducidas como <i>Lolium perenne</i> . ....	16
<b>Figura 1-5.</b> Estructura de un ecosistema ribereño, indicando los gradientes altitudinales y laterales (Eubanks & Meadows, 2002b). ....	17
<b>Figura 1-6.</b> Controles regionales y locales sobre los reservorios de Carbono orgánico en sistemas fluviales (Sutffin et al., 2016). ....	19
<b>Figura 1-7.</b> Perfiles de suelo de la microcuenca de Atillo a) en la zona de Ecotono en colinas bajas y b) en meandros del río. ....	20
<b>Figura 1-8.</b> Perturbación del Ecosistema fluvial del río Pachanlica (2600 m s.n.m.) por vertido de aguas residuales ....	22
<b>Figura 1-9.</b> Cordillera Real, sector Atillo Alto conformado por colinas altas con procesos de rejuvenecimiento glaciar. ....	23
<b>Figura 1-10.</b> Cordillera Occidental, sector Urbina con el volcán Chimborazo de fondo ..... 24	24
<b>Figura 1-11.</b> Laguna Negra ubicada en la Provincia de Morona Santiago ..... 28	28
<b>Figura 1-12.</b> Laguna Kuyuck del Sistema lacustre del Parque Nacional Sangay ..... 28	28
<b>Figura 1-13.</b> Complejo lacustre Magdalena y Atillo del Parque Nacional Sangay ..... 29	29
<b>Figura 1-14.</b> Laguna de Yambo con aguas mostrando condiciones de hipereutrofización .... 30	30
<b>Figura 1-15.</b> Laguna de Colta en estado Mesotrófica. .... 31	31
<b>Figura 1-16.</b> Procesos de transporte generales y fundamentales dentro de los sistemas lacustres (Bengtsson et al., 2015). .... 33	33
<b>Figura 1-17.</b> Laguna de Colta en estado Mesotrófica (Pérez & Ramírez, 2008) ..... 34	34
<b>Figura 1-18.</b> Distribución del Nitrógeno en el sedimento (Bengtsson et al., 2015) ..... 35	35
<b>Figura 1-19.</b> Distribución del Fósforo en el sedimento (Bengtsson et al., 2015) ..... 37	37
<b>Figura 3-1</b> Distribución geográfica de microcuencas y lagunas en Ecuador ..... 43	43
<b>Figura 3-2:</b> División y crecimiento del árbol CART ..... 53	53
<b>Figura 5-1.</b> Diagrama de Almacenamiento de Carbono orgánico en ecosistemas del complejo ecosistémico Altoandino de la subcuenca del río Cebadas ..... 147	147
<b>Figura 5-2.</b> Imagen aérea del río Atillo con identificación de meandros que inundan el valle periglacial ..... 147	147

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1-1.</b> Criterios de evaluación para el índice de la calidad del bosque de ribera andino ... 14	14
<b>Tabla 1-2.</b> Rangos de calidad según el QBR-And ..... 14	14
<b>Tabla 1-3.</b> Zonas de influencia en la estructura del bosque de ribera. .... 17	17
<b>Tabla 1-4.</b> Reacciones de respiración de la glucosa con diferentes aceptores de electrones y energía libre (tomado de (Reddy et al., 1986). .... 18	18
<b>Tabla 1-5.</b> Tipos de suelo en la zona central alto andina del Ecuador ..... 24	24
<b>Tabla 1-6.</b> Procesos de erosión y sedimentación predominantes en suelos altoandinos. .... 26	26
<b>Tabla 1-7</b> Reservas de Carbono en los suelos del mundo ..... 27	27

<b>Tabla 1-8.</b> Clasificación de sedimentos lacustres .....	32
<b>Tabla 1-9.</b> Clasificación de los lagos por la concentración de los compuestos nitrogenados .	36
<b>Tabla 1-10.</b> Fraccionamiento geoquímico de los elementos potencialmente tóxicos en sedimentos .....	38
<b>Tabla 9-1.</b> Estadísticos de toC.ha <sup>-1</sup> COS de las microcuencas de Atillo y Ozogоче.....	154

## LISTA DE PUBLICACIONES

- Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands
- Driving Variables to Explain Soil Organic Carbon Dynamics: *Páramo* Highlands of the Ecuadorian Real Mountain Range
- Sediment Chemistry and Ecological Risk Assessment in Andean Lakes of Central Ecuador: Influence of Trophic Status on Accumulation Patterns

## RESUMEN

El suelo es el principal reservorio de Carbono (C) de los ecosistemas terrestres y desempeña un papel crucial en la dinámica global de este elemento. Los suelos andinos se caracterizan por presentar un elevado stock de C orgánico. En la actualidad y debido al cambio global estos los suelos pueden pasar de ser sumideros netos de CO<sub>2</sub> a ser emisores. Esta Tesis Doctoral se centra en el estudio de los suelos de los medios lacustres altoandinos del centro del Ecuador, con el objetivo de identificar aquellos factores que favorecen la estabilidad y acumulación de la materia orgánica, así como aquellos otros que promueven su mineralización y liberación de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Asimismo, se pone en valor la importancia estratégica de estos ecosistemas como proveedores de servicios ecosistémicos clave, tales como la regulación del ciclo del Carbono, el control de la calidad del agua y el soporte a la resiliencia climática en zonas de alta montaña.

La evaluación integral de los sistemas lacustres alto andinos, considerando la interacción entre los sedimentos, la calidad de sus zonas ribereñas, los stocks de Carbono y las variables biogeoquímicas determinantes, son fundamentales para el diseño de programas de restauración y conservación, orientadas a mejorar la comprensión de las dinámicas de Carbono en las microcuencas de Atillo y Ozogoche.

El trabajo de Tesis se estructura en cuatro publicaciones. **La primera de ellas**, titulada “Conexiones entre la salud del suelo y calidad del agua en ecosistemas de ribera alto andinos de la subcuenca del río Cebadas” cuya publicación está siendo gestionada en la revista *Journal Water Resources Management*, esta aborda el estudio la degradación de estos ecosistemas debido a las actividades antrópicas que se desarrollan en las microcuencas estudiadas. La evaluación que la salud del suelo de las zonas de ribera (ZR) y las zonas de ecotono o transición (ZE) determinaron la importancia de ampliar la conservación de los ecosistemas fluviales por su incidencia en la calidad del recurso hídrico.

La aplicación de modelos de **Random Forest** para predicciones de calidad de zonas de ribera (ZR) y del índice de calidad del agua (ICA), nos proporciona una visión integral de la importancia de las variables físicas químicas y microbiológicas de la calidad del agua asociadas a la salud del suelo. Los resultados destacan que los mayores contenidos de materia orgánica (MO) que se encuentran en las riberas del río Atillo y Ozogoche con un 16 %, frente a las concentraciones de las zonas bajas de la microcuenca que corresponden a los ríos Yasepan y Cebadas con valores entre 3 y 4% de materia orgánica. A sí mismo las emisiones de C-CO<sub>2</sub> fueron mayores en Ozogoche Alcanzando valores de 32,6 kg CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>.día. Lo que demuestra la mayor pertinencia de conservación de aquellas áreas ubicadas en torno a los 3300 m s.n.m.

**La segunda publicación**, “Evaluación del almacenamiento de Carbono orgánico del suelo (COS) de Atillo en los humedales andinos del Ecuador” *Soil Systems* (ISSN: 2571-8789), analiza la acumulación de Carbono orgánico del suelo de ecosistemas complejos y poco estudiados. El estudio evalúa la capacidad de secuestro de CO<sub>2</sub> en dos profundidades (0-30 cm y 30-60 cm), así como la relevancia de las zonas que se encuentran bajo protección al pertenecen al sistema nacional de áreas protegidas del Ecuador (SNAP). A partir del análisis de 101 muestras de suelos de diferentes litologías (andesitas, riolitas, piroclastos, arcillas, tobas, conglomerados, metagrauvas y metalavas) y aplicando el método Krigging de interpolación, permitió modelar la distribución del C orgánico del suelo (COS) en la microcuenca. El stock de C osciló entre 126-454 Mg.ha<sup>-1</sup> para los 30 cm superficiales y 148-350 Mg.ha<sup>-1</sup> para la profundidad de 30-60 cm., y con una capacidad de secuestro de 2144 t CO<sub>2eq</sub>.ha<sup>-1</sup>.

**La tercera publicación,** “Variables determinantes para explicar la dinámica del Carbono Orgánico del suelo: altiplanos del páramo de la Cordillera Real ecuatoriana” publicada en *Journal of Soils and Sediments* (ISSN: 1614-7480) y se centra en la identificación de las variables que determinan la variabilidad espacial del COS a escala local en el cual se requiere mayor precisión para las predicciones. Para ello se recolectaron 113 Perfiles distribuidos en la microcuenca de Atillo y Ozogoche. Además del análisis de los suelos se analizaron un amplio número de variables ambientales y espectrales derivadas de imágenes satelitales Sentinel-2 y analizándolos mediante el algoritmo CART, se calibró un modelo predictivo de COS con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.67. Los resultados mostraron que el contenido de arena (15-30 cm) emergió como la variable más importante para predecir el COS, seguida por la precipitación, el factor de erosión (LS), la elevación y el suborden taxonómico del suelo.

**La cuarta publicación,** “Química de sedimentos y evaluación de riesgo ecológico en lagos andinos del centro de Ecuador: influencia del estado trófico en los patrones de acumulación”, publicada en *Journal Sustainability* (ISSN: 2071-1050) El estudio evaluó las características físicoquímicas, el contenido de materia orgánica y la acumulación de metales pesados en sedimentos de cuatro lagos andinos del centro del Ecuador, considerando su estado trófico y de protección. Se analizaron 96 muestras por conductividad, pH, Carbono orgánico, Fósforo y metales pesados (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Pb). Los lagos protegidos (Atillo y Magdalena) presentaron mayores concentraciones de Fe, Mn y Ni de origen natural, mientras que los no protegidos (Colta y Yambo) mostraron enriquecimiento por Pb y Cu, atribuido a fuentes antrópicas. Los índices PERI y PLI indicaron bajo riesgo ecológico general, aunque se identificó contaminación localizada en Yambo y Magdalena. El modelo CART evidenció que el pH y el Fósforo son predictores clave en lagos protegidos, y los metales pesados y Fosfatos en los no protegidos. Los resultados destacan la importancia del estado de conservación en la composición sedimentaria y la necesidad de estrategias de manejo diferenciado.

En conjunto, estas publicaciones aportan una visión integral sobre la importancia de los sistemas lacustres como sumideros de Carbono, para el establecimiento de estrategias de conservación y restauración de zonas bajas de las microcuencas y para fortalecimiento de políticas de conservación tanto de suelos como del recurso hídrico en zonas altas andinas. Esta tesis contribuye al avance del conocimiento de la dinámica del COS en ecosistemas terrestres fluviales y lacustres de la zona andina y proporciona un marco teórico y metodológico para la incorporación de nuevas investigaciones con datos satelitales, topográficos y climáticos para mejorar la precisión de modelos de predicción de COS o C-CO<sub>2</sub> y establecer parcelas de entrenamiento para la determinación de tasas de pérdida o ganancia del Carbono presente en el suelo.

**Palabras clave:** Carbono Orgánico del Suelo (COS); humedales andinos; zonas ribereñas; CART; Random Forest; riesgo ecológico; eutrofización; Andes ecuatorianos.

## ABSTRACT

Soil is the main reservoir of Carbon (C) in terrestrial ecosystems and plays a crucial role in the global dynamics of this element. Andean soils are characterized by their high stock of organic Carbon. Currently, and under global change scenarios, these soils may shift from being net CO<sub>2</sub> sinks to becoming emitters. This Doctoral Thesis focuses on the study of soils in high Andean lacustrine environments of central Ecuador, with the objective of identifying the factors that favor the stability and accumulation of organic matter, as well as those that promote its mineralization and the release of CO<sub>2</sub> into the atmosphere. The study also highlights the strategic importance of these ecosystems as providers of key ecosystem services, such as Carbon cycle regulation, water quality control, and climate resilience support in high mountain regions.

An integral assessment of lacustrine systems—covering sediments, riparian zones, Carbon stocks, and the variables driving these biogeochemical processes—is essential for the design of restoration and conservation programs, and for improving the understanding of the dynamics of these major C reserves in the Atillo and Ozogoche micro-watersheds.

The Thesis is structured into four publications. The first, “*Connections between soil health and water quality in high Andean riparian ecosystems of the Cebadas River sub-basin*” (under review in *Journal Water Resources Management*), addresses the degradation of these ecosystems due to anthropogenic activities in the studied micro-watersheds. The evaluation demonstrated that riparian soil health in the riparian (ZR) and ecotone (ZE) zones strongly influences water resource quality, highlighting the need to broaden riverine conservation strategies.

The application of Random Forest models for predicting riparian quality (ZR) and the Water Quality Index (WQI) provided an integrated perspective of the importance of physical, chemical, and microbiological water quality variables linked to soil health. Results showed higher organic matter (OM) contents in the riparian zones of Atillo and Ozogoche (~16%) compared to the lower micro-watershed rivers Yasepan and Cebadas (~3–4%). Likewise, C–CO<sub>2</sub> emissions were higher in Ozogoche, reaching 32.6 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>, demonstrating the conservation priority of areas above ~3300 m a.s.l.

The second publication, “*Assessment of Soil Organic Carbon (SOC) storage in Atillo wetlands of the Ecuadorian Andes*” (*Soil Systems*, ISSN: 2571-8789), evaluates SOC accumulation in complex and understudied ecosystems to objectively determine their CO<sub>2</sub> sequestration capacity at two depths (0–30 cm and 30–60 cm), with emphasis on areas under protection within Ecuador’s National System of Protected Areas (SNAP). From 101 soil samples across diverse lithologies (andesites, rhyolites, pyroclasts, clays, tuffs, conglomerates, metagreywackes, metalavas), SOC stocks ranged between 126–454 Mg ha<sup>-1</sup> (0–30 cm) and 148–350 Mg ha<sup>-1</sup> (30–60 cm), with a sequestration potential of 2144 t CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>.

The third publication, “*Determinant variables explaining Soil Organic Carbon dynamics: high Andean páramos of the Ecuadorian Cordillera Real*” (*Journal of Soils and Sediments*, ISSN: 1614-7480), identifies variables governing local-scale SOC variability. From 113 profiles in Atillo and Ozogoche, together with environmental and Sentinel-2 spectral variables, a CART predictive model was calibrated (R<sup>2</sup> = 0.67). Results highlighted sand content (15–30 cm) as the strongest SOC predictor, followed by precipitation, erosion factor (LS), elevation, and soil taxonomic suborder.

The fourth publication, “*Sediment chemistry and ecological risk assessment in Andean lakes of central Ecuador: trophic state influence on accumulation patterns*” (*Sustainability*, ISSN: 2071-1050), analyzed 96 sediment samples for conductivity, pH, organic Carbon, Phosphorus, and heavy metals (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Pb). Protected lakes (Atillo, Magdalena) exhibited higher Fe, Mn, Ni of geogenic origin, while unprotected lakes (Colta, Yambo) showed Pb and Cu enrichment from anthropogenic sources. PERI and PLI indices indicated overall low ecological risk, though localized contamination was detected in Yambo and Magdalena. CART modeling identified pH and P as key predictors in protected lakes, while heavy metals and Phosphates dominated in unprotected lakes.

Taken together, these publications provide an integrated perspective on the role of lacustrine systems as Carbon sinks, supporting conservation and restoration strategies in Andean watersheds. This Thesis advances the scientific understanding of SOC dynamics in terrestrial, fluvial, and lacustrine ecosystems of the Andes, while offering a theoretical and methodological framework for incorporating satellite, topographic, and climatic data into predictive SOC and C–CO<sub>2</sub> models, as well as establishing training plots to assess Carbon loss or gain rates in high Andean soils.

**Keywords:** Soil Organic Carbon (SOC); Andean wetlands; riparian zones; CART; Random Forest; ecological risk; eutrophication; Ecuadorian Andes.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas lacustres altoandinos desempeñan un rol fundamental en el ciclo hidrológico y en el ciclo del Carbono al actuar como reservorio natural de agua dulce, reguladores climáticos locales y depósitos significativos de Carbono orgánico (CO) (Pauca Tanco et al., 2021). Su capacidad para conservar humedad, mitigar la escorrentía y sostener procesos de evapotranspiración los convierten en importantes sumideros de CO (Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017). Además, al estar ubicados en zonas de *páramo*, contribuyen a la resiliencia ante el cambio climático, convirtiéndose así en sistemas estratégicos para la regulación de los servicios ecosistémicos a escala regional (Pinos-Morocho et al., 2021).

Los *páramos* son considerados ecosistemas sensibles y frágiles del mundo, y son fundamentales para la estabilidad climática y actúan como fuentes de captación de agua para consumo de poblaciones que se localizan en zonas medias y bajas de microcuencas hidrográficas en la región Andina (Ramón-Reinoso et al., 2019). Estos paisajes son desarbolados y fríos, y se localizan entre los 3200 y 3800 m s.n.m., en los cuáles se ubica una gran variedad de lagos y turberas. A pesar de su compleja geología y morfometría, sus suelos son relativamente homogéneos (Rodríguez et al., 2004a). Su origen volcánico determina los altos porcentajes de arena y, dependiendo de su ubicación, el espesor del suelo pueden variar entre pocos milímetros hasta varios metros de profundidad (Seyfried et al., 1998). Desde el punto de vista físico estos ecosistemas conservan características de turba. Contienen elevadas concentraciones de Carbono orgánico entre 4 y 10% (Hu et al., 2017; E. López et al., 2015)

### 1.1. CONTEXTO DE LAS ZONAS DE RIBERA SU IMPORTANCIA EN SU CONSERVACIÓN Y GESTIÓN

En las microcuencas altoandinas, los ecosistemas ribereños vinculados a los sistemas lacustres, destacan por sus procesos ecológicos, su vegetación y características físicas- químicas del suelo (Rodríguez et al., 2004a). Los suelos predominantes son los Andosoles e Histosoles y presentan una vegetación variable, con bosques montanos y afloramientos de cultivos de especies exógenas como pino (*Pinus* spp.) y eucalipto (*Eucalyptus* spp.) en zonas bajas como Cebadas (GAD provincia de Chimborazo, 2015), y vegetación herbácea, bofedales y pajonales en las zonas altas (Beltrán-Dávalos et al., 2022). Estas áreas de ribera son importantes en la dinámica ecológica y establecen la calidad de sus sistemas hídricos tanto en las zonas de *páramo* como *subpáramo* (Palma et al., 2009).

En las microcuencas de los ríos Ozogoche y Atillo que se encuentran sobre los 3200 m s.n.m., aún mantienen una buena calidad del agua según los parámetros establecidos en el Index Quallity Water (IQW). establecidos por Carrasco et al., en contraste con los ríos Yasepan y Cebadas que se encuentran afectados por actividades agropecuarias los cuales han contribuido en la acumulación de nutrientes y como consecuencia han aumentado los flujos de energía (Carrasco et al., 2014).

La vegetación ribereña actúa como una zona de amortiguamiento (buffer zone) regulando la temperatura del agua mediante la sombra proporcionada por bosques ribereños y arbustales en las zonas bajas de la microcuenca. Este efecto indica la importancia en el mantenimiento de la calidad del agua (Palma et al., 2009). Además, estas áreas funcionan en la retención de sedimentos, nutrientes y contaminantes de las zonas de ecotono, (ZE) que son transportados por escorrentías, las cuales están asociadas directamente a las actividades agropecuarias (Munné et al., 1998; Sirombra & Mesa, 2012).

Las zonas de ribera corresponden a áreas con influencia directa a cuerpos hídricos continentales entre los que se incluyen: márgenes de ríos, lagos, lagunas, quebradas y humedales (Camacho et al., 2017). Estas zonas albergan comunidades bióticas adaptadas a las condiciones de transición y su biodiversidad depende de las propiedades físicas y dinámicas de intercambio de energía y materia con su entorno (Gamarra et al., 2018). En los ecosistemas de la zona interandina y altoandina del Ecuador, especialmente *páramos* y valles periglaciares el estado ecológico del agua está determinado por parámetros como: la intensidad de luz la estructura del suelo, las zonas de recarga hídrica subterráneas y el caudal (Ward et al. 2002).

Cabe destacar que estos ecosistemas de ribera funcionan como un reservorio de gran biodiversidad de plantas y animales (Perrigo et al., 2020), generando dinámicas entre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Sobresale su gran valor ecológico en el marco económico y social, por brindar diversos servicios ecosistémicos (Gregory et al., 1991).

La composición florística de la vegetación ribereña está influenciada por factores como: la altitud, el uso de suelo y las condiciones hidrológicas del área de estudio (Elosegi & Sabater, 2009). En general, su vegetación está vinculada con los procesos de dinámica fluvial, pero también se ve condicionada por las actividades antrópicas que modifican su estructura y funcionamiento del ecosistema (De Souza et al., 2013). Se ha documentado que amplias zonas de ribera se encuentran degradadas por: la ganadería extensiva, el avance de la frontera agrícola, la deforestación, la expansión urbana y la construcción de infraestructuras hidráulicas. Estas actividades provocan la fragmentación del hábitat y la pérdida de cobertura vegetal autóctona, afectando la diversidad florística y su capacidad de aportar materia orgánica a la base de la cadena trófica del medio acuático (Araya & Fernández, 2017; Sweeney & Newbold, 2014).

La conservación o degradación de los ecosistemas terrestres en zonas andinas, incluidas las microcuencas de Atillo y Ozogoche (**Figura 1-1**), determina el tipo y la intensidad de las actividades humanas que pueden desarrollarse en estos territorios. En las zonas bajas, ubicadas entre los 2800 y 3000 m s.n.m., predominan extensas plantaciones de *Pinus patula* que coexisten con comunidades vegetales de pajonal. En contraste, en las zonas altas se ha identificado una intensa presión antrópica, derivada de actividades ganaderas no reguladas (L. Ayala et al., 2014; Hofstede et al., 2014).



Figura 1-1 Zonas de ribera de cuenca baja y alta del río Cebadas.

### 1.1.1. Importancia de los bosques y zonas de ribera

La vegetación de ribera desempeña un papel ecológico esencial en procesos como:

- Regulación de la escorrentía,

- Formación de microhábitats,
- Estabilización y protección de márgenes y orillas,
- Protección frente a crecidas o desbordamientos fluviales
- Regulación del ciclo del agua en los procesos de infiltración,
- Disminución de la contaminación en cuerpos de agua y
- Mejoramiento del valor escénico y paisajístico (Camacho et al., 2017).

Al tratarse de ecosistemas de transición albergan alta biodiversidad de especies de fauna y flora en comparación con las zonas del ecotono (ZE) que no tienen contacto directo con el cuerpo hídrico (Ramião et al., 2020)

Los suelos asociados a las riberas presentan propiedades diferenciadas respecto al entorno inmediato entre los que destacan una mayor disponibilidad hídrica, condiciones oxiaquáticas (ambientes saturados de agua con gradientes de oxígeno), y un elevado contenido de materia orgánica que disminuye de forma irregular con la profundidad (Palma et al., 2009). Además, estas zonas suelen tener concentraciones elevadas de nutrientes superiores al promedio regional. En función de estas características los suelos ribereños suelen ser Fluvisoles, Gleysoles e Histosoles (Schimmel & Amelung, 2022; Yost & Hartemink, 2019)

Sin embargo, la transformación de estas llanuras aluviales por el uso agrícola o ganadero experimenta cambios o alteraciones sustanciales como:

- Compactación del suelo,
- Mineralización de la materia orgánica
- Pérdida de su biodiversidad vegetal e
- Incrementando de la erosión del suelo (Li et al., 2023).

Estas circunstancias señalan la necesidad de implementar prácticas de manejo sostenible de zonas ribereñas, mediante la evaluación de la calidad del suelo y promoción las actividades agropecuarias compatibles con los ecosistemas acuáticos (Iori et al., 2020)

### **1.1.2. Servicios ecosistémicos y funciones de las zonas de ribera**

La vegetación de ribera presenta gran importancia ecológica debido a su estructura y las múltiples funciones ecosistémicas que desempeña. Los principales servicios ecosistémicos como la regulación hidrológica, conservación de la biodiversidad, provisión de hábitats y mitigación de impactos antrópicos se sintetizan en la **Figura 1-2**

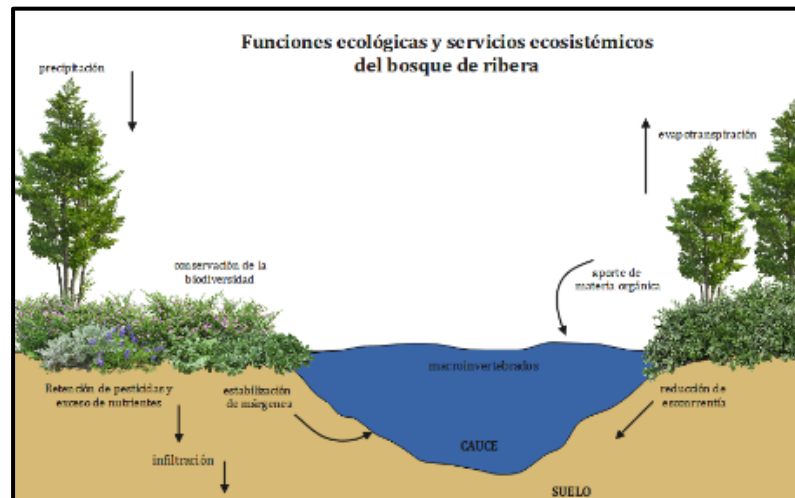


Figura 1-2 Funciones ecológicas y servicios ecosistémicos del bosque de ribera (Klapproth & Johnson, 2009).

Entre las funciones ecológicas de la vegetación de ribera se incluyen:

- Provisión de hábitat de flora y fauna
- Aportes de materia orgánica derivada de la descomposición vegetal
- Fuente de energía en cadenas tróficas en la transición del medio acuático y el medio terrestre,
- Estabilización de márgenes y orillas,
- Filtración frente a la entrada de sedimentos y sustancias químicas contaminantes
- Regulación de los procesos de eutrofización,
- Regulación del ciclo hídrico como zona de recarga de acuíferos,
- Regulación del microclima (Alvarado, 2010, González del Tágano, García de Jalón, 1995).

### 1.1.3. Índices para la evaluación de la calidad de los bosques de ribera

Los bosques de ribera son sistemas básicos para la conservación de la biodiversidad fluvial, la regulación de los flujos hídricos y la mitigación de la erosión. La evaluación de su calidad y estado de conservación se evalúa mediante los denominados *índices de calidad de los bosques de ribera*. Estos instrumentos integran múltiples variables y permiten obtener una medida cuantitativa de la calidad del hábitat y la funcionalidad ecológica del ecosistema. Entre los factores considerados están 1) cobertura vegetal, 2) estructura de la vegetación, 3) conectividad del paisaje, 4) funciones ecológicas y 5) impactos antrópicos (Munné et al., 1998, 2003).

Uno de los índices más utilizados para la evaluación de este tipo de ecosistemas es el Índice de calidad del bosque de ribera (QBR con su acrónimo: Qualitat del Bosc Riber) propuesto por (Munné et al. 1998, 2009). Este índice ha sido aplicado en diferentes ríos españoles y portugueses obteniendo buenos resultados, aunque según el contexto ecológico, puede requerir adaptaciones a las condiciones de estudio de algún sitio de interés (Acosta et al., 2009).

Las principales modificaciones al índice original corresponden a las secciones de estructura y cobertura vegetal, debido a que estas características son particulares y únicas según la zona de interés. Por ello es importante tomar en cuenta la composición de los estratos arbustivos o sotobosques, y analizar los atributos de la vegetación ribereña en función a su diversidad y grado de conservación (Posada & Arroyave, 2015).

El uso de este índice es importante para la gestión de ecosistemas hídricos pues su deterioro influye directamente en la calidad del agua. Por este motivo varios autores impulsaron y adaptaron su uso como parte integral de programas de monitoreo ecológicos con indicadores biológicos complementarios, como macroinvertebrados bentónicos o comunidades de macrofitas (Acosta et al., 2009; Villamarín et al., 2014).

#### 1.1.3.1 Índice calidad para los bosques de ribera andino

Este índice surge de la adaptación del QBR original propuesto por Munné et al. (1998), con el fin de adecuarlo para las zonas interandinas y andinas. Estas zonas presentan distintas comunidades vegetales respecto a las de los valles fluviales ibéricos, por lo que se requiere una evaluación contextualizada. Por ello la aplicación del índice andino se centra en bloques temáticos bajo un enfoque adaptativo que se sintetizan en la **Tabla 1-1**

**Tabla 1-1** Criterios de evaluación para el índice de la calidad del bosque de ribera andino

BLOQUE	DESCRIPCIÓN
Grado de cobertura de la ribera	Referente al porcentaje de cobertura vegetal, descartando las plantas de crecimiento anual. Se consideran los dos márgenes.
Estructura de la cobertura	Se considera el nivel de complejidad de la vegetación, tomando en cuenta la interconexión que existe con las demás formaciones vegetales, además, de analizar si la distribución es uniforme o discontinua.
Calidad de la cobertura	Se valora el tipo de geomorfología del cuerpo hídrico en el tramo seleccionado para el estudio
Grado de naturalidad del canal fluvial	Determina el grado de modificación que posee el río, por diferentes factores como aumento de pendientes, pérdida de sinuosidad, presencia de infraestructuras dentro del cauce, etc.

Fuente: (Acosta et al., 2009).

La ventaja del índice QBR-And respecto a su versión original QBR, radica en la incorporación de las tres principales formaciones vegetales características de los ecosistemas andinos, así como sus tipos de ribera que se clasifican en:

- *Tipo 1*: Ribera de tipo rocoso que no permite el desarrollo de comunidades vegetales
- *Tipo 2*: Ribera típica de páramos y punas conformada por especies vegetales andinas como: pajonal, gramíneas, turberas, bofedales, matorrales bajos, almohadillas.
- *Tipo 3*: Ribera conformada por comunidades arbóreas y arbustivas con amplia diversidad, estas se desarrollan más frecuentemente entre los 2 000 y los 4 000 m s.n.m. en páramos y punas.

Según el valor del QBR-And obtenido se establecen los grados o niveles de calidad que se recogen en la **Tabla 1-2**.

**Tabla 1-2.** Rangos de calidad según el QBR-And

Nivel de calidad	QBR-And
Vegetación de ribera sin alteraciones - Calidad muy buena. estado natural	≥ 96
Vegetación ligeramente perturbado - Calidad buena	76-95
Inicio de alteración importante - Calidad intermedia	51-75
Alteración fuerte - Mala calidad	26-50
Degradación extrema - Calidad pésima	≤ 25

Fuente: (Acosta et al., 2009).



El QBR-And es un índice ecológico que evalúa la condición hidromorfológica de un río mediante sus características físicas del cauce y su vegetación ribereña (Villamarín et al., 2014).

Puede ser evaluado sin la necesidad de especies arbóreas, por lo que es aplicable a zonas por encima de los 2000 m s.n.m. Este puede integrarse con otros índices, como el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) e Índice Biológico Andino (ABI) permitiendo una evaluación más completa y sensible a la variabilidad temporal del muestreo, reflejando así con mayor detalle el impacto ambiental de las actividades antrópicas (Liu et al., 2024).

#### 1.1.3.2 Características de las zonas ribereñas

Las zonas ribereñas poseen características ambientales y tipos de vegetación que varían a lo largo del cauce, influenciadas por el gradiente altitudinal y las condiciones hidromorfológicas de sus márgenes laterales. Estas características están determinadas por: sus diversos regímenes hidrológicos y climáticos, la frecuencia y la duración de sus períodos de crecida o avenidas fluviales, la distancia al margen del río, la velocidad de flujo de agua y la carga de sedimentos (Naiman et al., 2000).

Para poder comprender la dinámica de los agregados del suelo y el ciclo de Carbono en los sistemas ribereños distribuidos a lo largo de gradientes altitudinales se requiere reconocer las variables que estructuran el suelo. Entre estas, la textura y su densidad aparente determinan el balance de Carbono para una predicción más precisa de la respuesta funcional de estos ecosistemas a perturbaciones naturales o antrópicas (Huggenberger et al., 1998).

Los bosques de ribera andinos, ubicados por encima de los 3000 m de altitud y asociados a pequeñas microcuencas, se caracterizan por presencia de herbazales inundables montano alto y montano alto superior de *páramo* con dominancia de rosetas gigantes, pajonales, hierbas acaulescentes, arbustos esclerófilos y plantas en forma de almohadillas (Podwojewski, 1999). Las zonas intermedias de las microcuencas, se caracterizan por parches de bosques siempreverdes del *páramo*, con un estrato arbóreo de 5 a 7 m, dominado por pocas especies de *Polylepis* o *Gynoxys*. No obstante, a diferencia de otras microcuencas andinas, como la del río Pachanlica, colindante al volcán Chimborazo (**Figura 1-3**), han sufrido pérdida de cobertura vegetal por impulso de actividades agropecuarias.



**Figura 1-3.** Arbustal de *Páramo* de la microcuenca del río Pachanlica con alta conservación en las orillas de sus ríos y quebradas.

La expansión agropecuaria en zonas de fragilidad ecológica, como Ozogoche Alto ha conllevado la pérdida de áreas de pajonal y su reemplazo progresivo por potreros (**Figura 1-4**), lo que ha deteriorado la integridad ecológica de la vegetación de ribera. En este contexto uno

de los principales estresores de las microcuencas de Atillo, Cebadas y Yasepan es la transformación de cambio de uso de suelo hacia fines agrícolas. Esta actividad, si bien representa la principal fuente de ingresos de las comunidades, ha contribuido significativamente a la degradación de estos ecosistemas.

Cabe indicar que estas zonas son susceptibles al cambio de uso de suelo o a la fragmentación por tener relieves relativamente planos y abundante disponibilidad de agua, lo que las convierte en áreas propicias para el desarrollo de la ganadería (GAD de Chimborazo, 2013; GAD provincia de Chimborazo, 2015).



**Figura 1-4** Actividades agropecuarias en zonas ribereñas del río Ozogoché. Presencia de ganado bovino y equino en pastizales dominados por gramíneas introducidas como *Lolium perenne*.

Al momento, el Ministerio de Ambiente no ha logrado establecer políticas de conservación de los ecosistemas de ribera, donde más del 70% de la población económicamente activa de las zonas de *páramo* y *subpáramo* andino se dedica a las actividades ganaderas (GAD de Chimborazo, 2013). Estas actividades afectan directamente a la regeneración de especies leñosas y, se ha demostrado que solo a largo plazo (siglos), es posible que se regenere un bosque andino a partir de la vegetación de *páramo* (Llambí et al., 2012).

#### 1.1.3.3 Estructura de las zonas ribereñas

Desde una perspectiva ecológica, los bosques y zonas de ribera junto, con la biota y los procesos geoquímicos que ocurren en estas zonas, se caracterizan por presentar gradientes biofísicos y ecológicos. En los sectores de planicies de inundación cuyas superficies topográficas son relativamente planas por lo que se experimentan inundaciones periódicas que las distinguen de las zonas altas adyacentes (Fierro et al., 2017).

Los ecosistemas ribereños se conocen como zonas de amortiguamiento con límites variables, que incluyen sectores de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos que contribuyen al intercambio de energía y materia orgánica con el ecosistema acuático, en otras palabras, generan una zona importante de influencia que se estructura en: áreas longitudinales, laterales y verticales (dimensiones de conectividad ribereña según la literatura fluvial), como se aprecia en la **Tabla 1-3** y **Figura 1-5** (Tockner & Stanford, 2002).

Tabla 1-3 Zonas de influencia en la estructura del bosque de ribera

Componente	Descripción
Influencia longitudinal	Se extienden a lo largo del arroyo, poseen una estructura dinámica particular, por la formación de corredores que se dan dentro o fuera de las diversas regiones, con distintos factores como: altitud, precipitación, viento, características edáficas y geológicas. Las áreas de ribera adquieren diversas configuraciones morfológicas que son determinantes para su estructura vegetal y diversidad florística.
Influencia lateral	Inician en el cuerpo de agua y se extienden a lo largo de la vegetación ribereña, en ecotonos de transición, hacia tierras altas o hasta el punto donde se inicia el flujo de agua superficial (escorrentía).
Influencia vertical	Se extiende por debajo del nivel freático en las épocas de sequía y a través del dosel arbóreo de la vegetación madura.

Fuente: (Eubanks & Meadows, 2002).

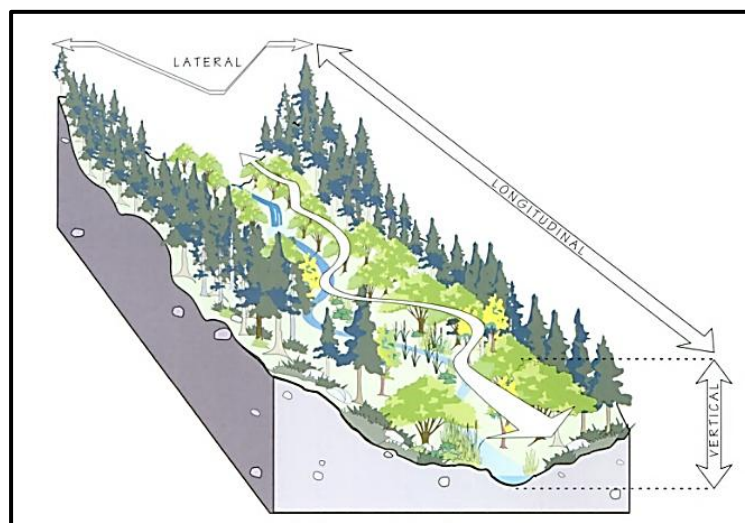


Figura 1-5. Estructura de un ecosistema ribereño, indicando los gradientes altitudinales y laterales (Eubanks & Meadows, 2002).

#### 1.1.4. Dinámica de los procesos geoquímicos en las zonas de ribera

Las inundaciones desempeñan un papel fundamental en la dinámica del C y de los nutrientes, al alterar las condiciones aeróbicas y anaeróbicas estacionales que controlan los procesos de mineralización y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Y. Shen et al., 2022). La alternancia estacional le confiere al suelo condiciones redox variables como se muestra en la **Figura 1-6**, con zonas rojizas que corresponden a zonas de aireación y oxidación de oxihidróxidos de Fe (III) y zonas grisáceas por pérdida de oxihidróxidos de Fe o por la precipitación de los denominados “Green rust”

La inundación del suelo limita la difusión del aire a través del sistema poroso del suelo de manera que este alcanza condiciones subóxicas ( $E_h < 300$  mV) (Turkeltaub et al., 2022) y favorece una secuencia de reacciones redox:

- **Desnitrificación:** incluso en presencia de Oxígeno residual, las bacterias convierten  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{N}_2$ , lo que contribuye a reducir el riesgo de eutrofización en cuerpos de agua (Turkeltaub et al., 2022).
- **Reducción de Mn(IV):** ante bajas concentraciones de nitrato, el sistema recurre a los óxidos e hidróxidos de Manganeso, produciendo  $\text{Mn}^{2+}$  y situando el potencial redox alrededor de 225 mV.

- **Reducción de Fe(III):** una vez agotado el Mn(IV), los oxihidróxidos férricos se reducen a Fe<sup>2+</sup>, estabilizando el Eh cercano 120 mV.
- **Metanogénesis:** en ausencia de Sulfato, los consorcios microbianos metanogénicos terminales generan CH<sub>4</sub>, que se libera a la atmósfera (Junk et al., 2013; Otero et al., 2011)

De este modo, las inundaciones no solo modulan la transformación y el tránsito de C y nutrientes, sino que también determinan la heterogeneidad espacial de las propiedades redox del suelo.

**Tabla 1-4.** Reacciones de respiración de la glucosa con diferentes aceptores de electrones y energía libre (tomado de (Reddy et al., 1986).

Reacción	$\Delta G^0$ (kcal/mol)
1.- $C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6CO_2 + H_2O$	-686.4
2.- $5C_6H_{12}O_6 + 24NO_3^- + 24 H^+ \rightarrow 30CO_2 + 12N_2 + 42 H_2O$	-646.0
3.- $C_6H_{12}O_6 + 12 MnO_2 + 24 H^+ \rightarrow 6 CO_2 + 12 Mn^{2+} + 12 H_2O$	-457.8
4.- $C_6H_{12}O_6 + 24 Fe(OH)_3 + 48 H^+ \rightarrow 6CO_2 + 24 Fe^{2+} + 66 H_2O$	-100.0
5.- $C_6H_{12}O_6 + 3 SO_4^{2-} \rightarrow 6 CO_2 + 3 S^{2-} + 6 H_2O$	-91.0

La reducción de los óxidos e hidróxidos de Fe/Mn tiende a neutralizar el pH del suelo al mismo tiempo que favorece la liberación del Fósforo (P) previamente adsorbido a los oxihidróxidos de Férricos hacia la solución edáfica (Ramón-Reinozo et al., 2019). En estos ambientes inundados se produce una zonación vegetal determinada por la tolerancia de cada especie a la duración de la anegación (Blom et al., 1990), dado que la acumulación de Mn<sup>2+</sup> y Fe<sup>2+</sup> en la solución puede resultar fitotóxica (J. M. Sánchez et al., 1998).

Asimismo, las comunidades de plantas ribereñas también liberan pulsos estacionales de lixiviados disueltos a través del sistema radicular (Gregory et al., 1991). Como resultado, las zonas ribereñas pueden modificar significativamente: la cantidad, la forma y el momento de la exportación de nutrientes desde las cuencas hidrográficas (Cai et al., 2021). Las concentraciones de nutrientes en los suelos exhiben patrones relacionados con la composición de las comunidades de plantas ribereñas y con la historia de la perturbación fluvial (Y. Shen et al., 2022).

Por lo general las zonas bajas de una microcuenca, se caracterizan por una baja permeabilidad a las precipitaciones, lo que reduce la infiltración y aumenta la escorrentía y erosión edáfica (Steinitz-Kannan et al., 2020). Este fenómeno incrementa el transporte de nutrientes y contaminantes desde los ecosistemas terrestres hacia el río; por ello varios autores otorgan importancia a las variables de conectividad de la zona de ribera con la zona de ecotono ya que dichas actividades condicionan la resiliencia de los ecosistemas hídricos (Granitto et al., 2025).

#### 1.1.4.1. Secuestro de Carbono en el suelo de zonas ribereñas

Las zonas de ribera han sido poco analizadas durante los procesos dinámicos del ciclo de Carbono, a pesar de que aportan y distribuyen los sedimentos ricos en diversos nutrientes, entre ellos el Carbono orgánico (CO) (Tockner & Stanford, 2002). La distribución espacial del Carbono dentro de los sistemas ribereños regula el suministro de este elemento a los diversos componentes del ecosistema, y contribuye, además, a la estabilidad de los agregados del suelo actuando como un amortiguador ambiental (Sutfin et al., 2016).

Los altos contenidos de Carbono orgánico en los suelos ribereños se deben principalmente a la elevada producción primaria característica de estos ecosistemas y al ingreso de sedimentos en las llanuras de inundación, los cuales suelen contener altos niveles de materia orgánica

alóctona generada bajo condiciones anaerobias. La dinámica del CO en los suelos de ribera esta influenciada por los atributos físicos de los ríos y factores que regulan la retención como el clima, geomorfología e hidrología (Dodds et al., 2015).

Las principales fuentes de reservas de Carbono orgánico en zonas de ribera se encuentran en componentes como los sedimentos, el suelo, la hojarasca, la biomasa de la vegetación de ribereña, la biomasa presente en la corriente y la madera caída. La distribución del CO se ve afectada por la producción primaria y sus procesos de descomposición; en la (Figura 1-6) se ilustran los principales impulsores vinculados al entorno geológico y su ecorregión. Es importante destacar que la vegetación controla la calidad de la materia orgánica autóctona de las llanuras de inundación, lo cual regula a su vez los flujos de entrada y salida de nutrientes en el sistema (Figueiredo et al., 2016).

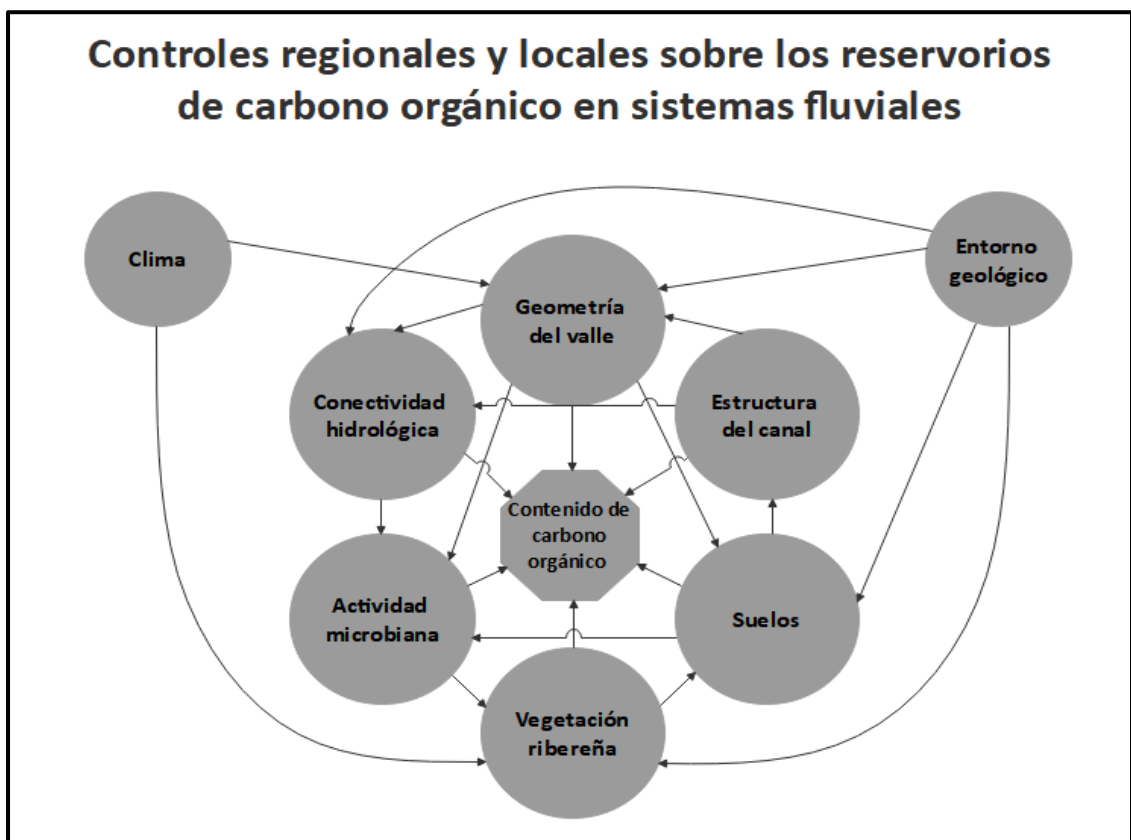
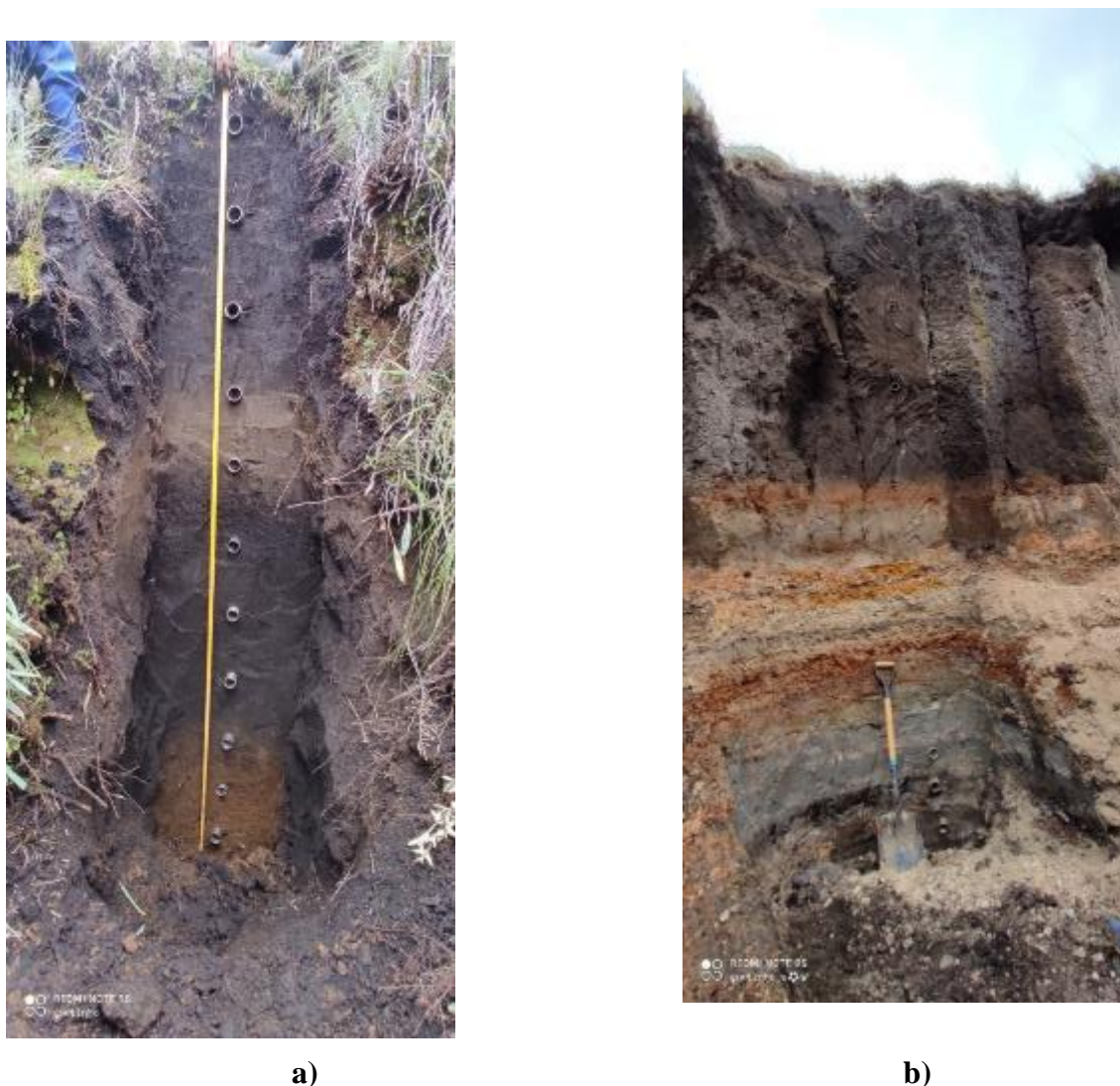


Figura 1-6 Controles regionales y locales sobre los reservorios de Carbono orgánico en sistemas fluviales (Sutfin et al., 2016).

Los agregados del suelo en los ecosistemas ribereños se han vuelto cada vez más susceptibles a procesos de descomposición por la alteración del ciclo hidrológico, el cambio de uso del suelo y la planificación territorial inadecuada (Qian et al., 2018). La desintegración de estos agregados acelera el proceso de descomposición del CO en el suelo, exponiéndolo a condiciones oxidantes (Acosta-Quezada et al., 2016), aumentando así las emisiones de CO<sub>2</sub> y, en ocasiones, metano CH<sub>4</sub> (Zhu et al., 2022). Sin embargo, existe escasa evidencia empírica que permita cuantificar el impacto de los agregados en la estabilidad del suelo y en las emisiones de CO<sub>2</sub> en la zona ribereña (Y. Shen et al., 2022).

Las zonas ribereñas de Atillo pueden llegar a almacenar altas concentraciones de Carbono orgánico del Suelo (COS) superando los  $400 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ , debido a la presencia de perfiles edáficos que alcanzan profundidades mayores a los 2 m (L. Ayala et al., 2014; Beltrán-Dávalos et al., 2022). Esta acumulación está asociada a procesos formativos del suelo, derivados del movimiento de masas de suelo de colinas aledañas que durante siglos han modificado los paisajes andinos. La **Figura 1-7** muestra dos perfiles de la microcuenca de Atillo, ubicados en la zona de meandros del río y que gracias a su vegetación ribereña ha reducido la susceptibilidad a inundaciones.



**Figura 1-7** Perfiles de suelo de la microcuenca de Atillo a) en la zona de Ecotono en colinas bajas y b) en meandros del río.

Como indican investigaciones previas (Ayala Izurieta et al., 2021; J. E. Ayala et al., 2017), la variabilidad de concentraciones de COS puede llegar a ser heterogénea en algunos lugares de zonas andinas, encontrándose mayores concentraciones en capas más superficiales, sin que esto impida su progresiva acumulación. Este fenómeno está asociado a las condiciones climáticas de alta montaña las cuales reducen las tasas de degradación o descomposición de la materia orgánica. En este contexto, se ha reportado que algunos suelos clasificados como tipo

Andosoles, según el Ministerio de Agricultura presentan características propias de un Histosol, debido a su alto contenido de materia orgánica y bajo grado de descomposición (J. Hernández et al., 2019; Lopes et al., 2021)

#### **1.1.5. Relación de zonas de ribera con la calidad del agua.**

Existe una relación directa entre un ecosistema ribereño y su calidad del agua. Las zonas ribereñas (ZR) degradadas pierden la capacidad de actuar como filtros naturales de las zonas de ecotono (ZE), lo que afecta negativamente la calidad del agua (Lopes et al., 2021). La cobertura vegetal, en algunos casos arbórea, regula la temperatura del agua favoreciendo niveles de oxígeno disuelto (Ramião et al., 2020). La alteración de zonas de ribera favorece la difusión de nutrientes del suelo a la lámina de agua del río (Castro-Díez & Alonso, 2017), esta alteración se incrementa cuando en las ZE se llevan a cabo actividades agrícolas con aplicación de fertilizantes (Monsalve Camacho et al., 2017).

La presencia excesiva de nutrientes conlleva un proceso de eutrofización progresiva de las aguas e incrementa las concentraciones de sólidos suspendidos ocasionando una pérdida de la biodiversidad acuática (Klapproth & Johnson, 2009; Quan et al., 2019). Estos procesos son repetitivos en zonas bajas de las microcuencas del centro del Ecuador, al convertirse en sumideros de descargas de aguas residuales e industriales de los centros poblados como es el caso de la ribera del Río Pachanlica ubicada sobre los 2600 m s.n.m. como lo indica la **Figura 1-8**.



Figura 1-8 Perturbación del Ecosistema fluvial del río Pachanlica (2600 m s.n.m.) por vertido de aguas residuales

## 1.2. LOS SISTEMAS ALTOANDINOS COMO SUMIDEROS DE CO<sub>2</sub>

Los sistemas altoandinos brindan diversos servicios ecosistémicos, entre los que destacan la purificación del aire, la conservación de la biodiversidad, el almacenamiento de Carbono, el ecoturismo y la provisión y cuidado de fuentes de abastecimiento hídrico (Huamán-Carrión et al., 2021). Estos ecosistemas tienen gran capacidad para almacenar CO<sub>2</sub>, pero cada año se ven amenazados por el incremento de actividades antrópicas, por la remoción de su cobertura vegetal y el cambio del uso del suelo original (Halifa-Marín et al., 2019). Por la ubicación geográfica de los Andes, sus diversos ecosistemas mantienen una gran capacidad para almacenar Carbono orgánico, tanto en su vegetación (biomasa aérea), como en el suelo, que constituye la mayor reserva de COS en las zonas altoandinas.

### 1.2.1. Características de los suelos altoandinos.

En el Ecuador, los sistemas altoandinos lacustres se encuentran fuertemente influenciados por la Cordillera Real (**Figura 1-9**) y la Cordillera Occidental (**Figura 1-10**). La cordillera occidental se localiza al norte del país, mientras que hacia el sur austral ambas cordilleras se fusionan en una sola unidad orográfica.

Los suelos formados en estos valles periglaciares se han desarrollado sobre depósitos piroclásticos resultado de erupciones volcánicas antiguas. Estos suelos se clasifican como Andosoles, debido a su morfología particular y propiedades edáficas que reflejan la influencia de factores de pedogénesis como la edad, la naturaleza y composición química de los materiales, así como las condiciones climáticas (Zehetner et al., 2003).

En general estos suelos presentan altas capacidades de retención de agua y de estabilización de la materia orgánica de suelo (MOS) a través de los enlaces órgano-minerales. Esto favorece la acumulación de material orgánico en los horizontes del perfil edáfico (Espinosa et al., 2022).



**Figura 1-9** Cordillera Real, sector Atillo Alto conformado por colinas altas con procesos de rejuvenecimiento glaciar.

La cordillera real en el Ecuador alberga la mayor biodiversidad del país, y constituye un sistema montañoso que divide la zona interandina de la zona oriental (Erazo Fierro & Aldás Núñez, 2020). Estas zonas tienen su origen en el Jurásico y se caracterizan por presentar un clima húmedo y frío con influencia glaciar. La Cordillera Occidental, formada durante el Holoceno y Plioceno es de origen volcánico, árida y delimita la región litoral del Ecuador (Wolf, 1892).



Figura 1-10 Cordillera Occidental, sector Urbina con el volcán Chimborazo de fondo

#### 1.2.1.1 Características geológicas y edáficas

La Morfoestructura geológica corresponde a una capa ubicada en la parte inferior del perfil edáfico y está compuesta por rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias. Esta capa funciona como un soporte para el material alóctono conocido como formación superficial, definida como la capa donde se producen las alteraciones fisicoquímicas inducidas por los sustratos suprayacentes.

La desintegración física de esta base mineral da lugar a la formación del esqueleto del suelo y de su complejo de alteración, los cuales son colonizados posteriormente por microflora. Esta actividad biológica crea un ambiente favorable para la degradación de biomasa mediada por microorganismos (IDEAM, 1997). La descomposición y humificación de la materia orgánica, condicionadas por las variaciones microclimáticas, inducen ciclos de humectación y desecación, así como procesos geoquímicos y bioquímicos. Estas reacciones provocan la movilización de elementos solubles y fluidos, dando lugar a los distintos horizontes del suelo que, en conjunto, conforman el perfil pedológico (J. Hernández et al., 2019).

En la zona central del Ecuador, los tipos de suelos que predominan se categorizan como se muestra en la Tabla 1-5.

Tabla1-5. Tipos de suelo en la zona central alto andina del Ecuador

Tipo de suelo	Características
<i>Andosol</i>	Suelos desarrollados sobre material volcánico, porosos con buena estructura y permeables. Se caracterizan por presentar un horizonte ándico o vítrico, rico en alófonos y complejos de humus-aluminio
<i>Entisol</i>	Suelos minerales derivados de material <i>aluvial</i> con una textura moderadamente gruesa. Su topografía varía entre plana y empinada y no presentan horizonte de diagnóstico
<i>Inceptisol</i>	Suelos derivados de depósitos fluviales formados por materiales líticos de naturaleza volcánica y sedimentaria. Su topografía es de plana a quebrada, con superficies moderadamente profundas
<i>Mollisol</i>	Suelos desarrollados sobre calizas, se forman en zonas semiáridas bajo coberturas de pasturas. Su horizonte superficial es fértil y presentan altos niveles de materia orgánica con buenas saturación de bases.

Fuente: (Espinosa et al., 2022)

Los Andosoles están formados sobre material piroclástico del Holoceno y en presencia de climas muy fríos se caracterizan por presentar altos niveles de humedad, baja densidad aparente, altos niveles de retención de agua y fuerte sorción de Fosfatos. (Schawe et al., 2006).

La Sierra Sur no ha registrado actividad volcánica post-oligocena, lo que implica la completa ausencia de depósitos piroclásticos en superficie y, por tanto, que la formación del manto superficial obedece exclusivamente a otras transformaciones del sustrato (Buytaert et al., 2007). En esta región, los macizos australes presentan una litología compleja compuesta por rocas metamórficas, intrusivas graníticas, volcánicas y volcano-sedimentarias, complementadas por la presencia de depósitos sedimentarios distribuidos en diferentes formaciones geológicas (Winckell et al., 1997).

A partir de estas características y del gradiente altitudinal se han identificado tres geosistemas principales en las cuencas hidrográficas interandinas con diferentes tipos de suelo.

- **Vertientes superiores** (pendientes > 50%), donde predominan los suelos ricos en materia orgánica, pero con baja disponibilidad de nutrientes. Esta condición sumada a la erosión acelerada limita su uso agrícola y requiere de estrategias de conservación (Espinosa et al., 2022).
- **Vertientes intermedias e inferiores** con Vertisoles arcillosos derivados de rocas metamórficas en contextos sedimentarios destacan por su alta retención hídrica y plasticidad.
- **Relieves de fondo de cuenca** con Mollic Udifluvents, suelos aluviales con horizonte superficial fértil y relieve plano, permiten la agricultura intensiva por su drenaje equilibrado y elevada productividad (Espinosa et al., 2022; Sánchez Espinosa & Rubiano Sanabria, 2015).

En conclusión, la cordillera en la zona ecuatoriana se encuentra sobre basamentos antiguos de origen volcánico y metamórfico que se fragmenta en dos conjuntos de valles y cuencas sedimentarias distribuidas de forma paralela. Las coberturas pedológicas en esta región siguen un patrón de topo-clima-secuencia. Así las zonas más altas presentan suelos ferralíticos/fersialíticos con alto contenido de humus, en la zona media presentan un grado mayor de evolución sus suelos mantienen propiedades móllicas y/o vérticas y en zonas bajas predominan suelos menos evolucionados, con menor desarrollo de horizontes y propiedades físicas más limitantes (Espinosa et al., 2022).

#### 1.2.1.2 Niveles y factores de degradación del suelo

Los procesos de erosión o degradación se entienden como la remoción de materiales del suelo, incluyendo su transporte por acción hídrica y eólica (fluvial y aluvial) y la posterior sedimentación (Zehetner et al., 2003). Según Podwojewski (1999), gran parte de las zonas de *páramo* carecen de medidas de conservación. Esta deficiencia, junto con una mala gestión del territorio favorece el afloramiento de capas endurecidas formadas por cenizas volcánicas conocidas localmente como “*cangahuas*” que se encuentran totalmente erosionadas e infértiles.

En consecuencia, se produce la degradación y disminución de las zonas productivas. Factores como la naturaleza de las formaciones, el relieve, la influencia tectónica o variables geoclimáticas inciden en y condicionan el grado de erosión (J. Hernández et al., 2019). Los principales sistemas de erosión y sedimentación en los ecosistemas de *páramos* se presentan en la **Tabla 1-6**.

**Tabla 1-6** Procesos de erosión y sedimentación predominantes en suelos altoandinos.

Procesos	Descripción
Erosión hídrica superficial	Escurrimiento superficial difuso leve o disección incipiente y truncamiento de suelos
Remoción en masa	Remoción en masa (derrumbes frecuentes y/o deslizamientos, flujos torrenciales)
Erosión fluvial	Socavamiento Erosión
Erosión glacial	Gelifracción, ablación, tunelización y agrietamiento glacial
Inundaciones y desbordes	Aluvionamiento y sedimentación
Erosión eólica	Deflación

Fuente: (J. Hernández et al., 2019).

### 1.2.1.3 Importancia del stock de Carbono en el suelo

Los suelos juegan un papel clave en el ciclo global del Carbono, situando a la edafósfera como la tercera mayor reserva de este elemento en el planeta, solo por detrás de los océanos y reservas de hidrocarburos. En los *páramos*, el almacenamiento de Carbono en los suelos oscila entre 2300 y 3300 Pg, de los cuales aproximadamente 1500–1600 Pg se encuentran en forma orgánica (Doran et al., 2018).

La capacidad de retención de COS es uno de los principales indicadores de su calidad, ya que se relaciona directamente con propiedades y funciones clave como la porosidad, la retención de agua, la disponibilidad de nutrientes, la biodiversidad edáfica y la estabilidad estructural, entre otras (Beltrán-Dávalos et al., 2022). Por tanto, incrementar el stock de Carbono en los ecosistemas terrestres resulta beneficioso tanto para la dinámica del suelo como para la mitigación del cambio climático (Rodríguez et al., 2004).

### 1.2.1.4 Distribución de materia orgánica en suelos altoandinos

Los suelos altoandinos se caracterizan por presentar altos niveles de materia orgánica, lo cual se debe a las condiciones geográficas, climáticas y geomorfológicas propias de la región. Se puede dividir el material orgánico de los suelos en distintas fracciones como, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y varios tipos de húminas. Sin embargo, en estudios relacionados con la fijación de Carbono resulta más útil clasificarla en función del tiempo de residencia en el suelo, dando lugar a tres tipos de reserva:

- Carbono activo, con vida media de 1-5 años.
- Carbono lento con un tiempo de rotación de 20-40 años.
- Carbono pasivo de 200-1500 años.

En zonas andinas las reservas lenta y pasiva son las más importantes ya que reportan edades de 20.000 -30.000 años con acumulaciones a profundidades entre 1 y 2 metros en suelos de *páramos* ubicados por encima de los 3 100 m s.n.m. (Hofstee et al., 1998).

Los suelos formados a partir de cenizas volcánicas conocidos como Andosoles se caracterizan por presentar una concentración elevada de Carbono orgánico, dando lugar a capas superficiales húmicas con altos contenidos de materia orgánica. Según FAO (2017) los suelos con mayor capacidad de retención de CO<sub>2</sub> se muestran en la **Tabla 1-7**.

**Tabla 1-7 Reservas de Carbono en los suelos del mundo**

Orden/Tipo de suelo	Área (Mha)	Carbono orgánico del suelo (COS)	
		Contenido (Mg C.ha <sup>-1</sup> )	Reserva (Pg)
Andosoles	91	220	20
Aridisoles	1570	38	59
Entisoles	2114	42	90
Gelisoles	1126	281	316
Histosoles	153	1170	179
Inceptisoles	1286	148	190
Mollisoles	901	134	121
Oxisoles	981	128	126
Vertisoles	316	133	42

Fuente: (FAO, 2017)

La importancia de estos suelos en el ambiente radica en el potencial que tienen para la mitigación del cambio climático. Su capacidad de almacenamiento y captura de Carbono (C) de la atmósfera convierten a las zonas altoandinas en sistemas estratégicos de gran interés de conservación ambiental, tanto a nivel nacional e internacional (Kuhry et al., 2022).

### 1.2.2. Relación altitudinal en el almacenamiento de Carbono.

En los ecosistemas altoandinos del Ecuador, la capacidad de almacenamiento de COS es notablemente alta, lo que se atribuye a las bajas temperaturas, la alta humedad y la lenta descomposición de la materia orgánica.

Estudios realizados en turberas de los *páramos* ecuatorianos han reportado valores de hasta 397 Mg C.ha<sup>-1</sup> almacenados en los primeros 40 cm de sus suelos (Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017). Asimismo, en *páramos* de la sierra centro-norte se han registrado stocks de COS entre 126 a 454 Mg C.ha<sup>-1</sup> en los primeros 30 cm del perfil analizado, posicionando a estos ecosistemas entre los principales sumideros de Carbono edáfico a nivel mundial (Espinosa et al., 2022; FAO, 2020).

### 1.3. CALIDAD DE SEDIMENTOS Y CARBONO ORGÁNICO EN LAGUNAS ALTOANDINAS CON DIFERENTE EUTROFIZACIÓN

Los ecosistemas altoandinos mantienen dinámicas del COS tanto en su sistema edáfico como en el sistema hídrico. Están conformados por pequeños estanques, lagos y lagunas. Su estado de conservación es determinante para la regulación hídrica, uno de los servicios ecosistémicos más importantes de la zona interandina (Cervantes et al., 2021). Esta zona alberga alrededor de 25000 lagunas (Geoportal, 2016), con profundidades variables. Los estanques alcanzan profundidades de hasta 5 metros como la laguna Kuyuck (**Figura 1-12**). Algunas lagunas mayores, como Magdalena y Atillo, superan los 15 m de profundidad, mientras que la laguna Negra, ubicada en el Parque Nacional Sangay (PNS) alcanza más de 50 metros (**Figura 1-11**) (Ayala Izurieta et al., 2023; Beltrán-Dávalos et al., 2022).



**Figura 1-11** Laguna Negra ubicada en la Provincia de Morona Santiago



**Figura 1-12** Laguna Kuyuck del Sistema lacustre del Parque Nacional Sangay

Los complejos lacustres localizados en zonas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), por encima de los 3200 m s.n.m. han logrado mantener características oligotróficas debido a su régimen climático, su compleja geomorfología de difícil acceso, los fuertes vientos y el clima frío-húmedo (Ayala Izurieta et al., 2022)

En estos sistemas, se han identificado capas de sedimentación en los bordes de hasta 2 m de profundidad. La mayor parte de su material orgánico es de origen exógeno, proveniente de las colinas bajas y medias, cuya dinámica geomorfológica ha estado influenciada por un antiguo sistema periglacial (Beltrán-Dávalos et al., 2022).

Las lagunas de Atillo y Magdalena (**Figura 1-13**) se encuentran a una altitud de 3485 m s.n.m. La laguna de Magdalena es la de mayor tamaño, con un área aproximada de 120 ha. Mientras que la laguna de Atillo, de menor extensión, abarca 115 ha. (Ayala Izurieta et al., 2023a), ambas presentan bajas concentraciones de nutrientes (e.g., Fósforo total < 10 µg/L) y alta transparencia del agua características propias de lagunas oligotróficas (Hofstee et al., 1998; Wolf, 1892).

Estos lagos pertenecen a la subcuenca del río Chambo dentro del sistema hidrográfico del río Pastaza de la cuenca amazónica. Presentan una geomorfología periglacial caracterizada por valles en forma de “U” formados durante los períodos Jurásico, Mioceno y Plioceno (Beltrán-Dávalos et al., 2022).



**Figura 1-13** Complejo lacustre Magdalena y Atillo del Parque Nacional Sangay

### **1.3.1. Los procesos de eutrofización en lagunas andinas**

Las lagunas próximas a centros poblados mantienen mayores estresores antrópicos como actividades agropecuarias en las zonas del ecotono. Además, funcionan como sumideros de aguas residuales domésticas y reciben una alta concurrencia turística. Estas presiones ocasionan un enriquecimiento de nutrientes, principalmente de Fosfato y Nitratos lo que incrementa su clorofila generando procesos de eutrofización (Ayala Izurieta et al., 2023). En el Centro del Ecuador destacan las lagunas de Yambo que se ubica en la provincia de Cotopaxi y la laguna de Colta en la provincia de Chimborazo (Wolf, 1892). Ambas lagunas, en procesos de eutrofización acelerada, presentan un sistema palustre dominado por vegetación acuática como la totora (*Schoenoplectus californicus*).

La eutrofización en lagunas altoandinas es un proceso cultural eutrófico (inducido por la actividad humana) crítico que altera su equilibrio ecológico y reduce en el tiempo su espejo de agua, esta caracterizado por el exceso de nutrientes (principalmente N y P) que promueve el crecimiento descontrolado de algas y plantas acuáticas (Chalar, 2006; Zhang et al., 2022). Su mayor impacto es la reducción de disponibilidad de Oxígeno disuelto, lo que afecta a la ictiofauna y avifauna, comprometiendo la provisión de servicios ecosistémicos como el secuestro de Carbono y la regulación hídrica (Chen et al., 2016). La laguna de Yambo (**Figura**

**1-14)** es el cuerpo hídrico con mayor evidencia de eutrofización por su evidente coloración verde que está asociada a las altas concentraciones de clorofila-a (Ayala Izurieta et al., 2023).



**Figura 1-14** Laguna de Yambo con aguas mostrando condiciones de hipereutrofización

El cantón Colta, ubicado en zonas altoandinas del centro del Ecuador, posee el mayor porcentaje de *páramo* de la provincia de Chimborazo. Su crecimiento urbano sostenido desde el siglo XIX ha provocado que la laguna Colay se encuentre en un proceso de eutrofización cultural (GAD provincia de Chimborazo, 2015). Como medida emergente de restauración, se ha implementado un mecanismo de *dragado* (**Figura 1-15**), cuyo objetivo es remover los sedimentos acumulados, ricos en nutrientes, responsables del crecimiento excesivo de algas y plantas acuáticas (Oseguera, 2011).

Esta laguna ha reducido significativamente su espejo de agua. La evaluación de la dinámica del Carbono y sus nutrientes en los sedimentos resulta clave para mejorar los procesos de restauración, identificando las zonas prioritarias en función del riesgo de proliferación de maleza acuática y del impacto en la navegación local (Geoportal, 2016).

Tanto la laguna de Colta como la laguna de Yambo, en procesos acelerados de eutrofización favorecen la acumulación de metales pesados. Esto incrementa el riesgo ecológico y afecta a la biodiversidad por procesos de bioacumulación y biomagnificación. Los metales pesados asociados a los sedimentos como Cd, Pb, Zn, Cu, Fe y Mn interactúan con la materia orgánica y nutrientes generando condiciones de inmovilización o movilización de estos elementos desde el sedimento hacia el agua (De La Luz Vázquez-Sauceda et al., 2012).

Los sedimentos se conceptualizan como sistemas dinámicos y complejos que permiten realizar estudios e identificaciones sobre la degradación de marcadores moleculares en el ambiente (Murdoch & MacKnight, 1994). En los sistemas lacustres, los sedimentos están constituidos principalmente por partículas de distinto tamaño, estructura y composición química; que son transportadas por aire, agua o hielo desde sus puntos de origen en ecosistemas terrestres.



Figura 1-15 Laguna de Colta en estado Mesotrófica

Tras varios procesos de transporte y transformación, las partículas en suspensión se depositan en los fondos de los lagos, lagunas, ríos, océanos, humedales donde actúan como receptores de información, relacionada con la cuenca de drenaje (Mudroch & MacKnight, 1994). Debido a la información que integran, los sedimentos son considerados como una “memoria de drenaje” constituyendo un archivo de datos de carácter químico, biológico y físico (biogeoquímico), con distintas capas de acumulación temporal o secuencial (Orozco et al., 2018).

Según M. López, (2009) uno de los factores más relevantes en los procesos de formación de sedimentos es la composición química y biológica del cuerpo de agua donde estos se acumulan. Además, la energía externa disponible en el ecosistema se refleja en las características del sedimento, permitiendo su clasificación como se muestra en la **Tabla 1-8**.

Tabla 1-8 Clasificación de sedimentos lacustres

Sedimentos de origen clástico (Litogénico)	Son el resultado de la desintegración de rocas preexistentes y erupciones volcánicas, transportados por factores abióticos. Su clasificación se basa en el tamaño de partícula (grava, arena, limo y arcilla).
Sedimentos de origen biológico (Biogénico)	Son el resultado de la descomposición de organismos, compuestos químicos (Carbonatos, Fosfatos, etc.), transportados por procesos de precipitación o corrientes de agua. Su clasificación se basa en función del tipo de organismo o composición química
Sedimentos de origen químico (Hidrogénico)	Son el resultado de las alteraciones químicas producidas dentro de los depósitos de sedimentos, o bien por precipitaciones en el medio. Su clasificación se basa en el origen y composición química.

Fuente: (Cole, 1998)

Comprender el funcionamiento de los lagos y lagunas requiere un conocimiento básico de los procesos de transporte de materia que ocurren en estos sistemas, los cuales, son similares para distintos cuerpos de agua. La (Figura 1-16) resume los principales mecanismos que intervienen en la dinámica de transporte entre el sedimento y el agua.

#### a) Sedimentación

Proceso en el cual las partículas suspendidas en la columna de agua se depositan en el sedimento como resultado de la acción de la gravedad. Este flujo descendente constituye la principal vía de transferencia de material particulado desde la zona fótica hacia el sedimento bentónico.

#### b) Resuspensión

Es el fenómeno inverso de la sedimentación, las partículas depositadas en el fondo son reintroducidas a la columna de agua. Este proceso es inducido por corrientes, turbulencia hidrodinámica, actividad biológica (bioturbación) o perturbaciones antrópicas. La resuspensión afecta la transparencia del agua y la disponibilidad de nutrientes.

#### c) Difusión

Es el movimiento de sustancias disueltas desde zonas de mayor concentración hacia zonas de menor concentración, a través de gradientes químicos. Puede ser molecular o turbulenta en función de la temperatura, viscosidad y mezcla. Este es un mecanismo relevante para el intercambio de nutrientes entre sedimentos y agua intersticial.

#### d) Mezcla vertical

Transporte de materia entre capas de diferente densidad dentro de cuerpos de agua estratificados térmicamente. Estos procesos de transporte están en dependencia de los eventos estacionales que permiten el intercambio de sedimentos, nutrientes y Oxígeno disuelto entre las capas epilimnética e hipolimnética.

#### e) Mineralización

Representa el proceso de descomposición de materiales orgánicos que por acción microbiana los transforman en compuestos inorgánicos como Nitratos, Fosfatos, dióxido de Carbono, entre otros. Este proceso es clave en el reciclaje de nutrientes y en la regeneración de la productividad primaria en sistemas acuáticos.

#### f) Producción primaria

Es la formación de materia orgánica por parte de organismos fotosintéticos como fitoplancton y algas bentónicas. Esta se forma mediante el uso de luz solar, dióxido de Carbono

y nutrientes inorgánicos alcanzando los procesos fotosintéticos y convirtiéndolos en una fuente importante de partículas en suspensión.

**g) Entierro (burial)**

Es una acumulación irreversible de materiales en el sedimento profundo, fuera del alcance de la bioturbación o reciclaje activo. En esta capa se almacena el Carbono, Fósforo, metales y otros elementos, siendo fundamental en el balance biogeoquímico de lagos y lagunas.

**h) Flujo de salida (outflow)**

Es la transferencia de agua desde el cuerpo lacustre hacia los ríos, canales o embalses, en el que se transporta tanto material disuelto como partículas en suspensión. La magnitud y composición de este flujo influyen directamente en el balance de masa y en la conectividad hidrológica de la cuenca.

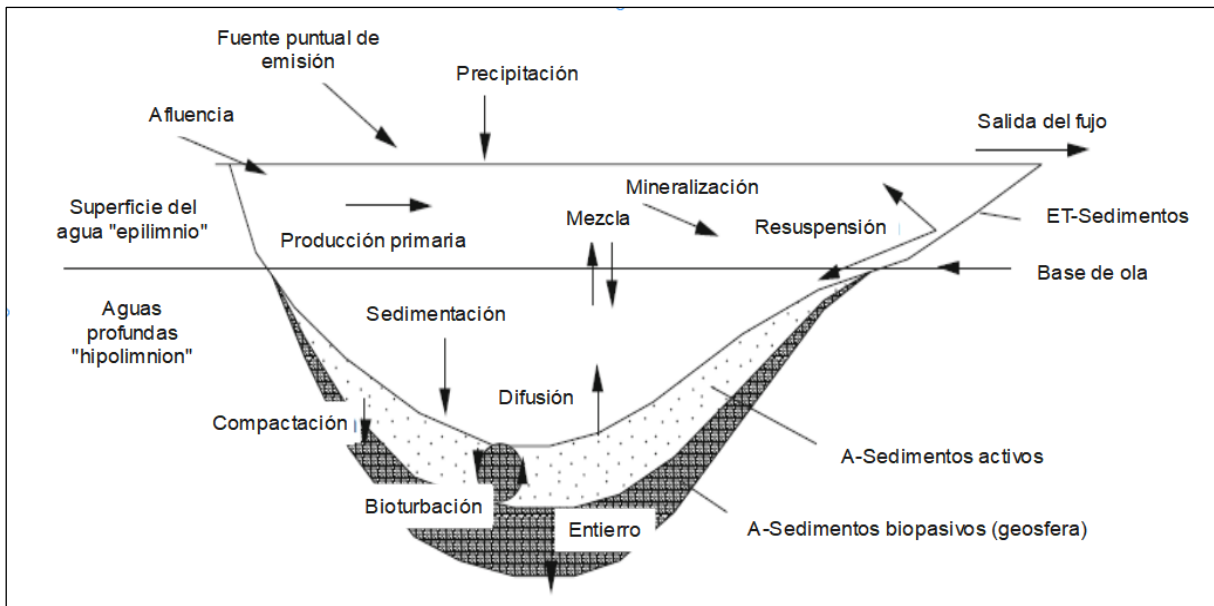


Figura 1-16 Procesos de transporte generales y fundamentales dentro de los sistemas lacustres (Bengtsson et al., 2015).

**1.3.2. Importancia ecológica de los sedimentos lacustres**

Los sedimentos constituyen componentes ecológicos valiosos en los lagos y lagunas, ya que reflejan los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en la columna de agua. En épocas conocidas como “gran florecimiento” el aporte de materia orgánica a las fases sedimentarias es mayor y debido a las características geomorfológicas y morfométricas de cada contexto de estudio, como tasas de sedimentación y tasa de degradación generando materiales remineralizados que sirven como base para los niveles iniciales de la cadena trófica (Kurek et al., 2020).

**1.3.2.1 Los sedimentos como fuente interna de Fósforo (P)**

El P es considerado como un elemento esencial en el metabolismo biológico de los organismos acuáticos y, en los cuerpos lacustres, cumple un papel determinante como elemento limitante (Long et al., 2023). En las últimas décadas, las concentraciones de P han aumentado en lagos y lagunas debido al vertido de aguas industriales, domésticas sin tratamiento y el aumento en el uso de plaguicidas y fertilizantes agrícolas (M. López, 2009).

Entre los sedimentos y la columna de agua existe un intercambio de P, constituyendo un ciclo largo y complejo como se ve en la (Figura 1-17). Este ciclo está regulado por una variedad



de factores físicos, químicos y microbiológicos y especialmente por las condiciones redox (Eh) y el pH del sistema (Gutiérrez, 2018).

El ciclo rápido del P comprende la fracción disuelta del Fosfato orgánico que rápidamente es descompuesto por acción microbiana y asimilada por el fitoplancton y las plantas acuáticas. En contraste, la fracción particulada se retiene en los detritos y sedimentos, donde es liberado lentamente, dependiendo de las condiciones químicas del medio, sobre todo las condiciones Eh/pH del medio (Ruiz et al., 2005).

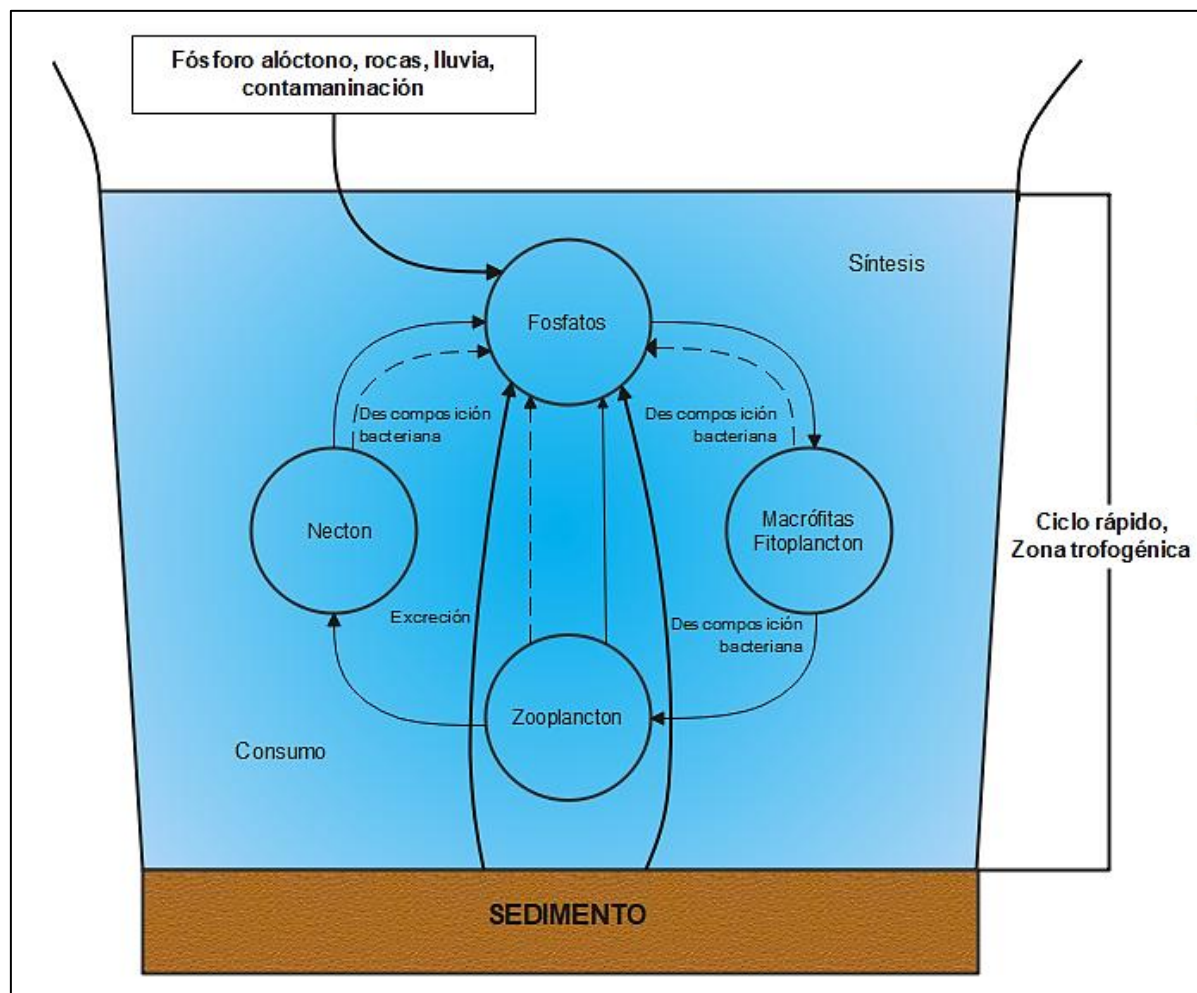


Figura 1-17 Laguna de Colta en estado Mesotrófica (Pérez & Ramírez, 2008)

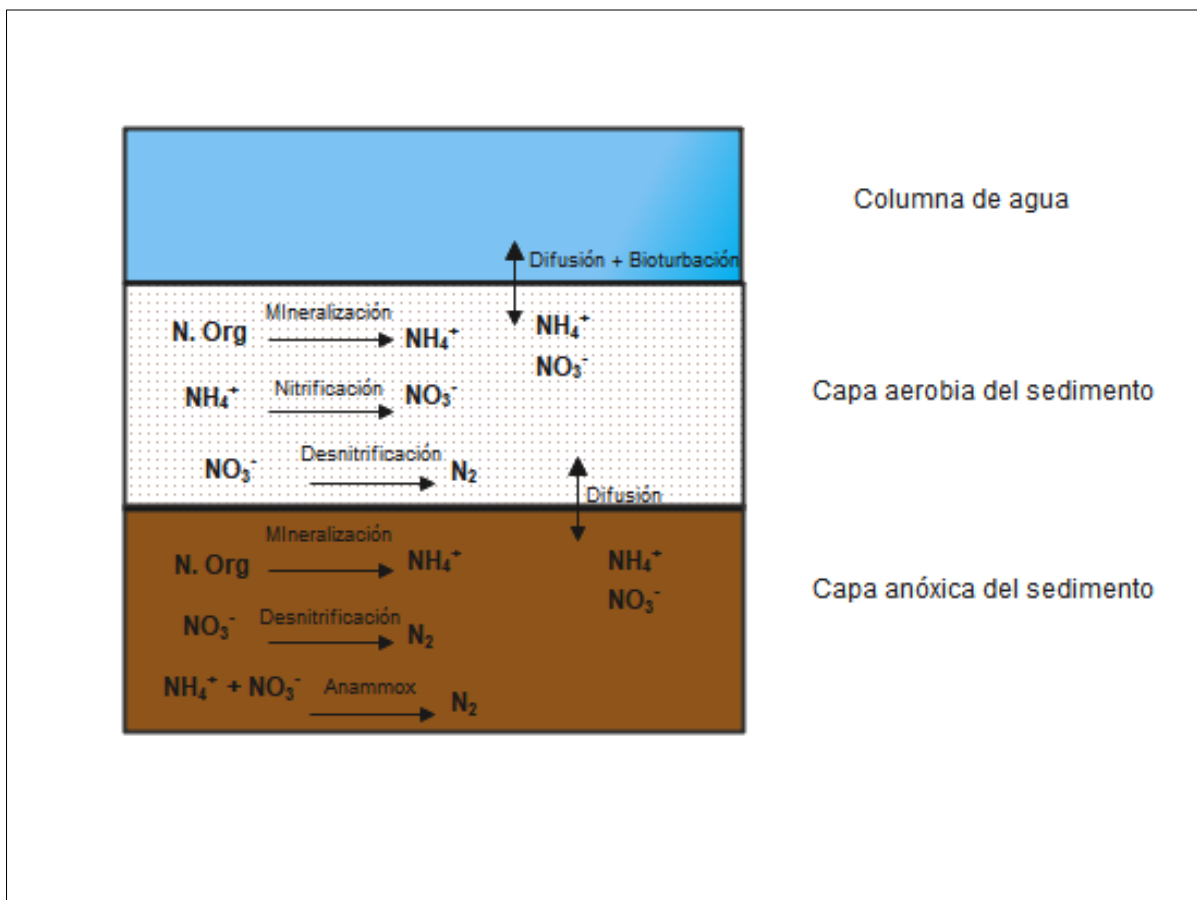
Dado que una proporción significativa del P es retenida en el sedimento, el mantenimiento del sistema depende de los aportes externos y de la descomposición orgánica de la vegetación acuática superficial, las escorrentías, la erosión y la contaminación de origen doméstico, agrícola e industrial. Estos aportes varían según la geoquímica del sustrato y el estado de conservación de la cuenca hidrográfica. (Pérez & Ramírez, 2008).

### 1.3.2.2 Los sedimentos como fuente interna de Nitrógeno (N)

En los ecosistemas lacustres se presentan dos procesos que permiten la incorporación del Nitrógeno atmosférico. El primero corresponde a un proceso abiótico que ocurre por actividades eléctricas en la atmósfera, en las que el Nitrógeno molecular ( $N_2$ ) es oxidado a  $N_2O_5$ , compuesto que se transforma en  $HNO_3$  y se incorpora al agua a través de la lluvia, disociándose posteriormente como nitrato  $NO_3^-$  (Bengtsson et al., 2015).

El segundo proceso corresponde a la fijación biológica del N mediada por bacterias fijadoras, que constituye una vía clave de incorporación de este nutriente. Este proceso se ve favorecido en condiciones de pH neutro a ligeramente ácido y potenciales redox (Eh) intermedios, mientras que la permanencia del nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) se asocia a ambientes oxidados y pH ligeramente alcalinos (FAO, 2024).

Como se observa en la **Figura 1-18** el N orgánico desencadena la formación de distintos compuestos químicos a partir de su hidrólisis, liberando subproductos como: Amonio, Nitrato y Nitrito de forma disuelta o soluble (S. Ding et al., 2022). En los sistemas acuáticos, la fijación del N es realizada por las bacterias autótrofas, que transforman el Nitrógeno atmosférico ( $\text{N}_2$ ) en formas orgánicas que se integran a la materia orgánica en el agua. Estos procesos de mineralización de la materia orgánica liberan cantidades significativas de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), a distintas velocidades, que se difunde a través de la columna de agua (D. Zhang et al., 2022).



**Figura1-18** Distribución del Nitrógeno en el sedimento (Bengtsson et al., 2015)

Los sedimentos juegan un papel esencial como fuente interna de Nitrógeno, liberando compuestos como amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) hacia la columna de agua. Comprender las transformaciones y la fijación del N en las distintas etapas de su ciclo permite una mejor interpretación de la dinámica trófica en los ecosistemas acuáticos.

No obstante, las actividades antrópicas, tales como la agricultura intensiva, el vertido de aguas residuales y la deforestación, pueden alterar este ciclo, intensificando la liberación interna

de compuestos nitrogenados desde los sedimentos. Según Pérez y Ramírez (2008), los lagos pueden clasificarse según su concentración de compuestos nitrogenados **Tabla 1-9**.

**Tabla 1-9** Clasificación de los lagos por la concentración de los compuestos nitrogenados

Tipo de lago	Amonio ( $\text{mgL}^{-1}$ )	Nitrato ( $\text{mgL}^{-1}$ )	Nitrito ( $\text{mgL}^{-1}$ )
Oligotrófico	0,0-0,3	0,0-1,0	0,0-0,5
Mesotrófico	0,3-2,0	1,0-5,0	0,5-5,0
Eutrófico	2,0-15,0	5,0-50,0	5,0-15,0

Fuente: (Pérez & Ramírez, 2008)

### 1.3.3. El escurrimiento como agente enriquecedor en lagos y lagunas

El escurrimiento es considerado uno de los factores más importantes para el enriquecimiento de nutrientes en sistemas lacustres. Este proceso ocurre cuando el agua generada por precipitaciones llega a la superficie y se infiltra. El grado de penetración dependerá de las características como la permeabilidad del suelo, cobertura vegetal y la geomorfología de la cuenca (Zhan et al., 2022).

La alteración de la composición física y química del cuerpo de agua se produce por la incorporación de nuevas sustancias y partículas arrastradas desde la capa superficial del suelo, especialmente derivadas de procesos de la deforestación, la ganadería, la agricultura y la actividad industrial (Zhao et al., 2012). Según Gonzáles (2007) en el caso de aguas superficiales como lo son los lagos y lagunas, los principales cambios están relacionados con:

- Aumento significativo en la concentración de nutrientes (N y P principalmente), que al ser disueltos en agua agilizan los procesos de eutrofización.
- Incorporación de sustancias hidrosolubles e insolubles que pueden estar adheridas a materiales sólidos suspendidos o sedimentables (plaguicidas, pesticidas, herbicidas).
- Reducción de Oxígeno disuelto generando condiciones anóxicas en el medio acuático.
- Incremento de sólidos en suspensión que elevan la concentración de materia orgánica y la turbidez del agua.

En función a las propiedades fisicoquímicas de los compuestos transportados por escurrimiento su efecto puede ser positivo, cuando incorpora nutrientes esenciales en sistemas oligotróficos, o negativo, cuando provoca alteraciones ecológicas y químicas del agua (Kumar et al., 2018).

### 1.3.4. Distribución de nutrientes en sedimentos

La disponibilidad de nutrientes constituye un factor clave para la determinación de la productividad primaria y secundaria en sistemas acuáticos. Diversos elementos como el N y P participan en los ciclos biogeoquímicos y tienden a ser reciclados o reincorporados en las diferentes fases del sistema.

El sedimento se divide en dos capas:

- Una superficial, de unos pocos centímetros, en contacto directo con el agua altamente oxigenada
- Una capa profunda, situada por debajo de la anterior, que se caracteriza por mantener condiciones anóxicas o anaerobias (Sosa et al., 2013).

En la **Figura 1-19** se muestra la distribución del Fósforo (P), similar a la condición del Nitrógeno (N), con una capa en condiciones oxidada y otra anóxica (Tammeorg et al., 2022).

La diferencia de concentraciones entre el agua intersticial y la columna de agua genera un gradiente que impulsa el flujo de nutrientes, siendo el P orgánico el que sufre procesos de mineralización en ambas capas, liberando subproductos como el Fosfato  $\text{PO}_4^{3-}$  hacia el medio acuoso (Carey & Rydin, 2011).

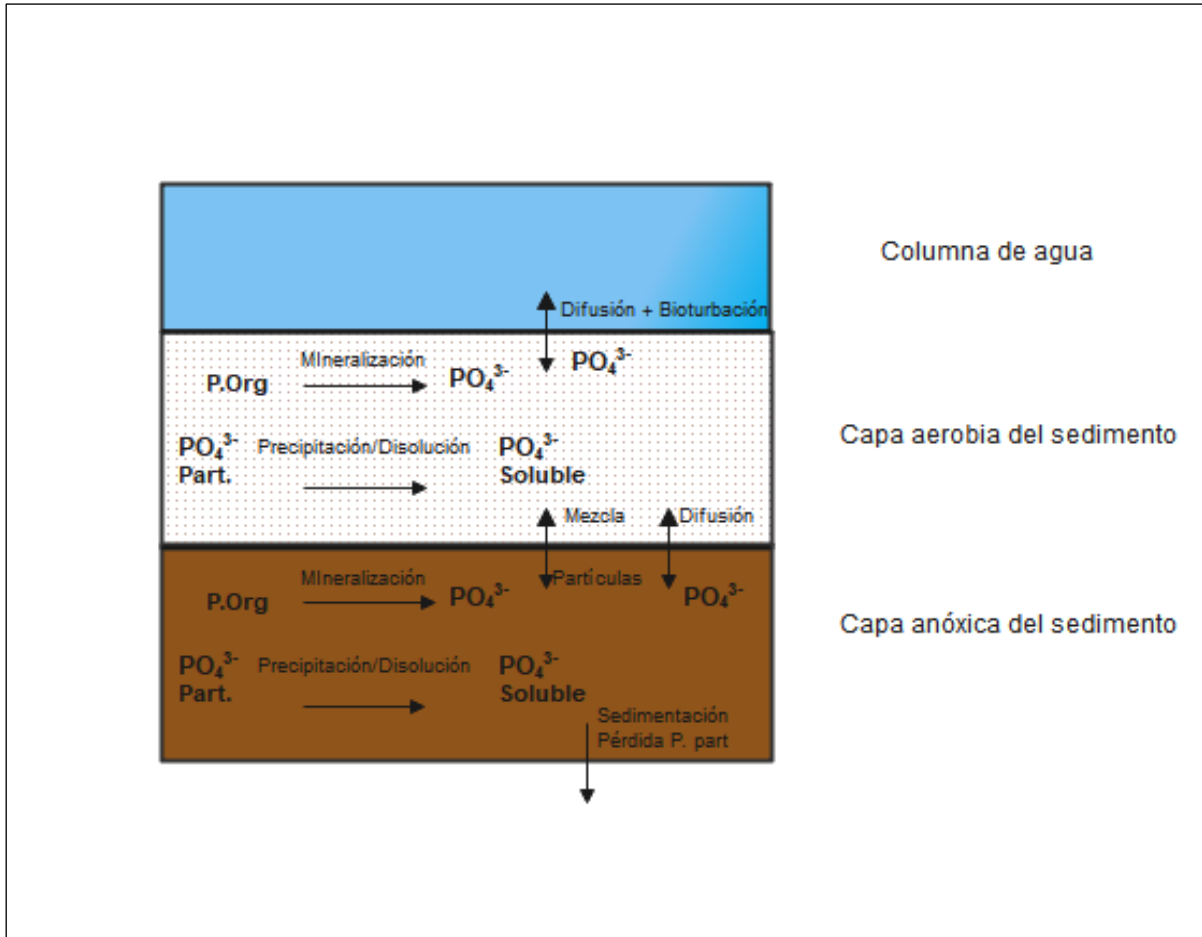


Figura 1-19 Distribución del Fósforo en el sedimento (Bengtsson et al., 2015)

En ambientes terrestres, el P suele transportarse hacia los cuerpos de agua adsorbido a óxidos de Hierro (Fe) y Aluminio (Al), así como asociado a minerales arcillosos. Durante eventos de escorrentía, estas formas particuladas son arrastradas hacia los lagos, donde su destino y comportamiento dependen fuertemente de las condiciones redox y del pH. En sedimentos profundos que se encuentran en condiciones anóxicas (baja disponibilidad de Oxígeno), los óxidos de Fe(III) sufren reducción microbiana a Fe(II), lo que provoca la desorción del Fósforo previamente fijado, liberándolo al agua intersticial y favoreciendo procesos de autoeutrofización (Melack & Engle, 2009).

Por otro lado, en ambientes alcalinos y ricos en Calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), como ocurre en ciertos lagos kársticos o bajo fuerte influencia de litologías carbonatadas, el P reactivo puede precipitar como Fosfato cálcico (hidroxiapatita u otras formas), reduciendo su biodisponibilidad en la columna de agua. Este proceso funciona como un sumidero geoquímico de Fósforo, estabilizándolo bajo condiciones específicas de saturación y pH (Carmen et al., 2015; Dupont & Renzetti, 2013)

### 1.3.5. Contaminación por elementos traza

La evaluación de elementos traza en los sedimentos de lagos y lagunas es esencial para conocer la salud de los ecosistemas acuáticos. En este contexto, resulta fundamental determinar



las concentraciones, niveles de contaminación, fuentes de origen, factores de control y riesgos ecológicos asociados (Benson et al., 2018). Los elementos traza presentan alta toxicidad, persistencia en el ambiente (no son biodegradable) y una marcada capacidad de bioacumulación, lo que puede provocar efectos nocivos tanto en la biota acuática y salud humana.

Cuando los elementos traza, ingresan a los sistemas lacustres una fracción de ellos permanece disuelta en el agua, y otra fracción se deposita en los sedimentos y su movilización depende en gran medida de las concentraciones minerales de Fe y Al (Varol et al., 2022).

### 1.3.6. Elementos traza potencialmente tóxicos en lagos y lagunas

Entre los distintos tipos de contaminantes, los metales pesados (Pb, Cd, Hg, As, Zn, Cu, Ni, Cr) destacan por su persistencia ambiental, su capacidad de bioacumulación y su incorporación en las cadenas tróficas (Sreenivasulu et al., 2018). En los sedimentos de sistemas lacustres, los metales pesados pueden liberarse hacia el agua suprayacente durante cambios ambientales como, variaciones de pH o condiciones redox, lo que representa un grave riesgo para los organismos acuáticos y el equilibrio del ecosistema.

Actualmente, esta problemática ha sido ampliamente estudiada, mostrando resultados sobre la actividad química, movilidad, biodisponibilidad y toxicidad potencial de los metales pesados, la cual está directamente influenciada por sus fracciones químicas en el sedimento (Gu, 2018).

Con base en el esquema de extracción secuencial propuesto por la Unión Europea (Community Bureau of Reference, BCR), las fracciones de metales pesados se categorizan en intercambiables (F1), reducibles (F2), oxidables (F3) y fracciones residuales (F4), como se muestra en la **Tabla 1-10**.

**Tabla 1-10** Fraccionamiento geoquímico de los elementos potencialmente tóxicos en sedimentos

<b>Fracción intercambiable</b>	Incluye los metales débilmente absorbidos débilmente sobre superficies sólidas del sedimento (arcillas, óxidos de Hierro y Manganeso, materia orgánica) retenidos por interacciones electrostáticas. Estos pueden liberarse mediante procesos de intercambio iónico, siendo la fracción con mayor biodisponibilidad.
<b>Fracción reducible</b>	Corresponde a los metales asociados a óxidos e hidróxidos de Hierro y Manganeso mediante mecanismos: coprecipitación, la adsorción, formación de complejos de superficie, intercambio iónico y penetración en la estructura cristalina. Son inestables bajo condiciones reductoras, donde los óxidos de Fe/Mn actúan como aceptores terminales de electrones y liberan los metales retenidos.
<b>Fracción oxidable</b>	Engloba los metales unidos a la materia orgánica y sulfuros del sedimento a través de reacciones de complejación. Bajo condiciones oxidantes intensas, la degradación de la materia orgánica libera formas metálicas solubles. La biodisponibilidad en esta fracción depende en gran medida del tipo y grado de degradación de la materia orgánica.
<b>Fracción residual</b>	Representa la concentración de metales integrados en las estructuras cristalinas de minerales primarios y secundarios, no extraídos en las fracciones anteriores. Estos se consideran no biodisponibles en escalas de tiempo ecológicas, con riesgo ambiental muy bajo.

Fuente: (E. Gonzáles et al., 2011).

Según (Ouyang et al. 2018) en investigaciones previas se ha comprobado que el contenido de las distintas fracciones está influenciado por las condiciones ambientales, fuentes de contaminación y propiedades fisicoquímicas de los sedimentos. Sin embargo, estos resultados también se encuentran relacionados con las características de las diferentes regiones de estudio y contexto ecológico (Long et al., 2023)

## 2. OBJETIVOS E HIPOTESIS

Los ecosistemas altoandinos del centro del Ecuador cumplen funciones ecológicas clave en la regulación hídrica, la conservación de la biodiversidad y el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS). Estos sistemas, que incluyen zonas de *páramos*, pajonales y complejos lacustres del Parque Nacional Sangay (PNS), han sido escasamente estudiados. Las investigaciones previas no han integrado el ecosistema a nivel de microcuencas y subcuencas, lo que limita el diseño de estrategias de conservación basadas en evidencia científica.

En general, al localizarse entre los 3300 y 4000 m s.n.m., estos ecosistemas presentan condiciones ambientales únicas que favorecen procesos de secuestro de carbono edáfico y sedimentario. No obstante, los estresores antrópicos, como los cambios en el uso del suelo y la alteración del estado trófico de los lagos, pueden modificar estos balances. En este contexto, la presente investigación busca evaluar la importancia de la conservación de los sistemas altoandinos y ofrecer una aproximación integrada de su papel como sumideros o fuentes naturales de carbono en escenarios de cambio climático.

La investigación considera la evaluación de la calidad del agua y del suelo, la cuantificación del stock de COS y la caracterización de los sedimentos lacustres en relación con su estado trófico. Al comparar sistemas lacustres con distintos niveles de conservación, se pretende comprender los factores ambientales que influyen en el secuestro o emisión de carbono en estos ambientes.

Asimismo, el estudio adquiere relevancia en el contexto de la gestión de áreas protegidas, ya que los ecosistemas altoandinos constituyen la principal fuente de agua para las provincias de Chimborazo, Tungurahua, Pastaza y Morona Santiago. Este recurso es esencial para el consumo humano, el riego en épocas de estiaje y la generación hidroeléctrica nacional, gestionada por CELEC EP.

En el ámbito socioeconómico, las comunidades que habitan en el área de influencia directa de los sistemas lacustres enfrentan pobreza extrema, lo que ha provocado el avance de la frontera agrícola, la sobreexplotación ganadera y la pérdida de pajonales. Esta situación refuerza la necesidad de identificar oportunidades de conservación basadas en beneficios como los bonos de carbono, en concordancia con los objetivos del Protocolo de Kioto y otros mecanismos de compensación ambiental. La proyección del carbono almacenado en las áreas protegidas involucradas permitiría generar políticas públicas orientadas al desarrollo sostenible, la valorización de los servicios ecosistémicos y la promoción de alternativas productivas armónicas con el ecosistema.

En este sentido, la investigación propuesta contribuye no solo al conocimiento científico de los sistemas lacustres altoandinos, sino también al fortalecimiento de la gobernanza ambiental en los territorios de montaña del centro del Ecuador, articulando ciencia, política ambiental y sostenibilidad social.

Considerando toda esta información, esta tesis establece varias hipótesis de trabajo:

## 2.1. HIPÓTESIS

El establecimiento de las hipótesis de investigación se fundamentó en el contexto territorial de los sistemas lacustres altoandinos del centro del Ecuador, los cuales pueden actuar como sumideros o fuentes de carbono en función del estado de conservación del ecosistema, la calidad del agua y del suelo, y las condiciones tróficas de los sedimentos. A partir de estos criterios, se plantearon cuatro hipótesis específicas, cada una sustentada en literatura científica reciente y orientada al análisis integrado de la salud del suelo, la calidad del agua, el comportamiento de los bosques de ribera y la calidad de los sedimentos lacustres.

Las hipótesis formuladas son las siguientes:

- La salud del suelo en las zonas de ribera (ZR) y ecotonales (ZE) influye significativamente en la calidad del agua de los ríos altoandinos de la subcuenca del río Cebadas. Se postula que mayores contenidos de carbono orgánico del suelo (SOC) se asocian positivamente con mejores índices de calidad del agua (WQI) y con valores superiores del índice de calidad de bosques de ribera andino (QBR-Andean).
- Los humedales altoandinos del sector Atillo presentan una elevada capacidad de almacenamiento de carbono orgánico del suelo (SOC), modulada por las características fisicoquímicas del suelo y el tipo de cobertura vegetal. En consecuencia, se plantea que estos ecosistemas funcionan como sumideros estratégicos de carbono, con relevancia en escenarios de cambio climático.
- El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en los *páramos* de la Cordillera Real del Ecuador está determinado por variables edáficas y geográficas, entre las que destacan el porcentaje de arena, la precipitación, la altitud y el estatus de protección ambiental. Se sostiene que mayores niveles de arena y pendientes pronunciadas reducen el COS, mientras que altitudes elevadas y áreas bajo protección favorecen su acumulación.
- El estado trófico de los lagos andinos condiciona tanto el origen del carbono sedimentario (endógeno vs. exógeno) como la acumulación de metales pesados. Se plantea que los sistemas eutróficos están dominados por carbono autóctono y metales de origen antrópico, mientras que los oligotróficos presentan una mayor proporción de carbono alóctono y metales de carácter geogénico.

Para abordar estas hipótesis, se han establecido objetivos generales y específicos que se detallan a continuación.

## 2.2. OBJETIVOS GENERALES

- Evaluar la calidad y grado de conservación de los principales sistemas lacustres y fluviales altoandinos del centro del Ecuador.
- Evaluar y cuantificar el stock de Carbono orgánico los sistemas lacustres altoandinos.
- Evaluar la influencia de los factores ambientales sobre la mitigación de emisiones y cambio climático.

## 2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Establecer la relación entre los indicadores fisicoquímicos y biológicos del agua y los parámetros de calidad del suelo en zonas ribereñas y zonas de transición de los ríos Atillo, Ozogoche y Yasepan, en relación con su stock de C.

- Evaluar la variación espacial del stock de C orgánico del suelo (COS) en relación con la litología, estado de conservación del ecosistema en el Parque Nacional Sangay.
- Desarrollar un modelo predictivo de secuestro de COS en la capa superior del suelo (0-30 cm) en las microcuencas de Atillo y Ozogoche de los *páramos* de la Cordillera Real (Ecuador).
- Analizar la influencia del estado trófico en la acumulación de nutrientes y metales pesados en los sedimentos de sistemas lacustres andinos en el centro del Ecuador.

## 2.4. DISTRIBUCIÓN DE CAPÍTULOS

El desarrollo y la justificación de las hipótesis y objetivos de trabajo se distribuyen en esta tesis en diferentes capítulos, ordenados de la siguiente manera:

- Capítulo 1: Presenta el análisis correspondiente al objetivo e hipótesis específica 1, enfocado en la salud del suelo de las zonas de ribera (ZR) y ecotono (ZE), y su relación con la calidad del agua en la subcuenca del río Cebadas, provincia de Chimborazo.
- Capítulo 2: Desarrolla el objetivo e hipótesis específica 2, resaltando la importancia de la conservación y la influencia de la litología en la microcuenca de Atillo, en la determinación del stock de carbono orgánico del suelo (COS) evaluado en dos profundidades edáficas.
- Capítulo 3: Aborda el objetivo e hipótesis específica 3, ampliando el estudio a las microcuencas de Atillo y Ozogoche. En este capítulo se implementa un modelo de clasificación y regresión (CART) para analizar la distribución del carbono orgánico del suelo (COS) y la materia orgánica del suelo (MOS) en los *páramos* ubicados en la Cordillera Real.
- Capítulo 4: Desarrolla el objetivo e hipótesis específica 4, evaluando el comportamiento de los sedimentos lacustres en relación con la concentración de metales pesados y su vínculo con las condiciones de eutrofización en las lagunas de Yambo, Colta, Atillo y Magdalena.

### 3. MATERIALES Y METÓDOS

El presente estudio doctoral se enmarca en una investigación aplicada, orientada a la valoración del secuestro de COS en los sistemas lacustres, fluviales y terrestres del ecosistema de *páramo* altoandino del PNS, con el objetivo de fortalecer el conocimiento técnico y científico que permita la toma de decisiones objetivas en los procesos de valoración y conservación de estos ecosistemas sensibles. Este enfoque permite vincular directamente la cuantificación del COS en una estrategia de economía basada en bonos de carbono mediante la mitigación de CO<sub>2</sub>.

Desde una perspectiva metodológica, se adopta un enfoque de investigación mixto, que combina métodos cuantitativos y cualitativos. La fase cuantitativa se centra en la medición de variables físicas, fisicoquímicas y químicas del sistema edáfico e hídrico. Por su parte, la fase cualitativa comprende la caracterización morfométrica de las microcuencas, el estado de conservación y la calidad de zonas de ribera, zonas de ecotono y la funcionalidad de lagunas con distintos estados tróficos.

El diseño de la investigación es de carácter descriptivo-correlacional, dado que permite caracterizar los fenómenos observados, como los efectos de los procesos de conservación, los estados tróficos y la calidad de las zonas de ribera en el secuestro y almacenamiento de COS. La investigación se fortalece con la interacción entre las variables climáticas, edafológicas e hidrológicas, que permiten evaluar sus interdependencias y establecer modelos predictivos de caracterización y simulación del comportamiento del COS en los sistemas evaluados.

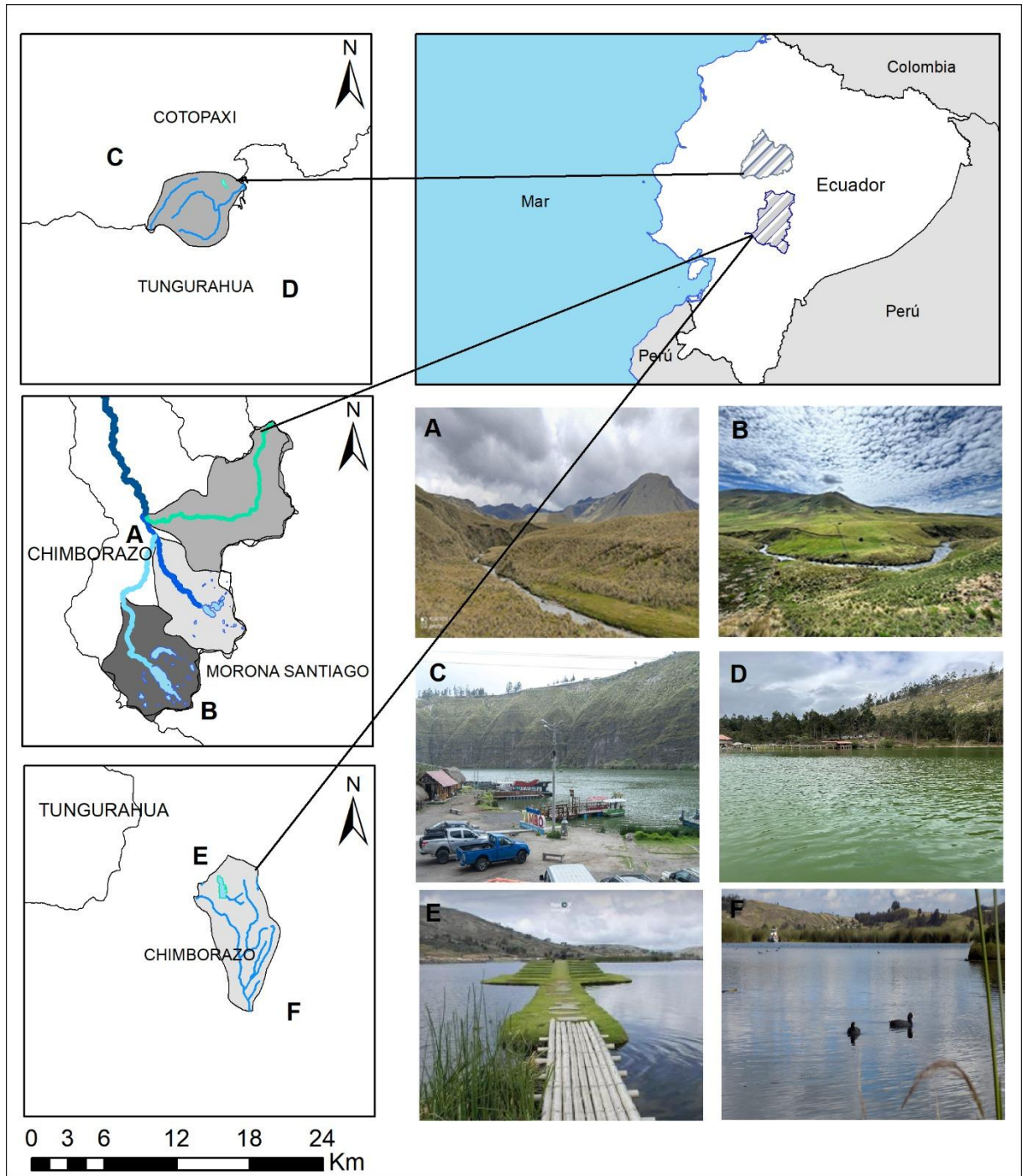
Finalmente, desde el punto de vista del alcance, se considera una investigación exploratoria, ya que aborda zonas escasamente estudiadas de la región andina del Ecuador, analizadas de forma integral en relación con los ecosistemas lacustres, terrestres y fluviales.

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDIO

Los Andes atraviesan el Ecuador de norte a sur, abarcando las 10 provincias que conforman su región Andina, desde Carchi hasta Loja. El presente estudio doctoral se llevó a cabo en el *páramo* Andino de la provincia de Chimborazo, ubicado en la zona centro del país (**Figura 3-1**). Esta región se caracteriza por su *páramo* herbáceo, el subtipo de *páramos* más extenso de los 16 tipos identificados en Ecuador, que cubre aproximadamente el 75% de la superficie total de *páramos* (ECOLAP y MAE, 2007) La topografía se caracteriza por ser montañosa e irregular, con elevaciones que varían desde los 2 303 m s.n.m. en su zona más baja hasta los 4 501 m s.n.m. en su punto más alto, con una elevación media de 3 838 m s.n.m. (Ayala Izurieta et al., 2021).

El régimen climático de la zona de estudio corresponde a un sistema bioclimático de montaña tropical, con un patrón estacional bimodal poco diferenciado (época seca y húmeda). Está definido por una temperatura media anual de 11 °C y una precipitación media multianual de 1000 a 1300 mm (Hidrología & INAMHI, 2016). Dichos valores reflejan la influencia altitudinal y la dinámica de masas de aire húmedo procedentes de la Amazonía. Estas condiciones, sumadas a una humedad relativa alta (>80%) y una cobertura nubosa persistente, son atributos típicos de los ecosistemas andinos ecuatorianos (Forero et al., 2014)

A nivel edáfico, los suelos presentan alta capacidad de retención de humedad y concentraciones elevadas de COS. Esta sinergia favorece la excepcional capacidad de regulación hidrológica en la región, lo que favorece la mitigación de escorrentía y la recarga de acuíferos (Blanco Salas, 2016).



**Figura 3-1** Distribución geográfica de microcuencas y lagunas en Ecuador (A, B: Microcuencas de Atillo y Ozogoche, ubicadas en la provincia de Chimborazo. C, D: Laguna de Yambo, compartida entre las provincias de Tungurahua y Cotopaxi. E, F: Laguna de Colta, situada en la provincia de Chimborazo.

El presente estudio doctoral analizó la dinámica hidro-edáfica y estructural del bosque ribereño en cuatro ríos altoandinos de la microcuenca del río Cebadas, que integra los sistemas fluviales Yasepan, Cebadas, Ozogoche, Atillo y sus lagunas asociadas (**Figura 3.1**).

El río Ozogoche, nace aproximadamente a 3 755 m s.n.m. y se ubica a 2°12' de latitud sur y 78°36' de longitud oeste, presenta aguas prístinas debido a la ausencia de actividad industrial y un uso agropecuario con avance limitado de la frontera agrícola (Bremer et al.,

2016). Su morfometría nos indica que la longitud de cauce principal del río Ozogoche es de 22.09 Km, con un área de ribera de 221.17 ha, pendiente media de 7.89° y un tiempo de concentración de 1.94 h, parámetros que fueron calculados empleando el software libre QGIS. Se establecieron cinco zonas de monitoreo (M1 a M4 y M19) estratificadas por gradiente altitudinal (3 320 a 3 755 msnm) y cobertura adyacente.

El río Atillo ubicado a 2°09' de latitud sur y 78°33' de longitud oeste se origina en el páramo andino a 3 443 msnm, dentro de una cuenca clasificada como antigua con un relieve predominantemente plano y un rango altitudinal que varía de 3 249 a 3 443 msnm. Presenta una longitud de cauce principal de 19.78 km, una pendiente media de 6.51° y un tiempo de concentración de 2.95 h, con un área de ribera de 188.14 ha. Sus aguas se consideran de calidad prístina, ya que se preservan gracias a actividades antrópicas limitadas con alteraciones leves y por inclusión en el sistema nacional de áreas protegidas (SNAP). Al igual que en el río Ozogoche se establecieron zonas de monitoreo estratificadas por gradientes altitudinales (M5 a M8).

El río Yasepan ubicado a 2°04' de latitud sur y 78°30' de longitud oeste, se encuentra en una cuenca antigua de relieve montañoso, con una variación altitudinal que varía entre los 3 248 a 3 655 msnm. Se caracteriza por una longitud de cauce principal de 27.66 km, una pendiente pronunciada de 11.30°, un tiempo de concentración de 2.14 h y un área de ribera de 277.34 ha. A pesar de no contar con protección formal estatal (SNAP), el río mantiene condiciones ambientales estables, presentando alteraciones leves, actividades humanas de baja intensidad y efectos ecológicos reversibles. Las estaciones de monitoreo (M10 a M13 y M20) se distribuyeron en función de la variabilidad altitudinal y la interacción ribereña con pastizales.

El río Cebadas ubicado en 2°05' de latitud sur y 78°35' de longitud oeste, actúa como eje hidrológico de la microcuenca homónima, donde confluyen los ríos Atillo, Ozogoche y Yasepan, integrando sus aportes en un sistema de cuenca madura con relieve montañoso y un rango altitudinal que varía entre 2 853 y 3 250 msnm. Su cauce principal presenta una longitud de 31.11 km, una pendiente media de 10.88° y un tiempo de concentración de 5.51 h, con un área de ribera de 311.59 ha. En este tramo se estableció el mayor número de zonas de monitoreo (M9, M14, M15, M16, M17 y M18). Al no ser considerado un área prioritaria de conservación por el SNAP, el río presenta un impacto significativo en su calidad, principalmente debido a la presencia de asentamientos urbanos con escaso o nulo tratamiento de aguas residuales, así como a actividades económicas diversificadas que afectan negativamente la estructura del ecosistema (MAE, 2012).

El sistema lacustre investigado (**Figura 3-1**), ubicado en la región sureste de la provincia de Chimborazo está integrado por Ozogoche y Atillo, extendiéndose en un rango altitudinal de 2 400 a 4 730 msnm y presentando una temperatura media de 8 °C (Pazmiño et al., 2024). Ozogoche, situado a 2 400 msnm constituye la laguna principal del complejo, con 12 km de longitud e integrando al menos 11 lagunas menores. Por su parte, Atillo, localizado a 3 440 msnm, comprende cuatro lagunas principales (Atillo, Magdalena, Kuyuk y Negra). Atillo y Magdalena son las más extensas, con áreas de 125 y 133 ha respectivamente, mientras que Kuyuk abarca 2.8 ha y Negra 8,8 ha, está última rodeada de acantilados y extensas áreas de pastizales (Beltrán-Dávalos et al., 2022). Actualmente, este ecosistema lacustre se caracteriza por una baja incidencia de actividades antrópicas y por mantener aguas de alta calidad.

Adicionalmente, el estudio de sedimentos lacustres incorporo las lagunas de Colta y Yambo (**Figura 4.1**). La laguna Yambo se encuentra ubicada en la provincia de Cotopaxi y abarca aproximadamente 25 ha con una altitud de 2 600 msnm y una temperatura media anual de 11 °C (Camarillo-Naranjo et al., 2019). En su entorno se desarrollan diversas actividades

socioeconómicas que afectan negativamente la calidad del agua de la laguna. Por otro lado, la laguna Colta, de alta actividad turística, cubre una superficie de 186 ha y se encuentra adyacente a una población y a la carretera Panamericana. Estas condiciones, junto con el turismo, la agricultura, la ganadería y los vertidos de aguas residuales, impactan negativamente el ecosistema lacustre, efecto que se ve agravado por el inadecuado manejo de las aguas residuales y la expansión agrícola (Ayala Izurieta et al., 2023)

### 3.2. ESQUEMA METODOLÓGICO PARA ANÁLISIS DE SUELOS

#### 3.2.1. Recolección de suelos

Los suelos recolectados del estudio siguieron un método específico considerando aspectos como condiciones edáficas, meteorológicas, geológicas e hidrogeológicas, la profundidad y accesibilidad del sitio de estudio (Mendoza & Espinoza, 2017). Estos muestreos se detallan para cada capítulo.

- En el estudio de conexiones entre la salud del suelo y calidad del agua en ecosistemas de ribera alto andinos de la subcuenca del río Cebadas, se aplicó un muestreo estratificado con 20 conglomerados de suelo en la zona ribereña ZR y zona de ecotono ZE. Las muestras recolectadas estuvieron compuestas por tres submuestras, en parcelas de 100 × 100 m.
- En la evaluación del almacenamiento de Carbono orgánico del suelo (COS) de Atillo en los humedales andinos ecuatorianos, se aplicó un muestro simple con la recolección de 101 muestras a dos profundidades (0-30 cm) y (30-60 cm) abarcando la totalidad de litologías de la microcuenca
- En la determinación de variables impulsoras para explicar la dinámica del Carbono orgánico del suelo: *páramos* de la Cordillera Real Ecuatoriana, se planificó un muestreo sistemático para las microcuencas de Atillo y Ozogoche donde se consideró las unidades geopedológicas y subórdenes taxonómicos. Se obtuvieron un total de 113 muestras compuestas, compuestas por cuatro submuestras aleatorias (espaciadas 10 m) de los 0-30 cm superiores del suelo (Mendoza & Espinoza, 2017)

Una vez definida la unidad muestral se procedió a la toma de muestras en cada zona, se limpió la superficie del suelo quitando la vegetación existente; con la ayuda de una pala tipo barreno se procede a introducir hasta una profundidad entre 30 cm y 60 cm. Se extrae la muestra, se recolecta aproximadamente 1kg de cada una de las zonas seleccionadas. El suelo recolectado se etiquetó y se colocó en un recipiente de plástico de sellado hermético, se trasladó hasta laboratorio para su posterior análisis (Ramírez, 2010).

#### 3.2.2. Determinación de parámetros fisicoquímicos del suelo

En las muestras de suelo se determinó: pH y CE mediante la relación suelo-agua de 1:2 (m/v), utilizando el método (A.O.A.C, 2000) por potenciometría y conductimetría respectivamente. Se empleó un medidor de mesa de dos canales marca HANNA modelo HI5522-01 (Estrada-Herrera et al., 2017). Este método consiste en mezclar una parte de suelo previamente tamizado con 2 partes de agua desionizada y medir directamente en la suspensión ambos parámetros (Montenegro et al., 2009).

#### 3.2.3. Determinación de propiedades físicas del suelo

El análisis de textura del suelo se realizó según el método propuesto por la (FAO, 2024), basado en la separación de partículas: arena, limo y arcilla, mediante tamizado a 2mm para obtener tierra fina y la aplicación de la prueba de compresión de bola como ensayo preliminar. El análisis mecánico del suelo incluyó secado, trituración y tamizado para separar la fracción de arena en diferentes clases granulométricas (hasta 0.1 mm). Las fracciones finas de limo y

arcilla, no retenidas en el tamiz más fino, fueron cuantificadas mediante el método de sedimentación. La clase textural del suelo se determinó mediante el triángulo textural, utilizando las proporciones relativas de arena, limo y arcilla obtenidas por ambas técnicas (Echeverría Pérez et al., 2023).

Otro método utilizado para el análisis de textura del suelo fue el del hidrómetro (Bouyoucos), en el que se empleó hexametáfosfato de Sodio y Carbonato sódico como dispersante (Domínguez Soto et al., 2012). Se prepararon muestras de 50 g de suelo previamente tamizado a 2 mm, a las que se añadió 10 ml de solución dispersante. Posteriormente se colocaron en probetas de 1 L y se llenaron con agua desionizada hasta la marca de los 1000 ml, los sólidos en suspensión se midieron tras 40 segundos y 2 horas de decantación (Juárez Sanz et al., 2004). La primera lectura permitió determinar el contenido de arena, mientras que la segunda estimó el contenido de arcilla, la fracción de limo se calculó como la diferencia entre ambas lecturas (Beretta et al., 2014).

La densidad real del suelo se determinó mediante el método del picnómetro, que mide la relación entre la masa de las partículas sólidas y el volumen ocupado (Ingaramo et al., 2007). La densidad aparente se obtuvo a partir del método de la probeta, que evaluó la relación entre la masa del suelo seco y el volumen total, incluyendo los espacios porosos (Agostini et al., 2014). El color del suelo se clasificó utilizando el sistema de notación de Munsell, que asigna tonalidad, luminosidad y saturación específicas del suelo (Domínguez Soto et al., 2012)

#### **3.2.4. Determinación de materia orgánica por método de Ignición**

La determinación del porcentaje de materia orgánica (MO) se realizó mediante el método de pérdida por ignición (LOI, por sus siglas en inglés) según (Schulte & Hopkins, 1996), a partir de una muestra de suelo seco previamente tamizado a 2 mm de diámetro utilizando un tamiz de acero inoxidable de marca ASTM E-11e de marca Fisherbrand. El procedimiento comenzó con el secado de un crisol por cada muestra, previamente numerados en su base con lápiz de grafito en su base, los crisoles se colocaron en un horno de mufla de marca HYSC MF-12 a 800 °C durante dos horas. Una vez finalizado este paso se dejaron en un desecador de vidrio hasta que logren alcanzar la temperatura ambiente. Luego se pesan los crisoles vacíos en una balanza analítica modelo OHAUS ADVENTURERTM de precisión 0.0001 mg y se registraron los resultados. Posteriormente, se añadieron aproximadamente 5 gramos de suelo seco a temperatura ambiente en cada crisol y se registra nuevamente los pesos. Las muestras se secaron en una estufa de marca (ESCO Isotherm) por 24 horas a una temperatura de 105 °C. Finalizado el secado los crisoles se enfriaron en un desecador hasta alcanzar temperatura ambiente y se pesaron,

Finalmente, los crisoles con las muestras fueron introducidos en la mufla a 360 grados por dos horas. Tras la ignición se extrae las muestras al desecador y se realiza el último registro de pesos en la balanza analítica (Andrades et al., 2015).

#### **3.2.5. Determinación de Carbono orgánico (CO) y Nitrógeno (N) por método DUMAS**

El contenido de CO, se determinó mediante el analizador automático de elementos, CHNS/O, modelo "Thermo Scientific™ FLASH 2000". La determinación de Nitrógeno total se realizó utilizando la técnica de Dumas, que requiere muestras finamente homogeneizadas. Estas muestras se calientan en un horno de alta temperatura, donde la combustión se lleva a cabo rápidamente a más de 1000 °C en presencia de Oxígeno puro. Durante este proceso se genera principalmente agua, dióxido de Carbono y Nitrógeno en forma de diversos óxidos de Nitrógeno (NO<sub>x</sub>). La mezcla de gases pasa por una cámara de reducción que contiene Cobre calentado a aproximadamente 650 °C, donde los (NO<sub>x</sub>). se reducen a Nitrógeno molecular N<sub>2</sub>

y se elimina el exceso de Oxígeno. Las trampas específicas eliminan el agua residual y el dióxido de Carbono, y el contenido total de Nitrógeno se mide utilizando un detector de conductividad térmica (Eyherabide et al., 2014).

### 3.2.6. Determinación de Capacidad de Intercambio Catiónico

La determinación de la capacidad de intercambio catiónico CIC se realizó utilizando el equipo de espectroscopia de absorción atómica con atomizador de llama iCE 3500. Las muestras fueron previamente tamizadas por un tamiz de 2 mm de diámetro. Para la extracción de los cationes intercambiables se utilizó una solución extractora con Acetato de amonio ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) 1 M, donde se pesó 77.08 g de  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  y se disolvió en 500 mL de agua y se aforó a un volumen a 1 L con agua destilada (Salinas & Garcia, 1979).

Se tomó 5 gamos de muestra de suelo se colocó en un Erlenmeyer de 125 mL de volumen, se agregó 25 mL de la solución extractora 1M se homogenizó durante 30 minutos y se dejó reposar por 24 horas, a continuación, se filtró al vacío utilizando el papel filtro de 0,45 micrómetros de diámetro y el filtrado se recogió en balones de aforo de 100 mL se lavó el suelo con pequeñas cantidades de acetato de amonio y se aforó a 100 mL con agua doblemente ionizada.

Para el análisis en el equipo de absorción atómica, se prepararon curvas de calibración a partir de soluciones estándar. Las soluciones madre de 1000 ppm fueron diluidas a una concentración intermedia de 50 ppm, luego se realizaron cuatro diluciones para cada catión de interés. Para el catión  $\text{Ca}^{++}$  concentraciones de 0,6 ppm, 1,2 ppm, 2,4 ppm, 3,6 ppm y 6 ppm; para el catión  $\text{Mg}^{++}$  concentraciones de 0,4 ppm, 0,8 ppm, 1,6 ppm, 2 ppm y 4 ppm; para el catión  $\text{Na}^+$  concentraciones de 0,2 ppm, 0,4 ppm, 0,8 ppm, 1,6 ppm y 2 ppm y para el catión  $\text{K}^+$  concentraciones de 0,4 ppm, 0,8 ppm, 1,6 ppm, 2 ppm y 4 ppm.

La técnica se fundamenta en el principio de que los átomos libres del analito, al ser atomizados en la llama, absorben radiación de una longitud de onda característica. Esta absorción promueve a los electrones desde el estado fundamental hacia un estado excitado. La cantidad de luz absorbida es proporcional a la concentración del elemento en la muestra. La calibración se realiza midiendo la absorción de soluciones estándar de concentración conocida, permitiendo establecer una curva de referencia para la cuantificación de los cationes intercambiables en las muestras (Slavin, 1978).

### 3.2.7. Determinación del Carbono Orgánico del suelo (COS)

La determinación del Carbono Orgánico del Suelo (COS) en unidades de  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  se realizó a partir del porcentaje de materia orgánica (MO%) obtenido mediante el método de pérdida por ignición (LOI) o directamente del contenido de Carbono total medido por el método Dumas.

En el caso del método LOI, se aplicó un factor de conversión de 0.58 para estimar el porcentaje de CO, considerando que aproximadamente el 58% de la MO corresponde a C. Para ambos métodos, se utilizó además la densidad aparente (DA) del suelo ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ), determinada mediante el método del cilindro, y la profundidad efectiva de muestreo. Los valores obtenidos de CO% fueron integrados con la DA y la profundidad para calcular el contenido de COS expresado en  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$ , empleando la fórmula:

$$\text{COS (Mg}\cdot\text{ha}^{-1}) = \text{CO\%} \times \text{DA (g}/\text{cm}^3) \times \text{profundidad (cm)} \times 100.$$

Este factor de conversión unifica las unidades de superficie (hectárea), profundidad del suelo (centímetros) y masa (gramos a megagramos), permitiendo una cuantificación precisa del Carbono almacenado por hectárea. Esta metodología es ampliamente aceptada en estudios de

dinámica del Carbono en suelos, y se basa en referencias como (Schulte & Hopkins, 1996; Tabatabai, 1996)

### **3.3. ESQUEMA METODOLÓGICO PARA ANÁLISIS DE ZONAS RIBEREÑAS**

#### **3.3.1. Recolección de muestras**

La recolección de muestras de suelo en las zonas ribereñas de la región andina se llevó a cabo mediante un muestreo sistemático por transectos a lo largo de la ribera y en áreas adyacentes (100m). Se tomaron muestras a diferentes profundidades en cada transecto para evaluar la distribución espacial del suelo: 0 a 30 cm y de 30 a 60 cm (Sánchez-Rodríguez et al., 2023), para la capa u horizonte superficial se utilizó un hoyador y para el estrato más profundo un barreno, las muestras de suelo (500 gr) se almacenaron en bolsas herméticas debidamente rotuladas para su transporte al laboratorio (Moreno-Jiménez et al., 2017).

El muestreo de agua en campo se entre los de meses, siguiendo protocolos de buenas prácticas y registrando los datos en bitácoras y cadenas de custodia. Los parámetros fisicoquímicos in situ, como pH, temperatura, sólidos disueltos totales, conductividad eléctrica y Oxígeno disuelto, fueron medidos con sondas multiparamétricas HANNA HI98199 previamente calibradas y el caudal se determinó con la sonda GlobalWater FP11. La recolección de las muestras se realizó conforme a la Norma INEN (N.T.E. 2176 1998), utilizando botellas ámbar de 1000 ml lavadas previamente con agua destilada y enjuagadas al menos 3 veces con agua del río, las muestras bajo refrigeración fueron transportadas al laboratorio para su análisis

#### **3.3.2. Determinación de parámetros fisicoquímicos del agua**

La medición del pH en el agua es esencial para evaluar su calidad y determinar su impacto en los ecosistemas acuáticos. El pH indica el grado de acidez o alcalinidad del agua, y valores fuera del rango neutro (7) pueden tener efectos adversos tanto sobre la biodiversidad como sobre la potabilidad (Ayala Izurieta et al., 2023). Valores extremos, ya sea hacia el lado ácido o alcalino, pueden sugerir la presencia de contaminantes que alteran el equilibrio ecológico y afectan la vida de los organismos acuáticos sensibles a estos cambios. La medición del pH se realizó utilizando un multiparámetro Hanna HI98199 (Ramírez, 2010).

Otro parámetro importante para evaluar la calidad del agua fue la conductividad eléctrica CE, que mide la capacidad del agua para conducir electricidad, lo cual está directamente relacionado con la cantidad de iones o sales disueltas presentes. Una conductividad alta suele indicar la presencia de contaminantes como aguas residuales o infiltraciones de salinidad provenientes de actividades agrícolas o industriales. Para medir la conductividad, se empleó un multiparámetro Hanna HI98199, un equipo que proporciona lecturas rápidas y precisas, permitiendo un monitoreo constante de la calidad del agua. Esta medición fue fundamental para evaluar el grado de contaminación (Barbosa-Ramírez et al., 2012; Peral et al., 2019).

Para medir el Oxígeno disuelto, se utilizó un multiparámetro Hanna HI98199 que sigue un protocolo específico con reactivos para obtener resultados precisos. Al igual que con el pH y la CE, esta medición permitió evaluar la calidad del agua y prevenir problemas relacionados con la falta de Oxígeno, protegiendo así la biodiversidad acuática y la salud de los ecosistemas (Acosta et al., 2009).

#### **3.3.3. Determinación de nutrientes del agua**

La determinación de nutrientes en el agua, específicamente Nitritos, Nitratos y Fosfatos, se llevó a cabo utilizando métodos estandarizados y equipos especializados que garantizan resultados precisos y reproducibles. Estos compuestos son indicadores fundamentales en el

análisis de la calidad del agua, ya que los Nitritos y Nitratos evidencian posibles fuentes de contaminación por fertilizantes agrícolas o descargas de aguas residuales, mientras que los Fosfatos, aunque esenciales en pequeñas cantidades, pueden provocar procesos de eutrofización cuando se encuentran en concentraciones elevadas (Pizarro et al., 2024). Para su cuantificación, se utilizó un espectrofotómetro UV-Vis, junto con kits de reactivos específicos de marcas certificadas, los cuales permiten realizar análisis colorimétricos rápidos, sensibles y adaptados a las normas de calidad ambiental. Cada nutriente fue determinado siguiendo los procedimientos recomendados por los fabricantes y respaldados por metodologías reconocidas internacionalmente para el monitoreo de aguas continentales (Medrano et al., 2011).

### **3.3.4. Determinación de DBO<sub>5</sub>**

La Determinación de la DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días) es un análisis clave para evaluar la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en el agua, que los microorganismos aerobios descomponen en un período de cinco días. Este parámetro es fundamental para medir la carga orgánica en cuerpos de agua y evaluar su calidad, ya que niveles elevados de DBO<sub>5</sub> pueden indicar contaminación orgánica y un posible impacto negativo en los ecosistemas acuáticos.

El método estándar para la determinación de la DBO<sub>5</sub> se basa en medir la disminución del Oxígeno disuelto (OD) en una muestra de agua incubada durante 5 días a una temperatura de 20°C, bajo condiciones de ausencia de luz. El equipo utilizado incluye un oxímetro o medidor de Oxígeno disuelto HACH BOD TRAK II, que permite medir la concentración de Oxígeno antes y después del período de incubación. El principio del método se basa en que los microorganismos presentes en el agua consumen Oxígeno durante la descomposición de la MO, y la diferencia entre el Oxígeno inicial y el Oxígeno restante al final de los 5 días se utiliza para calcular la DBO<sub>5</sub>, expresada en miligramos de Oxígeno por litro (mg.L<sup>-1</sup>) (Guarnizo Crespo et al., 2024)

### **3.3.5. Valoración de QBR (Calidad de Bosque de Ribera)**

Se evaluó la calidad de los bosques de ribera mediante la aplicación del índice de calidad de bosque de ribera (QBR), se seleccionaron las zonas de muestreo a largo del río considerando 4 factores del hábitat ribereño como: grado de cobertura vegetal, estructura de la vegetación, calidad de la cubierta vegetal y grado de naturalidad del canal fluvial, en los cuales se asignaron calificaciones comprendidas entre 0 y 25 dependiendo del estado de cada uno ellos (Acosta et al., 2009).

La evaluación del QBR se realizó durante la estación seca para maximizar la visibilidad e la estructura del bosque de ribera y obtener datos representativos. La menor cobertura de la vegetación herbácea durante esta época facilita la evaluación de los componentes del índice QBR. Los valores finales se calcularon como el promedio de la valoración obtenida en cada punto de muestreo acorde a la metodología propuesta por (Gamarra Torres et al., 2018).

## **3.4. ESQUEMA METODOLÓGICO PARA ANÁLISIS DE SEDIMENTOS LACUSTRES**

### **3.4.1. Recolección de sedimentos lacustres**

Para la recolección de muestras de sedimento en cada una de las lagunas, se empleó una draga de tipo Van Veen, la cual consiste en una estructura tipo "caja" con dos brazos articulados que se abren y cierran (Veen, 1933). La draga se lanzó desde un bote inflable marca ALBATROS de casco PVC con 1,2 mm de espesor, piso de Aluminio con capacidad para 6 personas. Se Bajó la draga al fondo acuático, asegurándose de que esté completamente sumergida. Esto permite que se cierre correctamente al entrar en contacto con el sedimento.

Una vez en el fondo, tirar de la cuerda para cerrar la draga, asegurando que recoja el sedimento. Este cierre se produce gracias al peso de la draga y la resistencia del sedimento. Se levantó la draga lentamente hacia la superficie, evitando que se derrame el sedimento. Una vez en la superficie, se abrió la draga y se guardó el sedimento en recipientes adecuados para su preservación, traslado y posterior análisis.

### 3.4.2. Determinación de eutrofización de lagos andinos

La evaluación del estado de eutrofización del cuerpo de agua se llevó a cabo con el Índice del Estado Trófico (TSI) propuesto por Carlson (1977), que permite clasificar el estado trófico de embalses y lagos en función de los principales parámetros limnológicos. El índice comprende tres variables muy representativas del estado trófico: transparencia del agua (con disco de Secchi), concentración de Fósforo total (TP) y concentración de clorofila-a (Chl-a), utilizadas como indicativas de productividad primaria del sistema acuático (Moreno Franco et al., 2010).

Para el cálculo de transparencia, fue empleado un disco de Secchi de 20 cm de diámetro, efectuando las medidas en horas próximas al mediodía en situación de clima estable. La recolección de muestras se realizó mediante botellas Van Dorn. Con las muestras de agua previamente filtradas in situ se analizaron los Fosfatos y los contenidos de clorofila a, en un Espectrofotómetro de UVis,

El cálculo para determinar la eutrofización se llevó a cabo mediante el siguiente tipo de ecuaciones logarítmicas expresadas en función de Carlson:

- $TSI(SD) = 60 - 14.41 * \ln(SD)$ ,
- $TSI(Chl-a) = 9.81 * \ln(Chl-a) + 30.6$
- $TSI(TP) = 14.42 * \ln(TP) + 4.15$ ,

**Donde:** SD (profundidad de visibilidad en m), Chl-a (concentración de clorofila-a en  $\mu\text{g/L}$ ) e TP (concentración de Fósforo total en  $\mu\text{g/L}$ ). Finalmente, se calculó un TSI promedio considerando los tres índices parciales, y el estado trófico fue clasificado según la escala original de Carlson: oligotrófico ( $TSI < 40$ ), mesotrófico ( $TSI 40-50$ ), eutrófico ( $TSI > 50$ ) e hipereutrófico ( $TSI > 70$ ). Esta metodología proporciona una aproximación cuantitativa estandarizada para determinar el nivel de eutrofización y permite comparaciones temporales y espaciales del estado trófico de los cuerpos de agua estudiados (Ledesma et al., 2013; Moreno Franco et al., 2010).

### 3.4.3. Determinación de parámetros fisicoquímicos de los sedimentos incluye potencial redox.

Para el análisis de sedimentos se utilizó el equipo multiparámetro de campo de marca WTW™ 2FD560 el mismo da cuenta con tres sondas y cada una registra parámetros como pH, CE, TDS. El potencial Redox se mide en campo con un potenciómetro marca HANNA versión HI 98201, introduciendo el electrodo en el agua intersticial del primer centímetro del sedimento (Hermosilla et al., 2005).

### 3.4.4. Determinación de metales pesados

La preparación de las muestras de suelo empleó la técnica de extracción ácida asistida por microondas, ya que la misma, asegura la digestión eficiente de matrices complejas, liberando los metales mediante ácidos concentrados (agua regia) bajo condiciones controladas de presión y temperatura en el microondas (Milestone modelo Ethos up) (Tighe et al., 2004). El extracto resultante fue analizado mediante espectroscopia de absorción atómica AAS (Thermo Fisher iCE3500), técnica que ofrece alta sensibilidad para elementos específicos como son los metales pesados (Montenegro et al., 2009).

En total se midieron 8 elementos metálicos (Cd, Cr, Mn, Pb, Fe, Cu, Ni, Zn), para garantizar la linealidad, sensibilidad y precisión en la cuantificación, se utilizó una serie de curvas de calibración, creadas a partir de estándares con concentración conocida para cada metal (Shaheen et al., 2023). Se aplicaron métodos de control de calidad como análisis de blanco y calibración con patrones con la finalidad de asegurar la trazabilidad de los resultados (R. Chen et al., 2019).

### 3.4.5. Determinación de enriquecimiento y geo acumulación por metales pesados

El índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ ), el factor de contaminación (CF) e índice de riesgo ecológico potencial de cada elemento metálico individual (PERI) pueden ser

(TM) y metales pesados (HM) en el suelo (Ahmad et al., 2021). El CF fue calculado usando la fórmula propuesta por (Hakanson, 1980):

$$CF = \frac{C_n}{C_b}$$

Donde  $C_n$  es la concentración de metales en los lugares de muestreo y  $C_b$  es la concentración preindustrial de cada metal. Acorde a Mohammadi et al., (2020) la calidad del suelo puede clasificarse por el valor de CF de la siguiente manera:  $CF < 1$  (Baja contaminación),  $1 \geq CF \geq 3$  (Moderada contaminación),  $3 \geq CF \geq 6$  (Considerable) y  $CF \geq 6$  (Muy alta).

El  $I_{geo}$  proporciona la estimación de la contaminación a partir de las concentraciones de metales pesados y las concentraciones de fondo en los suelos medidas (Mohammadi et al., 2020), se calculó aplicando la siguiente fórmula:

$$I_{geo} = \log_2 \left[ \frac{C_n}{1.5B_n} \right]$$

Donde  $C_n$  es la concentración de metal medida y  $B_n$  son las concentraciones de fondo de ese metal en el sitio, el valor de 1.5 es utilizado para minimizar las variaciones del efecto de las concentraciones de fondo, las clases de  $I_{geo}$ . La calidad de suelo acorde a la clasificación de  $I_{geo}$  puede ser:  $< 0$  (Prácticamente no contaminado), 0-1 (No contaminado a moderadamente no contaminado), 1-2 (Moderadamente contaminado), 2-3 (Moderadamente a altamente contaminado), 3-4 (Muy contaminado), 4-5 (Muy contaminado a extremadamente contaminado) y  $> 5$  (Extremadamente contaminado) (Ahmad et al., 2021).

El PERI puede determinarse de la siguiente manera, acorde a (Hanfi & Yarmoshenko, 2020):

$$E_r^i = C_r^i \times T_r^i = \left( \frac{C_s^i}{C_n^i} \right) \times T_r^i$$

Donde  $C_s^i$  es la concentración de un elemento en la muestra de suelo,  $C_n^i$  es el valor de fondo geoquímico del suelo no afectado y  $T_r^i$  es el factor de respuesta tóxico para cada metal, este factor se tomó acorde (L. Zhang & Liu, 2014) para Cr, 5 para Cu y Pb, 10 para As, 40 para Hg y 50 para Cd. La calidad del suelo puede clasificarse por el valor de  $E_r$  de la siguiente manera:  $E_r < 40$  (riesgo bajo),  $40 \leq E_r < 80$  (riesgo moderado),  $80 \leq E_r < 160$  (riesgo considerable),  $160 \leq E_r < 320$  (riesgo alto) y  $E_r \geq 320$  (riesgo muy alto).

### 3.4.6. Metodología Integrada de Geoestadística y análisis estadístico para la evaluación de la variabilidad espacial del Carbono orgánico del suelo

Los datos de COS obtenidos del muestreo de suelos se integraron en ArcGIS 10.4, creando una base de datos geográfica que incluye ambos parámetros. Los métodos geoestadísticos



aplicados a la cartografía de suelos andinos permiten modelar la variación espacial con una sólida base estadística, integrando la autocorrelación espacial (índice de Moran) y cuantificando la incertidumbre predictiva (Ayala Izurieta et al., 2023a; Oliver & Webster, 1990; Wadoux, 2024). Entre estos métodos, la interpolación Kriging se destaca por utilizar la estructura de dependencia espacial (modelada mediante semivarianza) y el análisis de tendencias para minimizar los errores de predicción (Oliver & Webster, 1990). En este estudio, se aplicó el Kriging para generar mapas de distribución espacial del COS en el área de estudio.

La variabilidad espacial de COS en el sitio de estudio se analizó mediante un análisis estadístico descriptivo (media, desviación estándar, mediana, coeficiente de variación, rango, asimetría y curtosis) para perfiles de suelo de 0-30 cm y 30-60 cm. Los datos resultantes se evaluaron bajo criterios de normalidad utilizando la prueba estadística de Shapiro-Wilk y la prueba de Kruskal-Wallis para muestras cuantitativas independientes que no siguen una distribución normal, con un nivel de confianza de al menos 95% (Flores-Ruiz et al., 2017).

### 3.4.7. Análisis de componentes principales (ACP)

Para identificar patrones latentes y reducir la complejidad multivariable de los datos ambientales, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando el software IBM SPSS Statistics, versión 20. Esta técnica permitió transformar un conjunto de variables correlacionadas en un número reducido de componentes no correlacionados que retienen la mayor parte de la varianza total del sistema (Jolliffe & Cadima, 2016). Para ello, se utilizó el método de extracción basado en componentes principales con rotación ortogonal Varimax, dado que este facilita la interpretación al maximizar la varianza de las cargas factoriales de cada componente (Hair et al., 2019). Previamente, se evaluó la adecuación del conjunto de datos mediante el índice de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), el cual debe superar el umbral de 0.6, y la prueba de esfericidad de Bartlett, que debe resultar significativa ( $p < 0.05$ ) para justificar la aplicación del modelo (Field, 2018).

### 3.4.8. Selección de Variables Relevantes mediante Random Forest (RF)

Para la identificación de las variables relevantes se empleó el algoritmo Random Forest (RF) regresión, el cual utiliza múltiples árboles de decisión generados a partir de un subconjunto aleatorio de datos de entrada y puede gestionar con éxito datos de alta dimensionalidad y multicolinealidad (Schonlau & Zou, 2020; Sekulić et al., 2020). RF utiliza promedios para mejorar la precisión predictiva y controlar el sobreajuste (Abraham et al., 2014). RF aplica la siguiente fórmula

$$REf_i = \frac{\sum_{j \in \text{all trees}} normf_{ij}}{T}$$

Se evaluaron varios algoritmos de regresión con el fin de minimizar la incertidumbre en la predicción del QBR y WQI o COS. Este estudio aplicó algoritmos de regresión CART, identificando los mejores predictores a partir de la creación de árboles de aprendizaje. El algoritmo CART utilizó un conjunto de datos de entrenamiento, compuesto por: la variable objetivo, correspondiente a los valores de QBR y WQI y/o COS. Variables climáticas e índices satelitales como variables predictoras (Tian et al., 2024).

El nodo raíz se empleó para construir árboles de decisión, los cuales se dividen en diferentes ramas hasta llegar a los nodos finales. Todas las variables se consideraron en cada árbol de aprendizaje para determinar la mejor división (split) (D'Urso & Vitale, 2020; Schonlau & Zou, 2020). Cada división corresponde a una sola variable a la vez, con un valor o grupo de valores, pero el algoritmo selecciona la división que minimiza el error cuadrático y el error

absoluto. El árbol comienza con el nodo raíz y crece a partir de él, dividiéndose nuevamente según sea necesario o siguiendo una instrucción específica **Figura 4-2**

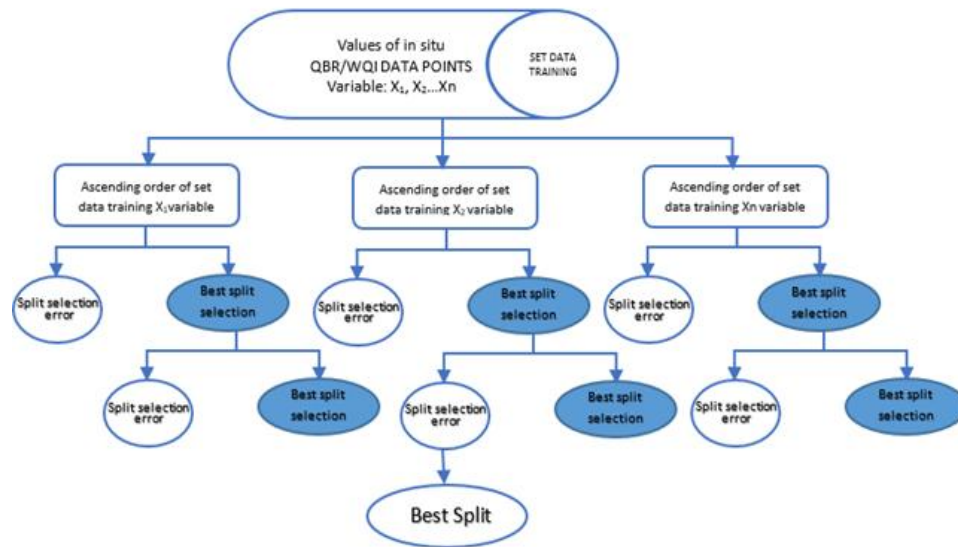


Figura 3-2 División y crecimiento del árbol CART

El entrenamiento del modelo RF se llevó a cabo utilizando 100 árboles de decisión, y el número de nodos en cada división correspondió a la raíz cuadrada del total de variables en cada entrenamiento.

## 4. PUBLICACIONES

### 4.1. PUBLICACIÓN ENVIADA 1. SOIL HEALTH AND WATER QUALITY LINKAGES IN HIGH-ANDEAN RIPARIAN ECOSYSTEMS OF THE CEBADAS RIVER SUB-BASIN, ECUADOR

Este capítulo se envió a la Revista *International Soil and Water Conservation Research*. Su estado actual se encuentra en revisión. SWCR-D-25-00453

**Índices de calidad:** La revista *International Soil and Water Conservation Research* está clasificada en el **cuartil Q1** según SCImago (SJR  $\approx$  1,899). Scimago+2VU Journal Browser+2 En el ranking *Journal Citation Reports* exhibe un **factor de impacto de 7,3** para 2024. Journal Impact+3Web of Science Journal+3Wikipedia+3 Además, según métricas de Scopus/WUR, su *CiteScore* es de **14,9** con un porcentaje de cuartil top 10 % en sus categorías. WUR.

**La contribución** de Andrés A. Beltrán Dávalos fue: conceptualización, curación de datos, investigación, metodología y redacción del borrador original; administración del proyecto, análisis formal, investigación, metodología, supervisión, redacción del borrador original y redacción-revisión y edición; así como análisis formal, investigación, metodología, supervisión, redacción del borrador original y redacción-revisión y edición.

Dear Editor,

We are pleased to submit our manuscript titled “*Soil Health and Water Quality Linkages in High-Andean Riparian Ecosystems of the Cebadas River Sub-basin, Ecuador*” for your consideration in *International Soil and Water Conservation Research*.

This study is the result of a multi-year investigation into how riparian and transition zone soil conditions influence water quality in high-altitude Andean catchments. Through a combination of field measurements, laboratory analyses, and statistical modeling—including Random Forest and CART techniques—we identified strong linkages between soil organic carbon, microbial respiration, and indicators of water quality. Our results underscore the role of soil health and riparian vegetation as key drivers of water conservation in fragile mountain ecosystems.

We believe this work aligns well with the aims of your journal, particularly its focus on integrative approaches to soil and water conservation and the practical application of science in regions vulnerable to land-use pressures. The findings offer useful guidance for watershed monitoring and ecosystem management in tropical highland environments.

The manuscript is original, not under review elsewhere, and has been approved by all co-authors. We appreciate your time and consideration and look forward to your response.

Sincerely,

**Andrés A. Beltrán Dávalos**

Corresponding author

abeltran@epoch.edu.ec

On behalf of all co-authors

## **Conflict of Interest**

We, the authors — Andrés A. Beltrán Dávalos, Cristian Salazar, Magdy Echeverría, Agustín Merino, Xosé L. Otero, Anna I. Kurbatova, and Elena V. Savenkova — declare that we have no conflicts of interest related to the research, authorship, or publication of this article. No financial or personal relationships exist that could have influenced the results or interpretations presented in this study.

# Soil Health and Water Quality Linkages in High-Andean Riparian Ecosystems of the Cebadas River Sub-basin, Ecuador

## Abstract

This study evaluated the influence of soil health in riparian and transition (ecotone) zones on water quality in the Atillo, Ozogoche, Yasepan, and Cebadas rivers, located within the high-Andean Cebadas River sub-basin in Ecuador. Soil and water samples were collected from 20 sites across the four rivers during three field campaigns between 2022 and 2024. Comprehensive physical, chemical, and biological soil properties were measured, including organic carbon content, bulk density, moisture, and soil respiration. Concurrently, water quality parameters—dissolved oxygen, nutrients, turbidity, biochemical oxygen demand, and fecal coliforms—were analyzed and integrated into the Water Quality Index (NSF-WQI). Riparian forest condition was assessed using an Andean index. Multivariate statistical techniques, including Random Forest and Classification and Regression Trees (CART), were applied to identify important predictors influencing ecosystem quality. Results demonstrated that healthier soils, characterized by higher organic carbon, lower compaction, and increased microbial activity, correlated with superior water quality. Degraded soils exhibited higher nutrient loads, increased bulk density, and diminished carbon sequestration. Riparian forest quality showed a strong positive correlation with water quality ( $r=0.7-0.8$ ), with ammoniacal nitrogen, altitude, and fecal coliforms emerging as significant predictors in model performance. The findings highlight soil health in riparian and ecotone zones as a key factor in the sustainable management of high-Andean aquatic ecosystems.

**Keywords:** Riparian soil health, Water Quality Index (WQI), QBR-Andean Index, High-Andean aquatic ecosystems

## 1 Introduction

The degradation of riparian zones in high Andean regions represents an increasing threat to soil and water quality in sensitive fluvial ecosystems. These areas contribute to food production, carbon storage, climate regulation, and the support of both plant and animal productivity (Buytaert et al. 2011). Their conservation or sustainable management promotes soil quality, typically assessed through macro and micronutrient availability, which supports the growth of endemic and introduced vegetation (Huang et al. 2011).

The morphometric dynamics of microwatersheds are closely linked to the condition of riparian zones (RZs), which function as buffer areas that retain sediments, nutrients, and pollutants originating from surrounding soils or ecotone zones (EZs) near fluvial

systems (Palma et al. 2009; Villamarín et al. 2014). These ecosystems play an important role in preserving water quality, which in turn affects the productivity of adjacent soils (Granitto et al. 2025).

In high Andean regions, riparian vegetation contributes to the ecological stability of river systems by stabilizing banks, reducing surface runoff, limiting soil erosion, structuring microhabitats, and mitigating flood risks (Carrasco et al. 2014). Above 2800 meters above sea level, three main vegetation types are commonly observed: rocky formations with minimal plant cover; páramos and punas dominated by grasses, cushion plants, and wetlands; and arboreal or shrubby communities, more frequent at lower elevations (Acosta et al. 2009).

These riparian ecosystems have been progressively degraded due to anthropogenic activities such as agricultural expansion, overgrazing, deforestation, unregulated urban growth, and non-metallic mineral extraction along riverbanks (Farguell et al. 2024). This deterioration underscores the need for studies assessing riparian forest quality in Andean contexts, particularly because standardized indices such as the QBR index (Munné et al. 2003) are often unsuitable for ecosystems with limited tree or shrub cover (López et al. 2015).

In this context, evaluating water quality has become an important tool for sustainable water resource management and pollution control in Ecuador's high Andean regions (Mosquera et al. 2022). Water Quality Indices (WQIs) have proven effective for pollution monitoring (Samboni et al. 2007; Castro et al. 2014; SNET 2016), especially in rivers and streams characteristic of the Andes (Ye et al. 2019). By integrating multiple variables into a single, interpretable score, WQIs facilitate spatial and temporal comparisons (Cevallos Gaibor 2015). This methodology supports the assessment of water management programs and strengthens communication with decision-makers and local communities (González et al. 2013; Castro et al. 2014).

Since 2009, efforts have been made to adapt the QBR index to high Andean conditions through the development of the QBR-Andean index (QBR-And) (Acosta et al. 2009). However, the geomorphological heterogeneity of glacial, periglacial, and inter-Andean valley landscapes continues to limit the accuracy of current adaptations for ecological assessment. This shortcoming constrains the implementation of effective socio-environmental management by local populations.

Therefore, the objective of this research is to evaluate the influence of soil health in riparian and transitional zones on water quality in the Atillo, Ozogoche, and Yasepan rivers, located in the Ecuadorian Andes and forming part of the Cebadas River sub-basin within Sangay National Park. To address this, the physical, chemical, and biological parameters of water are analyzed alongside soil quality indicators to better understand the interactions between these ecosystems and their relevance for conservation, monitoring, and management.

## 2 Methodology

### 2.1. Study Area

This study was conducted in the Cebadas River sub-basin, located in the southern sector of Chimborazo Province, Ecuador. The focus was placed on the riparian zones of the Atillo, Ozogoché, Yasepan, and Cebadas rivers, which originate from springs, páramo ecosystems, and drainages in the eastern zone of Sangay National Park (Fig. 1). The study area spans elevations ranging from 2,600 to 3,800 meters above sea level, following the course of the river system. The highest temperature recorded in the lower sub-basin, near the town of Cebadas, is approximately 20 °C, while the lowest, in the Ozogoché headwaters, is around 4 °C. The micro-watershed covers an estimated area of 71,085.88 hectares, and the river network extends roughly 47 kilometers from its sources to its confluence with the Chambo River. Annual precipitation ranges between 800 mm and 2,000 mm, typically occurring as long-duration, low-intensity rainfall (GAD provincial de Chimborazo 2013).



**Fig. 1** Map of the Cebadas River micro-watershed and study zones

The ecosystems surveyed include both flat terrains, such as the Atillo periglacial valley, and highly rugged areas, such as the Ozogoché hills, all within Sangay National Park, part of Ecuador's National System of Protected Areas (SNAP) (Beltrán-Dávalos et al. 2022). Endemic forest cover is minimal, occupying less than 4% of the Atillo and Ozogoché micro-watersheds, where *Polylepis racemosa* is the dominant species (Caranqui et al. 2016). The main anthropogenic pressures are extensive cattle grazing in the upper zones and intensive agricultural activity in the lower sub-basin (GAD provincial de Chimborazo 2015).

Unlike temperate regions, the area experiences minimal seasonal variation (Steinitz-Kannan et al. 2020); however, a rainy season typically occurs between November and April (Buytaert et al. 2006; Crespo et al. 2011). According to the Köppen-Geiger climate classification, the study area has a Cwb climate type, categorized as a temperate highland climate with dry winters and warm summers (Peel et al. 2007; Crespo et al. 2011). Due to its elevation and equatorial location, the study area receives intense solar radiation, with global horizontal irradiation levels ranging from 3.82 to 4.84 kWh/m<sup>2</sup> (World Bank Group 2024). The main morphometric characteristics of the study areas are summarized in Table 1.

**Table 1** Basic information and morphometric characteristics of the study areas

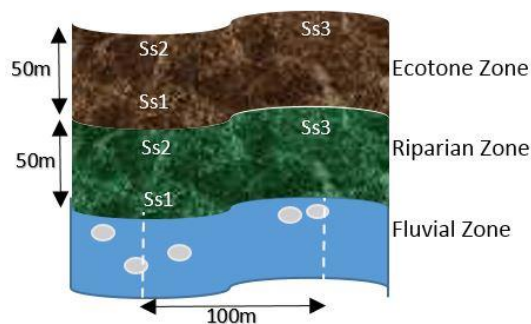
Study site	Atillo	Ozogoche	Yasepan	Cebadas
Sampling zones	M5-M6-M7-M8	M1-M2-M3-M4-M19	M10-M11-M12-M13-M20	M9-M14-M15-M16-M17-M18
Hydrological centroid	Lat: 2°09'15" S Lon: 78°33'54" W	Lat: 2°12'54" S Lon: 78°36'04" W	Lat: 2°04'53" S Lon: 78°30'32" W	Lat: 2°05'58" S Lon: 78°35'02" W
Mean Slope (°)	9,51	7,89	11,30	10,88
Concentration time (h)	2,95	1,94	2,14	5,51
Hypsometric curve	Old Basin	Mature Basin	Old Basin	Mature Basin
Terrain type	Mountainous	Mountainous	Mountainous	Mountainous
Elevation range (m a.s.l.)	3443 - 3249	3755 - 3320	3655 - 3248	3250 - 2853
River length (km)	19,78	22,09	27,66	31,11
Protected area status	SNAP Conservation Zone	SNAP Conservation Zone	N/A	N/A
Anthropogenic activities	Low	Very low	Low	High
Environmental impact	Minor changes with low ecological impact, generally reversible.	Minimal activity, no significant ecosystem disturbance.	Minor changes with low ecological impact, generally reversible.	Significant impact on biodiversity, water quality, and ecosystem structure.
Riparian zone area (ha)	188,14	221,17	277,34	311,59

Note: Data obtained through field measurements and direct observations conducted by the research team during this study.

## 2.2. Experimental design and soil and water sampling

### 2.2.1 Sampling and site selection

Between September and October 2022, the geographic locations of the micro-watersheds were identified using Google Earth imagery and a digital elevation model (DEM). Based on this analysis, 20 sampling points were distributed across four main rivers within the Cebadas River sub-basin in Chimborazo Province: Ozogoche (5 points: M1, M2, M3, M4, M19), Atillo (4 points: M5, M6, M7, M8), Yasepan (5 points: M10, M11, M12, M13, M20), and Cebadas (6 points: M9, M14, M15, M16, M17, M18). The conceptual sampling layout across fluvial, riparian, and ecotone zones is illustrated in Figure 2.



**Fig. 2** Conceptual model of soil and surface water sampling across fluvial, riparian, and ecotone zones.

## 2.2.2. Soil sampling and laboratory analysis

Soil sampling and laboratory analysis followed standardized procedures from the FAO Guidelines for Soil Description (2006); ISO 10390 for pH determination (potentiometric method); ISO 11272 for bulk density using Kopecky rings; and the USDA Soil Survey Laboratory Methods Manual (SSIR 42).

A total of 40 composite soil samples were obtained during three field campaigns: October–November 2022, November–December 2023, and March–April 2024. These included 20 from riparian zones (RZ) and 20 from ecotone zones (EZ). Each composite was formed from three subsamples collected within plots of 100 × 50 m (RZ) or 100 × 100 m (EZ), respectively (Fig. 2).

Soil samples were collected using a core sampler (5 cm diameter) to extract soil from the 0–30 cm depth layer. A total of 40 composite samples were obtained.

During soil sampling, after removing debris such as stones, roots, and surface vegetation cover, each composite sample was divided into two parts. One portion of fresh soil was used immediately for the analysis of carbon release in the form of carbon dioxide (C-CO<sub>2</sub>). The second portion was air-dried naturally, sieved through a 0.15 mm mesh, placed in labeled bags, and stored in a quiet, ventilated environment for the analysis of soil physicochemical properties.

### 2.2.2.1. Soil Physicochemical Analyses

Particle size distribution was determined using the Bouyoucos hydrometer method (Gee and Bauder, 1986), and organic carbon and total nitrogen were analyzed using dry combustion via CHNS elemental analysis.

During sampling, soil was collected using a Kopecky cylinder (with a volume between 88 and 92 cm<sup>3</sup>) to determine bulk density (BD) and soil moisture content (ISO 11272). The soil inside the ring was then dried in a Memmert 2000 oven at 105 °C for 24 hours, until a constant weight was achieved (Agostini et al. 2014). Soil moisture content was determined using the gravimetric method. The particle size distribution—in terms of sand, silt, and clay—was analyzed using the Bouyoucos hydrometer method, with sodium hexametaphosphate as the dispersing agent (Gee and Bauder 1986; Acevedo et al. 2010). Soil pH was measured using the electrode method, with a soil-to-water ratio of 2.5:1 (Intergovernmental Oceanographic Commission et al. 2014). Organic carbon (OC) and total nitrogen (N) were determined using a CHN elemental analyzer (Thermo Scientific™ FLASH

2000 CHNS/O Analyzer), with approximately 10 mg of soil samples previously sieved through a 180  $\mu\text{m}$  mesh. The soil organic carbon stock (SOC,  $\text{Mg C ha}^{-1}$ ) was calculated based on the organic carbon percentage (OC%) and the soil bulk density (BD) for the 30 cm soil depth, using Equation 1 (Lee et al. 2009):

$$SOC = BD \times OC \times D \quad (1)$$

where *SOC* denotes the soil organic carbon content ( $\text{g C/cm}^3$  or  $\text{Mg C/ha}$ , depending on unit used), *BD* represents the soil bulk density ( $\text{g/cm}^3$ ), *OC* indicates the organic carbon percentage (%), and *D* is the depth of the soil layer considered (cm).

### 2.2.2.2. Soil Respiration Assessment

Solvita method was used to measure carbon dioxide ( $\text{C-CO}_2$ ) released by microbial activity in soil samples (Luters and Salazar 2000). The collected soil samples were cleared of plant cover and roots to minimize interference from root respiration. Soil temperature at each sampling point was recorded using a valinometer (model YH-Soil4in1). For respiration analysis, 50 grams of soil were placed in 200 mL Solvita Soil Life Kit jars, along with a  $\text{CO}_2$ -sensitive gel paddle inserted vertically into the soil sample. The jars were sealed and incubated at room temperature ( $23^\circ\text{C}$ ) for 24 hours in a Memmert oven.

The color change in the paddle was proportional to the amount of  $\text{CO}_2$  released and was interpreted using a Solvita Digital Color Reader (DCR). The gel paddle was inserted into the reader with the gel side facing up, and the resulting color value was recorded on a scale from 0 to 5, allowing for quantification of carbon emission as  $\text{CO}_2$  ( $\text{C-CO}_2$ ) in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ . To improve accuracy, a temperature correction factor was applied based on both soil and laboratory temperature during incubation, ensuring a more precise estimation of  $\text{CO}_2$  emissions (Guo 2021).

### 2.2.3 Water Quality Assessment

A total of 60 surface water samples were collected across three field campaigns—October–November 2022, November–December 2023, and March–April 2024—at 20 fixed sampling points (one per site per campaign), coinciding with the same periods during which soil samples were obtained.

Water sampling, preservation, and analysis were conducted following the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). In situ measurements of temperature, pH, electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), total dissolved solids (TDS), and ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_3$ ) were performed using a previously calibrated Hanna HI98199 multiparameter probe. Turbidity was also measured on-site using a LaMotte 2020we portable turbidimeter, applying the nephelometric method as described in APHA 2130 B. The flow rate was measured using the FP11 flow meter, in accordance with the APHA Method 2540.

For laboratory analysis, sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), and phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) concentrations were measured using a HACH DR3900 spectrophotometer, following APHA Methods 4500- $\text{SO}_4^{2-}$  E, 4500- $\text{NO}_3^-$  E, and 4500-P E, respectively. Biochemical Oxygen Demand ( $\text{BOD}_5$ ) was assessed using the 5-day incubation test (APHA 5210 B), while fecal coliforms and total coliforms were enumerated by membrane filtration (APHA 9222 D) under selective incubation conditions.

Of the measured parameters, nine were used to calculate the National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSF-WQI): Dissolved oxygen, E. coli, Hydrogen potential (pH), Biochemical Oxygen Demand (BOD<sub>5</sub>), phosphate, temperature, nitrogen, turbidity, and Total Dissolved Solids (TDS). These nine parameters were scored based on standard concentration-to-quality conversion tables, following the NSF-WQI methodology (Brown et al. 1970). Each variable was assigned a quality rating (qi) and a relative weight (wi), reflecting its contribution to overall water quality. The final WQI value, ranging from 0 to 100, was computed as the weighted sum of individual scores:

$$WQI = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad (2)$$

with the condition:

$$\sum_{i=1}^n wi = 1 \quad (3)$$

Water quality was categorized into five levels—excellent, good, fair, poor, and very poor—based on established classification criteria (Noori et al. 2019). The relative weight assigned to each parameter is presented in Table 2.

**Table 2** Relative Weights Used in the Calculation of the NSF-WQI (Brown et al. 1970)

Variable	Relative Weight (wi)
Dissolved oxygen	0,17
E. coli	0,16
Hydrogen potential (pH)	0,11
Biochemical Oxygen Demand (BOD <sub>5</sub> )	0,11
Phosphate	0,10
Temperature	0,10
Nitrogen	0,10
Turbidity	0,08
Total Dissolved Solids (TDS)	0,07

#### 2.2.4. Fluvial Habitat Structure Assessment

To evaluate the ecological quality of riparian forests or riparian zones (RZs), field observations were conducted using three transects placed perpendicular to the riverbanks, each extending 50 linear meters. Qualitative variables were recorded using standardized observation sheets, following the methodology proposed by Acosta et al. (2009), based on an adaptation of the protocol developed by Munné et al. (2003). Four evaluation components were considered: the extent of riparian cover, determined by the percentage of vegetation cover and its connectivity with the surrounding terrestrial ecosystem; the structure of the cover, considering the contribution of trees and shrubs; the quality of the cover, based on the diversity of riparian tree species; and the naturalness of the river channel, which accounts for anthropogenic alterations such as straightening or meander

removal. The final score was obtained by summing the values of each component, and riparian forest quality was classified on a scale ranging from less than 25 to more than 96 points, according to the categories established in Table 3.

**Table 3** Conservation quality scores of riparian vegetation according to the QBR-And index. Adapted from Acosta et al. (2009)

Quality level	QBR-And score	Representative color
Unaltered riparian vegetation, very high quality, natural state	≥ 96	Blue
Slightly disturbed vegetation, good quality	76-95	Green
Onset of significant alteration, intermediate quality	51-75	Yellow
Strong alteration, poor quality	26-50	Orange
Extreme degradation, very poor quality	≤ 25	Red

### 2.3. Statistical Analysis

Descriptive statistics were applied to the physical and chemical properties of soils in both riparian zones (RZ) and ecotone zones (EZ), as well as to water quality parameters, in order to identify spatial patterns of variability and heterogeneity across sites. The normality of the data distribution was evaluated using Shapiro–Wilk and Kolmogorov–Smirnov tests. When assumptions of normality and homogeneity were met, Tukey’s post hoc test was applied to determine statistically significant differences in mean values between zones ( $p < 0.05$ ). To investigate the relationships among variables, Pearson correlation analysis and Principal Component Analysis (PCA) were conducted. These analyses integrated soil physicochemical properties from RZ and EZ, the Water Quality Index (WQI), and QBR-And scores to assess interdependencies among biophysical indicators.

### 2.4. Selection of Relevant Variables Using Random Forest (RF)

To identify the most influential variables associated with riparian forest quality (QBR) and water quality (WQI), a Random Forest (RF) regression model was applied. The RF algorithm builds multiple decision trees from bootstrapped subsets of the input data and randomly selected predictor variables, thereby reducing overfitting and improving predictive accuracy (Breiman, 2001; Belgiu and Drăguț, 2016). It is particularly effective for analyzing high-dimensional datasets with potential multicollinearity among variables (Abellán et al. 2017; Hribljan et al. 2017; Fouedjio 2021).

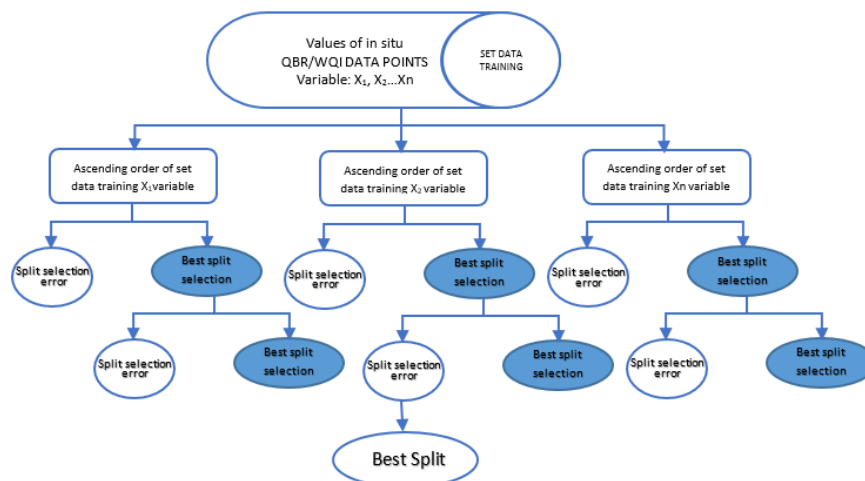
The relative importance of each predictor variable was calculated using the normalized frequency of its use in tree splits across all trees in the ensemble, following the formula proposed by Breiman L. (2001):

$$Efi_i = \frac{\sum_{j \text{ all trees}} \text{norm}f_{ij}}{T} \quad (4)$$

In addition to RF, Classification and Regression Tree (CART) models were used to identify key predictors and minimize uncertainty in the estimation of QBR and WQI values.

The CART algorithm was trained on a dataset that included 40 soil samples and 60 water samples, with 31 candidate predictor variables encompassing soil physicochemical indicators in both riparian and ecotone zones, as well as chemical and microbiological parameters from surface water.

CART trees were constructed recursively, starting from a root node and splitting into branches based on optimal thresholds of individual predictor variables. Each split was selected to minimize both Mean Squared Error (MSE) and Mean Absolute Error (MAE), and continued until terminal nodes were reached. At each split, only one variable was considered, using either a fixed value or an optimal range determined by the algorithm (Fig. 3).



**Fig. 3** Schematic of CART tree splitting and growth

For the RF model, 100 decision trees were generated. The number of predictor variables considered at each split was set to the square root of the total number of variables, as is standard in RF implementation (Pedregosa et al. 2011).

### 3 RESULTS

#### 3.1. Soil Property Assessment in Riparian Zones (RZ) and Transition Zones (TZ)

As summarized in Table 4, the physicochemical properties of soils showed significant spatial variation across the four river systems and between riparian zones (RZ) and ecotone zones (EZ).

**Table 4** Soil attributes investigated in riparian zones (rz) and ecotone zones (EZ)

Soil attributes investigated	ATILLO	OZOGOCHÉ	YASEPAN	CEBADAS
R.Z. Organic matter (%)	8,71±1,3 <sup>b</sup>	16,12±1 <sup>c</sup>	2,99±0,6 <sup>a</sup>	3,97±1,8 <sup>a</sup>
R.Z. Soil organic carbon (%)	91,4±13 <sup>b</sup>	133,6±13 <sup>b</sup>	32,84±11 <sup>a</sup>	22,80±8 <sup>a</sup>
R.Z. Nitrogen (%)	0,39±0,07 <sup>b</sup>	0,68±0,04 <sup>c</sup>	0,138±0,02 <sup>a</sup>	0,11±0,04 <sup>a</sup>

R.Z. Carbon %	5,22±0,9 <sup>b</sup>	10,37±0,6 <sup>c</sup>	1,54±0,4 <sup>a</sup>	0,97±0,3 <sup>a</sup>
R.Z. pH	6,2±0,2 <sup>a</sup>	6,6±0,12 <sup>ab</sup>	6,8±0,06 <sup>ab</sup>	7,37±0,27 <sup>b</sup>
R.Z. Electrical conductivity ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	50,05±24,3 <sup>a</sup>	42,96±4,95 <sup>a</sup>	38,4±9,47 <sup>a</sup>	124,98±55,47 <sup>a</sup>
R.Z. Bulk Density ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )	0,61±0,07 <sup>ab</sup>	0,43±0,05 <sup>a</sup>	0,67±0,09 <sup>ab</sup>	0,76±0,03 <sup>b</sup>
E.Z. Bulk Density ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )	0,80±0,05 <sup>a</sup>	0,69±0,02 <sup>a</sup>	0,72±0,05 <sup>a</sup>	0,82±0,01 <sup>a</sup>
E.Z. pH	7,26±0,07 <sup>ab</sup>	7,26±0,08 <sup>ab</sup>	6,53±0,21 <sup>a</sup>	7,93±0,25 <sup>b</sup>
E.Z. Electrical conductivity ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	40,30±5,66 <sup>a</sup>	37,66±6,43 <sup>a</sup>	56,12±13,08 <sup>a</sup>	95,23±21,94 <sup>a</sup>
E.Z. Nitrogen (%)	0,71±0,11 <sup>b</sup>	0,81±0,09 <sup>b</sup>	0,41±0,02 <sup>a</sup>	0,42±0,01 <sup>a</sup>
E.Z. Carbon (%)	5,57±1,56 <sup>b</sup>	6,94±1,32 <sup>b</sup>	1,36±0,31 <sup>a</sup>	1,37±0,16 <sup>a</sup>
E.Z. Organic matter (%)	9,63±2,69 <sup>b</sup>	11,94±2,27 <sup>b</sup>	2,34±0,52 <sup>a</sup>	2,37±0,28 <sup>a</sup>
E.Z. Soil organic carbon (%)	126,8±28 <sup>b</sup>	144,5±30 <sup>b</sup>	30,43±9 <sup>a</sup>	33,56±4 <sup>a</sup>

Note: Different superscript letters (a, b, c) indicate statistically significant differences between means (Tukey test,  $p < 0.05$ ).

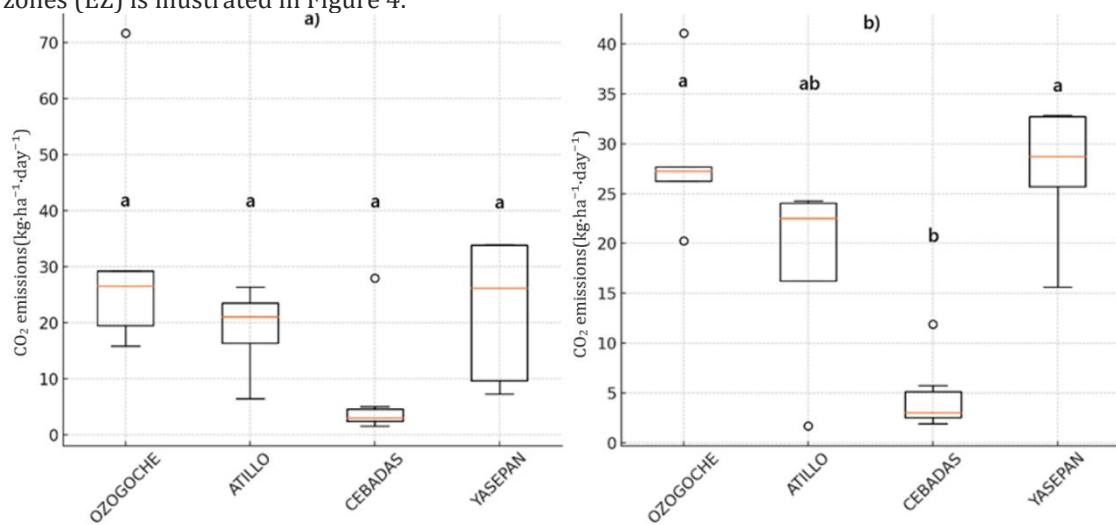
Organic matter content in RZ was notably higher in Ozogoche ( $16.12 \pm 1.0\%$ ), followed by Atillo ( $8.71 \pm 1.3\%$ ), with significantly lower values in Yasepan ( $2.99 \pm 0.6\%$ ) and Cebadas ( $3.97 \pm 1.8\%$ ) ( $p < 0.05$ ). This trend was mirrored in soil organic carbon (SOC) and total nitrogen content in RZ, where Ozogoche and Atillo exhibited markedly higher values, indicating enhanced organic inputs and biological activity. For example, SOC reached  $133.6 \pm 13$  in Ozogoche and  $91.4 \pm 13$  in Atillo, while Yasepan and Cebadas presented significantly lower values ( $32.84 \pm 11$  and  $22.80 \pm 8$ , respectively).

Similarly, RZ carbon content (%) was greatest in Ozogoche ( $10.37 \pm 0.6\%$ ) and Atillo ( $5.22 \pm 0.9\%$ ), whereas the lowest values were found in Cebadas ( $0.97 \pm 0.3\%$ ) and Yasepan ( $1.54 \pm 0.4\%$ ). pH levels in RZ ranged from slightly acidic in Atillo ( $6.2 \pm 0.2$ ) to more alkaline in Cebadas ( $7.37 \pm 0.27$ ), with significant differences observed ( $p < 0.05$ ). Bulk density in RZ was lowest in Ozogoche ( $0.43 \pm 0.05 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), likely due to greater organic content and reduced compaction, while the highest density occurred in Cebadas ( $0.76 \pm 0.03 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). Although electrical conductivity (EC) values in RZ did not differ significantly among most sites, Cebadas showed elevated ionic content ( $124.98 \pm 55.47 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), which may reflect downstream accumulation of solutes.

In EZ, similar patterns were observed. Ozogoche and Atillo maintained the highest values for organic matter ( $11.94 \pm 2.27\%$  and  $9.63 \pm 2.69\%$ , respectively), carbon ( $6.94 \pm 1.32\%$  and  $5.57 \pm 1.56\%$ ), and nitrogen ( $0.81 \pm 0.09\%$  and  $0.71 \pm 0.11\%$ ), with significantly lower values in Yasepan and Cebadas ( $p < 0.05$ ). SOC values in EZ followed the same gradient, with Ozogoche ( $144.5 \pm 30$ ) and Atillo ( $126.8 \pm 28$ ) outperforming Yasepan and Cebadas ( $30.43 \pm 9$  and  $33.56 \pm 4$ , respectively). Soil pH in EZ was lowest in Yasepan ( $6.53 \pm 0.21$ ) and highest in Cebadas ( $7.93 \pm 0.25$ ), suggesting a transition from acidic to alkaline conditions downstream. Bulk density values in EZ remained statistically similar across sites ( $p > 0.05$ ), though the highest value was observed in Cebadas ( $0.82 \pm 0.01 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). EC in EZ was again highest in Cebadas ( $95.23 \pm 21.94 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), aligning with observations in RZ.

### 3.2. Soil Respiration Assessment and Quantification of Sequestered C-CO<sub>2</sub>

The variability of soil carbon dioxide (C-CO<sub>2</sub>) emissions in riparian (RZ) and ecotone zones (EZ) is illustrated in Figure 4.



**Fig. 4** Variability of soil CO<sub>2</sub> emissions in riparian zones (a) and ecotone zones (b). Letters above the boxes indicate statistically significant differences based on Tukey's HSD test. Boxes sharing the same letter do not differ significantly. Symbols "o" represent mild outliers.

Emissions in RZs were highest in Ozogoche ( $32.6 \pm 10.06 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) and Yasepan ( $22.22 \pm 5.79 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ), followed by Atillo ( $18.79 \pm 4.26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ). Cebadas reported the lowest mean emission at  $7.16 \pm 4.19 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ . These differences are also reflected in the boxplot distribution (Fig. 4a), where Ozogoche and Yasepan show wider interquartile ranges and distinct outliers, indicating greater heterogeneity and potential sensitivity to local microenvironmental conditions or vegetation disturbance. No statistically significant differences ( $p > 0.05$ ) were found between Cebadas, Ozogoche, Atillo, and Yasepan in the riparian zones.

In ecotone zones (Fig. 4b), the highest emissions were again recorded in Ozogoche ( $28.50 \pm 3.42 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) and Yasepan ( $27.13 \pm 3.17 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ), with Atillo presenting moderate variability (mean =  $17.8 \pm 8.3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ). Cebadas remained the lowest-emitting site ( $4.67 \pm 1.54 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ), characterized by a narrower box and low dispersion. Statistically significant differences ( $p < 0.05$ ) were found between Cebadas and both Ozogoche, and Cebadas and Yasepan in the ecotone zones, suggesting that Cebadas' soil conditions limit microbial respiration and carbon turnover more than the other river systems in these zones.

Table 5 presents the relationship between dominant soil texture and mean C-CO<sub>2</sub> emissions in each zone.

**Table 5** Relationship between soil texture and C-CO<sub>2</sub> emissions

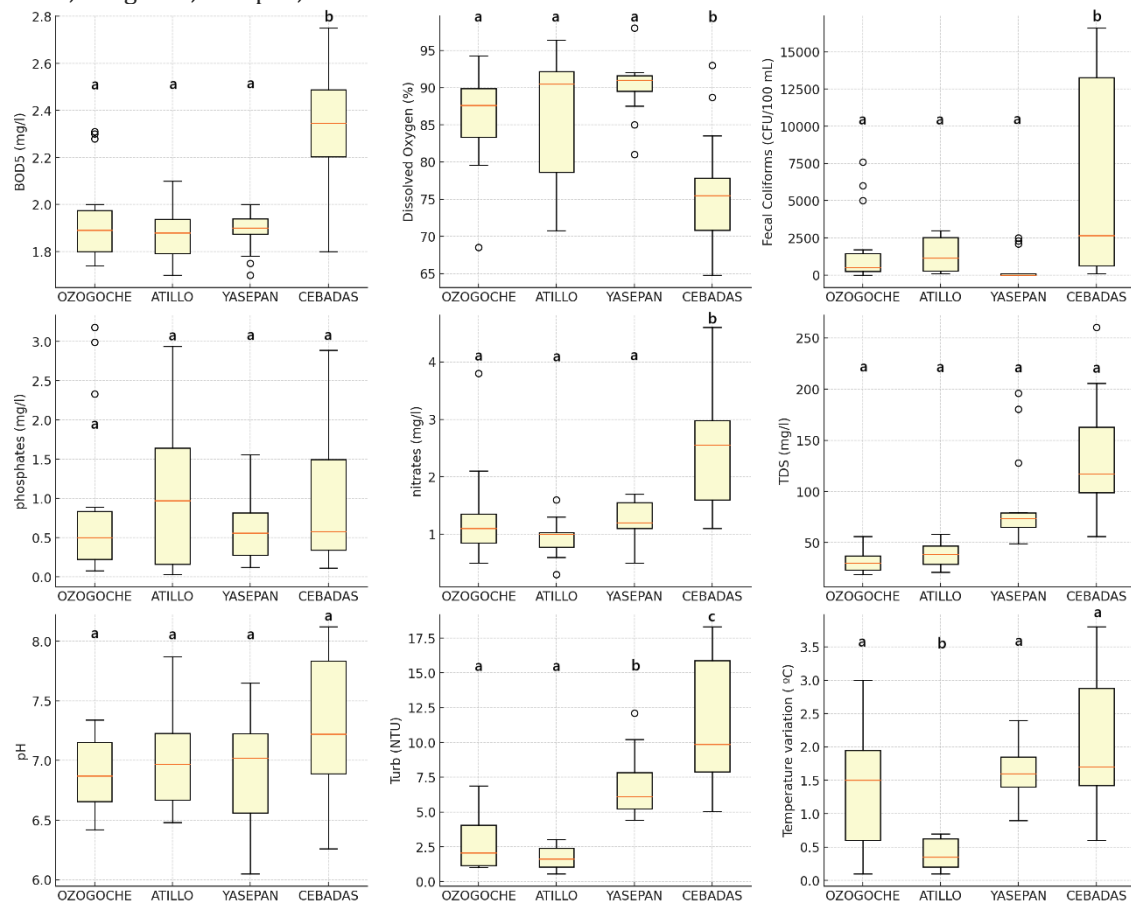
RIVER	River Zone	Ecotone Zone
-------	------------	--------------

	C-CO2 (kg·ha <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> )	Soil texture	C-CO2 (kg·ha <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> )	Soil texture
<b>OZOGOCHÉ</b>	32,6	Sandy	28,5	Sandy
<b>ATILLO</b>	18,79	Sandy loam	17,8	Sandy loam
<b>YASEPAN</b>	22,22	Sandy loam	27,1	Sandy loam
<b>CEBADAS</b>	7,16	Clay loam	4,67	Clay loam

The data show that sandy and sandy loam soils, predominant in Ozogoché, Atillo, and Yasepan, are associated with higher CO<sub>2</sub> emissions, likely due to better aeration and microbial activity. Conversely, clay loam soils in Cebadas correspond to lower emissions, reflecting restricted porosity and gas diffusion in compacted profiles.

### 3.3 Water Quality Assessment

Figure 5 presents the box plot distribution of the physicochemical and microbiological parameters considered in the calculation of the NSF-WQI across the four river systems: Atillo, Ozogoché, Yasepan, and Cebadas.



**Fig. 5** Box plot comparison of physicochemical and microbiological parameters used in the calculation of the NSF-WQI across the studied river systems. Letters above the boxes indicate statistically significant differences based on Tukey's HSD test. Boxes sharing the same letter do not differ significantly. Symbols "o" represent mild outliers.

Cebadas consistently displayed the most degraded water quality conditions across nearly all indicators. Biochemical Oxygen Demand (BOD<sub>5</sub>) was highest in Cebadas (median  $\approx 2.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), indicating elevated organic pollution, while Atillo and Ozogoche had lower median values ( $\approx 1.8\text{--}1.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Statistically significant differences in BOD<sub>5</sub> ( $p < 0.05$ ) were observed between Ozogoche and Cebadas, Atillo and Cebadas, and Yasepan and Cebadas.

Dissolved Oxygen (DO) showed an inverse pattern, with the highest saturation in Atillo and Yasepan (medians  $> 90\%$ ) and the lowest in Cebadas ( $\approx 75\%$ ), signaling greater organic matter decomposition and oxygen consumption downstream. Significant differences ( $p < 0.05$ ) were found between Cebadas and Ozogoche, Cebadas and Atillo, and Cebadas and Yasepan in DO levels.

Fecal coliform concentrations were markedly elevated in Cebadas, with extreme outliers reaching over 15,000 CFU/100 mL, compared to very low counts in Yasepan and moderate levels in Atillo and Ozogoche. Statistically significant differences ( $p < 0.05$ ) were found between Cebadas and Ozogoche, Cebadas and Atillo, and Cebadas and Yasepan for fecal coliforms.

Nutrient levels also peaked in Cebadas. Nitrate concentrations reached medians near  $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , far exceeding those in Atillo and Ozogoche ( $\sim 1.0\text{--}1.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Significant differences ( $p < 0.05$ ) were observed between Cebadas and Ozogoche, Cebadas and Atillo, and Cebadas and Yasepan for nitrates.

In terms of salinity indicators, Total Dissolved Solids (TDS) and Electrical Conductivity (EC) were highest in Cebadas, with TDS medians over  $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and outliers surpassing  $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . However, no significant differences ( $p > 0.05$ ) were found for TDS and EC among the rivers.

Water pH values increased along the watershed gradient, with more alkaline conditions recorded in Cebadas (median  $\approx 7.8$ ) compared to slightly acidic-to-neutral pH in upper reaches. No significant differences ( $p > 0.05$ ) were found for pH among the rivers.

Turbidity showed a pronounced gradient, from  $< 3$  NTU in upper basins to  $> 15$  NTU in Cebadas. Statistically significant differences ( $p < 0.05$ ) were observed between Ozogoche and Yasepan, Cebadas and Ozogoche, Atillo and Yasepan, Cebadas and Atillo, and Cebadas and Yasepan.

Temperature variation also increased downstream, from medians below  $1.0 \text{ }^\circ\text{C}$  in Atillo to nearly  $3.0 \text{ }^\circ\text{C}$  in Cebadas, in line with altitudinal and climatic gradients. Significant differences ( $p < 0.05$ ) were found between Ozogoche and Atillo, Atillo and Yasepan, and Cebadas and Atillo in temperature variation.

In addition to the nine parameters used in the calculation of the NSF-WQI, other parameters were measured to provide a broader assessment of the water quality across the river systems. These include ammoniacal nitrogen (NH<sub>3</sub>), total coliforms (CFU/100 mL), sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), and electrical conductivity (EC).

Ammoniacal nitrogen (NH<sub>3</sub>) concentrations were significantly higher in Cebadas, with a median concentration of approximately  $2.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Statistically significant differences ( $p < 0.05$ ) were observed between Cebadas and Ozogoche, Cebadas and Atillo, and Cebadas and Yasepan.

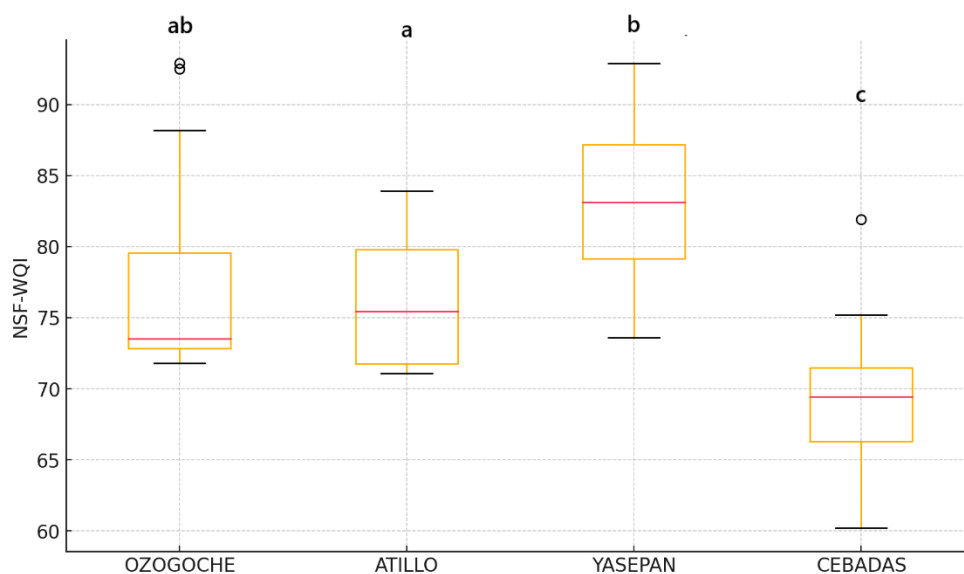
Total coliform concentrations (CFU/100 mL) were notably elevated in Cebadas, with extreme outliers exceeding 15,000 CFU/100 mL. The median value in Cebadas was 2,000 CFU/100 mL. Statistically significant differences ( $p < 0.05$ ) were found between Ozogoche

and Cebadas, Atillo and Yasepan, and Atillo and Cebadas, suggesting anthropogenic pressures in the lower reaches of the river, particularly in Cebadas.

Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) showed significant differences ( $p < 0.05$ ) between Ozogоче and Yasepan, Ozogоче and Cebadas, Atillo and Yasepan, and Atillo and Cebadas. Cebadas had a median concentration of approximately  $130 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , while Atillo and Ozogоче exhibited lower sulfate concentrations. This is likely indicative of local geochemical processes or inputs from human activities.

Finally, Electrical Conductivity (EC) demonstrated significant differences ( $p < 0.05$ ) between Ozogоче and Yasepan, Ozogоче and Cebadas, Atillo and Yasepan, and Atillo and Cebadas, with Cebadas showing the highest conductivity values, with a median of approximately  $250 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ , which could reflect higher ion concentrations due to pollution or mineral runoff.

Figure 6 illustrates the spatial variability of the Water Quality Index (NSF-WQI) across the four study rivers: Atillo, Ozogоче, Yasepan, and Cebadas.



**Fig. 6** Spatial variability of Water Quality Index (NSF-WQI) among studied rivers

Among the studied rivers, Yasepan exhibited the highest median Water Quality Index (WQI), with a narrow interquartile range and low dispersion. This indicates consistently good water quality and relatively stable conditions, likely due to minimal anthropogenic influence within its upper watershed.

Cebadas, in contrast, showed the lowest WQI values and the greatest variability. This suggests overall fair water quality and marked fluctuations in physicochemical and microbiological parameters, consistent with more intense land use in the lower basin—particularly agriculture, infrastructure development, and untreated wastewater discharge.

Atillo and Ozogоче displayed intermediate WQI values. While Ozogоче showed relatively low variability, pointing to homogenous conditions across sampling points, Atillo presented a wider interquartile range, suggesting local disturbances or mixed land uses. The positive outliers observed in Ozogоче and Yasepan likely reflect sampling sites with excellent water quality, possibly due to their isolation and well-preserved riparian

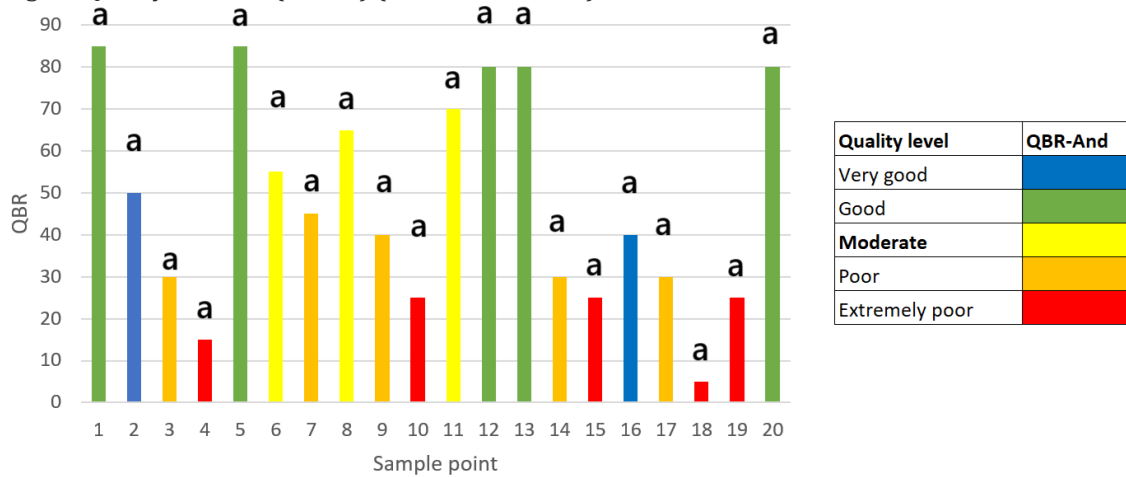
vegetation.

Quantitatively, Cebadas had the lowest average WQI ( $63.77 \pm 1.87$ ), placing it within the “fair” category according to NSF-WQI thresholds. In contrast, Ozogoché ( $72.62 \pm 3.50$ ), Atillo ( $74.16 \pm 4.12$ ), and Yasepan ( $77.24 \pm 2.89$ ) all fell within the “good” category.

Statistical analysis indicates significant differences ( $p < 0.05$ ) between the following river pairs: Ozogoché and Cebadas, Atillo and Yasepan, Atillo and Cebadas, and Cebadas and Yasepan. These differences highlight the contrast in water quality between the rivers, with Cebadas exhibiting notably poorer and more variable water quality compared to the other rivers, especially Yasepan, which had the highest and most stable WQI.

### 3.4. Determination of the Riparian Forest Quality Index (QBR-And)

Figure 7 presents the variation in the QBR-Andean Index (QBR-And) across 20 sampling points, categorizing riparian forest quality into five classes: very good (blue), good (green), intermediate (yellow), poor (orange), and very poor (red), based on the Andean River Ecological Quality Protocol (CERAs) (Acosta et al. 2009).



**Fig. 7** Riparian vegetation conservation quality according to the QBR-And Index. Sampling points by river: Atillo (5, 6, 7, 8); Ozogoché (1, 2, 3, 4, 19); Yasepan (10, 11, 12, 13, 20); Cebadas (9, 14, 15, 16, 17, 18). Letters above the boxes indicate statistically significant differences based on Tukey's HSD test. Boxes sharing the same letter do not differ significantly.

Only five points (1, 5, 12, 13, and 20) reached the "good" quality category, indicating relatively intact riparian vegetation. These sites are generally located in upper catchments with minimal human impact. The "intermediate" category was the most frequent, encompassing several sites with partial vegetation removal or fragmentation. Points classified as "poor" or "very poor" (e.g., 4, 10, 15, 18, 19) exhibit severe riparian degradation—often characterized by the absence of native species, dominance of exotic or ruderal vegetation, and visible channel alterations.

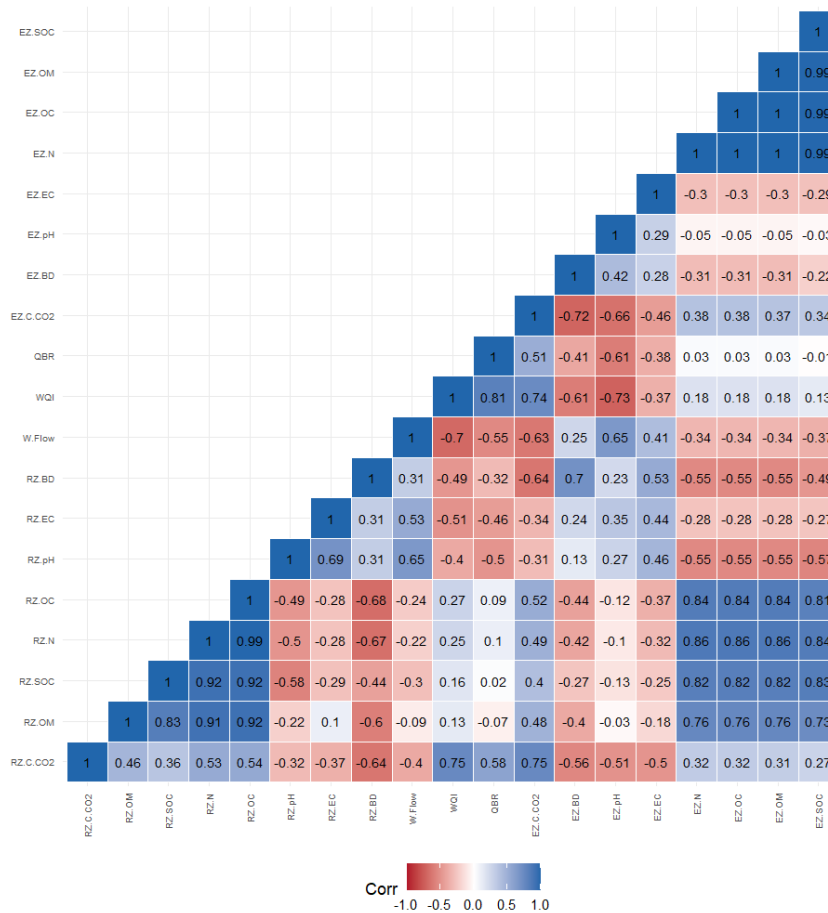
These results highlight considerable spatial variability in riparian ecosystem integrity. Despite the observed differences, the Tukey test did not reveal statistically significant

differences ( $p > 0.05$ ) in QBR scores among rivers. However, notable trends are evident.

Cebadas registered the lowest mean QBR value ( $\approx 28.33$ ), placing most of its sites in the “poor” or “very poor” categories, consistent with intense anthropogenic pressures in the lower sub-basin. Conversely, Yasepan obtained the highest mean score ( $\approx 67$ ), with multiple points in the “good” category, reflecting better forest structure and connectivity. Ozogoche and Atillo showed intermediate mean values and were grouped within the same statistical subset, suggesting similar riparian conditions.

### 3.5. Correlation Patterns and Principal Component Analysis

Figure 8 presents the correlation matrix for soil variables in riparian zones (RZ) and ecotone zones (EZ), along with their relationships to water quality (WQI), riparian forest quality (QBR), and carbon dioxide emissions (C-CO<sub>2</sub>).



**Fig. 8** Correlations among soil and water quality variables in riparian zones (RZ) and ecotone zones (EZ)

Among the strongest associations, a notably high positive correlation was observed between QBR and WQI ( $r = 0.81$ ), indicating that better riparian vegetation structure and

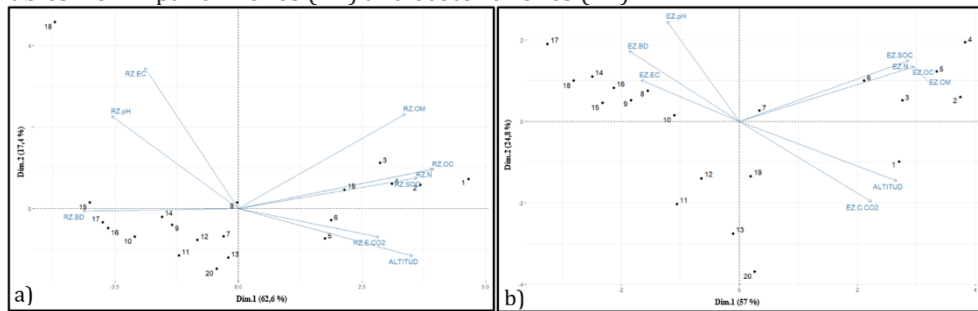
quality are directly linked to improved water quality. Likewise, a strong positive correlation was detected between microbial soil respiration in the ecotone zone (EZ C-CO<sub>2</sub>) and both WQI ( $r = 0.74$ ) and QBR ( $r = 0.51$ ), suggesting that higher microbial activity, reflecting elevated biological soil function, is associated with better water and habitat quality.

Conversely, EZ C-CO<sub>2</sub> exhibited strong negative correlations with EZ bulk density ( $r = -0.72$ ) and pH ( $r = -0.66$ ), as well as a moderate negative correlation with electrical conductivity ( $r = -0.46$ ), indicating that compacted, less porous, and more alkaline soils may limit microbial activity in transitional areas. These trends were mirrored in RZ, where RZ C-CO<sub>2</sub> was negatively correlated with RZ BD ( $r = -0.64$ ), EC ( $r = -0.70$ ), and pH ( $r = -0.32$ ).

Positive correlations were observed between organic carbon (OC), organic matter (OM), total nitrogen (N), and soil organic carbon stock (SOC) across both RZ and EZ. In the RZ, RZ SOC showed strong correlations with RZ OM ( $r = 0.83$ ), RZ N ( $r = 0.92$ ), and RZ OC ( $r = 0.92$ ). Similarly, in the EZ, SOC correlated almost perfectly with OM ( $r = 0.99$ ), OC ( $r = 0.99$ ), and N ( $r = 0.99$ ), confirming the interdependence of these variables in characterizing soil fertility and carbon dynamics.

Water flow (W.Flow) presented a moderately negative correlation with QBR ( $r = -0.55$ ) and WQI ( $r = -0.70$ ), suggesting that high flow rates may be associated with deteriorated riparian structures and increased pollutant transport.

The Principal Component Analysis (PCA) presented in Figure 9, complemented by the correlation matrix (Fig. 8), reveals distinct structural and functional patterns in soil variables from riparian zones (RZ) and ecotone zones (EZ).



**Fig. 9** Principal component analysis (PCA) of RZ (a) and EZ (b) variables

In the riparian zone (RZ), the first two principal components explain 62.6% and 17.4% of the total variance, respectively. The PCA biplot shows two clearly differentiated vectors: one composed of organic matter (OM), soil organic carbon (SOC), nitrogen (N), and carbon dioxide emissions (C-CO<sub>2</sub>), which all point in the positive direction of Dim.1 and are strongly clustered; and another group with pH and electrical conductivity (EC) vectors, oriented toward the positive Dim.2 axis. This separation confirms strong internal cohesion among fertility-related variables (RZ.OM–RZ.N:  $r = 0.91$ ; RZ.SOC–RZ.OM:  $r = 0.83$ ) and their inverse relation with compaction (RZ.BD), which shows a negative correlation with SOC ( $r = -0.44$ ) and C-CO<sub>2</sub> ( $r = -0.64$ ).

In the ecotone zone (EZ), the first two components account for 57.0% and 24.8% of the variance, respectively. Here, the PCA reveals a pronounced gradient separating soil fertility variables—EZ.OM, EZ.SOC, EZ.OC, and EZ.N—from CO<sub>2</sub> emissions and altitude, which form a distinct vector in the negative quadrant of Dim.1. The correlation matrix supports these findings: EZ.C-CO<sub>2</sub> negatively correlates with EZ.pH ( $r = -0.66$ ), EZ.BD ( $r = -0.72$ ), and EZ.EC ( $r = -0.46$ ), and shows strong inverse relationships with WQI ( $r = -0.73$ ) and QBR ( $r = -0.61$ ). In contrast, positive associations were observed among EZ.OM, EZ.N, and EZ.SOC ( $r > 0.99$ ), highlighting a cohesive nutrient-rich profile in these transition zones.

In both zones, altitude correlates positively with CO<sub>2</sub> emissions, indicating an elevation-driven influence on microbial respiration and carbon fluxes. Moreover, WQI and QBR show a high positive correlation ( $r = 0.81$ ), reinforcing their utility as integrated indicators of water and riparian ecosystem quality. Notably, WQI also positively correlates with RZ.C-CO<sub>2</sub> ( $r = 0.75$ ), RZ.SOC ( $r = 0.16$ ), and EZ.SOC ( $r = 0.13$ ), albeit more weakly, suggesting indirect contributions of soil carbon pools to water quality regulation.

### 3.6. Performance Metrics for QBR Modeling

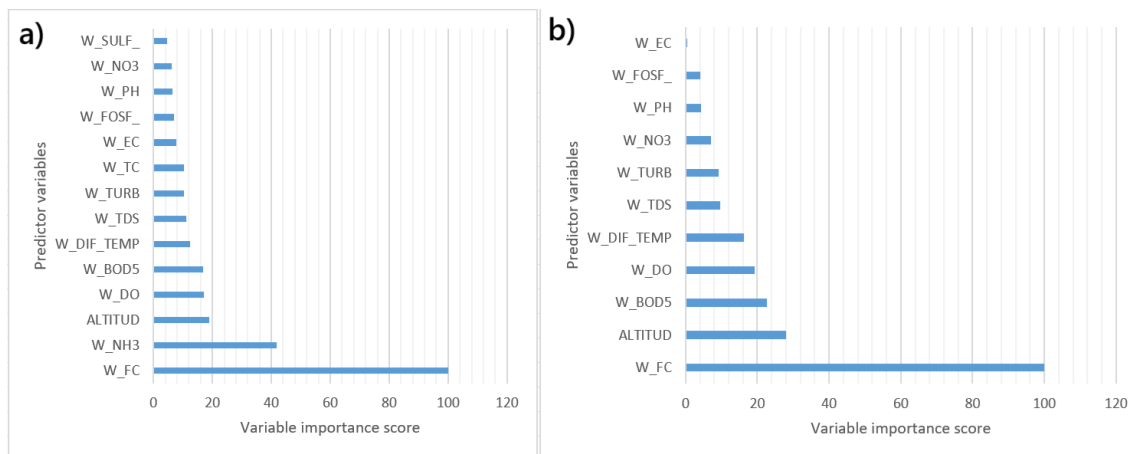
The predictive performance of riparian forest quality (QBR-And) was assessed using two distinct modeling approaches: one incorporating a comprehensive suite of physicochemical and microbiological water quality parameters (QBR-W), and another constrained to the subset of variables included in the NSF Water Quality Index (QBR-WQI). Model efficacy was evaluated using a suite of robust statistical metrics, including Root Mean Squared Error (RMSE), Mean Absolute Deviation (MAD), Mean Absolute Percentage Error (MAPE), R-squared ( $R^2$ ), and normalized R-squared ( $R^2$  norm), as summarized in Table 6.

**Table 6** Comparative evaluation metrics for QBR prediction models

Metric	QBR-W	QBR-WQI
RMSE (Root Mean Squared Error)	0,55	0,64
MAD (Mean Absolute Deviation)	0,45	0,53
MAPE (Mean Absolute Percentage Error)	0,27	0,33
R-squared ( $R^2$ )	0,75	0,67
Normalized R-squared ( $R^2$ norm)	0,80	0,71

The QBR-W model consistently outperformed the WQI-based alternative across all performance indicators. It achieved lower error rates (RMSE = 0.55 vs. 0.64; MAD = 0.45 vs. 0.53; MAPE = 0.27 vs. 0.33) alongside a stronger explanatory power ( $R^2 = 0.75$  vs. 0.67; normalized  $R^2 = 0.80$  vs. 0.71). These findings highlight that incorporating an expanded range of water quality parameters enables the model to capture a greater proportion of the ecological variability influencing riparian forest condition.

Figure 10 illustrates the relative importance of individual predictor variables within each model.



**Fig. 10** Variable contribution to the prediction of riparian forest quality (QBR-And) using two modeling frameworks: a) comprehensive water quality model (QBR-W) and b) a model based on NSF-WQI parameters (QBR-NSF-WQI). Predictor variables include: W\_FC – Fecal Coliforms (CFU/100 mL); W\_NH<sub>3</sub> – ammoniacal nitrogen (mg/L); ALTITUD – Elevation (m a.s.l.); W\_DO – Dissolved Oxygen (%); W\_BOD<sub>5</sub> – Biochemical Oxygen Demand (mg/L); W\_DIF\_TEMP – Temperature differential (°C); W\_TDS – Total Dissolved Solids (mg/L); W\_TURB – Turbidity (NTU); W\_TC – Total Coliforms (CFU/100 mL); W\_EC – Electrical Conductivity (μS/cm); W\_FOSF\_ – Phosphates (mg/L); W\_NO<sub>3</sub> – Nitrates (mg/L); W\_PH – pH; W\_SULF\_ – Sulfates (mg/L).

Notably, fecal coliform concentration (W\_FC) emerged as the most influential predictor in both frameworks, underscoring its sensitivity as an indicator of riparian ecosystem health and anthropogenic contamination. In the more comprehensive QBR-W model, variables associated with nutrient enrichment and organic pollution—specifically ammoniacal nitrogen (W\_NH<sub>3</sub>), dissolved oxygen (W\_DO), and biochemical oxygen demand (W\_BOD<sub>5</sub>)—along with altitude, significantly contributed to explaining riparian quality. This underscores the compounded effects of nutrient loading, elevation gradients, and organic matter degradation on riparian vegetation integrity.

Conversely, the QBR-(NSF-WQI) model, limited to NSF-WQI parameters, identified a slightly different hierarchy of predictors, with altitude and biochemical oxygen demand following fecal coliforms in importance. The absence of ammoniacal nitrogen and other relevant nutrient indicators in this model likely constrains its predictive capacity, reflecting the inherent limitations of relying solely on standardized water quality indices when assessing complex terrestrial-aquatic interface ecosystems.

## 4 DISCUSSION

### 4.1. Performance Metrics for QBR Modeling

The observed variation in soil bulk density (BD) in Atillo and Ozogoché (ranging approximately 0.33 to 0.73 g·cm<sup>-3</sup>) aligns with reported values for southern Ecuadorian páramos (around 0.56 g·cm<sup>-3</sup>) and exceeds the global average for wet soils (0.26 g·cm<sup>-3</sup>) (Köchy et al., 2015). This elevated BD introduces uncertainty in carbon stock estimations, especially in wetland and lacustrine headwaters, which serve as significant organic carbon

reservoirs (Pinos-Morocho et al., 2021). These results highlight the importance of further research on high-organic-carbon ecosystems, particularly peat-dominated soils, due to their key role in carbon sequestration (Köchy et al. 2015).

In ecotone zones (EZ), BD values increased up to  $0.91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , likely reflecting soil compaction and vegetation changes, especially in Cebadas and Atillo, as documented by Thompson et al. (2021). Evidence from Andean agroecosystems suggests that pasture vegetation can mitigate erosion in upper micro-watersheds, emphasizing the critical need to conserve riparian ecosystems by restricting agricultural expansion (Otero et al., 2011).

Organic carbon (OC) concentrations recorded here ( $\sim 70.15 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$  for RZ at 30 cm depth) are consistent with values reported for northern Ecuadorian páramo forests, which can reach over  $100 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$  in both natural and disturbed sites (Pinos-Morocho et al. 2021). Specifically, in Ozogoche and Atillo, carbon stocks ranged between  $120$  and  $182 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$ , matching previously reported values for similar ecosystems at equivalent soil depths (Castañeda-Martín and Montes-Pulido 2017). Some páramos with deeper organic horizons ( $>2 \text{ m}$ ) may store up to  $600 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$ , underscoring the carbon storage potential of these environments (Ayala et al. 2014).

Higher soil moisture in riparian zones (RZ) fosters organic matter (OM) accumulation, exemplified by Ozogoche's OM content ( $16.12 \pm 1.0\%$ ). In contrast, lower OM values in Yasepan and Cebadas likely result from increased runoff and erosion due to unstable riparian conditions and enhanced streamflow. These findings support the notion that more stable, high-altitude environments slow organic matter decomposition and mineralization rates—typical of cold climates—while vegetation plays a pivotal role in protecting soil and nutrient retention (Ayala et al. 2014; Pastor et al. 2015; Pinos-Morocho et al. 2021; Ye et al. 2019).

The observed decrease in soil pH within riparian zones (down to 6.2) likely reflects enhanced redox processes driven by saturated conditions, consistent with previous reports in flooded soils (Ye et al. 2019). This contrasts with higher pH values ( $\sim 7.26$ ) found in ecotone zones (EZ). However, low pH alone does not appear to be a major driver of microbial activity changes in these high-altitude soils, where temperature and other environmental factors exert greater control over biogeochemical cycling (Ayala et al. 2014; Suleiman et al. 2017).

Strong positive correlations among soil organic carbon (SOC), organic matter (OM), total nitrogen (N), and carbon content across RZ and EZ confirm their interrelated roles in soil fertility and ecosystem functioning. The negative correlation between pH and bulk density suggests that acidic, less compacted soils support greater organic matter and nutrient accumulation, making riparian and ecotone zones vital nutrient sources for adjacent aquatic systems (Otero et al. 2011; Connolly et al. 2015).

Microbial respiration, as indicated by  $\text{CO}_2$  emissions ( $\text{C}\cdot\text{CO}_2$ ), is closely linked to OM content and altitude, with stronger nutrient interdependencies found in RZ than in EZ. Environmental heterogeneity and lower soil saturation in EZ may weaken these relationships, highlighting the influence of land-use changes and soil disturbances on soil chemistry and biology (Tanaka et al. 2016). Finally, reduced plant diversity likely impacts microbial community composition through diminished root exudates and organic inputs, further complicating soil process interactions (Caranqui et al. 2016; Suleiman et al. 2017; Fortuna et al. 2023).

## 4.2 Soil Respiration Assessment and Quantification of Sequestered $\text{CO}_2$

The average soil CO<sub>2</sub> emissions measured in riparian zones (RZ) of the studied Andean ecosystems (19.60 kg CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>) are substantially lower than those reported for pasturelands (175.4 kg CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>) (Yáñez Díaz et al., 2017). This disparity suggests that vegetation cover contributes approximately 80–85% of total soil CO<sub>2</sub> emissions, underlining the dominant role of biological activity linked to plant-derived carbon inputs. Considering a 100-meter riparian buffer on both riverbanks, the annual economic valuation of soil-originated CO<sub>2</sub> emissions for the entire area amounts to roughly USD 523,410. This corresponds to an estimated 6,978.8 tons of C-CO<sub>2</sub> released annually solely from soil respiration processes (Liu et al. 2024a). These figures emphasize the critical function of riparian zones in carbon cycling and storage and support the recognition of these ecosystems as valuable providers of climate regulation services (Scharlemann et al. 2014).

If current soil respiration rates persist unchecked—without conservation or restoration interventions—riparian soils risk progressive depletion of organic carbon (OC), with direct consequences for soil fertility and a diminished capacity for carbon sequestration. This is especially concerning in higher elevation micro-watershed areas such as Atillo and Ozogoche, which exhibit higher carbon concentrations in soils. In these zones, accelerated mineralization of organic matter (OM) may occur, intensifying CO<sub>2</sub> emissions and exacerbating soil degradation and loss of ecosystem function (Lefèvre et al. 2017).

Soil texture emerges as a critical determinant of soil respiration rates and CO<sub>2</sub> emissions. Soils with sandy and sandy loam textures, prevalent in Ozogoche, Atillo, and Yasepan, demonstrated the highest emission levels. This is attributed to their greater porosity and enhanced aeration, which facilitate microbial metabolism and organic matter decomposition (Torri et al., 2018). Consequently, soil texture directly influences microbial activity and carbon fluxes in these riparian and ecotone zones. Furthermore, sandy soils tend to be more sensitive to temperature fluctuations, potentially increasing CO<sub>2</sub> emissions under warming scenarios. This vulnerability underscores the role of soil physical characteristics in mediating the response of carbon cycling to climate change in these high-altitude ecosystems (Ding et al. 2014; Hassan et al. 2022).

### 4.3. Water Quality assessment using the NSF-WQI in fluvial ecosystems

A pronounced decline in dissolved oxygen (DO) was observed between the upper micro-watershed (mean DO 93.83 ± 1.35%) and the lower Cebadas basin (80.13 ± 2.87%). This decrease is largely attributed to the loss of riparian vegetation cover downstream, which reduces photosynthetic oxygen production and enhances organic matter decomposition, consuming available oxygen (Connolly et al. 2015). Additionally, lower altitude areas experience increased streamflow and elevation drop, which promote sediment accumulation as indicated by elevated total suspended solids (TSS: 119.12 mg/L) and turbidity (10.8 NTU), further impairing oxygen availability and aquatic habitat quality (Batalla et al. 2021).

Sites characterized by well-preserved riparian zones (RZs) with extensive vegetation and wider forest buffers showed notably higher DO levels, sometimes reaching 93%, highlighting the critical role these zones play in maintaining aerobic conditions necessary for healthy aquatic ecosystems (Connolly et al. 2015; Tanaka et al. 2016).

Biochemical Oxygen Demand over 5 days (BOD<sub>5</sub>), an important component of Water Quality Indices (WQI), remained relatively low across these high Andean rivers (1.88 ± 0.17 to 2.32 ± 0.12 mg/L). However, BOD<sub>5</sub> values are closely linked to nutrient pollution, especially nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) leaching derived from livestock grazing and other anthropogenic

activities concentrated in the lower watershed (Lopes et al. 2021). Elevated phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) concentrations were detected, particularly near the wastewater treatment discharge in Cebadas and areas of direct cattle access to riparian zones in Atillo, signaling a diminished riparian buffering capacity. This reduction compromises the ability of these ecosystems to filter sediments and nutrients before they enter fluvial systems (Connolly et al., 2015).

The highest Water Quality Index (WQI) values occurred at sampling points M1 (Ozogoche River) and M20 (Yasepan River), locations characterized by intact riparian vegetation that effectively regulate hydrological processes and pollutant influx (Lopes et al., 2021). In contrast, other sites displayed moderate water quality levels, reflecting varying degrees of anthropogenic impact.

Consistent with Nath et al. (2024), our results support the utility of Principal Component Analysis (PCA) for identifying critical water quality parameters in human-impacted watersheds, facilitating the optimization of monitoring efforts. Effective water resource management in the Cebadas micro-watershed will benefit from targeted conservation actions and adaptive monitoring strategies informed by such multivariate analyses (Liu et al. 2024b).

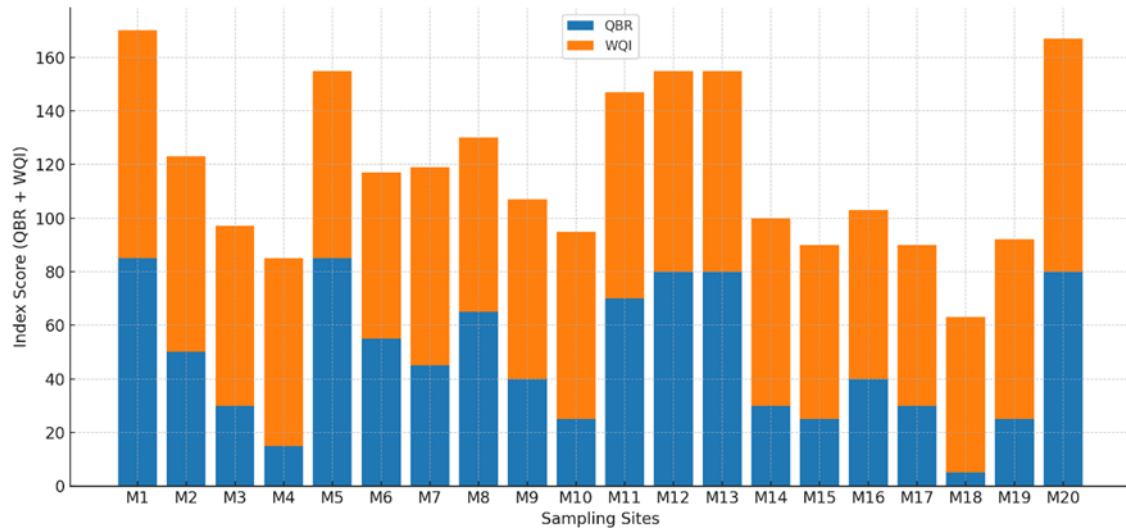
#### 4.4. Riparian Forest Quality Index (QBR) Assessment

The quality of riparian zones (RZ), evaluated using the QBR index, showed significant variation among the studied rivers, reflecting different conservation statuses when compared to both reference and disturbed sites in Ecuador (Acosta et al. 2009). Average QBR scores in Atillo (62.5) and Yasepan (67.0) suggest relatively well-preserved riparian conditions, though still slightly below the reference station average of 69.44. Conversely, Ozogoche (41.0) and Cebadas (28.3) exhibited greater degradation, approaching the levels seen in disturbed locations, which average around 19.17 (Munné et al. 2003).

The coefficient of variation (CV) further highlighted heterogeneity in riparian quality: Ozogoche (67.57%) and Cebadas (45.58%) showed high variability, indicating uneven degradation across sites, whereas Atillo (27.33%) and Yasepan (34.89%) demonstrated more consistent riparian integrity (Acosta et al. 2009).

Sites scoring poorly or very poorly on the QBR index were mainly impacted by disrupted vegetation continuity and the presence of invasive species such as *Pinus sylvestris* L. and *Eucalyptus globulus* Labill (Farguell et al. 2024). These issues were especially pronounced in low-elevation areas near human settlements with dense infrastructure (Ortiz et al. 2024). In contrast, the highest-quality riparian zones, exhibiting well-connected vegetation and intact canopy cover, were located at higher altitudes, notably at sampling points M1 and M5, both situated within protected areas under the National System of Protected Areas (SNAP) (Sirombra and Mesa, 2012).

Figure 11 illustrates the joint distribution of QBR and WQI scores across the 20 sampling sites (M1–M20), offering a spatial perspective on the co-variation between riparian forest integrity and water quality conditions. Each bar represents the combined magnitude of the QBR and WQI values at a given site, with dark blue indicating QBR scores and orange representing WQI.



**Fig. 11** Stacked scores of Riparian Forest Quality (QBR) and Water Quality Index (WQI) across the 20 sampling sites.

The highest combined values were recorded at sites M1, M5, and M20, each surpassing 160 units. These sites exhibit QBR scores above 80 and WQI values also in the upper range, indicating both high riparian vegetation quality and excellent or good water quality. This reinforces the notion that well-preserved riparian corridors are effective in buffering fluvial ecosystems from nutrient loading and pollutant inputs.

In contrast, sites such as M3, M4, M15, and especially M18 show the lowest combined values, ranging from approximately 60 to 100. M18, for instance, has a QBR value below 10, suggesting severe riparian degradation, accompanied by a WQI of about 55–60, placing it within the lower end of the “fair” or even “poor” category. These patterns indicate that heavily disturbed riparian zones are often associated with degraded water quality, likely due to insufficient vegetation cover, reduced filtration capacity, and greater exposure to anthropogenic runoff.

Intermediate sites (e.g., M6–M10, M14, M16–M17) display moderate QBR scores between 40 and 65, with WQI values mostly between 60 and 85. These represent transitional conditions where partial riparian degradation may already be affecting water quality, though not to the same extent as in the most impacted areas.

Overall, the stacked bar distribution in Figure 11 not only visualizes the variability among sites but also underscores a clear trend: ecosystems with higher QBR values tend to support better water quality. This empirical relationship, evidenced by a correlation of approximately 70%, confirms the role of riparian vegetation as a key ecological determinant of water quality.

While the strength of the correlation is slightly below that reported by Granitto et al. (2025), who found an 83% association, the findings remain compelling. They support existing literature (e.g., Munné et al. 2003) on the critical ecosystem services provided by riparian zones in regulating water chemistry, sedimentation, and biotic integrity. Outlier sites in the dataset, which deviate from the general trend, warrant further investigation to determine whether upstream land use, point-source pollution, or geomorphological features are contributing to the decoupling of riparian and aquatic quality indicators.

## 4.5. Performance Metrics for QBR Models

Random Forest analysis comparing the QBR-W and QBR-NSF-WQI models demonstrates that the QBR-W model—which integrates additional variables such as altitude and ammoniacal nitrogen ( $W_{NH_3}$ )—significantly outperforms the QBR-NSF-WQI model across all evaluation metrics, including RMSE, MAD, MAPE,  $R^2$ , and normalized  $R^2$ . This indicates that these extra predictors capture important information overlooked by the NSF-WQI, particularly factors related to organic pollution and geographic influences on riparian forest quality (Villamarín et al. 2014; Lopes et al. 2021).

Ammoniacal nitrogen ( $W_{NH_3}$ ) plays an important role as a predictor linked to climate change effects and water acidification, largely originating from the decomposition of organic matter and livestock waste commonly found in riparian grazing areas. The microbial nitrogen cycle in riparian zones is particularly important in regulating nitrogen levels, where processes like denitrification act to mitigate nitrogen impacts in nearby water bodies. As indicated Lyu et al. (2023), riparian soils demonstrate high denitrification potential (DP), significantly higher than nitrification potential rates (PNR) and net  $N_2O$  production rates, highlighting the critical role of denitrification in removing excess nitrogen from the system. This microbial process is essential for controlling nitrogen levels in aquatic ecosystems, as it prevents the buildup of nitrates, which can lead to water acidification.

## 5 CONCLUSIONS

Soil health in riparian and transition zones is a key determinant of water quality in the Atillo, Ozogoche, Yasepan, and Cebadas rivers. The results show that areas with healthier soils, characterized by higher organic carbon content, lower bulk density, and greater moisture retention capacity, exhibit better water quality, reflected in higher dissolved oxygen levels and lower concentrations of nutrients such as nitrate ( $NO_3^-$ ) and phosphate ( $PO_4^{3-}$ ).

Conversely, more degraded soils were associated with poorer water quality, increased nutrient loads, higher bulk density, and reduced C- $CO_2$  sequestration. These findings emphasize the importance of soil health as a critical indicator for aquatic ecosystem conservation and underscore the need to implement sustainable management strategies that prioritize the restoration of native vegetation, reduction of soil compaction, and mitigation of anthropogenic activities in both riparian and ecotone areas.

Moreover, incorporating categorical variables such as land use change and vegetation biodiversity, along with continuous variables like ammoniacal nitrogen ( $NH_3$ ) and dissolved organic carbon, could enhance the predictive capacity of QBR quality models.

**Author Contributions** All authors contributed to the study conception and design. Accordingly, conceptualization, data curation, investigation, methodology, and writing-original draft were performed by Andrés A. Beltrán Dávalos, and Cristian Salazar. Also, project administration, formal analysis, investigation, methodology, supervision, writing-original draft, writing-review and editing were implemented by Andrés A. Beltrán Dávalos, Magdy Echeverría, Agustín Merino, and Anna I. Kurbatova. Moreover, formal analysis, investigation, methodology, supervision, writing-original draft, writing-review and editing were accomplished by Andrés A. Beltrán Dávalos, Agustín Merino, Xosé L. Otero and Elena V. Savenkova.

**Funding** The authors declare that no funding was received during the preparation of this manuscript.

**Data Availability** The data will be available from the corresponding author upon reasonable request.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## References

- Abellán J, Mantas CJ, Castellano JG, Moral-García S (2017) Increasing diversity in random forest learning algorithm via imprecise probabilities. *Expert Syst Appl* 97:228–243. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2017.12.029>
- Acevedo O, Perez Valera M, Prieto García F (2010) Physical, chemical and mineralogical properties of forest soils in Acaxochitlan, state of Hidalgo, Mexico. *Univ y Cienc* 26(2):137–150 (In Spanish).
- Acosta R, Ríos B, Rieradevall M, Prat N (2009) Proposal for an evaluation protocol of the ecological quality of Andean rivers (CERA) and its use in two basins in Ecuador and Peru. *Limnetica* 28(1):35–64 (In Spanish). Available at: <https://ddd.uab.cat/pub/limnetica/02138409v28n1/02138409v28n1p35.pdf>
- Agostini M, Monterubbianesi MG, Studdert GA, Maurette S (2014) A simple and practical method for bulk density determination. *Cienc del Suelo* 32(2) (In Spanish).
- Ayala L, Villa M, Aguirre Mendoza Z, Aguirre Mendoza N (2017). Quantification of carbon in the moors of the Yacuri National Park, provinces of Loja and Zamora Chinchipe, Ecuador. *CEDAMAZ*, 4(1) (In Spanish). Available at: <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/cedamaz/article/view/237>
- Batalla RJ, Gibbins CN, Alcázar A, et al (2021) Hydropeaked rivers need attention. *Environ Res Lett* 16:021001 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abce26>
- Belgiu M, Dragut L (2016) Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 114:24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>
- Beltrán-Dávalos AA, Ayala Izurieta JE, Echeverría Guadalupe MM, Van Wittenberghe S, Delegido J, Otero Pérez XL, Merino A. Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Attilo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Systems*. 2022; 6(4):92. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>
- Breiman L (2001) Random Forests. *Mach Learn* 45:5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brown RM, McClelland NI, Deiningner RA, Ronald GT (1970) “A water quality index—Do we dare?”. *Water Sewage Works* 11:339–343.
- Buytaert W, Cuesta-Camacho F, Tobón C (2011) Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20:19–33. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00585.x>
- Buytaert W, Célleri R, De Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R (2006) Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Rev* 79:53–72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>
- Caranqui J, Lozano P, Reyes J (2016) Composition and diversity of High Andean in the Fauna Production Reserve Chimborazo, Ecuador. *Enfoque UTE* 7(1):33–45 (In Spanish).
- Carrasco S, Hauenstein E, Peña-Cortés F, Bertrán C, Tapia J, Vargas-Chacoff L (2014) Riparian vegetation quality evaluation of two coastal watersheds in southern Chile by applying QBR index as base for its territorial management and planning. *Gayana Bot* 71(1):1–9 (In Spanish).
- Carvalho AR., Mingante FH, Luiz V (2000) Influence of cattle ranching and agricultural activities on physical chemical parameters of water. *Química Nova* 23(5):618-622 (In Portuguese). <https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000500009>
- Castañeda-Martín AE, Montes-Pulido CR (2017) Carbon stock in andean paramo. *Entramado*

- 13(1):210–221 (In Spanish). <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25112>
- Castro M, Almeida J, Ferrer J, Díaz D (2014). Water Quality Indexes: Evolution and Trends at the Global Level *Ing Solidar* 10(17):111–124. <https://doi.org/10.16925/in.v9i17.811>
- Cevallos-Gaibor CF (2015) Characterization of the water quality of the Guano River Microbasin. Bachelor Thesis: Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH): Riobamba Ecuador. Pags. 159 (In Spanish). Available at: <https://dspace.esPOCH.edu.ec/items/7c796149-d323-45f9-bc4d-5029a11a4264>
- Connolly NM, Pearson RG, Loong D, Maughan M, Brodie J (2015) Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation. *Agric Ecosyst Environ* 213:11–20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.007>
- Crespo PJ, Feyen J, Buytaert W, Bücken A, Breuer L, Fred H, Ramírez M (2011) Identifying controls of the rainfall–runoff response of small catchments in the tropical Andes (Ecuador). *J Hydrol* 407:164–174. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.021>
- Ding F, Huang Y, Sun W, Jiang G, Chen Y (2014) Decomposition of Organic Carbon in Fine Soil Particles Is Likely More Sensitive to Warming than in Coarse Particles: An Incubation Study with Temperate Grassland and Forest Soils in Northern China. *PLoS One* 9(7):1003801 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095348>
- Farguell J, Chavez J, Ochoa L (2024) Assessment of a process-based urban river restoration using biological and hydro-geomorphological indicators. The Congost River at Granollers (Catalonia, Spain). *J Environ Manage* 369:122424. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122424>
- Fortuna AM, Lewandowski AM, Osterholz WR (2023) Enhancing the Soil Health–Watershed Health Nexus: Introduction. *J Environ Qual* 52(3):407–411. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20420>
- GAD provincia de Chimborazo (2013) Plan de manejo y cogestión del territorio hídrico de cebadas (Yasipán, Tingo, Ichubamba Y Guarguallá). Riobamba, Ecuador (In Spanish). Available at: <https://www.fao.org/forestry-fao/45911-061c766151d9e1f9f523d495406d1dff6.pdf>
- GAD provincia de Chimborazo (2015) Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la provincia de Chimborazo. Riobamba, Ecuador (In Spanish). Available at: <https://archivos.chimborazo.gob.ec/lotaip/ANEXOS/ANEXOS4/1.%20%20PDOT%20Chimborazo.pdf>
- Gee GW, Bauder JW (1986) Particle-size analysis. In: Klute A (ed) *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*, 2nd edn. Agronomy Monograph No. 9. American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, Madison, WI, pp 383–411
- González V, Caicedo O, Aguirre NJ (2013). Application of water quality indices NSF, DINIUS and BMWP to Ayurá Creek, Antioquia, Colombia. *Rev Gest y Ambient* 16(1):97–108 (In Spanish). Available at: <https://www.redalyc.org/pdf/1694/169427489003.pdf>
- Granitto M, Lopez ME, Bursztyn Fuentes AL, et al (2025) Relationship between riparian zones and water quality in the main watersheds of Ushuaia City, Tierra del Fuego (Argentina). *Ecol Process* 14(18):1–14. <https://doi.org/10.1186/s13717-025-00585-1>
- Guo M (2021) Soil health assessment and management: recent development in science and practices. *Soil Syst* 5(4):61. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5040061>
- Hassan W, Li Y, Saba T, Wu J, Bashir S, Bashir S, Gatasheh MK, Diao Z, Chen Z (2022) Temperature responsiveness of soil carbon fractions, microbes, extracellular enzymes and CO2 emission: mitigating role of texture. *PeerJ* 10:13151. <https://doi.org/10.7717/peerj.13151>
- Huang PM, Li Y, Sumner ME (eds) (2011) *Handbook of soil sciences: resource management and environmental impacts*, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton.
- Intergovernmental Oceanographic Commission, International Union for Conservation of Nature, Conservation International (2019) *Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. UNESCO, Paris, 181 pp.

- Lee J, Hopmans JW, Rolston DE, Baer SG, Six J (2009) Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agric Ecosyst Environ* 134:251–256. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.006>
- Lefèvre C, Rekek F, Alcantara V, Wiese L. (2017). Soil organic carbon: the hidden potential. FAO, Rome, Italy. 77 pp.
- Liu H, Lu H, Hu H (2024a) CO<sub>2</sub> capture and mineral storage: State of the art and future challenges. *Renew. Sustain. Energy Rev* 189:113908. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113908>
- Liu J, Pei X, Zhu W, Jiao J (2024b) Water-related ecosystem services interactions and their natural-human activity drivers: Implications for ecological protection and restoration. *J Environ Manage* 352:120101. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120101>
- Lopes OF, de Jesus RM, de Sousa LF, et al (2021) Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use. *Environ Sci Pollut Res* 28:12944–12959. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10941-7>
- López E, Vásquez J, Villa F, Reinoso G (2015) Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Tumbaga* 1(10):6–29. Available at: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5644630>
- Luters A, Salazar JC (2000) Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. Traducción al español del “Soil Qual Test Kit Guid”. USDA, Instituto de Suelos, Argentina. Available at <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/Gu%C3%ADa%20para%20la%20Evaluaci%C3%B3n%20de%20la%20Calidad%20y%20Salud%20del%20Suelo.pdf>
- Lyu C, Li X, Yu H, Song Y, Gao H, Yuan P (2023). Insight into the microbial nitrogen cycle in riparian soils in an agricultural region. *Environ Res* 231. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116100>
- Mosquera GM, Marín F, Stern M, et al (2022) Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use. *Sci. Total Environ* 804:150112 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150112>
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N, Rieradevall M (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 13:147–163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Noori R, Berndtsson R, Hosseinzadeh M, Adamowski JF, Abyaneh MR (2019). A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. *Environ Pollut* 244:575–587. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.076>
- Ortiz C, Jofre M, González P (2024) Comprehensive diagnosis of an urban river. Application of biological, physicochemical and riparian forest metrics. *Ecosistemas* 33(1):2613 (In Spanish). <https://doi.org/10.7818/ECOS.2613>
- Otero JD, Figueroa A, Muñoz FA, Peña MR (2011) Loss of soil and nutrients by surface runoff in two agro-ecosystems within an Andean paramo area. *Ecol Eng* 37:2035–2043. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.001>
- Palma A, Figueroa R, Ruiz VH (2009) Assessment of a riparian and fluvial habit through QBR and IHF index. *Gayana (Concepc)* 73(1):57-63 (In Spanish). <https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100009>
- Pastor J, Rivas W, Martinez A, et al (2015) Soil organic carbon in an altitudinal gradient in the Paraguana Peninsula Venezuela. *Multiciencias* 15(3):271–280 (In Spanish). Available at: <https://www.redalyc.org/pdf/904/90444727005.pdf>
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11:1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pinos-Morocho D, Morales-Matute O, Durán-López ME (2021) Paramo soils: analysis of perceptions of ecosystem services and economic valuation of carbon content in the southeastern sierra of

- Ecuador. *Rev Ciencias Ambient* 55(2):157–179 (In Spanish). <https://doi.org/10.15359/rca.55-2.8>
- Roy BN, Roy H, Rahman KS, Mahmud F, Bhuiyan MMK, Hasan M, Islam MS (2024) Principal component analysis incorporated water quality index modeling for Dhaka-based rivers. *City Environ Interact* 23:100150. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2024.100150>
- Samboni N, Carvajal E, Escobar JC (2007) A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators. *Ing e Investig* 27(3):172–181 (In Spanish). Available at: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=64327320>
- Scharlemann JP, Tanner EV, Hiederer R, Kapos V (2014) Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag* 5(1):81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Sirombra MG, Mesa LM (2012) A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecol Indic* 20:324–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.021>
- SNET (2016). General Water Quality Index “ICA.” Ministry of Environment and Natural Resources, El Salvador (In Spanish). Available at: <https://www.snet.gob.sv/Hidrologia/Documentos/calculoICA.pdf>
- Steinitz-Kannan M, López C, Jacobsen D, et al. History of limnology in Ecuador: a foundation for a growing field in the country. *Hydrobiologia* 847:4191–4206 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04291-1>
- Suleiman AKA, Pylro VS, Roesch LFW (2017) Replacement of native vegetation alters the soil microbial structure in the Pampa biome. *Sci Agric* 74(1):77–84. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2015-0494>
- Tanaka MO, de Souza ALT, Moschini LE, de Oliveira AK (2016) Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agric Ecosyst Environ* 216:333–339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>
- Thompson JB, Zurita-Arthos L, Müller F, Chimbolema S., Suárez E (2021) Land use change in the Ecuadorian páramo: The impact of expanding agriculture on soil carbon storage. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 53(1):48–59. <https://doi.org/10.1080/15230430.2021.1873055>
- Torri SI, Cabrera MN, Alberti C (2018) Potential respiration during the biostimulation of a soil contaminated with aromatic polycyclic hydrocarbons. *Rev Int Contam Ambient* (In Spanish). <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.11>
- Villamarín C, Prat N, Rieradevall M. Physical, chemical and hydromorphological characterization of Ecuador and Perú tropical highland Andean rivers. *Lat Am J Aquat Res* 42(5):1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- World Bank Group, ESMAP, Solargis (2025) Global Solar Atlas v2.12. Available at: <https://globalsolaratlas.info/map?c=-2.347945,-79.145724,9&m=site&a=-78.666229,-2.181632,-78.660049,-2.303761,-78.548813,-2.301017,-78.530273,-2.168595,-78.666229,-2.181632>
- Ye F, Ma MH, Wu SJ, et al (2019) Soil properties and distribution in the riparian zone: the effects of fluctuations in water and anthropogenic disturbances. *Eur J Soil Sci* 70:664–673. <https://doi.org/10.1111/ejss.12756>
- Yáñez Díaz MI, Cantú Silva I, González Rodríguez H, Marmolejo Monsiváis JG, Jurado E, Gómez Meza MV (2017) Soil respiration in four land use systems. *Rev Mex de Cienc Forestales* 8(42):123–149 (In Spanish). Available at: <https://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v8n42/2007-1132-remcf-8-42-00123-en.pdf>

#### **4.2.PUBLICACIÓN 1. EVALUATION OF SOIL ORGANIC CARBON STORAGE OF ATILLO IN THE ECUADORIAN ANDEAN WETLANDS**

##### **a.- Referencia completa:**

Beltrán-Dávalos, AA, Ayala Izurieta, JE, Echeverría Guadalupe, MM, Van Wittenberghe, S., Delegido, J., Otero Pérez, XL, & Merino, A. (2022). Evaluación del Almacenamiento de Carbono Orgánico del Suelo de Atillo en los Humedales Andinos Ecuatorianos. *Sistemas de suelos*, 6 (4), 92. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>

##### **b.- Índices de calidad:**

La revista en la que se publica este artículo corresponde JCR - Q2 (*Ciencia del suelo*) / CiteScore - Q1 (*Procesos terrestres-superficiales*). En este caso, esta revista indexado en Scopus, ESCI (Web of Science), AGRIS, PubAg, GeoRef, CAPus/SciFinder y otras bases de datos.

Tiene un Factor de impacto: 3,5 (2024); Factor de impacto a 5 años: 3,8 (2024).

##### **c.- Autorización de la revista para el uso de la publicación en la Tesis:**

No se requiere ningún permiso especial para reutilizar total o parcialmente los artículos publicados por MDPI, incluyendo figuras y tablas. En el caso de los artículos publicados bajo la licencia Creative Commons CC BY de acceso abierto, cualquier parte del artículo puede reutilizarse sin permiso, siempre que se cite claramente. La reutilización de un artículo no implica la aprobación de los autores ni de MDPI. Además, los autores no requieren ningún permiso especial para enviar sus investigaciones a repositorios externos. Esta política se aplica a todas las versiones de un artículo, incluyendo las versiones enviadas, aceptadas y publicadas. (<https://www.mdpi.com/openaccess>).

Bajo esta licencia, los autores mantienen la propiedad de los derechos de autor de su contenido, y cualquier persona puede copiar, distribuir o reutilizar estos artículos siempre que se cite adecuadamente al autor y a la fuente original.

##### **d.- Contribución del autor:**

Redacción preparación del borrador original; metodología. El autor de la Tesis contribuyó significativamente a la totalidad de las secciones de este artículo.

##### **e.- Capítulo específico de la Tesis en el que se reproducen los contenidos de la publicación:**

Este artículo se reproduce parcialmente en la Introducción, Objetivos e hipótesis, Metodología, Discusión y Conclusiones.

##### **f.- Nombres y afiliaciones de todos los coautores:**

El primer autor (Andrés A. Beltrán-Dávalos) es estudiante de Doctorado en la Universidad de Santiago de Compostela. La coautora Johanna Elizabeth Ayala Izurieta docente investigadora del Grupo del Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas (GISOCH), Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155, Ecuador. La coautora Magdy Mileni Echeverría Guadalupe docente investigadora del Grupo de Investigación y Desarrollo para el Medio Ambiente y el Cambio Climático (GIDAC), Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador. El

coautor Shari Van Wittenberghe por el Laboratorio de Procesamiento de Imágenes (IPL), Universidad de Valencia, 46980 Paterna, España. El coautor Xosé Luis Otero Pérez. Profesor CRETUS, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España El coautor Agustín Merino es Profesor del Departamento de Edafología y Química Agrícola, Unidad de Gestión Sostenible del Medio Ambiente y los Bosques, Universidad de Santiago de Compostela, E-27002 Lugo, España.



## Article

# Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands

Andrés A. Beltrán-Dávalos<sup>1,2,\*</sup>, Johanna Elizabeth Ayala Izurieta<sup>2,3</sup>, Magdy Mileni Echeverría Guadalupe<sup>2</sup>, Shari Van Wittenberghe<sup>3</sup>, Jesús Delegido<sup>3</sup>, Xosé Luis Otero Pérez<sup>4</sup> and Agustín Merino<sup>1</sup>

- <sup>1</sup> Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Unit for Sustainable Environmental and Forest Management, University of Santiago de Compostela, E-27002 Lugo, Spain
- <sup>2</sup> Group of Research and Development for the Environment and Climate Change (GIDAC), Faculty of Sciences, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador
- <sup>3</sup> Image Processing Laboratory (IPL), University of Valencia, 46980 Paterna, Spain
- <sup>4</sup> CRETUS, Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Faculty of Biology, University of Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain
- \* Correspondence: abeltran@espoch.edu.ec; Tel.: +593-99-853-0067

**Abstract:** Identifying the SOC levels and revealing the potential of SOC storage of ecosystems difficult to sample and study are necessary contributions to the understanding of the global reserves of SOC. Wetlands store large amounts of SOC within their soils. They have an important role in water regulation and have great biological and floristic diversity. Therefore, this study aimed to assess the SOC stock in Atillo micro-watershed in the Ecuadorian Andean wetlands at two soil depths (0–30 cm and 30–60 cm below ground) and to assess the importance of the ecosystem and its conservation in favor of reducing emissions due to degradation processes. For that, we sampled the study zone with 101 composite samples of soil to obtain the SOC storage for each sample point in Mg/ha. A SOC estimation to evaluate its spatial distribution was performed using the geostatistical method Kriging. The results show a high storage capacity of the study zone with SOC values of 126 to 454 Mg/ha in the 0–30 cm soil profile and 148 to 350 Mg/ha in the 30–60 cm soil profile. The preservation and protection mechanisms of high SOC reserves should be taken into account to prevent the emission of CO<sub>2</sub>.

**Keywords:** soil organic carbon; peatlands; Andean wetland; lithology



**Citation:** Beltrán-Dávalos, A.A.; Ayala Izurieta, J.E.; Echeverría Guadalupe, M.M.; Van Wittenberghe, S.; Delegido, J.; Otero Pérez, X.L.; Merino, A. Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Syst.* **2022**, *6*, 92. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>

Academic Editor: Craig Rasmussen

Received: 20 October 2022

Accepted: 29 November 2022

Published: 5 December 2022

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Copyright:** © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Information about soil organic carbon (SOC) storage and the monitoring of soils with a great potential for carbon stock is of global interest due to its link to climate change mitigation [1,2] and due to the need to reduce the high concentrations of CO<sub>2</sub> caused by population, being necessary to protect and preserve natural carbon sinks [3,4]. SOC studies have increased in the last years with a focus on different ecosystems, including forests, forest plantations, crops, and pastures [5,6]. SOC is the main terrestrial pool in the carbon cycle. Its variability and redistribution are widely studied for improving the accuracy of carbon assessment [7]. A large degree of variability in SOC functional group abundances showed changes at different elevations [8], and changing drying-wetting cycles in soil profiles could impact the soil C pool [9]. The concern of SOC losses has been triggering the evaluation of crop transitions and land use changes which have mainly been associated with the replacement of secondary vegetation and changes in soil properties [10]. Studies on the páramo region in Ecuador reveal a high capacity of SOC storage in the soils depending on soil types, among others factors [11]. Therefore, understanding the role of ecosystems in the global carbon cycle and their potential reserves is necessary in order to evaluate effects produced by climate change [12] and possible strategies in favor to climatic change mitigation using climate-carbon feedback [13].

Wetland environments at a global level contribute to the process of water regulation and are habitats of high biological and floristic diversity. Their flows with the environment

are cataloged as the Earth's more productive [14]. In high Andean tropical wetlands, the stock or emission of trace gases such as CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> is influenced by temperature levels related to altitude [15]. These flows are also characteristic of the Attilo lake system, formed in the periglacial geomorphology.

Wetlands maintain a broad classification according to three criteria (i.e., hydrological, vegetative, and edaphological), where lacustrine, fluvial, and marshy wetlands are the predominant classes in the high Andean zones. According to the Ramsar Convention and official data from the Ecuadorian Ministry of the Environment, in Ecuador, there are 18 wetlands over an area of 286,659 ha, of which 86% are located in protected areas, of which 8% are located in the Andean zone of the Ecuadorian highlands [16].

The lacustrine system of the Attilo River is an edaphic landscape inside the Sangay National Park. It is considered a World Heritage Site for its wealth of flora, fauna, and its elevation ranging from 2500 m.a.s.l. up to 4500 m.a.s.l. With low aerial biomass, the vegetation height of these ecosystems tends to decrease as elevation increases [17,18]. The accumulation levels of SOC vary from one ecosystem to another, and its formation maintains the relationship with its weathering processes and its geomorphology [19,20]. The elevation range and vegetation could also influence the level of SOC accumulation in the paramo region [21]. Hence, in medium and low terraces and valleys, there is the accumulation of allochthonous materials from the hills that surround a lacustrine system. Here the erosion is caused mainly by the effect of slope and elevation. Although dust emission redistributes SOC within terrestrial ecosystems and to the atmosphere and oceans [7], a redistribution of SOC by an effect of dust emission can be down on these wet soils that maintain a high field capacity in the hills higher than 3500 m.a.s.l and are saturated in the periglacial valley.

Weather conditions cause a cryogenic process in the evolutionary process of soil formation, which prevents an accelerated concentration of organic matter in its grasslands and wetlands. Also, a growth of the organic horizon (H) ranging from cm to several meters is produced. Wetlands are located in the tropics and subtropics [14] and, although they only cover a small proportion of the Earth's land surface of 6% approximately, contain a large proportion of the world's carbon  $15 \times 10^{11}$  t stored in terrestrial reservoirs [22,23]. Despite being an ecosystem of interest for conservation issues, agricultural activities are observed in areas where precipitation is greater than evapotranspiration. As a result, the draining necessary for the production or renewal of agricultural pastures leads to a reduction in the water mirror of the lacustrine wetlands and a decrease in the aquifer's recharge. Therefore the agricultural systems could be more extensive and cause increased volatilization of organic carbon and loss of stability [24].

Temperature and humidity are predominant factors in the flux emission of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in high Andean marshy wetlands where acidic and anaerobic conditions are generated with strong sulfur odors [25]. Therefore, the development of methanogenic bacteria increases the concentrations of CH<sub>4</sub> [26]. The presence of grasses and biological soil crusts formed by: lichens, bryophytes, mosses, and cyanobacteria are important components in many terrestrial ecosystems that store high concentrations of carbon [27]. Grasses as perennial vegetation, being cosmopolitan, constitute approximately 20 to 45% of the Earth's vegetation cover [28] and offer ecosystem services such as resistance to frost, water storage, oxygen release, carbon stock, and CO<sub>2</sub> fixation in high Andean ecosystems [29]. The low amount of aerial biomass and the moist conditions of the soil of periglacial systems without forests or shrubs contribute to a decrease in the photosynthetic process [5]; therefore, carbon sequestration takes place.

This study focuses on the Attilo lacustrine ecosystem in Chimborazo province, Ecuador, where we aimed to develop a process to identify SOC storage for all lithology types based on kriging method using in situ SOC data sampling. The objectives were: (i) to assess the SOC stock in the study zone at two soil depths (0–30 cm and 30–60 cm below ground) and (ii) to assess the importance of the ecosystem and its conservation in favor of reducing emissions due to degradation processes.

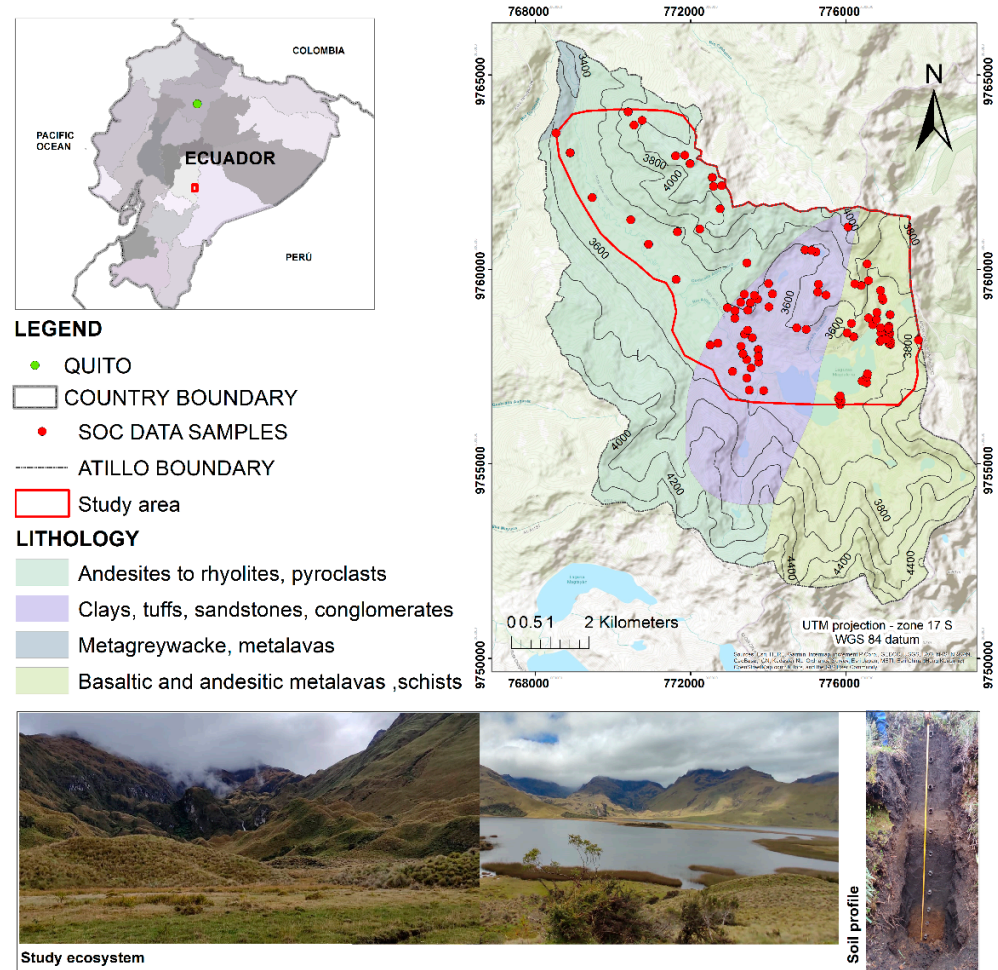
## 2. Materials and Methods

### 2.1. Location and General Properties of Study Area

The micro-watershed of the Atillo River (Sangay National Park reserve) is located in the Cebadas parish in the Chimborazo province, Ecuador, situated between  $78^{\circ}32'0''$  west longitude and  $2^{\circ}12'0''$  south latitude. The Atillo lagoon is ancestrally known as Colay and is a lacustrine system located in the periglacial geomorphology. The geological formations including to the geological ages of the Miocene-Pliocene and Jurassic, where the andesite lithologies, pyroclasts, claystone tuffs, conglomerates, and metagrauwacas schists and met-alavas stand out, respectively [30]. With an area of 9448 ha and an elevation ranging from 3320 to 4616 m.a.s.l (average of 3960 m.a.s.l). This ecosystem has evident rejuvenation due to its rocky constitution observed at higher altitudes that are extremely difficult to access, especially over the south zone. Its valley, where surface runoff accumulates, maintains the form of meanders with a length of approximately 17.6 km. The relief is heterogeneous, flat areas are located in the valleys around the Atillo river, and the higher altitude areas form slopes and areas with steep relief. The difficulty of access for sampling is marked from the edges of the valley zone to the mountain profile due to the heterogeneous topography with steep slopes in some areas of the study zone. These areas are shown a rejuvenation of the soil due to its rocky composition. This study is developed over the periglacial valley area and surroundings of the Atillo lacustrine system, reaching an area of approximately 50 percent of the entire micro-watershed (see Figure 1).

The climate corresponds to an Upper High Montane type [31], with an average annual temperature ranging from 5.3 to 8.2 °C. The annual rainfall ranges from around 800 to 2500 mm [32], and the average annual evapotranspiration calculated ranges from 595 to 823 mm. The humid weather of the micro-watershed of Atillo river is characteristic of an altitudinal gradient with high humidity. The lacustrine system is contributed to by more than 250 hectares of the Atillo, Magdalena, Kuyuk, and Negra lagoons. The soils classified as Andisols, Entisols, Inceptisols, and Histosols, show high SOM contents and high porosity. The soil coloration is dark (10 YR), with characteristics of volcanic formations distinctive of Andean moors [33,34]. The predominant soils of the study area, according to [35], include Inceptisols and Histosols with acid characteristics in the foothills and river valley.

Land uses in Atillo include forest-1%; water bodies-4%; agricultural areas-15%; vegetation-80% (i.e., Evergreen Shrubland and Herbaceous Páramo-12%; Herbaceous Páramo 36%; Ultra-humid subnival Herbaceous Páramo 1%; Herbaceous and Evergreen Subnival Shrubland of the Páramo 8%); intervened areas 33% and other areas with 10% approximately. Anthropic activities in the study area are related to grazing. The effects of grazing are mainly to compact the soil and reduce its porosity, infiltration, and water retention capacity [36]. Also, the natural vegetation is in a fragile morphodynamic balance. Therefore, the implementation of irrigation projects or reservoirs in these areas could have irreversible impacts on the wetlands and the water regulation ecosystemic resource.



**Figure 1.** Study area corresponding to Atillo micro-watershed of Sangay National Park and soil sample points.

## 2.2. Selection of Soil Sampling Points and Sampling

Previous to the soil sample collection, the sampling density was established with 1.18 points/cm<sup>2</sup> of the map of the Atillo river micro-watershed at a scale of 1:100,000. This led to select 101 sample points corresponding to the different lithologies/bedrock: andesites to rhyolites, pyroclasts; clays, tuffs, sandstones, conglomerates; metagrauwacas, metalavas; basaltic and andesitic metalavas, located in areas of glacial deposits and glacial deposits and volcanic deposits of the Sangay volcano, also soil formed by volcanic rocks (sedimentary) (see Figure 1 and Table S1).

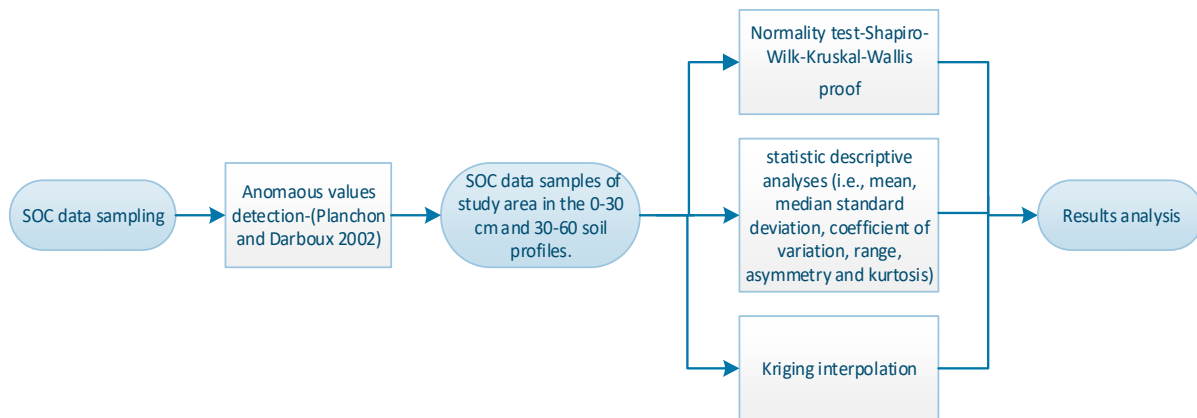
The soil sampling was carried out in the second semester of 2019 (October to November 2019). Due to the fact that the swampy areas maintain organic horizons that reach up to 6 m deep, in situ monitoring was carried out, prioritizing the epipedions. A total of 101 points were selected for soil profile sampling. The geographical position (UTM coordinates, datum WGS84-zone 17 S) was obtained using a GPS (GARMIN GPSMAP 64 with 3.65 m positional accuracy in real time) of each data point. The soil samples were taken between 0–30 cm and 30–60 cm depth. Using a blast hole of 90 cm of useful length without including the handle, the internal measurement of the cylinder was 5 cm in diameter to carry out 4 soundings per sampling point and collect the composite sample. A 20 cm hole was made at the centroid using an auger to introduce 100 cm<sup>3</sup> cylinders to collect the soil samples to obtain the bulk density [37]. The samples from each monitoring point were homogenized in situ and stored in hermetic bags. Finally, the soil samples were labeled and stored in a thermal refrigerator until they were transferred to the laboratory for their respective analysis.

### 2.3. Soil Analysis

Within 24 h of the sampling process, the samples were analyzed in the Environmental Protection research laboratory of the Research and Development Group for the Environment and Climate Change of Polytechnic School of Chimborazo. The homogenized samples were analyzed by the gravimetric method. So, samples were dried at 20 to 25 °C and sieved (Fisherbrand Norm-ASTM E-11e standard). Then the soil samples were dried using crucibles with 5 gr of soil, obtaining the % of humidity in a professional laboratory oven. Then the samples were weighed in a balance with high sensitivity. The carbon content was obtained using the automatic element analyzer, also known as the CHN analyzer, brand “Thermo Scientific™ FLASH 2000 CHNS/O Analyzers”. Bulk density was obtained using cylinders of 100 cm<sup>3</sup> in both soil profiles, and SOC values in Mg/ha were obtained using bulk density and SOC% [10,38].

### 2.4. SOC Evaluation and Prediction by Kriging

A correction of anomalous values was carried out by applying the algorithm of [39] before the interpolation process. All SOC values of soil data sampling were merged in ArcGIS 10.5, obtaining a SOC geodatabase used in this study. Geostatistical methods applied in soil mapping have the advantage of providing a statistically sound model for spatial variation, where the spatial autocorrelation is explicitly modeled, and an explicit measure of the uncertainty is associated with the prediction [11,40,41]. Kriging is the method of interpolation deriving from regionalized variable theory. It depends on expressing the spatial variation of the property in terms of the variogram, and it minimizes the prediction errors, which are themselves estimated [42]. This study used the Kriging method to obtain a surface of SOC spatial distribution in the study area, and a cross-validation process also was applied (see Figure 2).



**Figure 2.** Process of evaluation and prediction of SOC.

The resulting data were analyzed by normality criteria with the Shapiro–Wilk statistical test and the Kruskal–Wallis proof for independent quantitative samples without normal distribution with a 95% confidence level [43]. The spatial variability of SOC between the lithologies of the Lacustrine System of the Sangay National Park with descriptive statistical analyses was evaluated (i.e., mean, median standard deviation, coefficient of variation, range, asymmetry, and kurtosis) for each soil profile (0–30 and 30–60 cm).

## 3. Results

### 3.1. Spatial Variability of SOC Data Samples

The lithologies that predominate in the lacustrine system under study presented high variability in SOC both in the profile 0–30 cm below ground and in the profile that was analyzed of 30–60 cm (see Table 1). A SOC variability at both soil depths of paramo was identified. It is in concordance with [44]. A higher concentration of SOC in the areas of

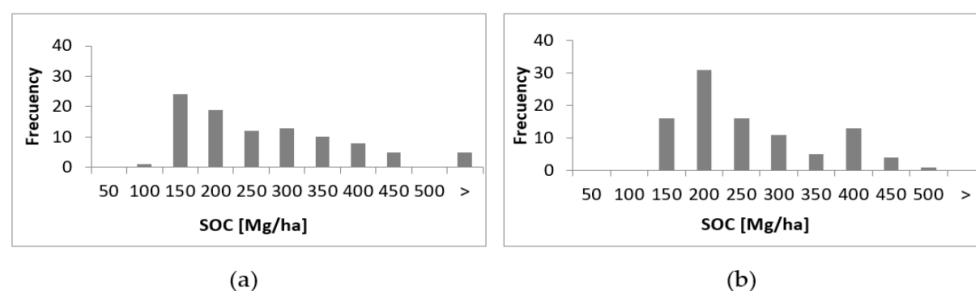
periglacial zones that correspond to andesites to rhyolites and pyroclasts was identified, observing a higher proportion in elevations ranging from 3400 to 3520 m.a.s.l., while the lowest SOC values were observed in the lithology metagrauwacas and metalavas located above 3400 m. a. s. l. In the area of the lacustrine system, a non-typical behavior stands out where the lowest proportion of SOC is in the first 30 cm. The highest coefficient of variation of SOC occurs in the intervened areas of clays, tuffs, sandstones, and conglomerates of the first 30 cm (50.78%) corresponding to swampy, marshy areas of aged lagoons from the Miocene/Pliocene period.

**Table 1.** Statistic descriptive of SOC in Mg/ha for each lithology of the Atillo River micro-watershed.

IA/ NIA *	Lithology	Profile	Mean	Median	Std. Dev *	VC% *	Range	Std. Asym *	Std. Kurts *
IA	Andesites to rhyolites, pyroclasts	0–30 cm	273.6	267.5	75.8	27.7	262.0	0.2	−0.9
		30–60 cm	268.7	278.6	84.2	31.4	241.1	−0.6	−1.4
	Clays, tuffs, sandstones, conglomerates	0–30 cm	324.3	277.2	164.7	50.8	748.8	4.0	3.4
		30–60 cm	259.9	236.8	92.9	35.8	355.3	1.7	−0.5
	Metagreywacke, metalavas	0–30 cm	8.8	81.5	4.7	5.9	11.3	−0.3	−1.0
		30–60 cm	85.3	87.1	10.1	11.8	27.5	−1.0	0.4
Basaltic and andesitic metalavas, schists	0–30 cm	157.3	149.5	35.1	22.3	108.1	0.8	−0.4	
	30–60 cm	176.3	176.7	31.2	17.7	98.0	−0.1	−0.6	
NIA	Basaltic and andesitic metalavas, schists	0–30 cm	172.2	150.4	74.2	43.1	319.3	4.4	4.4
		30–60 cm	192.9	175.4	74.5	38.6	313.3	4.5	4.2

\* IA: intervened area; NIA: non-intervened area; Std. Dev: standard deviation; VC%: percentage coefficient of variation; Std. Asym: standardized asymmetry; Std. Kurts: standardized kurtosis.

The SOC distribution of in situ data sampling shows positive asymmetry for both soil profiles: the 0–30 cm profile and the 30–60 cm profile, with values of 7.75 and 3.12, respectively (see Figure 3a,b). High kurtosis coefficients with values of 10.43 and −0.53 were observed for the COS determined from 0–30 cm and 30–60 cm profiles, respectively, according to leptokurtic distribution. With the aforementioned, it can be identified that the frequency distribution resembles the Inverse Gaussian probability distribution, also known as the Wald distribution. Regarding the intervention and lithology strata, there is a statistically significant difference between the medians. The lithology of clays, tuffs, sandstones, and conglomerates of the marshy area in the study zone at elevations between 3400 and 3500 m.a.s.l. stores more organic carbon than the other lithologies. Approximately 47% of the total sampled areas indicate that the highest concentrations of SOC are located in the depth of 30 to 60 cm. Also, a particularity is observed due to the fact that intervened zones have higher carbon concentrations than non-intervened zones in both profiles.

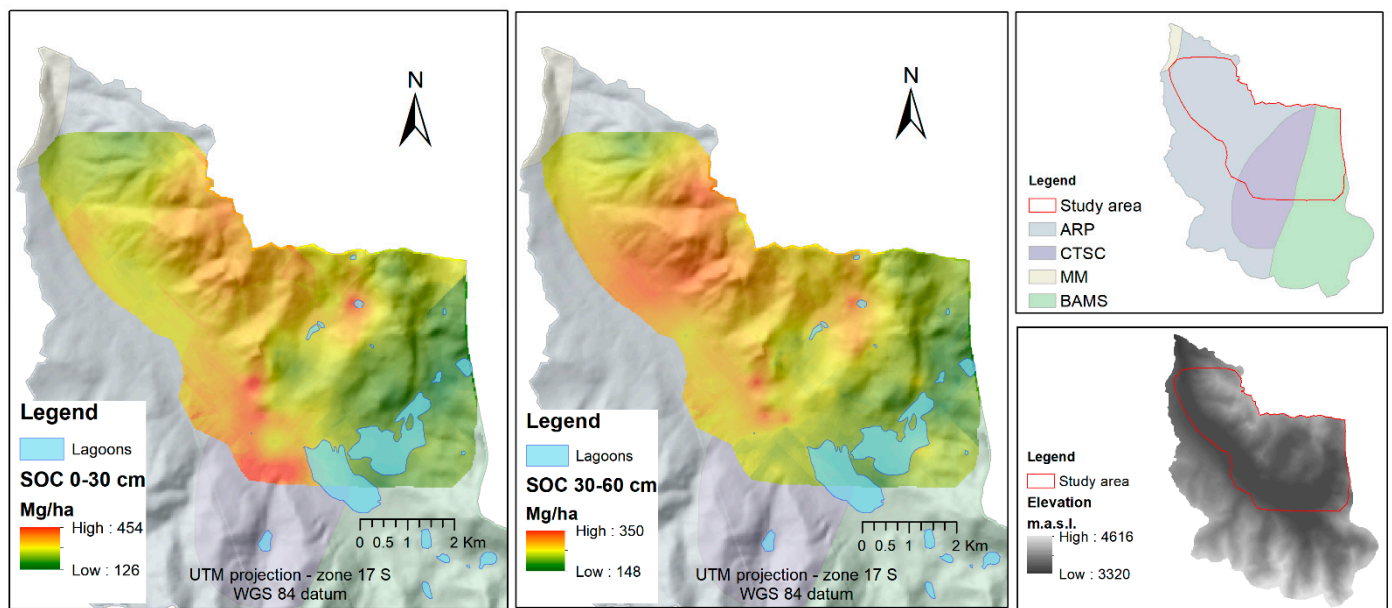


**Figure 3.** General distribution model of SOC in the Atillo river lake system: (a) 0–30 cm profile; (b) 30–60 cm profile. The confidence level is 95%.

### 3.2. SOC Estimation

SOC estimation was obtained based on SOC data sampling. The results of the estimation of SOC after applying the geostatistical method Kriging show a SOC storage ranging

from 126 to 454 Mg/ha in the 0–30 cm soil profile and 148 to 350 Mg/ha in the 30–60 cm soil profile. The highest concentrations of SOC in the 0–30 cm profile correspond to the lithology of Clays, tuffs, sandstones, conglomerates, agglomerates, and glacial deposits close to the Atillo lagoon (see Figure 4). In the 30–60 cm profile, the highest concentrations of SOC are observed in zones with floodable vegetation predominates, and its water table is very high. The areas that register the highest levels of SOC correspond to lateral moraines with an altitude of less than 50 m above sea level. On the other hand, the areas of lower concentration are located on the hill of the reserve, whose lithology is predominantly volcanic rocks, where there is a dominance of low-lying grasslands as natural vegetation. In these areas, Typic Melanocryands soils predominate with characteristics of acidity, moderate to high depth, and high content of organic matter.



**Figure 4.** SOC estimation for 0–30 cm profile and 30–60 cm profile-influence area. ARP: Andesites to rhyolites, pyroclasts; CTSC: Clays, tuffs, sandstones, conglomerates; MM: Metagreywacke, metalavas; BAMS: Basaltic and andesitic metalavas, schists.

#### 4. Discussion

The SOC content in the high Andean páramo varies between 119 and 397 Mg/ha in the first 40 cm of depth, as described in studies on páramo of Peru and Ecuador. In the lacustrine system studied, the peatland ecosystem stands out, reaching an average of 750 Mg C/ha in the first 60 cm higher than those reported in the high Andean paramo of Cayambe-Coca [20]. Among the reasons for this stratified storage of SOC are the high and continuous cloudiness, the low temperatures, and the high humidity. These conditions decrease the decomposition of organic matter and which causes a non-typical distribution of SOC at the vertical level of the soil, where the highest concentration is found in the deep layers [45].

The páramo soils are important ecosystems for mitigating climate change by capturing or sequestering large amounts of CO<sub>2</sub> in its edaphic component. The micro-basin of the Atillo River is no exception, storing in its edaphological system between 126 and 454 Mg/ha in the first 30 cm of soil, similar to those reported in the paramos of Guativala Russia in the department of Boyacá, Colombia, with an average capture of 467.9 Mg/ha [46]. Soil carbon change could be related to land conversions and activities over the Grasslands [47]. The results of lithologies of the intervened area and lower than the median of the intervened area are in concordance with other studies related to SOC on paramo region in Colombia where a positive asymmetry of 0.97 and kurtosis of 5.18, also estimated SOC values that oscillate in the range of 22 and 338 Mg/ha and medians of up to 180.52 Mg/ha are indicated [48]. Also,

studies in the herbaceous páramo ecosystem of Ecuador showed values of SOC between 67–221 in the 0–30 cm soil profile and values of SOC between 32 and 179 Mg/ha in the 30–60 cm profile [49].

There are higher average concentrations of SOC on the slopes of mountains with lava flows [19], similar to the lithologies of volcanic rocks, also in the Sangay agglomerates composed of andesites and basalts. The values of bulk density are in the range of 0.5 to 1 g/cm<sup>3</sup>. Values of bulk density of glacial deposits are higher than agglomerated and agglomerated bulk density and higher than volcanic rocks. This is in concordance with the consideration that at lower bulk densities, the SOC concentrations are increased [50]. The SOC stock of lithologies and similar soil types in northern Ecuador are between 3.4 and 10.3% in the upper epiedion of 30 cm (elevations between 3000 and 4000 m.a.s.l.) [51]. Also, SOC values are lower than values in glacial deposits and agglomerates zones of the Atillo micro-watershed, with organic matter averages of 13 and 14%, respectively. These SOC concentrations are similar to those reported in the Machangara in the Azuay province and Pantanal in the Chimborazo province of Ecuador [52].

Similar coefficients between 45 and 80% stand out in a focused study about identifying the reduction in CV as a function of sampling intensities [53]. The coefficient between 20 to 40% obtained shows moderate heterogeneity in the SOC samples (see supplementary materials), typical of Total Carbon according to the criteria of [54]. Nevertheless, this characteristic predominates in the Atillo river micro-basin, despite being a homogeneous ecosystem dominated by grasses and peatlands that the ecological level is called the floodable grassland. The study zone is located in the glacial deposits zone, maintaining singularities of the biological soil crusts. It is composed mostly of vascular plants and mosses that both accumulate large amounts of water, which prevents the decomposition of organic matter and, consequently, their accumulation [27].

The described results of the investigation indicate that the Atillo lacustrine and marshy wetland can be cataloged as a carbon sink or emitter. It would depend on its operation, climate, age, and anthropic activities [23]. Anthropic activities are related to grazing and agricultural activities. Therefore, soil changes can alter ecosystem services. Hence, the preservation and protection of ecosystems such as Atillo wetlands should be taken into account to prevent CO<sub>2</sub> emissions. Likewise, the study ecosystem contributes in similar criteria to the 30% of the seven million square kilometers of the Amazon basin considered wetlands within the RAMSAR convention [55]. Therefore the ecosystem can be considered and added within RAMSAR.

This study used the Kriging method with SOC data sampling. Soil lithologies and their spatial heterogeneity were taken into account to determine the position of each soil sample data point, which favored the method results. Even so, the topographic irregularity and also the presence of soils with high water saturation (swamps) caused to move sample point positions of in situ monitoring. Therefore our study does not include edge areas of the south zone of the micro-watershed of study (Section 2.1.). SOC estimates with statistical methods have made it possible to identify that the Andean areas of Ecuador store between 240 and 320 Mg/ha [20,56,57]. The results obtained in the Atillo river micro-watershed highlight higher concentrations of carbon in the lateral and valley moraines, formed during the Pleistocene, configuring several glacial cirques in the upper parts (3600–3800 m.a.s.l.) and the evident rejuvenation of the horns that make up the basin. Mountain range that surrounds the lacustrine system. In the middle and lower part of the micro-watershed, there are SOC concentrations between 265 and 342 Mg/ha in the 0–30 cm profile, which is stabilized thanks to the morphological configuration of the glacial valley bathed by the meander of the Atillo River. Due to the cold-humid climate that favors the accumulation of organic matter, organometallic complexes are formed with mineral particles in the soil. As the meander advances, the sandy particles in the riverside forest terrace increase [58,59], constituting an opportune scenario for carbon stock.

## 5. Conclusions

The geographic sampling intensity of 1.18 (dimensionless value) allowed the development of the SOC map of the Atillo micro-watershed with a coefficient of variation by lithological strata greater than 40%, which indicates high heterogeneity of the results and samples. Determining which detailed studies in the Atillo river micro-watershed would be required additional SOC data sampling points in temporal and spatial studies of SOC to explain it. Even so, the SOC estimation founded on this study obtained a mean of SOC storage for the study ecosystem of 263 Mg/ha, with a minimum of 126 Mg/ha and maximum value of 454 Mg/ha, in the 0–30 cm soil profile; and a mean of 252 Mg/ha, with a minimum and maximum of 148 and 350 Mg/ha respectively, in 30–60 cm soil profile.

The lithology and the state of conservation in the studied micro-watershed do not maintain a significant incidence in the variation of SOC. Therefore, the study area is important in the conservation processes as a buffer zone of the Sangay National Park. In the same way, it is an area with a high potential for CO<sub>2</sub> stock that contributes to national and international mechanisms in the mitigation of global warming.

The Atillo lacustrine and marshy wetland is a carbon sink, so its preservation and protection mechanisms should be taken into account to prevent the emission of CO<sub>2</sub> resulting from excessive grazing and inadequate agricultural mechanization. So also preserve other ecosystem benefits, such as biodiversity and the flow and quality of water.

Geostatistical interpolation using the Kriging method gave us the possibility of obtaining a spatial distribution of SOC in the Atillo wetlands. The need to explain SOC reserves in areas with extremely difficult access could be resolved in the second part of this research, using regression methods and environmental predictors of SOC.

**Supplementary Materials:** The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/soilsystems6040092/s1>, Table S1: SOC samples.

**Author Contributions:** Writing—original draft preparation, A.A.B.-D.; methodology, A.A.B.-D.; writing—review and editing, J.E.A.I., S.V.W. and J.D.; Conceptualization, M.M.E.G.; supervision, X.L.O.P. and A.M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research was funded by Los Sistemas Lacustres del centro del Ecuador como fuente o sumideros de dióxido de carbono como determinante para su conservación (IDIPI-234) Project, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador. S.V.W. was supported by the European Research Council (ERC) under the ERC-2021-STG PHOTOFLUX project (grant agreement 101041768).

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Informed Consent Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** Not applicable.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

1. Crowther, T.W.; Todd-Brown, K.E.O.; Rowe, C.W.; Wieder, W.R.; Carey, J.C.; MacHmuller, M.B.; Snoek, B.L.; Fang, S.; Zhou, G.; Allison, S.D.; et al. Quantifying Global Soil Carbon Losses in Response to Warming. *Nature* **2016**, *540*, 104–108. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Zahasky, C.; Krevor, S. Global Geologic Carbon Storage Requirements of Climate Change Mitigation Scenarios. *Energy Environ. Sci.* **2020**, *13*, 1561–1567. [[CrossRef](#)]
3. Corbeels, M.; Cardinael, R.; Naudin, K.; Guibert, H.; Torquebiau, E. The 4 per 1000 Goal and Soil Carbon Storage under Agroforestry and Conservation Agriculture Systems in Sub-Saharan Africa. *Soil Tillage Res.* **2019**, *188*, 16–26. [[CrossRef](#)]
4. Gerke, J. The Central Role of Soil Organic Matter in Soil Fertility The Central Role of Soil Organic Matter in Soil Fertility and Carbon Storage. *Soil Syst.* **2022**, *6*, 33. [[CrossRef](#)]
5. Pérez Atehortúa, M.; Medina Aguirre, M.F.; Hurtado Granada, A.; Arboledaapata, E.M.; Medina Sierra, M. Reservas de Carbono Del Pasto *Cenchrus Clandestinus* (Poaceae) En Los Sistemas de Manejo Tradicional y Silvopastoril, En Diferentes Relieves. *Rev. Biol. Trop.* **2019**, *67*, 769–783. [[CrossRef](#)]

6. Maniatis, D.; Mollicone, D. Options for Sampling and Stratification for National Forest Inventories to Implement REDD+ under the UNFCCC. *Carbon Balance Manag.* **2010**, *5*, 9. [[CrossRef](#)]
7. Chen, W.; Meng, H.; Song, H.; Zheng, H. Progress in Dust Modelling, Global Dust Budgets, and Soil Organic Carbon Dynamics. *Land* **2022**, *11*, 176. [[CrossRef](#)]
8. Hsu, H.-T.; Lawrence, C.; Winnick, M.; Bargar, J.; Maher, K. A Molecular Investigation of Soil Organic Carbon Composition across a Subalpine Catchment. *Soil Syst.* **2018**, *2*, 6. [[CrossRef](#)]
9. Qi, J.; Markewitz, D.; Foroughi, M.; Jokela, E.; Strahm, B.; Vogel, J. Drying-Wetting Cycles: Effect on Deep Soil Carbon. *Soil Syst.* **2018**, *2*, 3. [[CrossRef](#)]
10. González Molina, L.; Acosta Mireles, M.; Carrillo Anzures, F.; Báez Pérez, A.; González Camacho, J.M. Cambios de Carbono Orgánico Del Suelo Bajo Escenarios de Cambio de Uso de Suelo En México. *Rev. Mex. Ciencias Agrícolas* **2014**, *5*, 1275–1285. [[CrossRef](#)]
11. Ayala Izurieta, J.E.; Márquez, C.O.; García, V.J.; Jara Santillán, C.A.; Sisti, J.M.; Pasqualotto, N.; Van Wittenberghe, S.; Delegido, J. Multi-Predictor Mapping of Soil Organic Carbon in the Alpine Tundra: A Case Study for the Central Ecuadorian Páramo. *Carbon Balance Manag.* **2021**, *16*, 32. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Köhl, M.; Lister, A.; Scott, C.T.; Baldauf, T.; Plugge, D. Implications of Sampling Design and Sample Size for National Carbon Accounting Systems. *Carbon Balance Manag.* **2011**, *6*, 10. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
13. Gross, C.D.; Harrison, R.B. The Case for Digging Deeper: Soil Organic Carbon Storage, Dynamics, and Controls in Our Changing World †. *Soil Syst.* **2019**, *3*, 28. [[CrossRef](#)]
14. López-Calderón, J.M.; Riosmena-Rodríguez, R. Wetlands. In *Encyclopedia of Estuaries*; Kennish, M.J., Ed.; Springer Netherlands: Dordrecht, The Netherlands, 2016; pp. 738–741, ISBN 978-94-017-8801-4.
15. Sjögersten, S.; Black, C.R.; Evers, S.; Hoyos-Santillan, J.; Wright, E.L.; Turner, B.L. Tropical Wetlands: A Missing Link in the Global Carbon Cycle? *Global Biogeochem. Cycles* **2014**, *28*, 1371–1386. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Ramsar The 4th Strategic Plan 2016–2024—The Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat—the “Ramsar Convention”. In Proceedings of the 12th Meeting of the Conference of the Parties, Punta del Este, Uruguay, 1–9 June 2015.
17. Girardin, C.A.J.; Farfan-Rios, W.; Garcia, K.; Feeley, K.J.; Jørgensen, P.M.; Murakami, A.A.; Cayola Pérez, L.; Seidel, R.; Paniagua, N.; Fuentes Claros, A.F.; et al. Spatial Patterns of Above-Ground Structure, Biomass and Composition in a Network of Six Andean Elevation Transects. *Plant Ecol. Divers.* **2014**, *7*, 161–171. [[CrossRef](#)]
18. Yepes, A.; Herrera, J.; Phillips, J.; Cabrera, E.; Galindo, G.; Granados, E.; Duque, Á.; Barbosa, A.; Olarte, C.; Cardona, M. Contribución de Los Bosques Tropicales de Montaña En El Almacenamiento de Carbono En Colombia. *Rev. Biol. Trop.* **2015**, *63*, 69–82. [[CrossRef](#)]
19. Vela Correa, G.; Blanco, J.L.; De Lourdes Rodríguez Gamiño, M. Niveles de Carbono Orgánico Total En El Suelo de Conservación Del Distrito Federal, Centro de México. *Investig. Geogr.* **2012**, *77*, 18–30. [[CrossRef](#)]
20. Castañeda-Martín, A.E.; Montes-Pulido, C.R. Carbono Almacenado En Páramo Andino. *Entramado* **2017**, *13*, 210–221. [[CrossRef](#)]
21. Minaya, V.; Corzo, G.; Romero-Saltos, H.; Van Der Kwast, J.; Lantinga, E.; Galárraga-Sánchez, R.; Mynett, A. Altitudinal Analysis of Carbon Stocks in the Antisana Páramo, Ecuadorian Andes. *J. Plant Ecol.* **2016**, *9*, 553–563. [[CrossRef](#)]
22. Whiting, G.J.; Chanton, J.P. Greenhouse Carbon Balance of Wetlands: Methane Emission versus Carbon Sequestration. *Tellus B* **2001**, *53*, 521–528. [[CrossRef](#)]
23. Kayranli, B.; Scholz, M.; Mustafa, A.; Hedmark, Å. Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: A Critical Review. *Wetlands* **2010**, *30*, 111–124. [[CrossRef](#)]
24. Minaya Maldonado, V.G. *Ecology of the Andes Paramo Region*; CRC Press: London, UK, 2017; ISBN 9781315116044.
25. Fallas Rojas, T.; Ramírez Vargas, C. Factores de Emisión de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> En Rastrojo de Piña (Ananas Comosus (L.) Merr. Var. Comosus), En San Carlos, Costa Rica. *Rev. AgroInnovación En El Trópico Húmedo* **2019**, *2*, 2–11. [[CrossRef](#)]
26. Irisarri, P.; Pereyra, V.; Fernández, A.; Terra, J.; Tarlera, S. Emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O En Un Arrozal: Primeras Medidas En El Sistema Productivo Uruguayo. *Agrociencia Uruguay* **2012**, *16*, 1–10. [[CrossRef](#)]
27. Castillo-Monroy, A.P.; Maestre, F.T. La Costra Biológica Del Suelo: Avances Recientes En El Conocimiento de Su Estructura y Función Ecológica. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **2011**, *84*, 1–21. [[CrossRef](#)]
28. Kellogg, E.A. Evolutionary History of the Grasses. *Plant Physiol.* **2001**, *125*, 1198–1205. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
29. Giraldo-Cañas, D. Distribution and Invasion of C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> Grasses (Poaceae) along an Altitudinal Gradient in the Andes of Colombia. *Caldasia* **2010**, *32*, 65–86.
30. SEMPLADES Clima e Hidrología Cantón Guamote. Memoria Técnica, Proyecto “Generación de Geoinformación Para La Gestión Del Territorio a Nivel Nacional. Escala 1:25000”; Quito. 2013.
31. INAMHI Mapa de Climas Del Ecuador. Mapa Estac. Meteorológicas del Ecuador. 2016. Available online: <https://es.weather-forecast.com/maps/Ecuador> (accessed on 28 November 2022).
32. Fundación Natura Proyecto Sangay: Evaluación de La Eficiencia de Manejo Del Parque Nacional Sangay; Quito, Ecuador. 2002. Available online: <https://biblioteca.casadelacultura.gob.ec/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=70749> (accessed on 28 November 2022).
33. Buytaert, W.; Célleri, R.; De Bièvre, B.; Cisneros, F.; Wyseure, G.; Deckers, J.; Hofstede, R. Human Impact on the Hydrology of the Andean Páramos. *Earth-Science Rev.* **2006**, *59*, 53–72. [[CrossRef](#)]

34. Buytaert, W.; Cuesta-Camacho, F.; Tobón, C. Potential Impacts of Climate Change on the Environmental Services of Humid Tropical Alpine Regions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2011**, *20*, 19–33. [[CrossRef](#)]
35. Hofstede, R.; Coppus, R.; Vásconez, P.M.; Segarra, P.; Wolf, J.; Sevink, J. El Estado de Conservación de Los Páramos de Pajonal En El Ecuador. *Ecotropicos* **2002**, *15*, 3–18.
36. Patiño, S.; Hernández, Y.; Plata, C.; Domínguez, I.; Daza, M.; Oviedo-Ocaña, R.; Buytaert, W.; Ochoa-Tocachi, B.F. Influence of Land Use on Hydro-Physical Soil Properties of Andean Páramos and Its Effect on Streamflow Buffering. *CATENA* **2021**, *202*, 105227. [[CrossRef](#)]
37. Gabriels, D.; Lobo, D. Métodos Para Determinar Granulometría y Densidad Aparente Del Suelo. *Venesuelos* **2011**, *14*, 37–48.
38. Howard, J.; Hoyt, S.; Isensee, K.; Telszewski, M.; Pidgeon, E. *Coastal Blue Carbon: Methods for Assessing Carbon Stocks and Emissions Factors in Mangroves, Tidal Salt Marshes, and Seagrasses*; Jennifer, H., Hoyt, S., Kirsten, I., Emily, P., Maciej, T., Eds.; Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature: Arlington, VA, USA, 2014; ISBN 9782831717623.
39. Planchon, O.; Darboux, F. A Fast, Simple and Versatile Algorithm to Fill the Depressions of Digital Elevation Models. *Catena* **2002**, *46*, 150–176. [[CrossRef](#)]
40. Wadoux, A.M.J.; Minasny, B.; Mcbratney, A.B. Machine Learning for Digital Soil Mapping: Applications, Challenges and Suggested Solutions. *Earth-Sci. Rev.* **2020**, *210*, 103359. [[CrossRef](#)]
41. Oliver, M.A. Geostatistics and Its Application to Soil Science. *Soil Use Manag.* **1987**, *3*, 8–20. [[CrossRef](#)]
42. Oliver, M.A.; Webster, R. Kriging: A Method of Interpolation for Geographical Information Systems. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* **2007**, *4*, 313–332. [[CrossRef](#)]
43. Flores-Ruiz, E.; Miranda-Navales, M.G.; Villasis-Keever, M.Á. El Protocolo de Investigación VI: Cómo Elegir La Prueba Estadística Adecuada. *Estadística Inferencial. Rev. Alerg. México* **2017**, *64*, 364–370. [[CrossRef](#)]
44. Montes, C.R.; Ramos Miras, J.J.; San José Wery, A.M.; Montes-Pulido, C.R.; Ramos-Miras, J.J.; San José -Wery, A.M. Estimation of Soil Organic Carbon (SOC) at Different Soil Depths and Soil Use in the Sumapaz Paramo, Cundinamarca—Colombia. *Acta Agronómica* **2017**, *66*, 95–101. [[CrossRef](#)]
45. Paz, F.; Etchevers, J. Distribución a Profundidad Del Carbono Orgánico En Los Suelos de México. *Terra Latinoam.* **2016**, *34*, 339–355.
46. Africano Pérez, K.L.; Cely Reyes, G.E.; Serrano Cely, P.A. Potencial de Captura de CO<sub>2</sub> Asociado Al Componente Edáfico En Páramos Guantiva-La Rusia, Departamento de Boyacá, Colombia. *Perspect. Geográfica* **2016**, *21*, 91–110. [[CrossRef](#)]
47. Yellajosula, G.; Cihacek, L.; Faller, T.; Schauer, C. Soil Carbon Change Due to Land Conversion to Grassland in a Semi-Arid Environment. *Soil Syst.* **2020**, *4*, 43. [[CrossRef](#)]
48. Gutiérrez, J.; Ordoñez, N.; Bolívar, A.; Bunning, S.; Guevara, M.; Medina, E.; Olivera, C.; Olmendo, G.; Rodríguez, L.; Sevilla, V.; et al. Estimación Del Carbono Orgánico En Los Suelos de Ecosistema de Páramo En Colombia. *Ecosistemas* **2020**, *29*, 1855. [[CrossRef](#)]
49. Ayala Izurieta, J.E.; Jara Santillán, C.A.; Márquez, C.O.; García, V.J.; Rivera-Caicedo, J.P.; Van Wittenberghe, S.; Delegido, J.; Verrelst, J. Improving the Remote Estimation of Soil Organic Carbon in Complex Ecosystems with Sentinel-2 and GIS Using Gaussian Processes Regression. *Plant Soil* **2022**. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
50. Halifa-Marín, A.; Pérez-Cutillas, P.; Almagro, M.; Martínez-Mena, M.; Boix-Fayos, C. Dinámica Geomorfológica Fluvial y Cambios de Usos Del Suelo: Impacto En Los Reservorios de Carbono de Suelos y Sedimentos. *Bosque* **2019**, *40*, 3–16. [[CrossRef](#)]
51. Zehetner, F.; Miller, W.P.; West, L.T. Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2003**, *67*, 1797–1809. [[CrossRef](#)]
52. Podwojewski, P.; Poulencard, J.; Zambrana, T.; Hofstede, R. Overgrazing Effects on Vegetation Cover and Properties of Volcanic Ash Soil in the Páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use Manag.* **2002**, *18*, 45–55. [[CrossRef](#)]
53. Yu, D.S.; Zhang, Z.Q.; Yang, H.; Shi, X.Z.; Tan, M.Z.; Sun, W.X.; Wang, H.J. Effect of Soil Sampling Density on Detected Spatial Variability of Soil Organic Carbon in a Red Soil Region of China. *Pedosphere* **2011**, *21*, 207–213. [[CrossRef](#)]
54. Warrick, A.W.; Nielsen, D.R. Spatial Variability of Soil Physical Properties in the Field. *Appl. Soil Phys.* **1980**, 319–344. [[CrossRef](#)]
55. Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands* **2011**, *31*, 623–640. [[CrossRef](#)]
56. Batjes, N.H. Harmonized Soil Property Values for Broad-Scale Modelling (WISE30sec) with Estimates of Global Soil Carbon Stocks. *Geoderma* **2016**, *269*, 61–68. [[CrossRef](#)]
57. Clara, L.; Fatma, R.; Viridiana, A.; Wiese, L. *Carbono Orgánico Del Suelo: El Potencial Oculto*; Liesl, W., Viridiana, A., Rainer, B., Ronald, V., Eds.; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura: Roma, Italy, 2017; ISBN 978-92-5-309681-7.
58. Wagai, R.; Kajiura, M.; Asano, M.; Hiradate, S. Nature of Soil Organo-Mineral Assemblage Examined by Sequential Density Fractionation with and without Sonication: Is Allophanic Soil Different? *Geoderma* **2015**, *241–242*, 295–305. [[CrossRef](#)]
59. García Cano, A.J. Los Meandros Del Río Segura En El Tramo de Rincón de Beniscornia (Huerta de Murcia). Oportunidades En Un Contexto de Cambio Climático. *Ecosistemas* **2016**, *25*, 98–104. [[CrossRef](#)]

### 4.3.PUBLICACIÓN 2. DRIVING VARIABLES TO EXPLAIN SOIL ORGANIC CARBON DYNAMICS: PÁRAMO HIGHLANDS OF THE ECUADORIAN REAL MOUNTAIN RANGE

#### a.- Referencia completa:

Beltrán-Dávalos, Andrés & Ayala Izurieta, Johanna & Echeverría, Magdy & Jara, Carlos & Verrelst, Jochem & Delegido, Jesús & Merino, Agustín & Otero, Xose. (2025). Driving variables to explain soil organic carbon dynamics: páramo highlands of the Ecuadorian Real mountain range. *Journal of Soils and Sediments*. 25. 1578-1597. 10.1007/s11368-025-04017-7. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-025-04017-7>

#### b.- Índices de calidad:

La revista está indexada en JCR. en las categorías *Soil Science (SCIE edition) Ranking: 23/49 Cuartil: Q2. Environmental Sciences (SCIE edition) Ranking: 192/376 Cuartil: Q3*. Tiene un factor de Impacto 2024 (3.0) según la página oficial de la revista en Springer Heidelberg. Factor de impacto de la revista a 5 años 3.4 (2024).

#### c.- Autorización de la revista para el uso de la publicación en la Tesis:

Este artículo está licenciado bajo una Licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional, que permite el uso, intercambio, adaptación, distribución y reproducción en cualquier medio o formato, siempre y cuando se otorgue el crédito correspondiente al autor original y a la fuente, se proporcione un enlace a la licencia Creative Commons y se indique si se realizaron cambios. Las imágenes u otro material de terceros en este artículo están incluidos en la licencia Creative Commons del artículo, a menos que se indique lo contrario en una línea de crédito al material. Si el material no está incluido en la licencia Creative Commons del artículo y el uso que pretende hacer no está permitido por la regulación legal o excede el uso permitido, deberá obtener permiso directamente del titular de los derechos de autor. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> .

#### d.- Contribución del autor:

Andrés Agustín Beltrán Dávalos: Investigación, Redacción (borrador original), Conceptualización. El autor de la Tesis contribuyó significativamente a la totalidad de las secciones de este artículo.

#### e.- Capítulo específico de la Tesis en el que se reproducen los contenidos de la publicación:

Este artículo se reproduce parcialmente en la Introducción, Objetivos e hipótesis, Metodología, Discusión y Conclusiones.

#### f.- Nombres y afiliaciones de todos los coautores:

El primer autor Andrés A. Beltrán-Dávalos es estudiante de Doctorado en la Universidad de Santiago de Compostela. El coautor Agustín Merino del Departamento de Edafología y Química Agrícola, Unidad de Gestión Sostenible del Medio Ambiente y los Bosques, Universidad de Santiago de Compostela, 27002, Lugo, España. La coautora Johanna Elizabeth Ayala Izurieta del Grupo del Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas (GISOCH), Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155, Ecuador La coautora Magdy Echeverría de la Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155, Ecuador El coautor Carlos Arturo Jara

Santillán de Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155, Ecuador Los Coautores Jochem Verrelst & Jesús Delegido del Laboratorio de Procesamiento de Imágenes (IPL), Universidad de Valencia, 46980, Paterna, España El coautor XL Otero del Departamento de Edafología E Química Agrícola, Facultad de Biología, CRETUS, Universidad de Santiago de Compostela, 15782, Santiago de Compostela, España.



# Driving variables to explain soil organic carbon dynamics: páramo highlands of the Ecuadorian Real mountain range

Andrés A. Beltrán-Dávalos<sup>1,2</sup> · Johanna Elizabeth Ayala Izurieta<sup>2,5</sup> · Magdy Echeverría<sup>3</sup> · Carlos Arturo Jara Santillán<sup>4</sup> · Jochem Verrelst<sup>5</sup> · Jesús Delegido<sup>5</sup>  · Agustín Merino<sup>1</sup> · X. L. Otero<sup>6</sup>

Received: 14 October 2024 / Accepted: 19 March 2025 / Published online: 8 April 2025  
© The Author(s) 2025

## Abstract

**Purpose** Large soil organic carbon (SOC) reserves and a high soil capacity for SOC storage within an ecosystem contribute to mitigating the release of carbon into the atmosphere. Developing new spatially-explicit SOC estimation methods at local and micro-watershed scales is essential for gaining landscape understanding of SOC variability.

**Methods** This study provides new insights into the spatial variability of SOC in the Andean páramo soils. A range of variables from different sources (i.e., geophysical, meteorological, topographic, and spectral) were analyzed to identify driving variables to explain the SOC dynamic in the Andean páramo highlands of the Real range in the central region of Ecuador. This information was used to calibrate a SOC prediction model using Classification and Regression Trees (CART) and soil data samples from the 0–30 cm soil horizon.

**Results** Eight key variables linking with the SOC storage were used to calibrate the model for SOC estimation with an accuracy of 67% with an RMSE value of 2.17%. Results reveal that sand content emerged as the most significant variable, while taxonomic suborder and protected area variables provided crucial supplementary information. This study improves the ability to detect changes in SOC, particularly in smaller areas where traditional predictors, often more suitable for regional or national assessments, may exhibit insufficient explanatory power.

**Conclusion** The Andean páramo highlands of the Real range show high capacity for storing SOC, with values ranging from 3.5% to 19%. This variability highlights the ecosystem's importance as a globally relevant carbon reservoir.

**Keywords** Andean soils · CART regression trees · Highlands · Spatial variability

Responsible editor: Armando Gómez-Guerrero

✉ Jesús Delegido  
Jesus.Delegido@uv.es

<sup>1</sup> Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Unit for Sustainable Environmental and Forest Management, University of Santiago de Compostela, 27002 Lugo, Spain

<sup>2</sup> Group of Research for Watershed Sustainability (GISOCH), Faculty of Sciences, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador

<sup>3</sup> Faculty of Sciences, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador

<sup>4</sup> Faculty of Natural Resources, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador

<sup>5</sup> Image Processing Laboratory (IPL), University of Valencia, 46980 Paterna, Spain

<sup>6</sup> Departamento de Edafología E Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, CRETUS, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

## 1 Introduction

Soil is one of the most important reservoirs of carbon on Earth (IPCC 2022). The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) estimated the cumulative soil organic carbon (SOC) stock in the top meter of soil at 1502 Pg (Stockmann et al. 2013; IPCC 2022). In contrast, global estimates derived from the Harmonized World Soil Database (HWSD) suggest that approximately 1417 Pg of SOC are stored in the top meter of soil and approximately 716 Pg of SOC are in the top 0–30 cm (Pennock and McKenzie 2016).

The capacity of soils to store carbon depends on multiple properties and processes, such as soil composition (e.g., allophane and nutrient content), recalcitrance of soil organic matter (SOM), and edaphic (e.g., soil redox and acid–base) and climatic conditions (e.g. temperature, precipitation, etc.) (Van Breemen and Burman 2002; Galicia et al. 2016; Yando et al. 2016). All these factors affect the

rate of SOM mineralization mainly because they directly influence the soil microbial activity (Van Breemen and Buurman 2002; Mäkipää et al. 2023). Carbon is the main component of SOM, around 58% (Pribyl 2010). Regarding the main causes of soil transitioning from a carbon sink to a significant source of greenhouse gases, such as methane and  $\text{NO}_x$ , are attributed to land-use change, deforestation, biomass burning, the conversion of natural ecosystems to agricultural land, wetland drainage, and soil cultivation (Lal 2004; Veber et al. 2018; Soleimani et al. 2019). All of them cause discharges of carbon into the atmosphere. According to Lal (2004) the depletion of the global SOC pool has contributed  $78 \pm 12$  Pg of C to the atmosphere.

Andean páramo soils are characterized by a substantial carbon stock (50–205 Mg C ha<sup>-1</sup> in the top 30 cm) that is strongly related to lithology and soil taxonomy, where Andosols stand out with the higher amounts of SOM (Ayala Izurieta et al. 2021; Beltrán-Dávalos et al. 2022). Andosols are the predominant soil type in the páramo region. In these dark soils, SOM forms stable complexes with non-crystalline soil components. As a result, the decomposition of SOM is significantly delayed, leading to the accumulation of SOC (Buytaert et al. 2005). This underlines the importance of understanding the dynamics of SOC in ecosystems with high SOC storage capacity, with emphasis on ecosystems with a particular lithology and taxonomy, such as the páramo.

Soil carbon storage is regulated by both soil processes and the ecosystem's climatic conditions (Galicia et al. 2016; Yando et al. 2016). In high-altitude ecosystems, characterized by lower temperatures, the rate of SOM decomposition is significantly reduced (Pinos-Morocho et al. 2021). While abundant SOM can enhance soil fertility, it can also increase the risk of its rapid mineralization to  $\text{CO}_2$  following disturbances. This mineralization process releases inorganic nutrients such as nitrogen and phosphorus, which are often limiting elements in soil fertility (Du et al. 2020). Furthermore, microbial activity plays a crucial role in carbon mineralization, leading to the production of  $\text{CO}_2$  that can either be released into the atmosphere or incorporated into microbial biomass.

In this context, SOC storage in an ecosystem (Cerón Rincón and Aristizábal Gutiérrez 2012; Borowik and Wyszowska 2016) and the capacity of soils to store SOC have significant implications for climate regulation, prevention of erosion, and nutrient storage, recycling, processing, and acquisition (Wiesmeier et al. 2019).

In view of the above, a global effort is being undertaken to better understand the mechanisms of SOM stabilization, for which it is essential to know the parameters that determine its spatial variability (Li et al. 2023; Mäkipää et al. 2023; Xiao et al. 2023). The Cordillera Real of Ecuador, known as the Eastern Cordillera, is located in the tropical Andes region, and therefore has an impact on regional and

global climate regulation (Rabatel et al. 2013), i.e., high elevations and glaciers help to maintain climate balance by reflecting solar radiation and cooling the atmosphere. Its topography acts as a natural barrier against extreme weather events, such as storms and cold fronts, making this páramo a region of geological, biological, climatological, and glaciological interest. Therefore, to ensure the sustainability of their ecosystem services while maintaining and enhancing the multiple benefits they provide, both locally and regionally it is essential to conserve high Andean ecological systems. In terms of local anthropogenic activities, intensive cattle ranching and the burning of endemic vegetation to replace it with other vegetation are common among villagers and could be considered a threat to carbon stocks (Berenguer et al. 2014). At present, these impacts affect small areas, but they are expected to increase in the coming years due to the demand for more agricultural land and expansion in anthropogenic activities.

The protection of páramo and its vegetation (i.e., *Calamagrostis intermedia*, *Calamagrostis effuse*, *Azorella spp.*, and *Plantago rigida*) is achieved by delimiting protected areas, promoting practices for the sustainable use of natural resources, and engaging local communities in the decision-making and overseeing of these spaces. Detailed information on SOC distribution is required to determine the appropriate use of hydrological resources, make informed decisions, and plan mitigation and adaptation actions, since areas with high SOC storage would be more sensitive to variations in rainfall intensity and slope gradients (Gao et al. 2018). Despite the interest and need for preserving areas with a high SOC percentage, such as high Andean regions, these areas are hardly studied, which could be explained by their harsh climatic conditions, with low temperatures, and their complex topography, with limited accessibility.

Modeling to estimate SOC storage capacity is a useful tool for promoting soil conservation and sustainable management within ecosystems. The prediction of SOC allows assessment of the impact of different forestry and agricultural practices on carbon reserves (Mandal et al. 2022). Regarding SOC estimation methods, the relationship between SOC and environmental variables is not explicit. Moreover, in complex areas, where relationships are inherently nonlinear, the application of nonlinear and nonparametric regression algorithms is essential. These algorithms establish functions concerning a group of independent variables and the associated variable, for which a learning phase based on training data is required (Verrelst et al. 2019). A diversity of regression algorithms for SOC mapping were assessed in earlier studies on highland soils, such as decision trees (Random Forest (Breiman 2001)) and kernel-based regression methods, such as K-nearest neighbors regression (Kramer 2013), kernel ridge regression (Suykens and Vandewalle 1999), kernel-based variational Heteroscedastic

Gaussian Processes Regression method (Lázaro-Gredilla et al. 2014), and Gaussian processes regression (Rasmussen and Williams 2006), were assessed in earlier studies on highlands soils, where Random Forest excelled for topsoil SOC estimation (Ayala Izurieta et al. 2021, Ayala Izurieta et al. 2022). Random Forest is an ensemble of classification and regression trees (CART) (Breiman et al. 1984), and it has demonstrated a competitive performance compared with other machine learning algorithms such as support vector machines (Hearst et al. 1998), among others, in SOC studies under different weather conditions (Keskin et al. 2019; John et al. 2020).

A large number of variables have been assessed to study the SOC storage dynamics, including meteorological, topographic, geoinformation, and remote sensing variables. Regarding remote sensing variables, the 705 nm band of Sentinel 2 (S2) and SeLI index (Pasqualotto et al. 2019) have been demonstrated to be useful to explain SOC variations (Ayala Izurieta et al. 2022). Identifying key variables related to SOC dynamics could offer a compelling possibility to calibrate SOC prediction models, which are needed to quantify the spatial distribution of SOC in detail.

The spatially explicit detection of high SOC reserves helps to design sustainable strategies that promote the accumulation of organic carbon, such as the application of conservation agriculture techniques, crop rotation, use of organic fertilizers, and adequate waste management. All these activities play a role in preventing future ecosystem damage. Consequently, by comparing the predicted data with the actual measurements, it is possible to assess the impact of management and conservation practices on SOC content, thus providing information to modify and improve conservation actions. For instance, alternative methods that minimize the need for intensive in-situ sampling can be explored, with the potential not only to understand wetland SOC but also to minimize environmental impact.

In this context, earlier studies on Herbaceous paramo in the center zone of Ecuador have identified key variables for SOC mapping and estimation (Ayala Izurieta et al. 2021, 2022). This research introduces a novel approach by aiming to explain spatial variations in SOC while focusing on smaller-scale areas, such as micro-watersheds. The results can be analyzed independently for different purposes, such as the assessment of environmental impacts due to natural and anthropogenic factors, to reduce uncertainty in our understanding of global SOC reserves. This implies a challenge for existing models, as previously identified variables may not be sufficient on their own, given their potential lack of heterogeneity at such fine scales, thus complicating model calibration for SOC estimation. This research addresses this specific knowledge gap by developing a regression model that combines in situ soil sampling with topographic (i.e., elevation, erosion factor based on topography, slope, flow

direction, and flow accumulation), meteorological (i.e., precipitation and temperature), geophysical (i.e., soil texture, sand, silt, erosion factor based on soil composition, geological unit, and taxonomy suborder of soil), and satellite data (i.e., spectral bands from S2, spectral indices using S2 bands, and biophysical variables from S2), as well as geoinformation related to protected areas. This study was conducted in two micro-watersheds in the paramo highlands of Cordillera Real in the central region of Ecuador, and the specific goals were: (i) to identify climatic and soil variables linked to SOC sequestration to calibrate a prediction model for SOC sequestration at the top 0–30 cm soil layer; and (ii) to spatially predict and map SOC in the soil profile 0–30 cm in the study area.

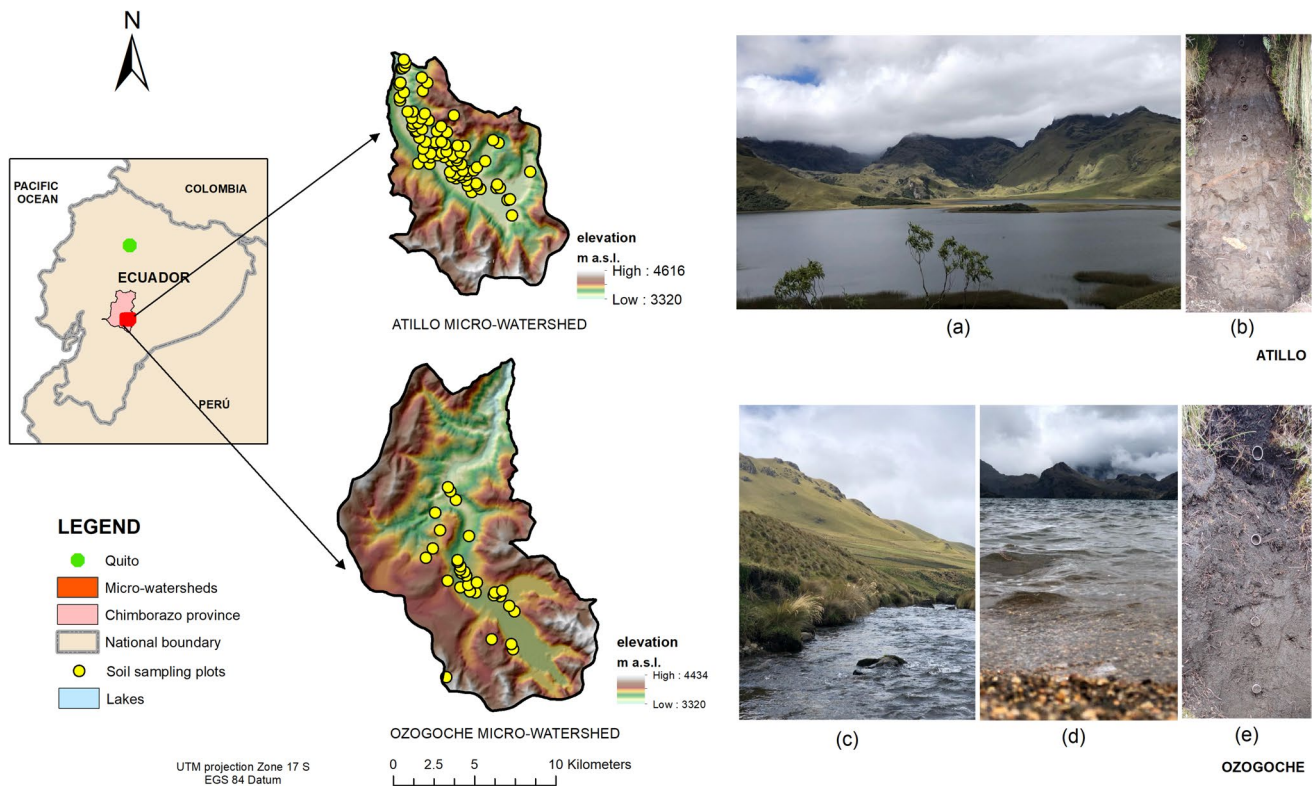
## 2 Materials and methods

### 2.1 Study area

The study area comprised the Atillo and Ozogoche micro-watersheds, located over the Real mountain range, in the center region of Ecuador (Fig. 1). Known locally as Cordillera Real, is the oldest range according to its geology. In Ecuador, the páramo highlands of the Cordillera Real vary based on their geology and geomorphology. Their main ecosystem services are hydrological regulation and supply. By supplying water to rivers and watersheds, mountain landscapes with peaks, valleys, lakes, lagoons, and glaciers play a crucial role in shaping the hydrological cycle (Mosquera et al. 2024). Both micro-watersheds cover an area of around 29,427 ha. They are located approximately 50 km southeast of Riobamba city in Ecuador.

Atillo extends over the Cordillera Real range, with its center located at 78°32'35" W and 2°11'19" S. Ozogoche is located at 78°35'18" W and 2°15'18" S (Fig. 1). Soil types mostly correspond to volcanic ash from the eruptive processes of Sangay volcano in the Chimborazo and Cotopaxi provinces. Based on soil taxonomy (USDA and NRCS 2014), Andosols, followed by Inceptisols, Mollisols, and Entisols, are the predominant soil types (Ministerio de Agricultura y Ganadería-MAG 2023) (Figs. 1b and e). The study area is surrounded by wetlands, lake systems, and grasslands in the upper area of Sangay National Park, which is designated a World Heritage Site since 1983 (Studholme et al. 2014).

The Atillo and Ozogoche micro-watersheds have a wide variety of aquatic ecosystems over relatively short distances (Steinitz-Kannan et al. 2020), including more than 45 lake systems with oligotrophic white waters, each with macrophyte species such as: *Spermatophyta*, *Charophyta*, and *C.demersum* (Steinitz-Kannan et al. 2020). The geomorphology of the highest Andean páramo lands plays a significant



**Fig. 1** Study area: Attilo and Ozogoché micro-watersheds showing the locations of soil sampling points. **a** Attilo lacustrine ecosystem, **(b)** soil profile of Attilo, **(c)** and **(d)** Ozogoché lacustrine ecosystem and **(e)** soil profile of Ozogoché

role in local weather patterns and in the shaping of diverse ecosystems such as: Herbaceous páramo, Evergreen Shrubland of Herbaceous páramo, Subnival Evergreen Shrubland of páramo, Subnival Ultra-humid Grassland of páramo, and Evergreen Forest of the páramo (Morocho and Chuncho 2019). These ecosystems are distributed from flat reliefs (Attilo periglacial valley) to strongly rugged reliefs (Ozogoché hills) (Figs. 1a, c and d). The presence of endemic forests is minimal and covers less than 4% of the area of the two micro-watersheds; the predominant species is *Polylepis racemosa* Ruiz & Pav. (GAD provincia de Chimborazo 2015).

Regarding climatic conditions, the altitude of the Attilo and Ozogoché micro-watersheds ranges between 3348 and 4150 m a.s.l.; therefore, the climate is cold, typical of highland areas, with an average annual temperature ranging from 5 to 8 °C. Annual mean precipitation is around 1659 mm (CONAE; Funk et al. 2014). Seasonal changes are not as marked as in other latitudes (Steinitz-Kannan et al. 2020), but a rainy season is identified from November to April (Buytaert et al. 2006). According to the Köppen-Geiger climate classification, the study area is characterized by a Cwb climate type, categorized as a Subtropical Highland climate (Peel et al. 2007; Crespo et al. 2011). Given their high elevation and latitude close to the equatorial line, the intensity of solar radiation is notably high (with a global

horizontal irradiation ranging from 3.82 to 4.84 kWh/m<sup>2</sup>) (World Bank Group 2024).

Indigenous communities live in the Attilo and Ozogoché micro-watersheds, with an approximate population of 480 and 529 inhabitants, respectively (INEC 2010; Ferreira-Salazar et al. 2013). Due to mountainous climatic conditions, agricultural activity is limited above 3000 m a.s.l. Therefore, inhabitants are dedicated mainly to livestock farming activities and to the cultivation of exotic tree species, mainly *Pinus radiata* D. Don (Huber and Trecaman 2004). This activity is developed on hillside areas with slopes of approximately 5°.

## 2.2 Soil data sampling

SOC in topsoil layers tends to be higher than in deeper soil layers, which can be attributed to increased carbon cycling and sequestration processes (Baisden and Parfitt 2007). While the greater potential for SOC accumulation in deeper soil layers is attributed to slower decomposition rates compared with surface soils (Ghimire et al. 2024). Moreover, studies in the páramo zone of Ecuador have reported SOC storage values up to 220.6 Mg C ha<sup>-1</sup> in the 0–30 cm soil profile and up to 178.2 Mg C ha<sup>-1</sup> in the 30–60 cm soil profile (Ayala Izurieta et al. 2022). Therefore, the capacity

for SOC storage remains substantial in both soil profiles in the highlands, despite a slight decrease in SOC with increasing depth. Hence, this research focused on the 0–30 cm soil profile owing to its high capacity for SOC storage while concurrently exhibiting vulnerability to environmental damage. This vulnerability arises from the susceptibility of this layer to anthropogenic activities and to climate change. The implementation of effective strategies for monitoring and protecting these ecosystems is crucial for local governments.

A systematic soil sampling was planned as a reference for the Atillo and Ozogoche micro-watersheds. Next, a simple sampling was conducted in situ, for which sample plots were selected randomly after analyzing access. This consideration was necessary due to potential access limitations within specific areas of both the mountain and the valley micro-watersheds (Mendoza and Espinoza 2017). Sampling was designed, considering geopedological units and taxonomic suborders. Soil sampling in Atillo was conducted in April 2021, whereas the sampling in Ozogoche took place in May 2021, and February, November, and December 2022. A total of 113 composite samples made up of four random subsamples (spaced 10 m apart) were obtained from the top 0–30 cm of soil (Mendoza and Espinoza 2017) distributed 80 in Atillo and 33 in Ozogoche micro-watersheds (Fig. 1).

The sampling plots were identified in situ with a Garmin Oregon 75t GPS using UTM coordinates. Before soil sample collection, plant debris and the O horizon were removed. Approximately 1 kg of soil was collected from the 0–30 cm soil profile using a blasthole to obtain SOC %. Additional soil samples were collected using stainless steel cylinders (Kopecky ring) of 48 mm in diameter and 105 cm<sup>3</sup> in volume, which were used to determine bulk density (Agostini et al. 2014). Finally, the composite samples were geocoded by stratum identifier and sample number.

### 2.3 Soil analysis

Each soil sample was homogenized by manual mixing and subsequently processed to measure moisture, bulk density, and organic carbon. Soil moisture content was measured by the gravimetric method. Samples were completely dried in an ESCO Isotherm oven at 105 °C for a 24-h period, following standard procedures outlined in the ISO 11465 standard. Bulk density was calculated by dividing the dry weight of the samples by their volume. Intact soil samples were collected using a Kopecky ring of known volume (approximately 105 cm<sup>3</sup>). Subsequently, samples were oven-dried at 105 °C for 48 h to remove residual moisture (Agostini et al. 2014). Regarding the SOC content, the organic carbon was determined using a CHN analyzer (“Thermo Scientific™ FLASHER CHN/S/O Analyzer”) on approximately 10 mg of each soil sample sieved through a 180 µm mesh. From the obtained organic carbon weight % and soil bulk density

values, SOC contents were calculated in Mg C ha<sup>-1</sup> (Eq. 1) (Lee et al. 2009).

$$SOC_{MgCha^{-1}} = SOC_{\%} \times BulkDensity_{gcm^{-3}} \times Depth_{cm} \quad (1)$$

### 2.4 Satellite data and geoinformation assessment

To identify adequate driving variables to explain the spatial variability of SOC (SOC predictors) for the study area, we assessed 43 variables from different sources (Table 2).

First, we used variables derived from Sentinel-2 (S2) satellite imagery. S2 satellite data was selected given their high spatial resolution of S2, up to 10 m in specific spectral bands (B2-490 nm, B3-560 nm, B4-665 nm, B8-842 nm), their temporal resolution of five days with both S2 satellites (S2-A and S2B), and their free access (ESA 2015). Considering the sampling dates, the image used corresponded to the 17MQT tile from December 7th, 2022 (ID: S2A\_MSIL2A\_20221227T153621, tile extent: 100 km, cloud cover percentage within the scene: 33.8%, cloud cover percentage within the study area: 0%, Projection: UTM Zone 17S-Datum WGS84). This product has a processing Level 2A (i.e., per-pixel Bottom Of Atmosphere (BOA) reflectance). Equatorial highlands are characterized by frequent cloud cover over the scenes, however, cloud cover did not affect the study zone.

Image processing was conducted with the Sentinel Applications Platform (SNAP) software version 11.0 (ESA 2024). A total of 29 variables from S2 were derived, 13 variables corresponding to S2 spectral bands, 11 spectral indices, and 5 biophysical variables obtained from an automatic process in SNAP. The selection of these variables was based on the fact that spectral data variables such as multispectral bands and derived indices would help to explain and assess SOC reserves based on their usefulness for characterizing vegetation density and biomass (Wang et al. 2020). For instance, band 6 (740 nm) can be related to health and vegetation status (Wesemael et al. 2023). S2-derived products such as spectral indices and biophysical variables were included to focus on surface characteristics in terms of vegetation cover, land use, and their changes, which are related to underground soil properties (Ayala Izurieta et al. 2021). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Rouse et al. 1974), can serve as an adequate indicator of SOC due to the importance of vegetation as a driver of SOM accumulation (Yang et al. 2016; Wang et al. 2018). The Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI) minimizes the effect of soil brightness over the red and near-red bands with a correction factor (L) (Huete 1988) and can serve as an indicator for predicting topsoil SOC (Wang et al. 2018).

An additional 14 variables were analyzed to incorporate topographic, climatic, and geopedological information to identify SOC predictors and to obtain as much variability as possible. The study area exhibits uniform characteristics (based on its geology and soil taxonomy), which makes it difficult to explain changes in SOC storage. For this reason, we assessed variables at more local scales as SOC predictors. Topographic changes based on slope and its erosion effects were assessed based on a Digital Elevation Model (DEM) with a spatial resolution of 30 m, obtained from the Ecuadorian National information system (SNI 2011). The climatic variables precipitation and temperature were also included in the analysis due to their significant influence on ecosystem processes and their potential impact on SOC variability (Hijmans et al. 2005). Regarding granulometric fractions in soils, silt and clay contents stimulate the accumulation and stabilization of SOC, mainly composed of fine particles from silt and clays (Rietra et al. 2021). In addition, mineral characteristics of soils, such as Fe and Al content, pH values, presence of pedogenic oxides, and weather conditions (Ortner et al. 2022), can affect the soil's capacity to store or sequester SOC. This is due to a positive correlation found between SOC and total nitrogen, clay, silt, phosphorus, and potassium (Jakšić et al. 2021). Therefore, soil composition characteristics were assessed based on the national cartography developed by the Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG 2023).

### 2.5 CART algorithm to predict SOC

With the aim of identifying driving variables that determine spatial changes in SOC and considering previous studies (Section 1), this study used the principles of the Random

Forest method. Specifically, multiple CART regression models (Table 1) were developed and calibrated. This approach involved creating learning trees to closely observe the dynamics of the variables, thereby enhancing the interpretability of results. The complexity of the study area, due to its limited access and harsh challenging weather conditions, among other factors, makes SOC estimation challenging. Furthermore, while the study area is smaller with respect to studies at a regional scale, this introduced an additional complexity factor by decreasing the heterogeneity of some variables with potential as SOC predictors.

From 113 soil data samples and 43 variables selected, we calibrated a CART regression model using 80 soil data samples for training and 33 soil data samples for validation. The CART algorithm uses the data training set, which is composed of first the target variable (80 SOC data sampling), second variables to assess as SOC predictors (43 variables detailed in Table 2) to generate a tree. The root node is used to create decision trees, which have splits and end with end nodes. All variables are considered for each learning tree to find the best split. Each split refers to only one variable at once with a value or group of values, but the algorithm chooses the split with less error square and absolute error. The CART regression tree initiates its growth from a single root node. Once a node is split, it becomes a terminal node and cannot be further subdivided (Fig. 2).

The model is calibrated and validated after probing multiple alternatives. When the indicator capacity of some variables does not show a relative importance to the model, i.e., its information does not explain the SOC variability, then these variables are eliminated (Fig. 2). The model is optimized when the number of variables is minimized, achieving a high determination coefficient ( $R^2$ ) (Eq. 2) and the

**Table 1** Mathematical expression of the CART method (Breiman et al. 1984; Han et al. 2018)

Mathematic expression	Detail
Workspace to develop CART: $D = \{(x_{11}, x_{12}, x_{13}, \dots, x_{1n}, y_1), (x_{21}, x_{22}, x_{23}, \dots, x_{2n}, z_2), \dots, (x_{m1}, x_{m2}, x_{m3}, \dots, x_{mn}, y_m)\}$	$D$ : input data matrix for training $(x)_1^n$ : input variables $y$ : output variable for a training dataset $m$ : SOC samples
Binary recursive process to split the current space into two non-homogeneous subspaces. Residual variance to detect the best splitting variable and splitting point: $Var_{(j,s)} = \min_S \left\{ \min_{s_1(j,s)} \left[ \sum_{x_i \in S_1(j,s)} (y_i - \bar{y}_1)^2 \right] + \min_{s_2(j,s)} \left[ \sum_{x_i \in S_2(j,s)} (y_i - \bar{y}_2)^2 \right] \right\}$	$S$ : current space (parent node) $(S)_1^2$ : subspaces (child nodes) $\bar{y}$ : output estimated variable from each subspace $j$ : split variable $s$ : split point

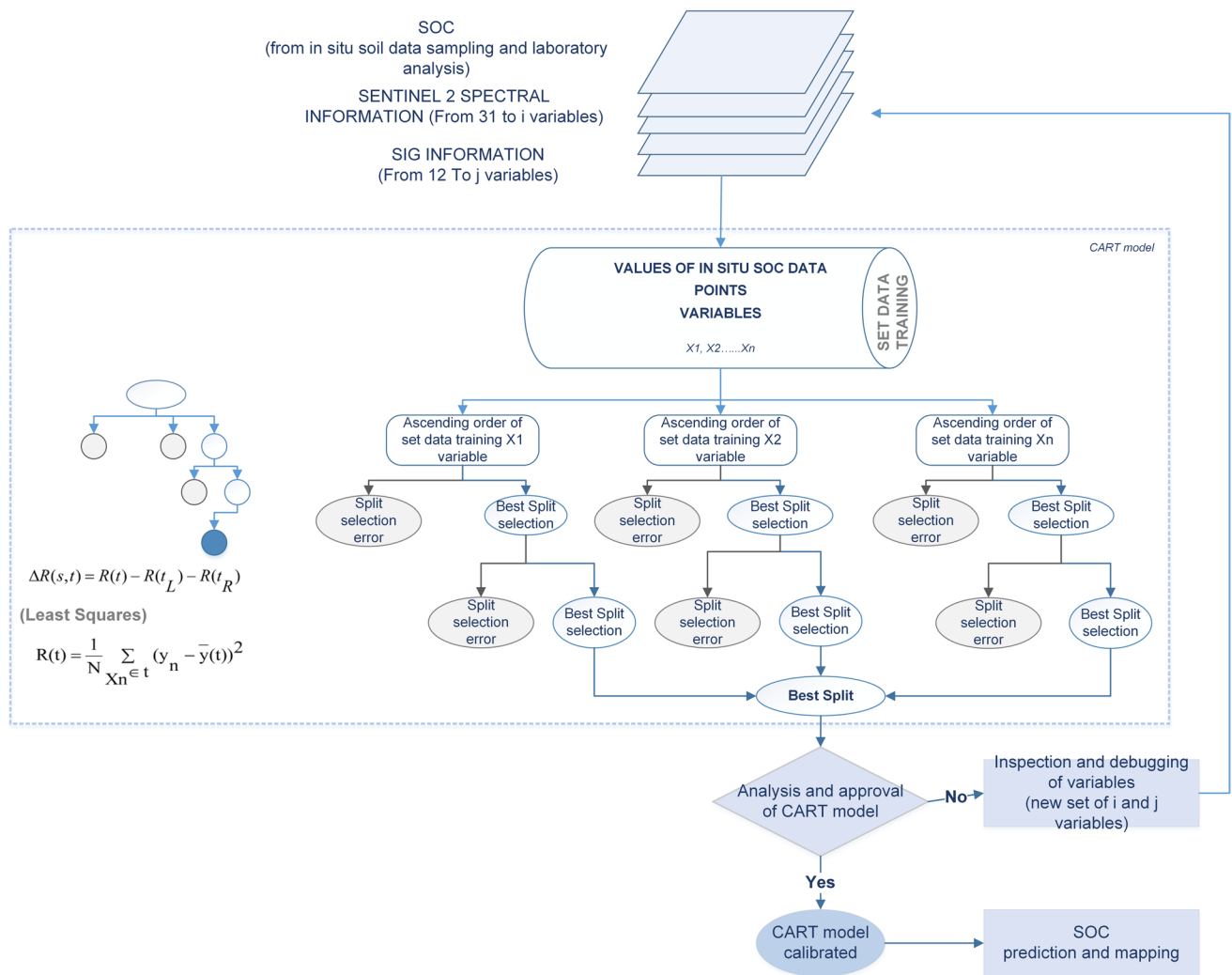


**Table 2** Environmental variables assessed as SOC bioindicators

Variable	Detail	Expression
Spectral bands from S2-MSI	(S2 Band – central wavelength) <i>B1</i> –443 nm <i>B2</i> –490 nm <i>B3</i> –560 nm <i>B4</i> –665 nm <i>B5</i> –705 nm <i>B6</i> –740 nm <i>B7</i> –783 nm <i>B8</i> –842 nm <i>B8a</i> –865 nm <i>B9</i> –940 nm <i>B10</i> –1375 nm <i>B11</i> –1610 nm <i>B12</i> –2190 nm	S2-MSI bands (ESA 2015) <i>B1</i> <i>B2</i> <i>B3</i> <i>B4</i> <i>B5</i> <i>B6</i> <i>B7</i> <i>B8</i> <i>B8a</i> <i>B9</i> <i>B10</i> <i>B11</i> <i>B12</i>
Spectral Indices derived from S2	<i>BI</i> - Bare Soil Index (Chen et al. 2004) <i>EV12</i> - Enhanced Vegetation Index 2 (Jiang et al. 2008) <i>NBR</i> - Normalized Burn Ratio (Key and Benson 2006) <i>NBR2</i> - Normalized Burn Ratio 2 (Stokey et al. 2016) <i>NDMI</i> - Normalized Difference Moisture Index (Wilson and Sader 2002; Hislop et al. 2018) <i>NDSI</i> - Normalized Difference Snow Index (Takeuchi and Yasuoka 2004) <i>NDVI</i> - Normalized Difference Vegetation Index (Rouse et al. 1974) <i>NDWI</i> - Normalized Difference Water Index (McFeeters 1996) <i>SAVI</i> —Soil-Adjusted Vegetation Index (Huete 1988), L value according to Ayala et al. (2017) <i>SeLI</i> —Sentinel-2 LAIgreen Index (SeLI) (Pasqualotto et al. 2019) <i>VARI<sub>g</sub></i> —Visible Atmospherically Resistant Vegetation Index green (Cammarano et al. 2014; Gitelson et al. 2002) <i>WDRVI</i> —Wide Dynamic Range Vegetation Index – <i>WDRVI</i> (Gitelson 2004), a value according to Ayala et al. (2017) <i>FAPAR</i> —Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation <i>FVC</i> —Fraction of vegetation cover <i>LAI</i> —Leaf Area Index <i>LCC/C<sub>ab</sub></i> —Chlorophyll content in the leaf <i>CWC</i> —Canopy Water Content (CWC)	$BI = \frac{(SWIR1+R)-(NIR+HB)}{(SWIR1+R)+(NIR+HB)}$ $EV12 = 2.5 \frac{NIR-R}{NIR+2.4R+1}$ $NBR = \frac{NIR-SWIR2}{NIR+SWIR2}$ $NBR2 = \frac{SWIR1-SWIR2}{SWIR1+SWIR2}$ $NDMI = \frac{NIR-SWIR1}{NIR+SWIR1}$ $NDSI = \frac{SWIR1-NIR}{SWIR1+NIR}$ $NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R}$ $NDWI = \frac{G-NIR}{G+NIR}$ $SAVI = \frac{NIR-R}{NIR+R+L} (1 + L)$ $L = 0.15$ $SeLI = \frac{NIR_{865} - Red\ Edge_{670ms}}{NIR_{865} + Red\ Edge_{670ms}}$ $VARI_G = \frac{G-R}{G+R}$ $WDRVI = \frac{aNIR-R}{aNIR+R}$ $a = 0.05$ S2 algorithms from SNAP (ESA 2024)

Table 2 (continued)

Variable	Detail	Expression
<b>LS Factor</b>	The topographic factor takes into account the influence of topography over soil erosion, based on length and slope inclination (Desmet and Govers 1996; Panagos et al. 2015; Lu et al. 2020).	$LS = L * S$ <p>L factor</p> $A_{i,j} = \text{accumulation area with coordinates (i,j) [m}^2\text{]; } D = \text{pixel size [m]; } x = \text{shape coefficient [dimensionless]; } m = \text{values are between 0 and 1 [dimensionless]; } \theta = \text{slope angle [rad]; and } \beta = \text{ratio of rill to interrill erosion [dimensionless]}$ $\beta = \frac{0.0836}{3 \sin \theta^{0.8} + 0.56}$ $m = \frac{\beta + 1}{\beta}$ $L = \frac{[A_{i,j} + D]^{(m+1)} - A_{i,j}^{(m+1)}}{x^{0.5} D^{m+2} (22.13)^m}$ <p>S factor</p> <p>If <math>\tan \theta &lt; 0.09</math> then</p> $S = 10.8 \sin \theta + 0.03$ <p>else</p> $S = 16.8 \sin \theta - 0.05$
<b>K Factor</b>	The K factor ( $K_{RUSLE}$ ) (Hengl et al. 2017): considers the susceptibility of the soil to erosion associated with properties such as texture, organic carbon content, type of structure and permeability (Miranda and Viloria 2020)	$K_{RUSLE} = f_{csand} \times f_{clay-silt} \times f_{orgC} \times f_{hisand}$ $f_{csand} = \left[ 0.2 + 0.3 \times \exp\left(-0.256 \times m_s \times \left(1 - \frac{m_{silt}}{100}\right)\right) \right]$ $f_{clay-silt} = \left( \frac{m_{silt}}{m_t + m_{silt}} \right)^{0.3}$ $f_{hisand} = \left( 1 - \frac{0.70 \times \left(1 - \frac{m_t}{10}\right)}{\left(1 - \frac{m_t}{100}\right) + \exp[-5.51 + 22.9 \times \left(1 - \frac{m_t}{10}\right)]} \right)$ $f_{orgC} = \left( 1 - \frac{0.25 \times orgC}{orgC + \exp[3.75 - 2.95 \times orgC]} \right)$ <p>where:</p> <p><math>m_s</math>: sand fraction content percentage (0.5 to 2 mm particle diameter) [%]</p> <p><math>m_{silt}</math>: percentage of silt fraction content (0.002 to 0.05 mm particle diameter) [%]</p> <p><math>m_t</math>: clay fraction content percentage (&lt;0.002 mm particle diameter) [%]</p> <p><math>orgC</math>: organic carbon fraction content percentage [%]</p> <p>Geographical information from Ecuador (Ministerio de Agricultura y Ganadería-MAG 2023)</p>
<b>Texture-Clay</b>	15–30 cm	National information system of Ecuador (SNI 2011)
<b>Sand (Soil sand content)</b>	15–30 cm [%]	Obtained from DEM
<b>Silt</b>	15–30 cm [%]	
<b>Elevation</b>	From digital elevation model (DEM) [m a.s.l]	
<b>Slope</b>	in [°]	
<b>Flow direction</b>	Creates a raster of flow direction from each cell to its downslope neighbor, or neighbors, using D8, Multiple Flow Direction (MFD)	
<b>Flow accumulation</b>	Calculated from DEM	
<b>Precipitation (Annual precipitation)</b>	in [mm] of accumulation	(Funk et al. 2014; CONAE 2023)
<b>Temperature</b>	Annual average in [°]	(University of Seville Climate Research Group 2023)
<b>Geological Unit</b>	Categorical variable based on the origin and evolution of soils over time	(Ministerio de Agricultura y Ganadería-MAG 2023)
<b>Taxonomic suborder</b>	Categorical variable based on taxonomic suborder of soil	
<b>Protected area</b>	Categorical variable to identify protected areas	



**Fig. 2** Methodology using CART model. Splitting and growing of CART tree was based on Breiman et al. (1984); Breiman (2001); and Salford Systems-Minitab Company (2017)

Root-Mean-Square Error (RMSE) is stable (Eq. 3) using a validation data set (33 SOC data sampling). The Absolute Deviation (MAD) (Eq. 4) and Mean Absolute Percentage Error (MAPE) (Eq. 5) were also analyzed:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_i (y_i - f_i)^2}{\sum_i (y_i - \bar{y})^2} \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(f_i - y_i)^2}{n}} \quad (3)$$

$$MAD = \frac{\sum_i |y_i - f_i|}{n} \quad (4)$$

$$MAPE = \frac{100}{n} \sum_i \frac{|y_i - f_i|}{y_i} \quad (5)$$

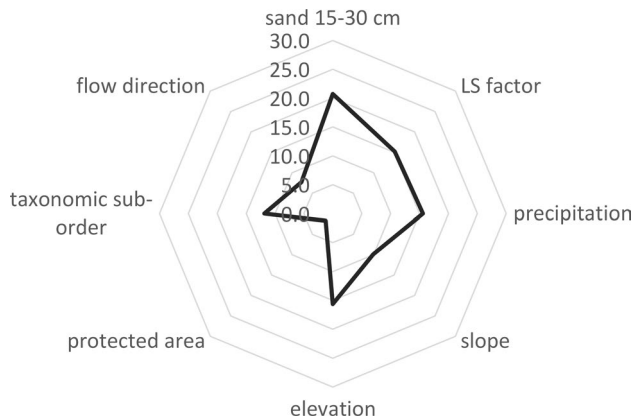
where  $y_i$  is the observed value;  $f_i$  is the predicted value;  $\bar{y}$  is the mean of the observed data; and  $n$  is the number of sample points.

### 3 Results

The goodness-of-fit results against the validation dataset yielded a value of  $R^2$  of 0.67 for SOC in [%], and 0.34 for SOC in [Mg C ha<sup>-1</sup>], whereas the RMSE was 2.17 for SOC in [%] and 60.61 for SOC in [Mg C ha<sup>-1</sup>] (Table 3). The results for SOC in Mg C ha<sup>-1</sup> revealed a need to increase the number of SOC data samples in the training model. The

**Table 3** Model error measurements for SOC are shown as % and Mg C ha<sup>-1</sup>

%Error	SOC [%]	SOC [Mg C ha <sup>-1</sup> ]
RMSE	2.17	60.61
MAD	1.21	39.98
MAPE	13.51	23.36
R <sup>2</sup>	0.67	0.35

**Fig. 3** Relative importance of SOC predictors in the calibrated model for SOC in [%]. The sum of the relative importance of all predictors corresponds to 100% of the CART model

model for SOC in [%] allowed us to identify eight key SOC predictors with different significance levels. Predictors in the model for SOC % ordered by importance were sand 15–30 cm > precipitation > LS factor > elevation > taxonomic suborder > slope > flow direction > protected area (Fig. 3). A comparative analysis of in situ SOC data sampling against the values of each predictor was performed separately from the model (Figs. 2 and 4). Some variables showed relationships with SOC variables as a result of multiple calibration CART algorithms. These variables were removed due to their low relative importance in the model. However, the group of identified variables worked together and provided information linking with the SOC spatial dynamic in the study area.

The trend line revealed that an increase in sand content can cause a slight decrease in SOC (Fig. 4a), and the majority of the soils show a sand percentage around 50% (Fig. 4b). Soil samples were collected at elevations from approximately 3400 to 4200 m a.s.l.; this range of elevation values compared with SOC values showed a pattern of increasing SOC with increasing elevation (Fig. 4c, d). The LS Factor shows a decreasing trend when this erosion factor increases, which leads to decreasing SOC values. The high values of LS factor indicated that there were some areas with erosion processes in the study area (Fig. 4e, f).

Regarding precipitation, this predictor ranged between 1600 and 1700 mm, and the trend followed by the SOC values showed a slight decrease with higher precipitation values (Fig. 4i, j). Slopes do not exceed 30° for the majority of the study area, with the steepest slopes corresponding to ravines. For these low slopes, the results showed a high variability in SOC values in comparison with higher slopes (Fig. 4m, n). Based on DEM values with cell sizes of 30×30 m and on the determined slopes, flow direction determined the water direction from one cell to one or more of its adjacent cells, yielding categorical values (i.e., north-64, south-4, east-1, west-16, northeast-128, northwest-32, southeast-2, and southwest-8). The results revealed a water flow in the northeast and southwest directions. Protected areas and taxonomic suborders are categorical predictors. The results revealed that the protected area (categorical value of 2) of each micro-watershed has a higher SOC range than the unprotected area (categorical value of 1). SOC values also varied as a function of taxonomic suborders.

Regarding SOC mapping type using the developed models, Fig. 5 displays the SOC% distribution in Atillo and Ozogoche micro-watersheds. Due to the low *R*<sup>2</sup> obtained for SOC in Mg C ha<sup>-1</sup>, SOC was not mapped in this unit. These results revealed a high SOC storage capacity, which was increased in the lake surroundings. SOC values ranging from 3.6% to 20.3% for SOC%, were revealed for the Atillo and Ozogoche micro-watersheds. SOC data sampling was not possible in the rocky areas with the highest elevation due to their extreme inaccessibility (Fig. 1); hence, uncertainty in the model would occur in the south part of Atillo and in the west part of Ozogoche.

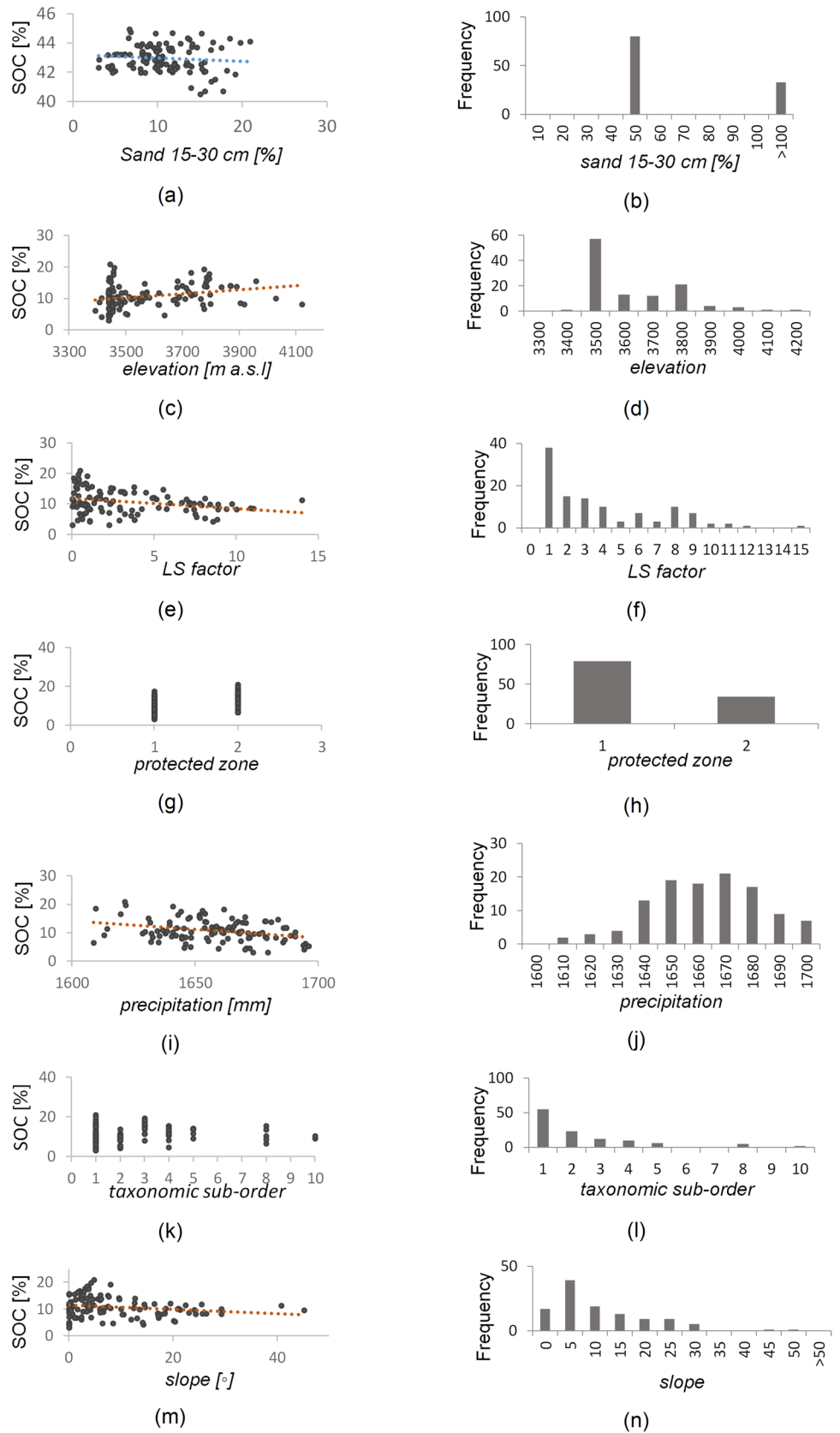
With respect to taxonomic suborders of soils, Aquepts showed a high SOC %, which can be explained due to their adjacency to the lakes (Fig. 6 and Table 4). Conversely, Udolls showed the lowest SOC% with a mean of 7.3%. The majority of the area corresponds to Cryand soil type; it covers approximately 62%, with a mean SOC% around 9.1%. Differences between SOC value ranges of soils are observed in the minimum values, with values ranging from 3.4 to 10.1% where Aquepts and Cryepts are shown 10.1% of SOC.

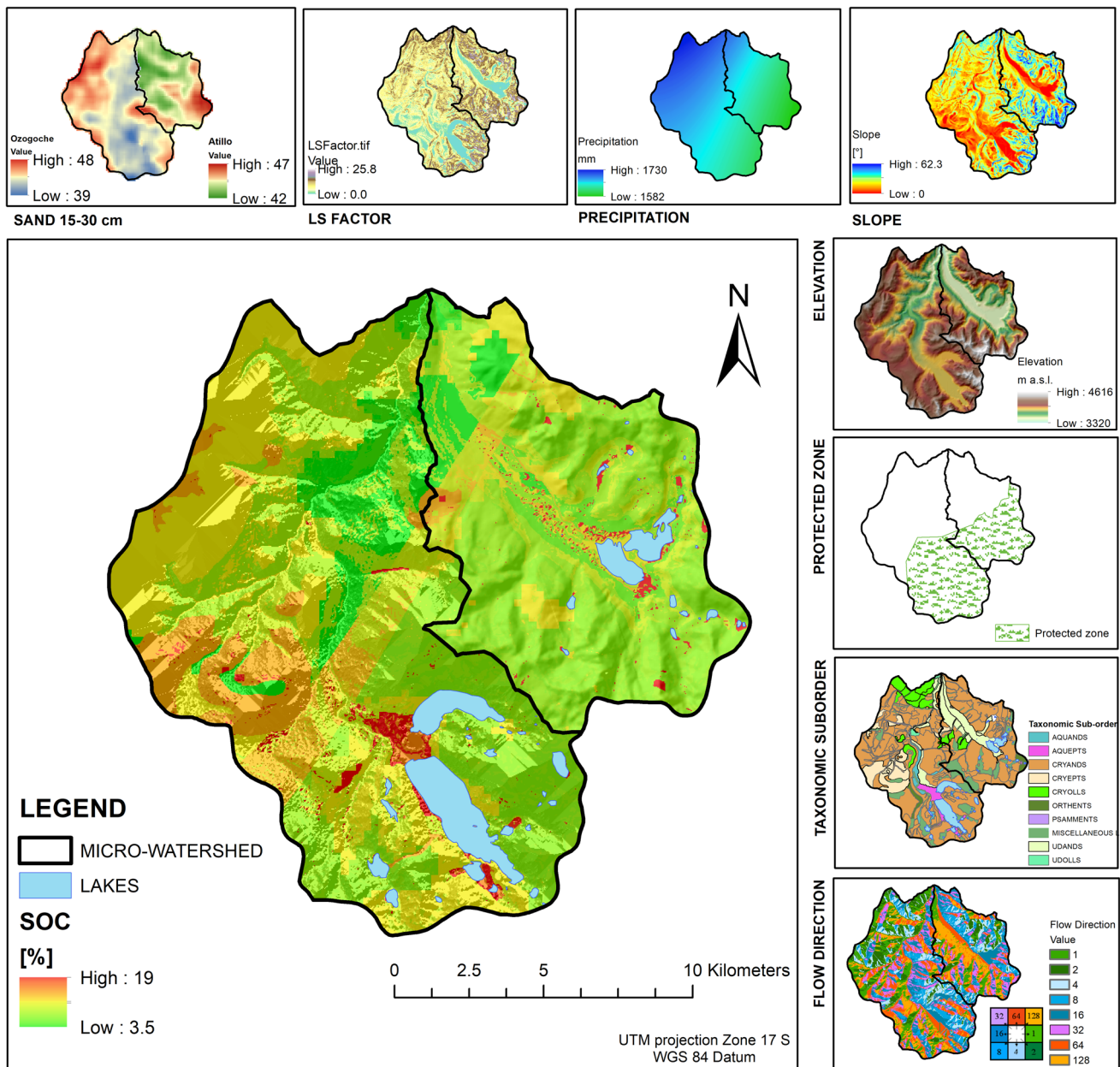
## 4 Discussion

### 4.1 Granulometric fractions and their influence on the SOC reserve or storage

Sand content showed plays an important role for the SOC model; soils in the study area had a sand content ranging from 42 to 47% in the Atillo micro-watershed and from 39 to 48% in Ozogoche. It is an important characteristic for SOC distribution, mainly in the uppermost 30 cm depth. It can control the mechanical properties of soils and cause

**Fig. 4** Scatterplots of SOC predictors vs. SOC data from in situ sampling; the trend line is shown (left). Histograms for the SOC predictors found (right)





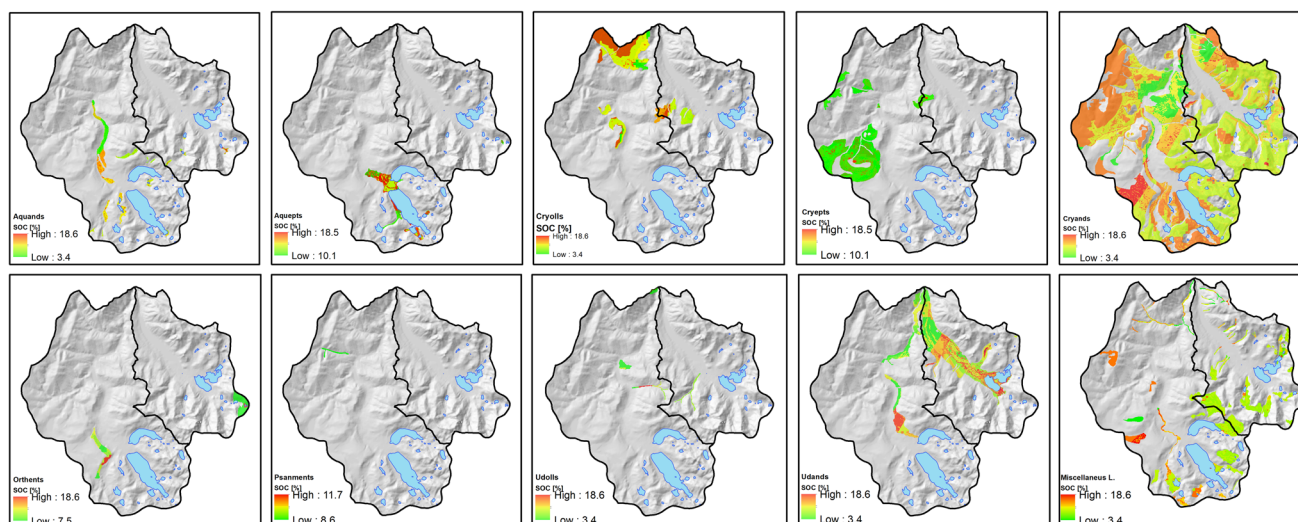
**Fig. 5** Predicted SOC % (0–30 cm) in the Attilo and Ozogoche micro-watersheds, using the CART model

hydro-morphism and cryogenics for SOC sequestration, which is in agreement with Angst et al. (2023).

High percentages of SOC were observed in soils based on their taxonomic suborder, with minimum and maximum values of 7.3% and 15.5%, respectively. Generally, soils exceeding 5% SOC have excellent structure, high fertility, and strong water infiltration and retention capacities. According to Yang et al. (2016), SOC levels in grassland soils range from 0.38% to 5.32%. These soils are characterized by their sandy loam texture, as opposed to sandy croplands, which indicate reduced fertility with SOC contents lower than 1.9%. Soils in the study area have high sand percentages

combined with high content of SOM. This situation leads to low bulk density values, between 0.6 and 0.8 g.cm<sup>-3</sup>, observed in sampling soils, and a maximum SOC concentration ranging from 13 to 14% (Beltrán-Dávalos et al. 2022).

The developed model shows an importance of 20.7% for the sand 15–30 cm variable. Therefore, changes in SOC were identified based on differences in sand percentages (Figs. 4 and 5). These results can explain previous results in high Andean grasslands, which revealed an increase in SOC at low sand contents (Ćirić et al. 2013; Devi 2021). In contrast, some places, such as the surroundings of lakes in the Attilo micro-watershed showed discrepancies in this



**Fig. 6** SOC [%] contents by soil taxonomic sub-order

**Table 4** Statistics by soil taxonomic sub-order

Taxonomic sub-order	Area [ha]	MEAN [%]	DevSt
Aquepts	457.34	15.5	3.18
Cryepts	2067.37	13.5	1.2
Psanments	33.41	10.3	1.6
Orthents	384.38	9.9	3.3
Aquands	607.36	9.4	3.6
Cryolls	1751.02	9.4	2
Cryands	17,469.52	9.1	2.4
Miscellaneous Lands	2657.77	8.6	2.2
Udands	2522.76	8.5	3.7
Udolls	181.63	7.3	3.9

pattern (Fig. 5), which aligns with findings by Ghimire et al. (2024), who found that sand promotes SOC accrual in soil orders. Páramo soils may exhibit an exception that could be explained by the role of SOM in maintaining the balance and stability of SOC, regardless of the size of the predominant soil fractions (Paz et al. 2016; Ledo et al. 2020).

Despite their high sand content, these soils have a high water retention capacity. This is attributed to the presence of SOM, in interaction with low temperatures, soil moisture, and endemic vegetation. These dynamics were observed in soils in the proximity of water bodies, where the persistent precipitation and low temperatures contribute to higher levels of soil moisture and, consequently, to higher SOC content compared with soils in other ecological systems (Yost and Hartemink 2019). However, anthropogenic activities can alter the hydro-physical soil properties of Andean páramos (Patiño et al. 2021), causing a loss of SOC accumulation.

## 4.2 Analysis of topographic conditions

The developed model included the variable “LS factor”, which revealed the importance of erosion for SOC accumulation. According to Castañeda-Martín and Montes-Pulido, (2017), the herbaceous and bush páramo ecosystems in the Peruvian Andean paramo, located above 3300 m a.s.l. (Manu National Park Manu and North Yauyos Cochis National Park, respectively), can accumulate SOC contents from 119 up to 397 t/ha in the upper 40 cm of soil. Soil erosion and deposition stabilize at least 0.72 Pg of carbon per year globally, and at the watershed level, this corresponds to approximately 16% of the eroded carbon (Berhe et al. 2007). This makes it a variable of interest due to the mobilization of SOC from one location to another. Moreover, up to 85% of the causes are related to grassland and agricultural land uses (Nadeu et al. 2010) where soil particles are moved (i.e., SOM) from high to low areas.

Landscape-scale interactions between erosion processes, weather patterns, vegetation cover, and land-use practices collectively account for approximately 67% of the observed variability in SOC distribution. This relationship has been modeled using combined techniques (Padarian et al. 2020). Soil erosion occurs naturally in all climatic conditions but is significantly increased and accelerated by human activities (FAO 2016). In addition, erosion levels can affect the sensitivity of an ecosystem. Hence, a considerable proportion of SOC is classified as labile, accentuating mineralization processes and methane generation in anaerobic soils. Emissions associated with erosion can reach between 800 and 1200 of t per year, which has a significant impact on the global carbon cycle (FAO 2016).

The spatial distribution of SOC can be affected by the hydric erosion process in Andean ecosystems (Calderón-Medina et al. 2018). The results of this study identified the influence of topography as a key variable in the model, which can be observed in the spatial distribution and redistribution of SOC (Figs. 4 and 5). Plains and hills revealed more SOM and subsequently more SOC, also reaching values over  $100 \text{ Mg C ha}^{-1}$  below the ground (Adhikari and Hartemink 2016), which are consistent with the results of this study. Mountain soils have a rather low SOC content (Adhikari and Hartemink 2016), which can be explained by elevation-related variables; soil thickness decreases and stoniness would be in favor of obtaining glacier conditions, affecting SOC storage, which is more evidenced in Fig. 5, where areas with low SOC values are related to the highest elevations.

The slope was a key factor determining SOC concentration in this study, which is in concordance with (Madrigal Reyes et al. 2019). The importance of this variable could be related to its change related to variations in land uses that can alter SOC content (Jakšić et al. 2021). Slopes lower than  $15^\circ$  show greater SOC content in comparison with slopes between  $15^\circ$  and  $35^\circ$  (Yu et al. 2020). Therefore, the slope variable is important not only to local but also to global SOC cycles. Effective soil conservation can mitigate risks and contribute to C sequestration in soil and biota (Zamora-Morales et al. 2018). Hence, it is important to implement policies aimed at preventing erosion in hilly areas with slopes greater than  $35^\circ$ , as well as in valleys, lakes, and rivers, where significant carbon transfers occur (Yu et al. 2020).

In addition, the highest SOC concentrations were predominantly found in the middle and lower areas of the Atillo and Ozogoche micro-watersheds. However, SOC alterations could be closely related to altitude. It can be explained by the influence of the elevation variable on the vegetation and biomass present at different elevation ranges (Zhang et al. 2021). Our results report greater SOC concentrations at 3200 to 3600 m a.s.l., which is typical of mountain herbaceous ecosystems at a constant height (Zhang et al. 2020). Contrasting results were obtained in regions over 3800 m a.s.l., where SOC values were lower. This is apparently caused by the evident rejuvenation of soil that would be induced by erosive processes, low temperatures, and events derived from the precipitation process. These conditions, in addition to the presence of endemic vegetation from the herbaceous páramo and peatlands, cause a significant increase in the absorption capacity of organic carbon in soils (Zhang et al. 2021).

Regarding flow direction, values were collected using the method known as D8. In this method, flow direction is determined by the direction of steepest descent, or maximum drop, in each cell (i.e., North-64, South-4, East-1, West-16, Northeast-128, Southeast-2, Northwest-32, and

Southwest-8) (Jenson and Domingue 1988). We observed that flows come from the northeast to the west. Therefore, the presence of hydric accumulation and settleable materials is expected to occur in the Atillo and Ozogoche rivers. These rivers flow into the Cebadas river and subsequently form the hydric watershed of the Chambo river, which in turn flows into the Pastaza river, located in the Amazonian region of Ecuador (GAD provincia de Chimborazo 2015). Given that the studied micro-watersheds are in the Real range and were formed between the Jurassic and Pliocene periods, their geology is favorable for SOC storage. Therefore, the results highlight the environmental interest of research activities in the Real mountain range (Villamarín et al. 2014). Our results are also consistent with those of Ayala Izurieta et al. (2021) and Zermeño-González et al. (2011), underscoring the fact that the Real mountain range hosts a great diversity of ecosystems with the largest páramo areas in the world (Humerez and Umeda 2013).

### 4.3 Influence of climatic conditions

The importance of climatic conditions for SOC sequestration has been identified, mainly in soils corresponding to the high Andean areas, where precipitation and temperature are considered determining parameters for its accumulation (Ayala-Niño et al. 2018; Ayala Izurieta et al. 2021, 2022). SOC storage and flow had shown low levels related to  $\text{CO}_2$  retention under weather conditions with low precipitation and high temperatures (Arriaga and Maya 2007). Low precipitation influences the growth of plant species, which are an insufficient source for biomass production. Moreover, the low fertility in semi-arid ecosystems, where the mineralization processes of organic compounds are higher, leads to lower SOC sequestration (Arriaga and Maya 2007).

SOC storage in regions with lower elevation, such as the Paraganá Peninsula, have reported values between 7.8 and  $101.5 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Mogollón et al. 2015), whereas the SOC values in Atillo and Ozogoche where the accumulated precipitation is between 1600 and 1700 mm per year, reach approximately  $451 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . These values are higher than those reported by Vallejo et al. (2005) in an Andean zone, with reported SOC values below  $337.98 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . This Andean mountain ecosystem reveals its high capacity for SOC storage, influenced by its low temperatures and high precipitation depending on the elevation gradient (Sánchez et al. 2005).

A uniform rainfall regime was observed from 2002 to 2021, with average monthly rainfall ranging from 55 to 154 mm in Atillo, and 53 mm to 151 mm in Ozogoche. This characteristic is typical of the Herbaceous páramo ecosystem. The low temperatures and precipitation combined with the fog generate humid conditions throughout the year. This influences the formation of SOM, retention, and infiltration of water, highlighting the formation of carbon reserves

and water resources (Huamán-Carrión et al. 2021). Hence, weather conditions play a main role in the dynamic of the SOC cycle in tropical areas (Saynes et al. 2005; Craine 2009; Campo et al. 2016), through which the health and sensitivity of soils can also be interconnected (Orjuela 2016).

#### 4.4 Model for SOC % vs model for SOC in Mg C ha<sup>-1</sup>

SOC percentage is considered a relative variable that reveals the amount of SOM in the soil. SOC expressed in Mg C ha<sup>-1</sup> is calculated taking into account bulk density, which is an important indicator for assessing the productivity of an ecosystem (Calderón-Medina et al. 2018). The apparent density is influenced by indicators that include the amount of sand, precipitation, and slope. The high variability in the contributions of SOC is associated with high percentages of peat material or grass tissues. This causes a decrease in bulk density, as occurring in high Andean ecosystems in Colombia and Peru (Abarca and Galdos 2020) with ratings lower than 0.6 g/cm<sup>3</sup>. Measurements of SOC expressed in Mg C ha<sup>-1</sup> refer to an absolute measure of the total amount of SOC, which would be more realistically considered in the analyzed properties and functions of soils as ecosystem service providers (Pereira et al. 2018). Nevertheless, our study reported a decrease in R<sup>2</sup> for the SOC model expressed in Mg C ha<sup>-1</sup> compared with the model expressed in %. These findings align with the results from the páramo region in the central zone of Ecuador, where R<sup>2</sup> values of 0.82 for SOC in % and 0.77 for SOC in Mg C ha<sup>-1</sup> were reported (Ayala Izurieta et al. 2022), indicating a decrease of 0.05 in R<sup>2</sup> for SOC in Mg C ha<sup>-1</sup> relative to SOC%. This reduction is attributed to the influence of bulk density. In contrast to the latter study, variables identified as SOC predictors in more extensive study areas, such as Geological Unities and Soils Taxonomy, exhibited diminished influence within the present model. However, our study showed a reduction of R<sup>2</sup> value of only 0.15 for SOC% due to the new SOC predictors (i.e., sand 15–30, taxonomic suborder, slope > flow direction > protected area).

After assessing 43 variables with multiple CART algorithms, eight key variables were found to govern the model. Sand was the main driving variable to explain SOC changes, with a 20.7% importance, while the variables LS factor, precipitation, and elevation showed an importance over 15%. The importance of the taxonomic sub-order variable was 11.9%, lower than expected given that taxonomic-suborder is dependent on soil taxonomy. Due to the complex spatial distribution, inclusions of Andosols had been previously reported as Entisols (Ayala Izurieta et al. 2022). Therefore, our results suggest that “soil taxonomy” variable could have a reduced efficiency in model performance.

Our study also reveals the importance of assessing new variables as SOC predictors within reduced areas to

maximize heterogeneity. New driving variables to explain SOC variability were obtained (i.e., sand 15–30 cm, taxonomic suborder, flow direction, protected area), which promote the growth of learning trees and facilitate the tree splitting process. Follow-up studies could focus on model refinement. A stratified sampling approach, integrating the SOC predictors identified in this study and using different machine learning algorithms, can be applied to enhance accuracy.

Finally, SOC dynamics in soil are complex and exhibit strong spatial and temporal variability (Sleutel et al. 2006). Páramo highlands extend from Venezuela to Peru, with two additional, more isolated complexes in Central America (Hofstede et al. 2014). Therefore, our study can be replicated in other páramo regions and in other regions with similar conditions. Further local-scale studies are necessary since local governments in rural areas are responsible for caring for and directly administering the zone; moreover, areas are delimited mainly by hydrology, such as micro-watersheds. The results of this study can be used to establish new strategies for the preservation and conservation of ecosystems and protected areas. This is due to the fact that land use clearly affects soil conditions (Poulenard et al. 2001). For instance, anthropogenic activities can lead to a loss of SOC storage.

## 5 Conclusions

High Andean páramo soils exhibited a substantial capacity for SOC storage. This is explained by the low temperatures typical of this type of ecosystem, which decrease the SOM decomposition ratio in soils, which in turn promotes SOC accumulation. Therefore, understanding the spatial distribution of SOC is crucial for sustainable soil management in this region.

The predictive model for SOC % in the 0–30 cm soil profile achieved an accuracy of 67%. It was developed using geophysical, meteorological, topographic, and satellite data to calibrate algorithms based on CART regression trees. The accuracy of the SOC model worsened when expressing predictions in Mg C ha<sup>-1</sup>. This can be explained by the use of bulk density obtained by soil sampling, which is introduced into the calculation of SOC before training the model. This also suggests the need for rigorous soil data sampling to increase the accuracy of the model in Mg C ha<sup>-1</sup>. Moreover, the complexity of the area limits access to some sectors. Therefore, the model of SOC expressed in % is an alternative to assess these types of ecosystems and their soils. Since study area has a high capacity for SOC storage, preservation and conservation of these ecosystems can be considered a priority in undertaking efforts to reduce negative environmental impacts.

The SOC% model using CART regression trees allows us to identify eight SOC predictors: *sand 15–30 cm > Precipitation > LS Factor > elevation > taxonomic suborder > flow direction > Slope > protected area*, in order of importance (SOC in %).

SOC expressed in Mg C ha<sup>-1</sup> is obtained using soil bulk density; these values have been influenced by the sand, precipitation, and slope variables. It suggests that SOC in Mg C ha<sup>-1</sup> refers to an absolute and more realistic understanding of the amount of SOC. The assessment of SOC dynamics using variables extracted from S2 data, in conjunction with global and national mapping initiatives, enables the identification of two alternative ways to implement effective soil management strategies. The first one focuses on assessing the areas of greatest productivity, characterized by high percentages of SOC directly associated with SOM, more than 11% in the Real range system. This facilitates the identification and prioritization of vulnerable areas suitable for sustainable land use. The second way focuses on the estimation of ecosystem carbon sequestration potential. This estimation incorporates various soil parameters, including bulk density and soil profile characteristics. This allows assessing the ecological interest of these ecosystems and recognizing them as powerful soil CO<sub>2</sub> storage systems. This contribution is useful for regulation and support services, prioritizing the conservation of high Andean areas in the Cordillera Real and promoting the creation and consolidation of buffer areas between agricultural lands and the National Reserve of the Sangay National Park.

**Author contributions** Andrés Agustín Beltrán Dávalos: Investigation, Writing – original draft, Conceptualization. Johanna Elizabeth Ayala Izurieta: Methodology, Software, Validation, Writing – review & editing. Magdy Echeverría: Conceptualization, Investigation. Carlos Arturo Jara Santillán: Software, Investigation. Jochem Verrelst: Writing – review & editing, Supervision. Jesús Delegido: Methodology, Writing – review & editing. Xosé Otero: Conceptualization, Writing – review & editing. Agustín Merino: Writing – review & editing, Supervision.

**Funding** Open Access funding provided thanks to the CRUE-CSIC agreement with Springer Nature. This work was supported by the Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, Project (IDIPI-234, 2020): “Los Sistemas Lacustres del centro del Ecuador como fuente o sumideros de dióxido de carbono como determinante para su conservación” and Project (IDIPI-336, 2023): “Applying new methodologies based on remote sensing and environmental modeling to assess the eutrophication state of lakes and lakes in the Inter-Andean region of Ecuador”. J.V was supported by the European Research Council (ERC) under ERC-2022-COG FLEXINEL project (grant agreement 101086622).

**Data availability** Data will be made available on request.

## Declarations

**Competing interest** The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

**Open Access** This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons licence, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article’s Creative Commons licence, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article’s Creative Commons licence and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this licence, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

## References

- Abarca D, Galdos J (2020) Servicio ambiental de captura de carbono de los bofedales del Centro Poblado Alto Perú, Tacna. *Ing Investig* 2:357–375. <https://doi.org/10.47796/ing.v2i2.411>
- Adhikari K, Hartemink AE (2016) Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262:101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Agostini MA, Monterubbianesi MG, Studdert GA, Maurette S (2014) Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. *Cienc del Suelo* 32:171–176
- Angst G, Mueller KE, Castellano MJ et al (2023) Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. *Nat Commun* 14:2967
- Arriaga L, Maya Y (2007) Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecol*. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9178-4>
- Ayala JE, Márquez CO, García VJ et al (2017) Land cover classification in an ecuadorian mountain geosystem using a random forest classifier, spectral vegetation indices, and ancillary geographic data. *Geosci* 7:34. <https://doi.org/10.3390/geosciences7020034>
- Ayala Izurieta JE, Márquez CO, García VJ et al (2021) Multi-predictor mapping of soil organic carbon in the alpine tundra: a case study for the central Ecuadorian páramo. *Carbon Balance Manag* 16:32. <https://doi.org/10.1186/s13021-021-00195-2>
- Ayala Izurieta JE, Jara Santillán CA, Márquez CO et al (2022) Improving the remote estimation of soil organic carbon in complex ecosystems with Sentinel-2 and GIS using Gaussian processes regression. *Plant Soil* 479:159–183. <https://doi.org/10.1007/S11104-022-05506-1>
- Ayala-Niño F, Maya-Delgado Y, Troyo-Diéguez E (2018) Almacenamiento y flujo de carbono en suelos áridos como servicio ambiental: Un ejemplo en el noroeste de México. *Rev TERRA Latinoam*. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i2.334>
- Baisden WT, Parfitt RL (2007) Bomb 14C enrichment indicates decadal C pool in deep soil? *Biogeochemistry* 85:59–68. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9101-7>
- Beltrán-Dávalos AA, Ayala Izurieta JE, Echeverría Guadalupe MM et al (2022) Evaluation of soil organic carbon storage of atillo in the Ecuadorian Andean wetlands. *Soil Syst* 6:92. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA et al (2014) A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob Chang Biol* 20:3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>

- Berhe AA, Harte J, Harden JW, Torn MS (2007) The Significance of the Erosion-induced Terrestrial Carbon Sink. *Bioscience* 57:337–346. <https://doi.org/10.1641/B570408>
- Borowik A, Wyszowska J (2016) Soil moisture as a factor affecting the microbiological and biochemical activity of soil. *Plant, Soil Environ* 62:250–255. <https://doi.org/10.17221/158/2016-PSE>
- Breiman L (2001) Random Forests. *Mach Learn* 45:5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Breiman L, Friedman J, Olshen R, Stone C (1984) Classification and regression trees, 1st edn. Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781315139470>
- Buytaert W, Sevink J, De Leeuw B, Deckers J (2005) Clay mineralogy of the soils in the south Ecuadorian páramo region. *Geoderma* 127:114–129. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2004.11.021>
- Buytaert W, Célleri R, De Bièvre B et al (2006) Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Sci Rev*. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>
- Calderón-Medina C, Bautista-Mantilla G, Rojas-González S (2018) Propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, indicadores del estado de diferentes ecosistemas en una terraza alta del departamento del Meta. *Orinoquia* 22:141–157. <https://doi.org/10.22579/20112629.524>
- Cammarano D, Fitzgerald GJ, Casa R, Basso B (2014) Assessing the Robustness of Vegetation Indices to Estimate Wheat N in Mediterranean Environments. *Remote Sens* 6:2827–2844. <https://doi.org/10.3390/rs6042827>
- Campo J, Oliva FG, Segueda AN, Siebe C (2016) Stocks and dynamics of organic carbon in tropical forest ecosystems of Mexico. *Terra Latinoam* 31:31–38
- Castañeda-Martín AE, Montes-Pulido CR (2017) Carbono almacenado en páramo andino. *Entramado* 13:210–221. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25112>
- Cerón Rincón LE, Aristizábal Gutiérrez FA (2012) Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Rev Colomb Biotecnol* 14:285–295
- Chen W, Liu L, Zhang C, et al (2004) Monitoring the seasonal bare soil areas in Beijing using multi-temporal TM images. 1–5. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2004.1370429>
- Ćirić V, Manojlović M, Belić M et al (2013) Effects of land use conversion on soil aggregate stability and organic carbon in different soils. *Agrociencia* 47:539–552
- CONAE (2023) GEOcatálogos de matadatos. [https://geocatalogos.conae.gov.ar/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/search?facet.q=sourceCatalog%2F8b8a215d-bf14-4843-b471-7021c21be613&resultType=conae&sortBy=changeDate&from=1&to=20&fast=index&\\_content\\_type=json](https://geocatalogos.conae.gov.ar/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/search?facet.q=sourceCatalog%2F8b8a215d-bf14-4843-b471-7021c21be613&resultType=conae&sortBy=changeDate&from=1&to=20&fast=index&_content_type=json). Accessed 8 Aug 2023
- Craine JM (2009) Resource strategies of wild plants
- Crespo PJ, Feyen J, Buytaert W et al (2011) Identifying controls of the rainfall–runoff response of small catchments in the tropical Andes (Ecuador). *J Hydrol* 407:164–174. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.021>
- Desmet PJJ, Govers G (1996) A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J Soil Water Conserv* 51:427–433
- Devi AS (2021) Influence of trees and associated variables on soil organic carbon: a review. *J Ecol Environ* 45:1–14
- Du E, Terrer C, Pellegrini AFA et al (2020) Global patterns of terrestrial nitrogen and phosphorus limitation. *Nat Geosci*. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0530-4>
- ESA (2015) Sentinel-2 User Handbook. In: *Sentin. User Handb*. [https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2\\_User\\_Handbook](https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook)
- ESA (2024) STEP - Scientific Toolbox Exploitation Platform. In: *Sn. Download*. <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>. Accessed 10 Apr 2023
- FAO (2016) Protocolo para el Proceso de Calibración y Adaptación Nacional. FAO. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i5246s>. Accessed 20 Dec 2023
- Ferreira-Salazar C, García-García K, Macías-Leiva L et al (2013) Mujeres y hombres del Ecuador en Cifras III serie información estratégica. Quito
- Funk CC, Peterson PJ, Landsfeld MF et al (2014) A quasi-global precipitation time series for drought monitoring. <https://pubs.usgs.gov/ds/832/>. Accessed 28 Jan 2024
- GAD provincia de Chimborazo (2015) Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la provincia de Chimborazo. Chimborazo, Ecuador. Riobamba. <https://archivos.chimborazo.gob.ec/lotaip/ANEXOS/ANEXOS4/1.%20%20PDOT%20Chimborazo.pdf>. Accessed 18 Jan 2024
- Galicia L, María A, Cáceres G et al (2016) Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoam* 34:1–29
- Gao X, Hu Y, Sun Q et al (2018) Erosion-induced carbon losses and CO<sub>2</sub> emissions from Loess and Black soil in China. *CATENA* 171:533–540. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.001>
- Ghimire S, Ojha RB, Shrivastav C et al (2024) Profile distribution and edaphic controls of soil organic carbon in dominant soil orders of Chitwan, Nepal. *Carbon Res* 3:57. <https://doi.org/10.1007/s44246-024-00139-8>
- Gitelson A (2004) Wide dynamic range vegetation index for remote quantification of biophysical characteristics of vegetation. *J Plant Physiol* 161:165–173. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-01176>
- Gitelson AA, Kaufman YJ, Stark R, Rundquist D (2002) Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sens Environ* 80:76–87. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00289-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00289-9)
- Han J, Mao K, Xu T et al (2018) A soil moisture estimation framework based on the CART algorithm and its application in China. *J Hydrol* 563:65–75. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.05.051>
- Hearst MA, Dumais ST, Osuna E et al (1998) Support vector machines. *IEEE Intell Syst Their Appl* 13:18–28. <https://doi.org/10.1109/5254.708428>
- Hengl T, De Jesus JM, Heuvelink GBM et al (2017) SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLoS One* 12:e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL et al (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hislop S, Jones S, Soto-berelov M et al (2018) Using Landsat Spectral Indices in Time-Series to Assess Wildfire Disturbance and Recovery. *Remote Sens* 10:460. <https://doi.org/10.3390/rs10030460>
- Hofstede R, Calles J, López V et al (2014) Los páramos Andinos ¿Qué Sabemos? Estado de conocimiento sobre el impacto del cambio climático en el ecosistema páramo. UICN
- Huamán-Carrión ML, Espinoza-Montes F, Barrial-Lujan AI et al (2021) Influencia de la altitud y características del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico de pastos naturales altoandinos. *Sci Agropecu* 12:83–90. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2021.010>
- Huber A, Trecaman R (2004) Water-use efficiency for Pinus radiata stands in Chile. *BOSQUE* 25:33–43. <https://revistabosque.org/index.php/bosque/article/view/1077>
- Huete AR (1988) A soil-adjusted vegetation index. *Remote Sens Environ* 25:295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Humerez E, Umeda M (2013) Influence over water quality due to nutrient loading in the Royal Range of the Andes. 東北地域災害科学研究= Tohoku J Nat disaster Sci 日本自然災害学会東北支部編 49:91–96. <http://nds-tohoku.in.arena.ne.jp/サイトマップ/>

- INEC (2010) Resultados del Censo 2010 de población y vivienda en el Ecuador. In: Fascículo Prov. Pichincha. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/search/censo+2010/>. Accessed 20 Apr 2007
- IPCC IP on CC (2022) Climate change and land: IPCC Special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781009157988>
- Jakšić S, Ninkov J, Milić S et al (2021) Influence of Slope Gradient and Aspect on Soil Organic Carbon Content in the Region of Niš. Serbia. Sustainability 13:8332. <https://doi.org/10.3390/su13158332>
- Jenson SK, Domingue JO (1988) Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. Photogramm Eng Remote Sensing 54:1593–1600 (0099–1112/88/5411–1593\$02.25/0)
- Jiang Z, Huete AR, Didan K, Miura T (2008) Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. Remote Sens Environ 112:3833–3845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.006>
- John K, Isong IA, Kebonye NM et al (2020) Using machine learning algorithms to estimate soil organic carbon variability with environmental variables and soil nutrient indicators in an alluvial soil. Land 9:487. <https://doi.org/10.3390/land9120487>
- Keskin H, Grunwald S, Harris WG (2019) Digital mapping of soil carbon fractions with machine learning. Geoderma 339:40–58. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.037>
- Key CH, Benson NC (2006) Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: Lutes D, Keane R, Caratti J, et al. (eds) FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System, RMRS-GTR-1. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, p LA 1-LA 51
- Kramer O (2013) K-Nearest Neighbors. Springer, Berlin, Heidelberg
- Lal R (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123:1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lázaro-Gredilla M, Titsias MK, Verrelst J, Camps-Valls G (2014) Retrieval of biophysical parameters with heteroscedastic Gaussian processes. IEEE Geosci Remote Sens Lett 11:838–842. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2013.2279695>
- Ledo A, Smith P, Zerihun A et al (2020) Changes in soil organic carbon under perennial crops. Glob Chang Biol 26:4158–4168
- Lee J, Hopmans JW, Rolston DE et al (2009) Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. Agric Ecosyst Environ 134:251–256. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.006>
- Li Q, Wang L, Fu Y et al (2023) Transformation of soil organic matter subjected to environmental disturbance and preservation of organic matter bound to soil minerals: a review. J Soils Sediments 23:1485–1500. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03381-y>
- Lu S, Liu B, Hu Y et al (2020) Soil erosion topographic factor (LS): Accuracy calculated from different data sources. CATENA 187:104334. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104334>
- Madrigal Reyes S, Cristóbal Acevedo D, Hernández Acosta E, Romo Lozano JL (2019) Influencia de la cobertura, pendiente y profundidad, sobre el carbono y nitrógeno del suelo. Rev Mex Ciencias for 10:201–223
- Mäkipää R, Abramoff R, Adamczyk B et al (2023) How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. For Ecol Manage 529:120637. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120637>
- Mandal A, Majumder A, Dhaliwal SS et al (2022) Impact of agricultural management practices on soil carbon sequestration and its monitoring through simulation models and remote sensing techniques: A review. Crit Rev Environ Sci Technol 52:1–49. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1811590>
- McFeeters SK (1996) The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. Int J Remote Sens 17:1425–1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- Mendoza R, Espinoza A (2017) Guía Técnica para muestreo de suelos. Univ Nac Agrar. <https://repositorio.una.edu.ni/36131/P33M539.pdf>. Accessed 6 Nov 2024
- Ministerio de Agricultura y Ganadería-MAG (2023) Geoportal del Agro Ecuatoriano. <http://geoportal.agricultura.gob.ec/>. Accessed 8 Sep 2023
- Miranda V, Viloria A (2020) Determinación de la susceptibilidad de los suelos a la erosión potencial en la zona centro-sur de la microcuenca arroyo grande, San Carlos-Córdoba, mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Universidad de Córdoba. <https://repositorio.unicordoba.edu.co/bitstream/handle/ucordoba/2979/mirandaruizvanessaesther-viloriapachecoangie.pdf?sequence=2&isAllowed=y>. Accessed 12 Feb 2024
- Mogollón JP, Rivas W, Martínez A et al (2015) Carbono orgánico del suelo en un gradiente altitudinal en la Península de Paraguaná, Venezuela. Multiciencias 15:271–280. <https://produccioncientificaluz.org/index.php/multiciencias/article/view/20973>. Accessed 10 June 2023
- Morocho CC, Chuncho G (2019) Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. Bosques Latid cero 9:71–83. <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques/article/view/686>. Accessed 20 Oct 2023
- Mosquera GM, Marín F, Carabaja-Hidalgo A et al (2024) Ecohydrological assessment of the water balance of the world's highest elevation tropical forest (Polylepis). Sci Total Environ 941:173671
- Nadeu E, Boix-Fayos C, de Vente J et al (2010) Movilización de carbono orgánico por distintos procesos erosivos en la conexión ladera-cauce. Pirineos 165:157–177. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2010.165008>
- Orjuela HB (2016) El carbono orgánico del suelo en el ámbito de la naturaleza y la sociedad. Suelos Ecuatoriales 46:89–100
- Ortner M, Seidel M, Semella S et al (2022) Content of soil organic carbon and labile fractions depend on local combinations of mineral-phase characteristics. SOIL 8:113–131. <https://doi.org/10.5194/soil-8-113-2022>
- Padarian J, Minasny B, McBratney AB (2020) Machine learning and soil sciences: A review aided by machine learning tools. Soil 6:35–52
- Panagos P, Borrelli P, Meusburger K (2015) A New european slope length and steepness factor (LS-Factor) for modeling soil erosion by water. Geosciences 5:117–126. <https://doi.org/10.3390/geosciences5020117>
- Pasqualotto N, Delegido J, Van Wittenberghe S et al (2019) Multi-crop green LAI estimation with a new simple sentinel-2 LAI index (SeLI). Sensors 19:904. <https://doi.org/10.3390/s19040904>
- Patiño S, Hernández Y, Plata C et al (2021) Influence of land use on hydro-physical soil properties of Andean páramos and its effect on streamflow buffering. Catena 202:105227. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105227>
- Paz F, Covalada S, Hidalgo C et al (2016) Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. Terra Latinoam 34:321–337
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrol Earth Syst Sci 11:1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pennock D, McKenzie N (2016) Estado mundial del recurso suelo. <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf>. Accessed 25 Nov 2023
- Pereira P, Bogunovic I, Muñoz-Rojas M, Brevik EC (2018) Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. Curr Opin Environ Sci Health 5:7–13
- Pinos-Morocho D, Morales-Matute O, Durán-López ME (2021) Paramo soils: analysis of perceptions of ecosystem services and

- economic valuation of carbon content in the southeastern sierra of Ecuador. *Rev Ciencias Ambient* 55:151–173
- Poulenard J, Podwojewski P, Janeau J-L, Collinet J (2001) Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: effect of tillage and burning. *CATENA* 45:185–207. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00148-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00148-5)
- Pribyl DW (2010) A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156:75–83. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.02.003>
- Rabatel A, Francou B, Soruco A et al (2013) Current state of glaciers in the tropical Andes: a multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *Cryosph* 7:81–102. <https://doi.org/10.5194/tc-7-81-2013>
- Rasmussen CE, Williams CKI (2006) *Gaussian Processes for Machine Learning*. The MIT Press, New York
- Rietra R, Lesschen JP, Porre RJ (2021) *Recarbonizing global soils: A technical manual of recommended management practices: Volume 3-Cropland, grassland, integrated systems and farming approaches-Practices overview*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb6595en>
- Rouse JW, Hass RH, Schell JA, Deering DW (1974) Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Third earth resources technology satellite (ERTS) symposium*. NASA special publication. pp 309–317. <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19740022614.pdf>. Accessed 2 June 2023
- Salford Systems-Minitab Company (2017) *Improve Your Regression Models: MARS, Gradient, and Random Forest*. In: *Improv. Your Regres. Model*. <https://www.salford-systems.com/resources>
- Sánchez B, Ruiz M, Ríos MM (2005) Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud, en la cuenca del río Maracay, Estado Aragua. *Agron Trop* 55:507–534
- Saynes V, Hidalgo C, Etchevers JD, Campo JE (2005) Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Appl Soil Ecol*. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.11.007>
- Sleutel S, De Neve S, Beheydt D et al (2006) Regional simulation of long-term organic carbon stock changes in cropland soils using the DNDC model: 1. Large-scale model validation against a spatially explicit data set. *Soil Use Manag* 22:342–351. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00045.x>
- SNI (2011) INFOPLAN. In: *Infraestruct. Ecuatoriana Datos Espac*. <http://sni.gob.ec/inicio>
- Soleimani A, Hosseini SM, Massah Bavani AR et al (2019) Influence of land use and land cover change on soil organic carbon and microbial activity in the forests of northern Iran. *CATENA* 177:227–237. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.018>
- Steinitz-Kannan M, López C, Jacobsen D, de Guerra ML (2020) History of limnology in Ecuador: a foundation for a growing field in the country. *Hydrobiologia* 847:4191–4206. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04291-1>
- Stockmann U, Adams MA, Crawford JW et al (2013) The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric Ecosyst Environ* 164:80–99
- Stokey EA, Stow DA, O'Leary JF (2016) Assessing postfire recovery of chamise chaparral using multi-temporal spectral vegetation index trajectories derived from Landsat imagery. *Remote Sens Environ* 183:53–64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.018>
- Studholme AM, León LFH, Rivera ACR, Moreno CGR (2014) Altitudinal and temporal variability of four macroinvertebrate communities in Andean streams, Sangay National Park, Ecuador. *Entomotropica* 29:149–158
- Suykens JAK, Vandewalle J (1999) Least Squares Support Vector Machine Classifiers. *Neural Process Lett* 9:293–300. <https://doi.org/10.1023/A:1018628609742>
- Takeuchi W, Yasuoka Y (2004) Development of normalized Vegetation, soil and water indices derived from satellite remote sensing data. *J Japan Soc Photogramm Remote Sens* 43:7–19. [https://doi.org/10.4287/jsprs.43.6\\_7](https://doi.org/10.4287/jsprs.43.6_7)
- University of Seville Climate Research Group (2023) *Global Climate Monitor*. <https://www.globalclimatemonitor.org/#>
- USDA, NRCS (2014) *Claves para la Taxonomía de Suelos*. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/Spanish-Keys-to-Soil-Taxonomy.pdf>. Accessed 14 July 2024
- Vallejo V, Díaz-Fierros F, De la Rosa D (2005) 8. Impactos Sobre Los Recursos Edáficos. Impactos del cambio climático en España. <http://hdl.handle.net/10261/64302>. Accessed 26 Sept 2024
- Van Breemen N, Buurman P (2002) *Soil Formation*. Second, New York
- van Wesemael B, Chabrillat S, Sanz Dias A et al (2023) Remote sensing for soil organic carbon mapping and monitoring. *Remote Sens* 15:10–12. <https://doi.org/10.3390/rs15143464>
- Veber G, Kull A, Villa JA et al (2018) Greenhouse gas emissions in natural and managed peatlands of America: Case studies along a latitudinal gradient. *Ecol Eng* 114:34–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.068>
- Verrelst J, Malenovský Z, Van der Tol C et al (2019) Quantifying Vegetation Biophysical Variables from Imaging Spectroscopy Data: A Review on Retrieval Methods. *Surv Geophys* 40:589–629. <https://doi.org/10.1007/s10712-018-9478-y>
- Villamarín C, Prat N, Rieradevall M (2014) Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Phys Chem Hydromorphol Charact Ecuador Perú Trop Highl Andean Rivers* 42:1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Wang S, Jin X, Adhikari K et al (2018) Mapping total soil nitrogen from a site in northeastern China. *CATENA* 166:134–146. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.023>
- Wang S, Gao J, Zhuang Q et al (2020) Multispectral remote sensing data are effective and robust in mapping regional forest soil organic carbon stocks in a northeast forest region in China. *Remote Sens* 12:1–18. <https://doi.org/10.3390/rs12030393>
- Wiesmeier M, Urbanski L, Hobbey E et al (2019) Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333:149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Wilson EH, Sader SA (2002) Detection of forest harvest type using multiple date of Landsat Tm imagery. *Remote Sens Environ* 80:385–396. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00318-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00318-2)
- World Bank Group, ESMAP, SOLARGIS (2024) *Global Solar Atlas*. <https://globalsolaratlas.info/map?c=-2.277347,-78.634644,11&m=site&a=-78.666229,-2.181632,-78.660049,-2.303761,-78.548813,-2.301017,-78.530273,-2.168595,-78.666229,-2.181632>. Accessed 29 Jan 2024
- Xiao J, Wang X, Zhao Y et al (2023) Soil organic carbon stability of vegetation restoration during 11-year-old grassland succession. *J Soils Sediments* 23:2344–2355. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03497-9>
- Yando ES, Osland MJ, Willis JM et al (2016) Salt marsh-mangrove ecotones: using structural gradients to investigate the effects of woody plant encroachment on plant-soil interactions and ecosystem carbon pools. *J Ecol*. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12571>
- Yang XM, Drury CF, Reynolds WD, Yang JY (2016) How do changes in bulk soil organic carbon content affect carbon concentrations in individual soil particle fractions? *Sci Rep* 6:27173
- Yost JL, Hartemink AE (2019) Chapter Four - Soil organic carbon in sandy soils: a review. In: Sparks DLBT-A in A (ed). *Academic Press*, pp 217–310. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>
- Yu H, Zha T, Zhang X et al (2020) Spatial distribution of soil organic carbon may be predominantly regulated by topography in a small revegetated watershed. *CATENA* 188:104459

- Zamora-Morales BP, Mendoza-Cariño M, Sangerman-Jarquín DM et al (2018) El manejo del suelo en la conservación de carbono orgánico. *Rev Mex Ciencias Agrícolas* 9:1787–1799
- Zermeño-González A, Ríos-Estudillo JA, Gil Marin JA et al (2011) Dinámica del flujo de bióxido de carbono y de energía sobre un pastizal natural del norte de México. *Bioagro* 23:35–42
- Zhang J, Zhang M, Huang S, Zha X (2020) Assessing spatial variability of soil organic carbon and total nitrogen in eroded hilly region of subtropical China. *PLoS ONE* 15:e0244322
- Zhang J, Chen H, Fu Z, Wang K (2021) Effects of vegetation restoration on soil properties along an elevation gradient in the karst region of southwest China. *Agric Ecosyst Environ* 320:107572. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107572>

**Publisher's Note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

#### **4.4.PUBLICACIÓN 3. SEDIMENT CHEMISTRY AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT IN ANDEAN LAKES OF CENTRAL ECUADOR: INFLUENCE OF TROPHIC STATUS ON ACCUMULATION PATTERNS**

##### **a.- Referencia completa:**

Beltrán-Dávalos, AA, Salazar, C., Kurbatova, AI, Echeverría, M., Merino, A. y Otero, XL (2025). Química de sedimentos y evaluación de riesgos ecológicos en lagos andinos del centro de Ecuador: Influencia del estado trófico en los patrones de acumulación. *Sustainability* , 17 (8), 3397. <https://doi.org/10.3390/su17083397>

##### **b.- Índices de calidad:**

La revista en la que se publica este artículo corresponde JCR - Q2 (Estudios ambientales) / CiteScore - Q1 (Geografía, planificación y desarrollo). En este caso, esta revista está indexada en Scopus , SCIE y SSCI (Web of Science) , GEOBASE , GeoRef , Inspec , RePEc , CAPus/SciFinder y otras bases de datos. Factor de impacto: 3,3 (2024); Factor de impacto a 5 años: 3,6 (2024).

##### **c.- Autorización de la revista para el uso de la publicación en la Tesis:**

No se requiere ningún permiso especial para reutilizar total o parcialmente los artículos publicados por MDPI, incluyendo figuras y tablas. En el caso de los artículos publicados bajo la licencia Creative Commons CC BY de acceso abierto, cualquier parte del artículo puede reutilizarse sin permiso, siempre que se cite claramente. La reutilización de un artículo no implica la aprobación de los autores ni de MDPI. Además, los autores no requieren ningún permiso especial para enviar sus investigaciones a repositorios externos. Esta política se aplica a todas las versiones de un artículo, incluyendo las versiones enviadas, aceptadas y publicada (<https://www.mdpi.com/openaccess>)

Bajo esta licencia, los autores mantienen la propiedad de los derechos de autor de su contenido, y cualquier persona puede copiar, distribuir o reutilizar estos artículos siempre que se cite adecuadamente al autor y a la fuente original.

##### **d.- Contribución del autor:**

Conceptualización; investigación; redacción: preparación del borrador original. El autor de la Tesis contribuyó significativamente a la totalidad de las secciones de este artículo.

##### **e.- Capítulo específico de la Tesis en el que se reproducen los contenidos de la publicación:**

Este artículo se reproduce parcialmente en la Introducción, Objetivos e hipótesis, Metodología, Discusión y Conclusiones.

##### **f.- Nombres y afiliaciones de todos los coautores:**






El primer autor (Andrés A. Beltrán-Dávalos) es estudiante de Doctorado en la Universidad de Santiago de Compostela. La coautora Anna I. Kurbatova por el Departamento de Seguridad Ambiental y Gestión de la Calidad de los Productos, Instituto de Ingeniería Ambiental, Universidad Rusa de la Amistad de los Pueblos (RUDN University), calle Miklukho-Maklaya 6, 117198 Moscú, Rusia. La coautora Magdy Mileni Echeverría Guadalupe docente investigadora por la Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155,

Andrés Agustín Beltrán Dávalos

Ecuador. El coautor Xosé Luis Otero Pérez por CRETUS, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

## Article

# Sediment Chemistry and Ecological Risk Assessment in Andean Lakes of Central Ecuador: Influence of Trophic Status on Accumulation Patterns

Andrés A. Beltrán-Dávalos <sup>1,2,\*</sup>, Cristian Salazar <sup>2,3</sup>, Anna I. Kurbatova <sup>3</sup>, Magdy Echeverría <sup>4</sup>, Agustín Merino <sup>1</sup> and Xose Luis Otero <sup>5</sup>

<sup>1</sup> Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Higher Polytechnic School, University of Santiago de Compostela, 15782 Lugo, Spain

<sup>2</sup> Group of Research for Watershed Sustainability (GISOCH), Faculty of Sciences, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador

<sup>3</sup> Department of Environmental Safety and Product Quality Management, Institute of Environmental Engineering, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), 6 Miklukho-Maklaya Street, 117198 Moscow, Russia

<sup>4</sup> Faculty of Sciences, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba 060155, Ecuador

<sup>5</sup> CRETUS, Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Faculty of Biology, University of Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

\* Correspondence: abeltran@esepoch.edu.ec

**Abstract:** This study evaluated the physicochemical characteristics, organic matter content, and heavy metal accumulation in the sediments of four Andean lakes in central Ecuador, considering their trophic states and protection status. A total of 96 sediment samples were collected and analyzed for electrical conductivity, pH, organic carbon, phosphorus, and heavy metal concentrations (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Pb). The ecological risk was assessed using the potential ecological risk index (PERI) and pollution load index (PLI), and significant environmental predictors were identified using a classification and regression tree (CART) model. The results showed that protected lakes (Atillo and Magdalena) exhibited higher concentrations of Fe, Mn, and Ni, predominantly from natural sources, while unprotected lakes (Colta and Yambo) had greater Pb and Cu enrichment, associated with anthropogenic inputs. The PERI and PLI indices confirmed a low ecological risk across all lakes, although localized contamination was detected in Yambo and Magdalena. The CART model identified pH and phosphorus as the most significant predictors in protected lakes, whereas heavy metals and phosphate were more influential in unprotected lakes. These findings underscore the role of conservation status in shaping sediment composition and emphasize the need for targeted management strategies to mitigate anthropogenic impacts on Andean aquatic ecosystems.

**Keywords:** lake sediments; heavy metals; eutrophication; CART model



Academic Editor: Shihao Chen

Received: 12 March 2025

Revised: 7 April 2025

Accepted: 7 April 2025

Published: 11 April 2025

**Citation:** Beltrán-Dávalos, A.A.; Salazar, C.; Kurbatova, A.I.; Echeverría, M.; Merino, A.; Otero, X.L. Sediment Chemistry and Ecological Risk Assessment in Andean Lakes of Central Ecuador: Influence of Trophic Status on Accumulation Patterns. *Sustainability* **2025**, *17*, 3397. <https://doi.org/10.3390/su17083397>

**Copyright:** © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

The rapid growth of the global population and increasing food demand have intensified the contamination of lacustrine systems, particularly in rural areas. This contamination is driven by both direct and diffuse sources of pollution, leading to excessive nutrients and organic carbon enrichment in water bodies and their sediments [1,2]. Among these sources, intensified agricultural practices have contributed significantly to the degradation of riparian soils, increasing nutrient runoff and sediment accumulation in lakes [3]. As a result, eutrophication accelerates, fostering excessive aquatic vegetation growth and

algal blooms, which progressively reduce water surface area and oxygen concentration levels [4,5].

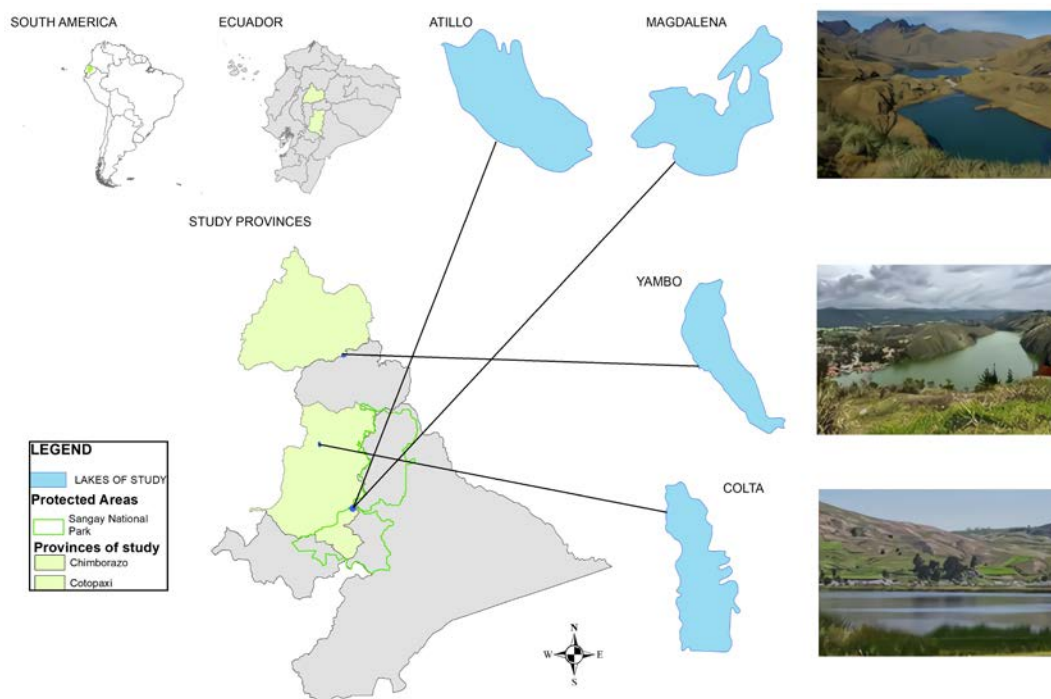
This issue is particularly critical in the Andean region of Latin America, where numerous high-altitude lakes play a crucial role in water regulation and biodiversity conservation [6,7]. These lakes are predominantly oligotrophic due to their cold temperatures, which limit nutrient availability and primary productivity, resulting in high transparency and low chlorophyll content [8,9]. However, changes in land use, climate variability, and anthropogenic activities have disrupted the natural equilibrium of many of these ecosystems, leading to the deterioration of water quality and increased ecological risk [10,11]. Heavy metal accumulation in Andean lakes is closely linked to their trophic state. Oligotrophic lakes, characterized by low organic matter content and high oxygenation levels, limit the solubility and bioavailability of metals, reducing contamination risks [10]. Conversely, eutrophic lakes, enriched with nutrients and organic matter, create favorable conditions for metal retention, as anoxic environments facilitate metal adsorption and precipitation [10,12]. Agricultural and urban runoff are major contributors to metal enrichment, particularly in shallow lakes, increasing potential toxicity risks for aquatic organisms and humans [13,14].

The Yambo, Colta, Magdalena, and Atillo lakes, located in the central Andean region of Ecuador, exhibit distinct environmental challenges resulting from varying levels of anthropogenic intervention and natural processes [15–17]. Yambo Lake is undergoing advanced eutrophication due to organic matter and nutrient accumulation from agricultural activities and urban discharges [18]. This has led to algal proliferation, reduced water transparency, and potential alterations in biogeochemical cycles, which may compromise aquatic biodiversity and ecosystem services [15]. Colta Lake is highly influenced by sediment transport and pollutants from agriculture and urban expansion, leading to fluctuations in its trophic state. Human interventions, such as sporadic sediment dredging and waste disposal, have modified its sedimentary dynamics and nutrient cycling, increasing the system's vulnerability to further degradation [15,16]. Magdalena Lake, located within Sangay National Park, remains oligotrophic and exhibits physicochemical variability influenced by thermal stratification and nutrient dynamics. [17]. Atillo Lake, the largest in the same protected area, also maintains an oligotrophic state due to minimal human impact [17]. However, these ecosystems are not exempt from environmental threats. Natural factors such as temperature fluctuations, precipitation patterns, and sedimentation processes can alter their long-term ecological stability, potentially affecting nutrient availability and carbon sequestration processes [15,17]. Given the varying degrees of anthropogenic pressure and trophic conditions in these lakes, it is essential to evaluate their nutrient and heavy metal accumulation patterns, as well as the potential ecological risks associated with contamination. This study aims to analyze the influence of trophic status on nutrient and heavy metal accumulation in the sediments of Andean lakes in central Ecuador, determining their distribution patterns and assessing the environmental risks associated with sediment contamination.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Location and Characteristics of the Study Area

The study was conducted in the central Andean region of Ecuador, encompassing the provinces of Chimborazo and Cotopaxi. In Chimborazo province, the Colta, Magdalena, and Atillo lakes were investigated, while in Cotopaxi province, the research focused on Yambo Lake (Figure 1).



**Figure 1.** Map of location of the study area.

These lakes were selected due to their contrasting characteristics, including their trophic states and their varying levels of anthropogenic influence, which provide a representative gradient of ecological conditions. Additionally, their inclusion allows for a comparative analysis between protected areas (e.g., Atillo and Magdalena within the National Protected Areas System) and unprotected systems (e.g., Colta and Yambo), offering insights into the impacts of conservation efforts and human activities.

The Atillo and Magdalena lakes are located within the Sangay National Park at an altitude of 3485 m above sea level [17]. These lakes, part of the Atillo lacustrine system, are oligotrophic due to their low nutrient levels and high water transparency [19]. The Atillo Lake, the largest of the system, covers an area of 257.2 hectares with an approximate depth of 20 to 25 m, while the smaller Magdalena Lake has an estimated depth of 5 m [17]. These lakes belong to the Chambo River sub-basin within the Pastaza River hydrographic system of the Amazon basin, with periglacial geomorphology characterized by U-shaped valleys formed during the Jurassic, Miocene, and Pliocene periods [20]. The predominant soil types are sandy loam to clay loam, classified as Pachic Melanudands, which have high fertility and water retention capacity, facilitating carbon storage [21]. The climate is cold, with annual temperatures ranging from 5 to 6 °C and an average annual precipitation of 1000 mm [22].

In contrast, Yambo Lake, located at 2600 m above sea level in the Cotopaxi province, exhibits a hypertrophic state due to high anthropogenic influence [18]. With an area of 32 hectares and a maximum depth of approximately 17.1 m, it is situated within the Patate River sub-basin, part of the Pastaza River hydrographic system [15]. Its formation is attributed to a fluvio-lacustrine process, resulting in a depression characteristic of its morphology [23]. The surrounding soil types include mollisols with a loamy texture and a mix of entisols and inceptisols. The region has a temperate climate, with an average annual temperature of 17.1 °C and precipitation ranging between 372 and 500 mm [18]. The land use distribution around the lake shows a predominance of agricultural activities (57.09%), followed by eroded areas (21.00%), mining (14.42%), urbanized zones (5.77%), and natural water bodies (1.72%) [24].

Colta Lake, located in Chimborazo province at 3312 m above sea level, has an area of 280 hectares and a depth ranging from 3.5 to 8 m. It belongs to the Chambo River sub-basin and is considered a wetland with a mesotrophic status [15]. It supports diverse avian species, including ducks, herons, and coots, as well as various aquatic organisms [25]. The lake was formed during the Jurassic and Cretaceous periods, with soils classified as Mollic Endoquents, predominantly sandy loam in texture [16]. The climate is relatively mild, with temperatures between 12 and 15 °C and an annual precipitation of approximately 629 mm [26].

Table 1 summarizes the main characteristics of the study lakes, including their altitude, surface area, depth, average temperature, annual precipitation, trophic state, and protection status.

**Table 1.** Summary of study lakes' characteristics [15,17–21,24,25].

Lake	Altitude (m a.s.l.)	Area (ha)	Depth (m)	Avg. Temperature (°C)	Annual Precipitation (mm)	Trophic State	Protection Status
Atillo	3485	257.2	20–25	5–6	~1000	Oligotrophic	Protected (SNAP *)
Magdalena	3485	~10	~5	5–6	~1000	Oligotrophic	Protected (SNAP *)
Colta	3312	280	3.5–8	12–15	~717	Mesotrophic	Unprotected
Yambo	2600	32	~17.1	~13	~500	Hypertrophic	Unprotected

\* SNAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas (National Protected Areas System).

## 2.2. Sampling

The collection of sediment samples from the study lakes was planned and conducted following the standardized methodologies described by Mudroch & MacKnight (1994) [27]. Sampling took place during the first semester of 2023. Based on the surface area and heterogeneity of each system, between 20 to 25 samples per lake were collected along three strategically located transects, which accounted for variations in sediment deposition patterns. For the analysis of heavy metals, a subset of six sediment samples per lake—referred to as sampling areas (SA1–SA6)—was selected from the total collected samples, ensuring spatial representativity based on depth gradients and proximity to inflows and depositional areas. This selection aimed to capture the variability in metal concentrations influenced by hydrodynamic and depositional processes within each system.

Sediment samples were obtained using a Zodiac-type boat and a Van Veen grab sampler (Eijkkelkamp Soil & Water, Giesbeek, Gelderland, The Netherlands) [28], ensuring a uniform sediment retrieval process. The grab was deployed at depths ranging from 10 to 25 cm within the sediment column to obtain undisturbed samples, allowing for accurate assessments of recent sediment accumulation and geochemical processes.

All samples were stored in airtight bags to preserve their integrity and transported to the laboratory in an insulated container, following the guidelines established by the Technical Standard INEN-ISO 10381-1 [29]. Upon arrival, sediment pH and electrical conductivity (EC) were measured. Subsequently, samples were air-dried at controlled temperatures (20–25 °C) to prevent alterations in chemical composition [30]. Dried samples were homogenized and sieved through a 2 mm mesh for further analysis.

## 2.3. Samples Analysis

Physicochemical parameters such as pH and electrical conductivity (EC) were measured using a portable multiparameter meter HI98194 (HANNA Instruments, Smithfield, RI, USA). Texture was assessed using the Bouyoucos abbreviated method to determine the percentages of sand, silt, and clay [31].

The concentrations of heavy metals, including chromium (Cr), manganese (Mn), nickel (Ni), zinc (Zn), copper (Cu), lead (Pb), and iron (Fe), were quantified to assess potential contamination and ecological risks in the study lakes. These metals were selected due to their environmental relevance, toxicity, and bioaccumulation potential, as well as their documented presence in lacustrine sediments influenced by both natural processes and anthropogenic activities [13,14]. To extract and quantify the heavy metals, a microwave-assisted acid digestion procedure was conducted. A 0.5 g fraction of dried sediment was subjected to digestion using a mixture of 5 mL of concentrated nitric acid (HNO<sub>3</sub>) and 2 mL of hydrogen peroxide (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), following the methodology described by Gonzalez et al. (2009) [32]. The samples were placed in high-pressure and corrosion-resistant Teflon digestion tubes and left to pre-digest at room temperature for 24 h to facilitate the breakdown of organic matter and the solubilization of metal species [33]. Following the pre-digestion step, the samples were subjected to microwave-assisted digestion using a Milestone ETHOS UP system (Milestone Srl, Curno, Bergamo, Italy) under controlled conditions of temperature (up to 200 °C) and pressure (up to 20 bar), following the manufacturer's recommended program for environmental solid samples. These conditions ensured complete metal extraction from the sediment matrix. After digestion, the solutions were filtered through 0.47 mm filter paper to remove residual particulates and adjusted to a final volume of 25 mL with deionized water in volumetric flasks to standardize analytical conditions. The quantification of heavy metal concentrations was performed using flame atomic absorption spectroscopy (FAAS) with an iCE 3500 spectrometer (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA), following standard calibration protocols [34]. Metal concentrations were expressed in µg/g of sediment.

Organic matter percentage was determined by the loss on ignition (LOI) method [35]. Total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TON) were analyzed via the Flash 2000 organic elemental analyzer (Thermo Fisher Scientific, Milan, Lombardy, Italy), which utilizes high-purity gases such as oxygen (for the combustion chamber) and helium (as the carrier gas). The equipment was calibrated using 2–3 mg of the BBOT standard (6.51% N, 72.53% C, 6.09% H, and 7.44% S) [36]. The Olsen method was employed to determine phosphorus availability [37]. In addition, the concentrations of Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, and K<sup>+</sup> were determined using atomic absorption spectrophotometry with the same Thermo Scientific iCE 3500 AA [38]. These cations were extracted from sediment samples using ammonium acetate (CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>), following the standardized methodology described by Azcarate et al. (2017) [39].

## 2.4. Data Analysis

### 2.4.1. Identification of Sources of Sedimentary Organic Matter

The carbon-to-nitrogen (C/N) ratio is widely used as an indicator to differentiate the origin of organic matter (OM) in lacustrine sediments [40]. Generally, fresh algae have a C/N ratio between 3 and 8, while terrestrial plants exhibit higher values, typically ranging from 14 to 23 or more [41]. Based on this classification, the C/N ratio was applied to estimate the contribution of autochthonous (endogenous) versus allochthonous (exogenous) OM in the sediments [42]. The calculations were based on the following relationships:

$$TOC = C_1 + C_w, \quad \text{with} \quad \frac{C_1}{N_1} = 18, \quad (1)$$

$$TON = N_1 + N_w, \quad \text{with} \quad \frac{C_w}{N_w} = 3, \quad (2)$$

where  $C_1$  represents exogenous organic carbon (%) and  $C_w$  endogenous organic carbon (%), while  $N_1$  and  $N_w$  correspond to exogenous and endogenous nitrogen content, respectively.

Total organic nitrogen (TON) was assumed to be approximately 95% of total nitrogen, based on empirical findings [43].

To determine the relative contributions of exogenous and endogenous organic matter in the sediments of Atillo, Magdalena, Yambo, and Colta lakes, the system of Equations (1) and (2) was solved, leading to the application of Equations (3) and (4):

$$C_1 = \frac{6TOC - 18TON}{5}, \quad (3)$$

$$C_w = \frac{18TON - TOC}{5}. \quad (4)$$

#### 2.4.2. Ecological Risk Assessment Methodology

To assess the environmental risk associated with heavy metal contamination in sediments, two indices were applied: the potential ecological risk index (PERI) and the pollution load index (PLI). These indices provide a comprehensive evaluation of sediment contamination, considering both the individual and combined effects of heavy metals in aquatic ecosystems.

The potential ecological risk index (PERI) was applied to assess the environmental risk associated with heavy metal contamination in sediments. Originally developed by Hakanson (1980) [44] for marine and riverine environments, this method evaluates contamination from a sedimentological perspective, integrating heavy metal concentrations, their toxicological effects, and their potential impact on aquatic ecosystems. The PERI framework is widely recognized as a diagnostic tool for assessing sediment contamination, given the increasing accumulation of heavy metals and their potential remobilization into the water column, where they may pose significant ecological risks [45].

While PERI was initially designed for marine and fluvial ecosystems, recent studies have validated its applicability to high-altitude lacustrine environments [46,47]. The PERI calculation follows a structured approach, as represented in Equation (5):

$$PERI = \sum_{i=1}^n E_i^r = \sum_{i=1}^n T_i^r \times C_i^f, \quad (5)$$

where  $C_i^f$  represents the contamination factor of metal  $i$ , obtained by dividing its measured concentration ( $C_i$ ) by its background concentration ( $C_i^n$ ). The ecological risk factor  $E_i^r$  is calculated by multiplying the contamination factor  $C_i^f$  by the toxic response factor  $T_i^r$  of each metal. The final PERI value is determined by summing the individual ecological risk factors  $E_i^r$  for all metals analyzed.

The toxic response factors for metals are as follows: Mn = 1, As = 10, Cd = 30, Cr = 2, Cu = 5, Ni = 5, Pb = 5, V = 2, Zn = 1 [4]. These values indicate the relative toxicity of each metal in aquatic ecosystems. The ecological risk level criteria for PERI are given as follows: <150 (low ecological risk),  $150 \leq PERI < 300$  (moderate),  $300 \leq PERI < 600$  (considerable),  $600 \leq PERI < 1200$  (danger),  $>1200$  (severe) [48].

The pollution load index (PLI) was also calculated to quantify the overall degree of heavy metal contamination in sediments. Unlike PERI, which focuses on ecological risk, PLI provides a comprehensive measure of cumulative metal pollution by assessing the relative enrichment of multiple contaminants in a given site [49]. The PLI is calculated using Equation (6):

$$PLI = (C_{F1} \times C_{F2} \times C_{F3} \times \dots \times C_{Fn})^{1/n}, \quad (6)$$

where  $C_F$  represents the contamination factor for each metal, calculated as follows:

$$C_F = \frac{C_i}{C_i^n} \quad (7)$$

A *PLI* value of 1 indicates that metals are at background levels, suggesting no pollution, while values greater than 1 indicate increasing pollution levels [50].

### 2.4.3. Classification and Regression Tree (CART) Algorithm

The classification and regression tree (CART) algorithm was applied to identify the most influential environmental variables affecting the study lakes. CART is a machine learning technique widely used for decision tree modeling, capable of handling both categorical and numerical data through recursive partitioning [51]. The algorithm systematically partitions the dataset by evaluating potential predictor variables based on impurity reduction criteria, such as Gini impurity for classification tasks and variance minimization for regression problems [52]. This process continues iteratively until an optimal final partitioning is achieved, minimizing selection error while ensuring meaningful differentiation between data groups.

In this study, CART regression was employed to analyze environmental factors influencing the lakes, considering their trophic states and levels of anthropogenic impact. The dataset was structured into two groups: protected lakes (Magdalena and Atillo, within the Sangay National Park) and unprotected lakes (Colta and Yambo, subject to significant human activities). A total of 39 variables were analyzed, including physicochemical parameters, sediment composition, nutrient concentrations, and heavy metal content (pH, electrical conductivity, total cation exchange capacity, organic matter, total nitrogen, total carbon, exogenous carbon, endogenous carbon, carbon-to-nitrogen ratio, phosphorus, phosphate, iron, manganese (Mn), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), zinc (Zn), contamination factors were calculated for Mn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn, while risk evaluations were conducted for Mn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn, pollution load index, potential ecological risk index, taxonomic order, suborder, grand order, and sediment age). These variables were derived from both in situ measurements and calculated indices to provide a comprehensive assessment of the factors driving ecological variability.

The CART model was trained independently for each group of lakes, with the sampling sites serving as target outputs. The algorithm identified the main environmental predictors that best distinguished between different lake conditions, facilitating the interpretation of complex ecological interactions. Figure 2 illustrates the CART tree structure, highlighting the sequential variable selection process and the decision thresholds at each node.

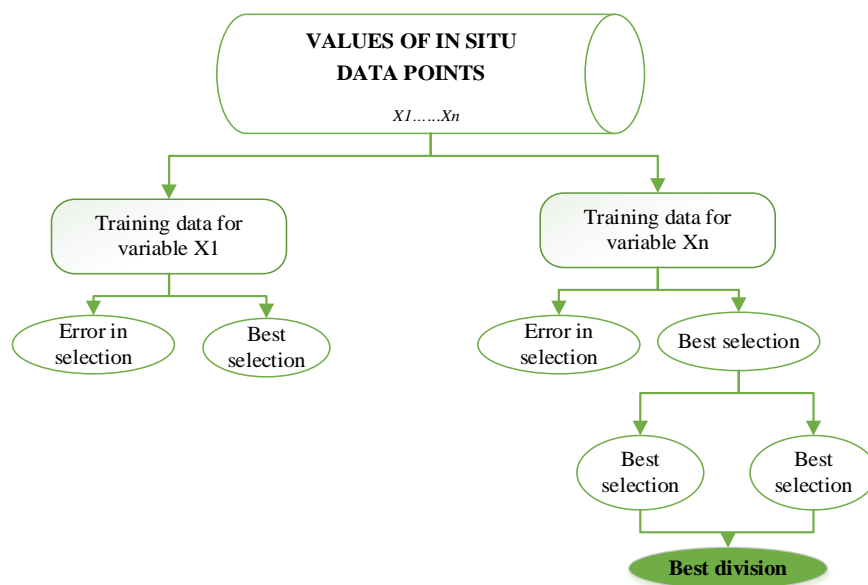


Figure 2. CART tree diagram: sequential decision process.

#### 2.4.4. Statistical Analysis

The data were processed using IBM SPSS V20 to calculate the central tendency measures of the sediment parameters and variables. The Shapiro–Wilk test was applied to assess the normality of the data distribution. ANOVA analysis was performed to determine significant differences in sediment characteristics among the studied lakes. Statistical significance was considered at  $p < 0.05$ . When ANOVA results were significant, a Tukey’s HSD post hoc test was applied to identify pairwise differences between lakes.

### 3. Results

#### 3.1. Physicochemical Characteristics of Sediments

The electrical conductivity (EC) values of the sediments showed statistically significant differences among the studied lakes ( $p < 0.05$ ). While Colta, Magdalena, and Atillo lakes exhibited relatively similar EC values of  $277.23 \pm 2$ ,  $237.65 \pm 45.1$ , and  $343.31 \pm 44.3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , respectively, Yambo presented a higher EC of  $693.67 \pm 82 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , indicating a distinct geochemical profile likely influenced by its eutrophic condition.

The pH values of the lakes exhibited significant variability. Yambo, characterized by eutrophic conditions, had the highest mean pH (8.9), followed by Magdalena (7.6), Colta (7.2), and Atillo (7.0).

The predominant sediment texture across three of the four studied lakes is loamy sand, followed by clay loam. However, Atillo exhibits distinct textural characteristics despite its proximity to Magdalena. The sediment in Atillo contains a higher sand fraction, exceeding 78.7%, distinguishing it from the other lakes. This composition classifies Atillo’s sediment within the sandy loam to loamy sand texture range [19].

#### 3.2. Identification of Sedimentary Organic Carbon Content and Its Sources

The statistical analysis of 96 sediment samples revealed significant differences in nutrient parameters among the studied lakes with different trophic states (Table 2).

**Table 2.** Nutritional characteristics of sediments in the studied lakes.

Parameter	Colta (n = 26)	Yambo (n = 25)	Magdalena (n = 24)	Atillo (n = 21)	p-Value
SOC (mg/kg)	$1.9 \pm 0.1^b$	$4.0 \pm 0.3^a$	$3.7 \pm 0.5^a$	$3.8 \pm 0.6^a$	0.000
% OC	$2.1 \pm 0.1^{a,c}$	$1.8 \pm 0.2^a$	$2.8 \pm 0.3^{a,c}$	$3.2 \pm 0.5^c$	0.009
% N	$0.3 \pm 0.03^a$	$0.5 \pm 0.05^b$	$0.3 \pm 0.04^a$	$0.5 \pm 0.1^b$	0.005
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/kg)	$94.9 \pm 2.1^a$	$678.5 \pm 162.7^b$	$126.5 \pm 11.6^a$	$122.2 \pm 9.5^a$	0.000
% OM	$3.3 \pm 0.2^a$	$6.9 \pm 0.6^b$	$6.4 \pm 0.8^b$	$6.5 \pm 0.9^b$	0.000
CEC (Cmol/kg)	$18.9 \pm 0.6^b$	$26.7 \pm 3.6^c$	$1.2 \pm 0.03^a$	$1.4 \pm 0.06^a$	0.000

Different letters indicate significant differences between lakes ( $p < 0.05$ ). Values sharing the same letter do not differ significantly. n = number of sediment samples analyzed per lake.

The lake with the highest percentage of organic carbon (OC) corresponds to Atillo ( $3.2 \pm 0.5\%$ ), which differed significantly from Yambo ( $1.8 \pm 0.2\%$ ,  $p < 0.05$ ). Meanwhile, Magdalena ( $2.8 \pm 0.3\%$ ) and Colta ( $2.1 \pm 0.1\%$ ) did not differ significantly from either Atillo or Yambo ( $p > 0.05$ ). These results indicate that organic carbon content is not a direct determinant of the eutrophication level, as Yambo, classified as hypertrophic, exhibits lower OC concentrations than the oligotrophic lakes Atillo and Magdalena. Meanwhile, Colta, which is classified as mesotrophic, presents intermediate OC values.

The C/N ratios show notable differences between the oligotrophic and eutrophic lakes. Magdalena exhibits the highest ratio (9.3), followed by Colta (7.0). In contrast, Atillo and Yambo present lower values of 6.4 and 3.6, respectively. However, these differences were not statistically significant ( $p > 0.05$ ). These results indicate that eutrophic lakes, particularly Yambo, have lower C/N ratios, which may be attributed to increased microbial activity

and organic matter decomposition, leading to greater assimilation of nitrogen relative to carbon [18].

Phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) concentrations exhibit significant differences among the studied lakes. Yambo shows the highest concentration, with an average of  $678.5 \pm 162.7$  mg/kg, which was significantly higher than in Colta, Magdalena, and Atillo ( $p < 0.05$ ), while the other lakes maintain significantly lower and more stable values, ranging from  $94.9 \pm 2.1$  mg/kg to  $126.5 \pm 11.6$  mg/kg (no significant differences among them,  $p > 0.05$ ).

The cation exchange capacity (CEC), analyzed from the exchangeable ions  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ , and  $\text{K}^+$ , presents the highest value in Yambo ( $26.7 \pm 3.6$  Cmol/kg), which differed significantly from all the other lakes ( $p < 0.05$ ), followed by Colta ( $18.9 \pm 0.6$  Cmol/kg), and significantly lower values in the oligotrophic lakes Atillo and Magdalena (1.2–1.4 Cmol/kg), which did not differ significantly from each other ( $p > 0.05$ ). Higher CEC values in eutrophic lakes are associated with increased organic matter content and nutrient availability [53].

Figure 3 illustrates the distribution of exogenous and endogenous carbon contributions to the lacustrine sediments of the studied lakes.

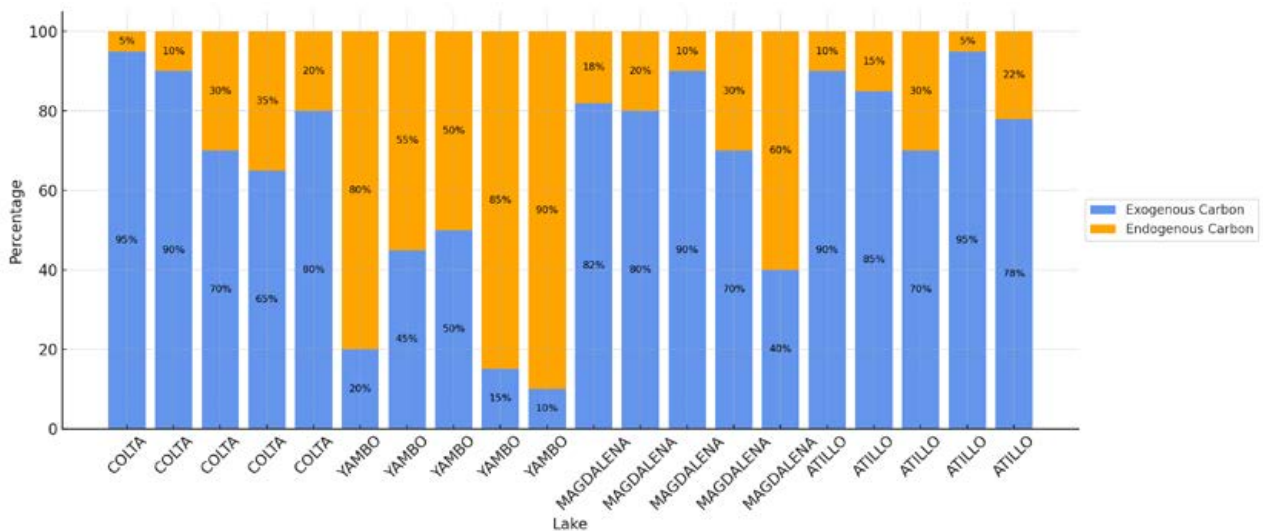


Figure 3. Sources of sedimentary organic matter in the studied lakes.

The results indicate that the predominant source of organic carbon is exogenous, which aligns with the erosive processes occurring in the middle and upper terraces of the micro-basin. This pattern is particularly evident in Magdalena, Colta, and Atillo, where exogenous carbon represents the major fraction, with mean values ranging between 70% and 89%.

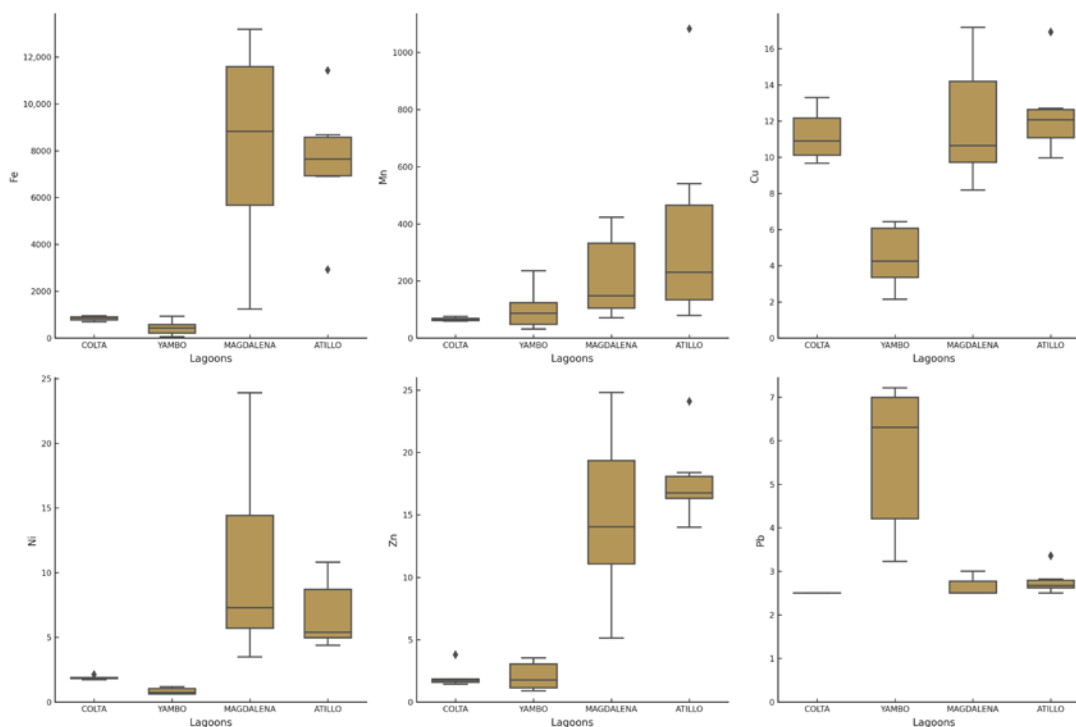
In contrast, Yambo presents a distinct pattern, showing a significantly higher proportion of endogenous carbon, with values reaching up to 85%. The high variability in endogenous carbon contribution in Yambo (ranging from 15% to 85%) suggests that biological processes, including primary productivity and organic matter decomposition, play a more influential role in its sediment composition compared to the other lakes [18].

The sedimentation of exogenous carbon is closely related to the geomorphological characteristics of the region. Magdalena and Atillo, both of periglacial origin, are characterized by rugged terrains with slopes between 35% and 75% [17], which facilitate the transport of allochthonous material into the lakes. Colta, a colluvial-origin lake, has a hilly terrain with slopes ranging from 20% to 35% [16], supporting moderate but consistent exogenous carbon deposition. Meanwhile, Yambo, with a combination of steep (50–75%) and moderately steep (7–12%) slopes [15], shows a mixed contribution of both exogenous and endogenous sources, reflecting its hypertrophic state and active biological carbon cycling.

These findings are consistent with previous studies on Andean lakes, where steep slopes and erosive forces contribute to high exogenous sedimentation rates, while productive lakes with significant biological activity tend to have a greater proportion of endogenous organic carbon [54,55].

### 3.3. Sediments Heavy Metals

Figure 4 presents a boxplot summarizing the distribution of heavy metal concentrations including Fe, Mn, Cu, Ni, Zn, and Pb in Andean lagoons of central Ecuador: Colta, Yambo, Magdalena, and Atillo.



**Figure 4.** Boxplot of heavy metal concentrations (iron (Fe), manganese (Mn), copper (Cu), nickel (Ni), zinc (Zn), and lead (Pb)) in sediments of Andean lakes in central Ecuador, expressed in  $\mu\text{g/g}$ . Individual sample values, including statistical outliers, are shown as scattered points (jittered) over each boxplot.

The iron (Fe) concentrations in the analyzed sediments of the lakes ranged from 48.3 to 13,184.9  $\mu\text{g/g}$ , with an overall median of 1095.5  $\mu\text{g/g}$ . The highest averages were observed in the oligotrophic lakes: Atillo ( $7532.0 \pm 1138 \mu\text{g/g}$ ) and Magdalena ( $8197.7 \pm 1848 \mu\text{g/g}$ ), both showing high data dispersion. In contrast, the eutrophic Yambo ( $433.3 \pm 131 \mu\text{g/g}$ ) and Colta ( $843.0 \pm 40 \mu\text{g/g}$ ) presented more homogeneous values. The concentrations in Magdalena were up to 19 times higher than those of Colta, highlighting significant differences associated with the trophic state of the lake systems.

Manganese (Mn) concentrations ranged from 31  $\mu\text{g/g}$  to 1082  $\mu\text{g/g}$ , with a median of 103.85  $\mu\text{g/g}$ . The highest average concentrations were identified in Atillo ( $377.8 \pm 156 \mu\text{g/g}$ ) and Magdalena ( $212.4 \pm 62 \mu\text{g/g}$ ), while in Colta ( $65.9 \pm 3 \mu\text{g/g}$ ) and Yambo ( $102 \pm 31 \mu\text{g/g}$ ), the concentrations were lower. Notably, some areas in Atillo showed high values, reaching the maximum concentration observed.

The copper (Cu) concentrations had a mean of  $10.0 \pm 0.8 \mu\text{g/g}$ . In eutrophic lakes, values reached up to 13.3  $\mu\text{g/g}$ , while in oligotrophic lakes, they were as high as 17.2  $\mu\text{g/g}$ . The highest concentrations were recorded in Magdalena ( $11.9 \pm 1.4 \mu\text{g/g}$ ) and Atillo

( $12.4 \pm 1.0 \mu\text{g/g}$ ), whereas Yambo ( $4.05 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$ ) and Colta ( $11.2 \pm 0.6 \mu\text{g/g}$ ) showed lower values.

Nickel (Ni) concentrations in the studied lakes had a median of  $2.81 \mu\text{g/g}$ , with values ranging from 0.62 to  $24.0 \mu\text{g/g}$ . The median values per lake were as follows: Colta ( $1.88 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ ), Yambo ( $0.84 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ ), Magdalena ( $10.66 \pm 3.0 \mu\text{g/g}$ ), and Atillo ( $6.77 \pm 1.0 \mu\text{g/g}$ ). Variability was lower in oligotrophic lakes.

The median lead (Pb) concentration was  $2.63 \mu\text{g/g}$ , with extreme values observed in Yambo, where concentrations reached  $7.21 \mu\text{g/g}$ . The Colta Lake presented concentrations below  $2.5 \mu\text{g/g}$ . In Yambo and Atillo, Pb values were more consistent, with mean concentrations of  $5.6 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$  and  $2.8 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ , respectively. In Magdalena, Pb concentrations remained low, with a mean value of  $2.93 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ . As shown in Figure 4, lead exhibited the highest number of outliers, mainly in Yambo and Atillo.

Zinc (Zn) concentrations in the lakes ranged from  $0.91 \mu\text{g/g}$  to  $24.8 \mu\text{g/g}$ . The mean values were  $2.02 \pm 0.8 \mu\text{g/g}$  in Colta,  $2.1 \pm 0.5 \mu\text{g/g}$  in Yambo,  $14.9 \pm 3 \mu\text{g/g}$  in Magdalena, and  $17.7 \pm 1.4 \mu\text{g/g}$  in Atillo. Higher Zn concentrations were observed in lakes with less anthropogenic influence.

The concentrations of chromium (Cr) and cadmium (Cd) in the studied lakes were below  $2.5 \mu\text{g/g}$  and  $1.25 \mu\text{g/g}$ , respectively, as detected by atomic absorption spectroscopy. Due to these low values, Cr and Cd were not included in Figure 4, as their concentrations remained below detectable limits in all the lakes analyzed. These results indicate that these metals are present at minimal levels in the sediments of the studied lakes.

To better interpret these results, the concentrations of the detected trace metals were compared against internationally accepted sediment quality benchmarks [1]. These include two commonly used thresholds: the effects range-low (ERL), below which adverse biological effects are rarely observed, and the effects range-median (ERM), above which such effects are more likely to occur. Concentrations that fall between these two thresholds suggest a possible, though not certain, ecological impact.

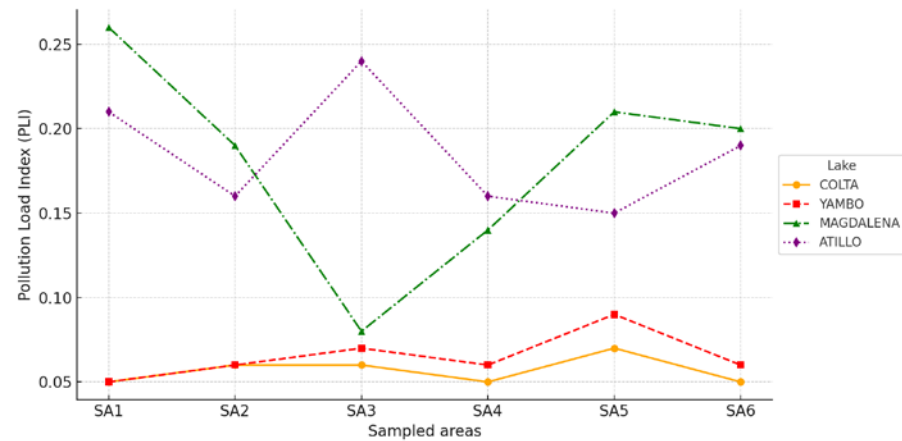
Copper, lead, zinc, and nickel concentrations in all lakes were below the sediment quality guideline thresholds. Specifically, copper concentrations were well below the ERL of  $34.0 \mu\text{g/g}$  and the ERM of  $270.0 \mu\text{g/g}$ . Lead levels did not exceed  $6 \mu\text{g/g}$  in any lake, remaining far below the ERL of  $46.7 \mu\text{g/g}$  and ERM of  $218.0 \mu\text{g/g}$ . Zinc, although higher in Atillo ( $17.7 \mu\text{g/g}$ ) and Magdalena ( $14.9 \mu\text{g/g}$ ), was still far below the ERL ( $150.0 \mu\text{g/g}$ ) and ERM ( $410.0 \mu\text{g/g}$ ). Nickel concentrations, even in Magdalena ( $10.7 \mu\text{g/g}$ ), did not approach the ERL ( $20.9 \mu\text{g/g}$ ) or ERM ( $51.6 \mu\text{g/g}$ ).

Chromium and cadmium concentrations were  $<2.5 \mu\text{g/g}$  and  $<1.25 \mu\text{g/g}$ , respectively, remaining well below the ERL values ( $81.0 \mu\text{g/g}$  for Cr and  $1.2 \mu\text{g/g}$  for Cd) and the ERM thresholds ( $370.0 \mu\text{g/g}$  for Cr and  $9.6 \mu\text{g/g}$  for Cd).

Although iron and manganese showed high concentrations in some lakes, they were not compared against ERL/ERM guidelines, as these are essential trace elements that naturally occur at elevated levels in sediments and are not prioritized in toxicity benchmarks for lacustrine systems.

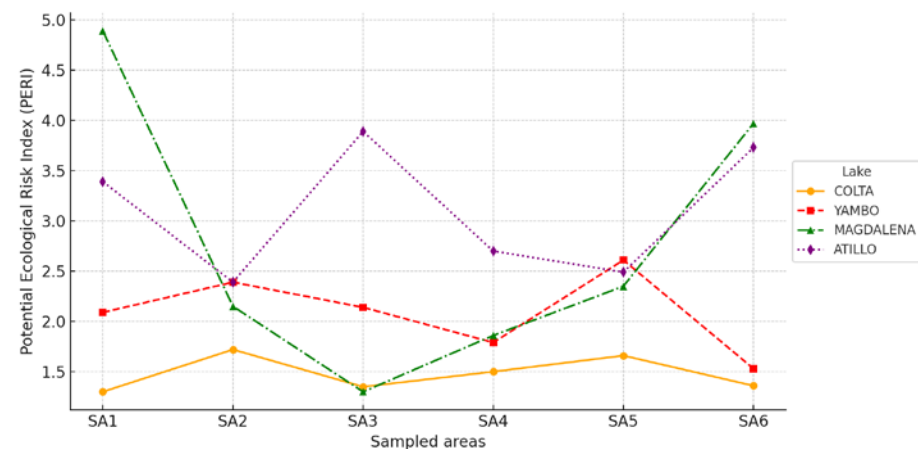
### 3.4. Ecological Risk Assessment Findings

The pollution load index (PLI) analysis (Figure 5) indicates clear differences among the studied lakes. Colta and Yambo exhibit low and stable contamination levels, ranging between 0.05 and 0.09, whereas Magdalena and Atillo show higher values in certain areas, reaching up to 0.26 in SA1 and 0.24 in SA3. In Colta and Yambo, PLI values remain relatively constant across all sampled areas, suggesting a uniform distribution of sediment contamination. In contrast, Magdalena and Atillo display greater variability, with peaks observed at SA1 and SA3, indicating localized sources of metal enrichment.



**Figure 5.** Pollution load index (PLI) across sampled areas in the studied lakes. Colored and styled lines differentiate each lake. SA1–SA6 correspond to the six sampled areas within each lake.

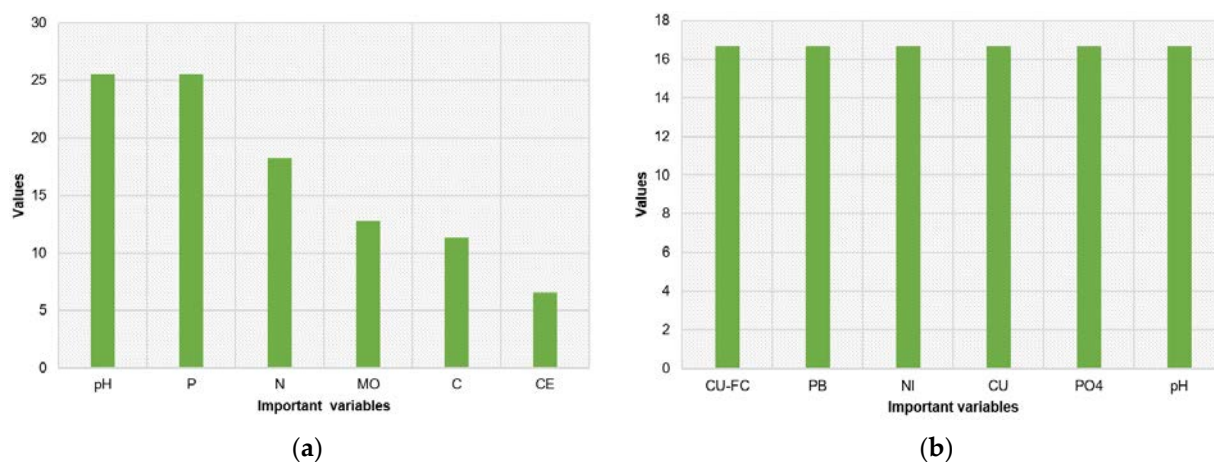
The potential ecological risk index (PERI) values in Figure 6 indicate that all the studied lakes fall within the low ecological risk category (<150). Colta Lagoon exhibits PERI values between 1.30 and 1.72, showing minimal variation across sampled areas. Yambo Lagoon presents slightly higher values, ranging from 1.53 to 2.61, with a relative increase at SA5. Magdalena Lagoon shows the highest internal variability, with values ranging from 1.30 to 4.89, although remaining well below the moderate risk threshold (150). Similarly, Atillo Lagoon exhibits values between 2.39 and 3.89, peaking at SA3 but still within the low-risk range.



**Figure 6.** Potential ecological risk index (PERI) across sampled areas in the studied lakes. Colored and styled lines differentiate each lake. SA1–SA6 correspond to the six sampled areas within each lake.

### 3.5. CART Predictor Model Findings

The analysis of predictor variables using the CART model, presented in Figure 7, highlights distinct factors influencing the classification of lakes within and outside protected areas.



**Figure 7.** Importance of predictor variables in the classification of lakes inside (a) and outside (b) protected areas based on the CART model. CE: electrical conductivity; PO<sub>4</sub>: phosphate; MO: organic matter; CU-FC: copper contamination factor; PB: lead; NI: nickel.

For lakes within protected areas (Figure 7a), the most influential variables were pH and phosphorus (P), followed by nitrogen (N), organic matter (OM), carbon (C), and electrical conductivity (EC). These variables exhibited the highest importance scores in the classification model.

For lakes outside protected areas (Figure 7b), the primary predictor variables included the contamination factor of copper (Cu-FC), lead (Pb), nickel (Ni), total copper (Cu), phosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), and pH, all of which showed comparable importance scores.

The CART model demonstrated strong predictive capability, with an R-squared value of 0.71 for lakes within protected areas, explaining 71% of the variability in classification data. Meanwhile, lakes outside protected areas exhibited a slightly lower R-squared value of 0.66, suggesting a moderately lower explanatory power. The differences in predictor variables between protected and unprotected lakes indicate distinct environmental influences affecting these ecosystems.

## 4. Discussion

### 4.1. Physicochemical Properties of Lake Sediments

The physicochemical characteristics of lake sediments play a crucial role in determining nutrient dynamics and overall water quality [56]. The comparison of electrical conductivity (EC) and pH levels among Colta, Magdalena, Atillo, and Yambo lakes reveals distinct environmental conditions. Yambo exhibits the highest EC, exceeding 500  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , suggesting an elevated presence of carbonates and bicarbonates, as demonstrated by the analysis of inorganic carbon in sediments [57]. These conditions support its hypertrophic state, promoting phytoplankton proliferation due to the efficient assimilation of CO<sub>2</sub> for primary production [58]. In contrast, the other lakes display lower EC values, indicating differences in sediment composition and geochemical processes.

The pH conditions influence nutrient accumulation and biological activity in the studied lakes [59]. However, the statement that Atillo and Magdalena exhibit high pH values (up to 7.6) contradicts their oligotrophic classification. Oligotrophic systems typically maintain neutral to slightly acidic pH values due to limited biological activity and organic matter decomposition [44]. Thus, further investigation is required to explain the buffering capacity of these lakes and its relation to their trophic status.

pH variability in lakes can be influenced by photosynthetic activity, buffering capacity, and external inputs. In eutrophic systems like Yambo, elevated primary production consumes CO<sub>2</sub>, leading to increased pH during daylight hours [60]. In contrast, oligotrophic

lakes tend to maintain more stable pH values due to lower biological activity and stronger geochemical buffering. Shifts in pH can also influence phytoplankton composition, as seen in alkaline systems where lower pH reduces cyanobacterial dominance. Moreover, seasonal changes in ecosystem metabolism contribute to natural pH fluctuations and can modulate broader acidification trends [1].

Sediment texture is another determining factor in lake dynamics. The predominant texture is loamy sand, but Atillo stands out with a sandy composition exceeding 78.7%, distinguishing it from the other lakes. This difference is likely due to the geomorphological characteristics of Atillo and Magdalena, where sediments originate from direct runoff from the surrounding hills [15,17]. Their edaphic origin influences sediment stability and nutrient retention, which impacts lake health and productivity [58]. Previous studies on Colta indicate that intensive dredging processes have significantly altered its sediment composition and water quality [15,26]. Escobar-Arrieta et al. (2021) reported that these interventions induce alkaline conditions, which may not align with its mesotrophic classification [26]. This highlights the necessity of long-term studies to assess the impact of sediment removal on lake trophic status and overall ecological health.

#### 4.2. Organic Carbon Content and Trophic Levels

Sediment analysis revealed that Atillo contains the highest organic carbon (OC) percentage ( $3.2 \pm 0.5\%$ ), while Colta, Yambo, and Magdalena exhibit lower values, ranging from  $1.8 \pm 0.2\%$  to  $2.8 \pm 0.3\%$ . Interestingly, eutrophic lakes like Colta and Yambo display lower OC percentages despite their high phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) concentrations, suggesting that OC is not a direct indicator of eutrophication. This pattern is consistent with findings by [61], which reported a weak correlation (0.21) between OC and P.

Significant contrasts in organic matter dynamics exist among the lakes. Magdalena and Atillo exhibit high organic matter accumulation ( $6.4 \pm 0.8\%$  and  $6.5 \pm 0.9\%$ , respectively), indicating their role as carbon sinks. These conditions suggest low decomposition rates, likely due to climatic constraints such as low temperatures and high humidity, which limit microbial activity [62]. In contrast, Yambo ( $6.9 \pm 0.6\%$ ) appears to be a net carbon emitter due to continuous organic matter decomposition, driven by higher temperatures and oxygen availability [62]. These results underscore the influence of local environmental factors in carbon cycling and highlight the need for further research into the specific mechanisms regulating organic matter decomposition in Andean lakes.

#### 4.3. Nitrogen and Phosphorus Dynamics

Nitrogen (N) and phosphorus (P) concentrations are closely linked to sediment origin and algal-driven nitrification processes [18]. In Yambo, elevated N and P levels result from wastewater discharges and agricultural runoff, which lead to nutrient accumulation in sediments, particularly during algal decay phases [58].

Eutrophic lakes such as Yambo and Colta exhibit anaerobic conditions, leading to the production and release of hydrogen sulfide ( $\text{H}_2\text{S}$ ) [16,18]. This process disrupts ecological balance, poses environmental risks, and reduces the sediment's self-purification capacity [63]. Given these conditions, studies on nitrogen dynamics should be conducted to evaluate the potential emission of greenhouse gases such as nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ), a known contributor to climate change.

Cation exchange capacity (CEC) values range from  $1.2 \pm 0.03$  to  $26.7 \pm 3.6$  Cmol/kg, with the highest values observed in eutrophic lakes. Increased CEC indicates greater nutrient retention and bioavailability from organic matter, promoting accelerated aquatic vegetation growth along lake edges [12]. The high retention capacity of these sediments

also contributes to heavy metal accumulation, explaining the heterogeneous distribution of contaminants in Yambo [64].

The high phosphate concentrations in eutrophic lakes, particularly in Yambo, indicate elevated P availability in soluble forms, likely due to enhanced mineralization [65]. Meanwhile, the relatively stable  $\text{PO}_4^{3-}$  levels in Colta may be influenced by sediment dredging, which affects phosphorus cycling. In contrast, lower and more uniform P concentrations in Magdalena and Atillo may result from lower temperatures that reduce microbial activity and phosphorus mineralization rates [66]. Similar patterns have been observed in other Andean lakes, such as Chungará, where physicochemical conditions limit phosphorus availability and primary productivity [67].

#### 4.4. Sedimentary Organic Matter Sources

The sedimentation patterns in the studied lakes are influenced by their geomorphology and basin characteristics [55]. Atillo and Magdalena exhibit a high rate of sedimentation from exogenous sources, consistent with the steep slopes and high-altitude runoff in their catchment areas, as previously documented in the Atillo micro-watershed of Sangay National Park [19]. In contrast, Yambo presents a higher proportion of endogenous organic matter, attributed to the decomposition of its aquatic vegetation and phytoplankton [18,68].

The predominance of exogenous carbon in Atillo, Magdalena, and Colta (70–89%) aligns with the erosion and transport processes occurring in their watersheds [16,17], whereas Yambo, with endogenous contributions reaching 85%, suggests active organic matter cycling and decomposition [69]. These differences influence the biogeochemical stability of each system, affecting nutrient retention and organic matter degradation rates.

The organic matter accumulation in eutrophic lakes like Yambo is strongly linked to anaerobic decomposition processes, which may enhance methane ( $\text{CH}_4$ ) emissions [70]. Studies indicate that aquatic vegetation and phytoplankton contribute significantly to methane production, potentially exceeding emissions from exogenous organic inputs [71]. However, additional research is needed to quantify the specific methane fluxes in these Andean lakes.

In contrast, Atillo and Magdalena may act as carbon sinks, as their high exogenous organic matter content and cold-water conditions limit decomposition rates. Previous studies in Andean lakes suggest that lower temperatures and specific physicochemical conditions can reduce microbial degradation of organic matter, favoring carbon sequestration [62]. This phenomenon could partially explain the differences in organic matter dynamics among the studied lakes.

Phytoplankton and macrophytes likely play an important role in organic carbon cycling in Yambo while in Colta, Atillo, and Magdalena, the organic matter deposition is primarily influenced by terrestrial inputs. Further studies on the microbial degradation of organic matter in these lakes would provide valuable insights into their role in carbon sequestration and greenhouse gas emissions.

#### 4.5. Heavy Metal Concentrations in Lake Sediments

The heavy metal concentrations in the studied Andean lakes of Ecuador provide a reference for understanding sediment contamination levels in high-altitude lacustrine systems. Comparing these results with metal concentrations from other lagoons in the Americas (Table 3) offers insights into the regional variability of heavy metal accumulation and potential ecological risks.

**Table 3.** Results of heavy metal concentrations in American lagoons.

Lagoons/Altitude	Location	Chromium (µg/g)	Cadmium (µg/g)	Iron (µg/g)	Manganese (µg/g)	Nickel (µg/g)	Zinc (µg/g)	Copper (µg/g)	Lead (µg/g)	Reference
Chungará—4520 m a.s.l.	Chile	44.19 ± 4.57	0.13 ± 2.09	NA	NA	NA	40.61 ± 2.39	21.51 ± 2.19	4.10 ± 0.53	[72]
Laja—2362 m a.s.l.	Chile	43.0 ± 3.64	0.12 ± 7.36	NA	NA	NA	36.3 ± 1.06	46.0 ± 3.19	11.1 ± 0.83	[72]
Titicaca—3812 m a.s.l.	Perú	NA	0.04215	NA	NA	NA	8.20 ± NA	6.95 ± NA	0.04 ± NA	[73]
Traful Lake—975 m a.s.l.	Argentina	19.5 ± NA	NA	46.7 ± NA	918	33.6	101.6 ± NA	NA	NA	[74]
Bahía López Lagoon—2075 m a.s.l.	Argentina	57.1 ± NA	NA	45.2 ± NA	931 ± NA	40.2 ± NA	90.7 ± NA	NA	NA	[74]
Bariloche Lagoon—764 m a.s.l.	Argentina	53.83 ± NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	[74]
Bahía Llao-Llao Lagoon—1050 m a.s.l.	Argentina	NA	NA	45.2	931 ± NA	42.4 ± NA	155.8 ± NA	NA	NA	[74]
Punto Panorámico Lagoon—945 m a.s.l.	Argentina	51.6 ± NA	NA	NA	2760 ± NA	27.9 ± NA	172.5 ± NA	NA	NA	[74]
Escondido Lagoon—770 m a.s.l.	Argentina	37.4	NA	NA	1992 ± NA	42.6 ± NA	91.3 ± NA	NA	NA	[74]
Morenito Lagoon—780 m a.s.l.	Argentina	NA	NA	NA	NA	NA	567 ± NA	NA	NA	[74]
Bustillos Lagoon—2000 m a.s.l.	Mexico	25 ± NA	1.51 ± NA	NA	300 ± NA	20 ± NA	90 ± NA	25 ± NA	90 ± NA	[75]
Unare Lagoon—600 m a.s.l.	Venezuela	51.69 ± NA	NA	NA	516.37 ± NA	52.41 ± NA	127.49 ± NA	41.13 ± NA	29 ± NA	[76]
Presa la Purisma—1902 m a.s.l.	Mexico	NA	NA	NA	NA	NA	67.6 ± NA	30.76 ± NA	22.76 ± NA	[38]
Colta Lake—3312 m a.s.l.	Ecuador	<2.5	<1.25	843 ± 40	66 ± 2	1.9 ± 0.1	2.0 ± 0.4	11.2 ± 0.6	<2.5	Actual study
Yambo Lake—2600 m a.s.l.	Ecuador	<2.5	<1.25	433 ± 131	102 ± 31	0.84 ± 0.1	2.1 ± 0.5	4.5 ± 0.7	5.6 ± 0.7	Actual study
Atillo Lake—3485 m a.s.l.	Ecuador	<2.5	<1.25	7532 ± 1138	378 ± 156	6.8 ± 1.1	15 ± 3	12.4 ± 0.9	2.8 ± 0.1	Actual study
Magdalena Lake—3485 m a.s.l.	Ecuador	<2.5	<1.25	8197 ± 1848	212 ± 62	10.7 ± 3.2	18 ± 1.4	11.9 ± 1.4	2.6 ± 0.1	Actual study

NA: Not available.

Iron (Fe) concentrations ranged from 433  $\mu\text{g/g}$  (Yambo) to 8197  $\mu\text{g/g}$  (Magdalena), with the highest values found in the oligotrophic Atillo and Magdalena lagoons. This pattern aligns with findings from Bahía López and Traful lagoons (Argentina), where Fe concentrations reach up to 46.7  $\mu\text{g/g}$  [74]. The volcanic substrate and mineralogical composition of the Andean region likely contribute to the enrichment of Fe in the sediments of these oligotrophic lagoons [66]. In contrast, Yambo and Colta, with eutrophic conditions, exhibited significantly lower Fe concentrations, suggesting potential Fe depletion due to redox-driven solubilization under anoxic conditions [77].

Manganese (Mn) concentrations in Atillo (378  $\mu\text{g/g}$ ) and Magdalena (212  $\mu\text{g/g}$ ) were notably higher than those in Colta (66  $\mu\text{g/g}$ ) and Yambo (102  $\mu\text{g/g}$ ). This is similar to Mn values reported in Unare Lagoon (516  $\mu\text{g/g}$ ) and lower than the extreme values recorded in Bustillos (2760  $\mu\text{g/g}$ ) and Escondido (1992  $\mu\text{g/g}$ ) [74–76]. The Mn variability in Andean lakes is likely influenced by redox conditions, as Mn oxides act as adsorption sites for metals like Zn and Ni, affecting their mobility [78]. In eutrophic environments like Yambo, Mn solubilization under anoxic conditions could enhance metal bioavailability, contributing to eutrophication dynamics.

Copper (Cu) concentrations ranged from 4.5  $\mu\text{g/g}$  (Yambo) to 12.4  $\mu\text{g/g}$  (Atillo), with values in Colta (11.2  $\mu\text{g/g}$ ) and Magdalena (11.9  $\mu\text{g/g}$ ) aligning with regional trends. These values are significantly lower than those reported in Unare Lagoon (127.5  $\mu\text{g/g}$ ) and Bahía Llao-Llao (155.8  $\mu\text{g/g}$ ) [74,76], suggesting that Cu contamination in Andean lakes is relatively minor. However, in eutrophic systems like Yambo, Cu bioavailability could increase due to its association with organic matter and anoxic conditions [79].

Zinc (Zn) concentrations were highest in Atillo (15  $\mu\text{g/g}$ ) and Magdalena (18  $\mu\text{g/g}$ ), while lower values were observed in Yambo (2.1  $\mu\text{g/g}$ ) and Colta (2.0  $\mu\text{g/g}$ ). These values are comparable to those reported in Chungará Lagoon (40.6  $\mu\text{g/g}$ ) but significantly lower than those in Punto Panorámico (172.5  $\mu\text{g/g}$ ) and Unare Lagoon (127.5  $\mu\text{g/g}$ ) [72,74,76]. Zn behavior is pH-dependent, with low bioavailability in alkaline conditions such as Yambo, where  $\text{Zn}^{2+}$  competes with  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  for adsorption sites [80].

Nickel (Ni) concentrations showed a depth-dependent trend, with higher values in Atillo (6.8  $\mu\text{g/g}$ ) and Magdalena (10.7  $\mu\text{g/g}$ ) compared to Yambo (0.84  $\mu\text{g/g}$ ) and Colta (1.9  $\mu\text{g/g}$ ). Similar trends have been reported in Traful Lagoon (33.6  $\mu\text{g/g}$ ) and Unare Lagoon (52.4  $\mu\text{g/g}$ ) [74,76], where Ni accumulation is influenced by organic matter content and alkaline conditions [81]. In Yambo, Ni may be present in carbonate forms, reducing its toxicity [80].

Lead (Pb) concentrations were highest in Yambo (5.6  $\mu\text{g/g}$ ), likely due to vehicular emissions from the nearby Panamerican Highway, as observed in Lagos and Ologe Lagoon (Nigeria) [82]. In contrast, Atillo (2.8  $\mu\text{g/g}$ ) and Magdalena (2.6  $\mu\text{g/g}$ ) had lower Pb values, potentially influenced by natural volcanic sources and historical extractive activities near Sangay National Park [83]. These values are lower than those reported in Unare Lagoon (29  $\mu\text{g/g}$ ) and Bustillos (90  $\mu\text{g/g}$ ) [75,76], indicating that Pb pollution is relatively low in Andean lakes.

Chromium (Cr) and Cadmium (Cd) concentrations were below detection limits (<2.5  $\mu\text{g/g}$  and <1.25  $\mu\text{g/g}$ , respectively) in all studied lagoons, which contrasts with higher Cr values recorded in Bahía López (57.1  $\mu\text{g/g}$ ) and Bariloche (53.8  $\mu\text{g/g}$ ) [74]. The absence of Cd and low Cr levels in the Andean lakes suggest minimal anthropogenic inputs of these metals, but further analyses using ICP-MS could help detect trace concentrations and assess potential long-term accumulation risks.

The results indicate that oligotrophic lakes (Atillo and Magdalena) exhibited the highest Fe, Mn, and Ni concentrations, aligning with trends observed in other high-altitude lakes with volcanic substrates and limited anthropogenic influence. Eutrophic lakes (Yambo and

Colta) had lower Fe and Mn but higher Pb concentrations, likely influenced by agriculture, vehicular emissions, and redox-driven solubilization of metals. Zn and Cu concentrations were relatively low compared to highly contaminated lakes in Venezuela and Argentina, but Cu dynamics in eutrophic environments require further investigation. Cd and Cr levels were below detection limits, highlighting the need for advanced analytical techniques to assess trace metal accumulation.

#### 4.6. Ecological Risk Assessment

The ecological risk assessment, based on the potential ecological risk index (PERI) and the pollution load index (PLI), reveals that the lakes in central Ecuador present low to very low levels of ecological risk. The PERI values remain below 150 across all lakes, indicating low ecological risk. Similarly, PLI values in all lakes are below 1, suggesting no overall pollution.

The primary source of heavy metal enrichment appears to be geogenic, derived from the geological composition and erosion of the riparian zones [84]. However, there are significant spatial variations in risk, demonstrating the heterogeneity in sediment behavior across different lakes [85].

The pollution load index (PLI) (Figure 5) supports these findings, as Colta and Yambo exhibit stable and low contamination levels (0.05–0.09), indicating a minimal anthropogenic impact. In contrast, Magdalena and Atillo show localized areas of increased contamination (up to 0.26 in SA1 and 0.24 in SA3), suggesting point sources of metal enrichment, likely influenced by natural mineral leaching and, to a lesser extent, human activities [49]. These differences highlight the necessity of spatially explicit monitoring, as contamination is not evenly distributed within lakes.

Regarding the PERI analysis, Yambo Lagoon stands out due to localized areas of increased ecological risk, which are likely linked to anthropogenic sources such as wastewater discharges and cross-contamination from motorboat operations [18], explaining the elevated Pb concentrations ( $5.6 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$ ), the highest among the studied lakes. This aligns with similar findings in lacustrine systems where Pb accumulation is associated with vehicular emissions and fuel residues [82].

In contrast, the highest contributions to PERI values (ranging from 1.30 to 4.89) were observed in Atillo and Magdalena, where Fe, Ni, Zn, and Mn concentrations were significantly higher. These metals originate primarily from geogenic sources, particularly volcanic weathering and erosion processes characteristic of high-altitude Andean environments [66]. This finding contradicts studies from European lakes, where high-altitude systems tend to have lower organic matter and heavy metal content [86], suggesting that Andean lakes experience distinct sedimentation and mineral deposition processes.

The role of redox conditions in regulating heavy metal mobility is evident when comparing oligotrophic and eutrophic lakes. In Atillo and Magdalena, oxidative conditions promote the retention of heavy metals via adsorption onto Mn-oxyhydroxides, reducing their bioavailability [78]. Conversely, in eutrophic lakes like Yambo and Colta, high phosphate concentrations ( $678.5 \pm 162.7 \text{ mg/kg}$  in Yambo) facilitate heavy metal solubilization, increasing their potential ecological impact [87]. However, in Yambo, despite its hypertrophic conditions,  $\text{CaCO}_3$  precipitation appears to reduce heavy metal bioavailability by forming insoluble hydroxides and carbonates that limit their ecological risk [45].

#### 4.7. CART Predictor Model

The results of the classification and regression tree (CART) model reveal that the conservation status of the studied lakes—Atillo and Magdalena (protected) vs. Yambo and Colta (unprotected)—strongly influences the dominant sedimentary processes. The

model identified pH and phosphorus (P) as the most significant predictors in protected lakes, accounting for more than 50% of the observed variability, whereas contamination factors of Cu, Ni, Pb, and  $\text{PO}_4^{3-}$  were more important in unprotected lakes.

The influence of altitude and climate conditions on sediment composition is evident in Atillo and Magdalena, both located at 3485 m a.s.l. with cold temperatures (5–6 °C) and high precipitation (~1000 mm/year). In these oligotrophic lakes, phosphorus is mainly associated with organic matter (OM), suggesting limited bioavailability due to cold temperatures that slow down microbial mineralization processes. This is supported by strong OM–OC correlations (96% in Magdalena and 67% in Atillo), indicating that organic matter is highly recalcitrant and undergoes minimal degradation, stabilizing phosphorus in sediment-bound forms [88]. Moreover, high Fe concentrations (7532–8197  $\mu\text{g/g}$ ) in these lakes limit phosphorus release, as Fe–P complexes remain stable under oxic conditions [89].

In contrast, the unprotected lakes Colta and Yambo, located at lower altitudes (3312 m and 2600 m, respectively) with warmer temperatures (12–15 °C and ~13 °C) and lower precipitation (~717 mm and ~500 mm), exhibit a different set of controlling factors. Here, six independent variables—Cu–FC, Pb, Ni, Cu,  $\text{PO}_4^{3-}$ , and pH—each contribute equally (16.5%) to ecosystem classification, suggesting more complex biogeochemical interactions. In these lakes, warmer conditions promote nutrient cycling, and anoxic conditions enhance phosphorus release from Fe-bound sediments [90].

The CART model confirms that Cu, Ni, and Pb accumulation in Colta and Yambo is primarily linked to anthropogenic sources rather than natural geochemical processes. Colta, a mesotrophic lake under restoration, shows a weak correlation between organic matter and organic carbon (35%), indicating that intense microbial decomposition and nutrient release from sediments contribute to system destabilization [77]. Yambo, a hypertrophic lake heavily influenced by agriculture, wastewater discharges, and tourism, exhibits the highest Pb concentrations ( $5.6 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$ ), likely due to emissions from boat traffic and nearby highways [82].

Additionally, in eutrophic systems, Cu and Ni accumulation is strongly associated with phosphate enrichment, likely originating from fertilizers, fungicides, and industrial inputs [83]. The high  $\text{PO}_4^{3-}$  concentrations in Yambo ( $678.5 \pm 162.7 \text{ mg/kg}$ ) facilitate heavy metal solubilization, increasing mobility and bioavailability [87]. However, the presence of  $\text{CaCO}_3$  in Yambo sediments may mitigate metal bioavailability by forming insoluble hydroxides and carbonates, reducing ecological risk [45].

This study focused on the surface sediments of four Andean lakes with different trophic conditions, analyzing nutrient levels and selected trace metals. However, several limitations should be considered. First, sediment–water interactions were not evaluated, which limits the understanding of potential nutrient fluxes and metal remobilization under changing physicochemical conditions. In addition, redox potential (Eh) was not measured in situ, which restricts the interpretation of iron and manganese solubility and mobility across different trophic states, particularly given their redox-sensitive nature. Incorporating redox profiles in future studies would help clarify the biogeochemical behavior of these elements.

Furthermore, the analysis was limited to a subset of metals. Potentially toxic elements such as arsenic (As), mercury (Hg), and others were not included in the scope of this study. Their inclusion in future assessments is recommended to provide a more comprehensive evaluation of sediment quality and ecological risk. Finally, seasonal variation was not addressed; thus, sampling during different hydrological periods could yield a broader understanding of temporal dynamics affecting contaminant distribution and sediment chemistry in high-altitude lakes.

## 5. Conclusions

This study provides a comprehensive assessment of the physicochemical characteristics, nutrient dynamics, heavy metal accumulation, and ecological risks in the sediments of four Andean lakes in central Ecuador. The findings reveal that the trophic state and conservation status of these lakes strongly influence sediment composition, organic matter dynamics, and metal accumulation patterns.

The physicochemical analysis shows that eutrophic lakes (Yambo and Colta) exhibit higher electrical conductivity, increased phosphate availability, and elevated cation exchange capacity, favoring nutrient retention and promoting primary productivity. In contrast, oligotrophic lakes (Atillo and Magdalena) display lower nutrient levels, higher organic carbon sequestration, and greater mineral enrichment, mainly due to their geological and climatic conditions. These differences highlight the impact of anthropogenic activities on sediment geochemistry, with unprotected lakes showing stronger signs of eutrophication and nutrient mobilization.

The study confirms that sedimentary organic matter in Atillo and Magdalena is predominantly exogenous, transported from the surrounding steep slopes, while Yambo presents a greater contribution of endogenous organic matter derived from phytoplankton and macrophyte decomposition. This suggests that high-altitude lakes function as carbon sinks, whereas eutrophic systems are active in organic matter cycling, potentially contributing to greenhouse gas emissions.

Heavy metal analysis reveals that Fe, Mn, Ni, and Zn concentrations are highest in the oligotrophic lakes due to natural mineral weathering, whereas Pb and Cu are more prevalent in Yambo and Colta, likely linked to anthropogenic sources such as vehicular emissions, agricultural runoff, and wastewater discharges. Compared to other American lakes, the studied Andean systems exhibit lower contamination levels, with Cr and Cd concentrations below detection limits, indicating minimal industrial pollution.

The ecological risk assessment using the potential ecological risk index (PERI) and pollution load index (PLI) confirms that all lakes present a low to very low ecological risk, with PLI values below 1, indicating no significant pollution. However, localized risk hotspots in Yambo and Magdalena, where Pb and Mn concentrations are elevated, highlight the need for targeted monitoring and management strategies.

The CART model successfully differentiates between protected and unprotected lakes, identifying pH and phosphorus as key variables in oligotrophic lakes, while Cu, Pb, Ni, and  $\text{PO}_4^{3-}$  drive ecosystem classification in eutrophic lakes. The model underscores the importance of land use and anthropogenic pressures in shaping sediment quality, particularly in lakes with intensive human activities.

These findings reinforce the need for adaptive conservation strategies to protect Andean lakes from the ongoing impacts of eutrophication and contamination. Future research should focus on long-term monitoring of sediment dynamics, phosphorus cycling, and metal bioavailability to inform mitigation measures and sustainable watershed management in high-altitude lacustrine ecosystems.

**Author Contributions:** Conceptualization, A.A.B.-D., C.S. and A.M.; methodology, C.S. and M.E.; software, M.E.; validation, C.S., A.M. and X.L.O.; formal analysis, C.S. and X.L.O.; investigation, A.A.B.-D., C.S. and A.M.; resources, A.M. and A.I.K.; data curation, C.S. and X.L.O.; writing—original draft preparation, C.S. and A.A.B.-D.; writing—review and editing, C.S., A.M. and A.I.K.; visualization, M.E.; supervision, A.M. and A.I.K.; project administration, A.M.; funding acquisition, A.I.K. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research received no external funding.

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Informed Consent Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** The datasets used and/or analyzed during the current study are available from the corresponding author upon reasonable request.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflicts of interest.

## References

- Xu, M.; Wang, R.; Sun, W.; Wang, D.; Wu, X. Source Identification and Ecological Risk of Potentially Harmful Trace Elements in Lacustrine Sediments from the Middle and Lower Reaches of Huaihe River. *Water* **2023**, *15*, 544. [CrossRef]
- Khatri, N.; Tyagi, S. Influences of Natural and Anthropogenic Factors on Surface and Groundwater Quality in Rural and Urban Areas. *Front. Life Sci.* **2015**, *8*, 23–39. [CrossRef]
- Kopittke, P.M.; Menzies, N.W.; Wang, P.; McKenna, B.A.; Lombi, E. Soil and the Intensification of Agriculture for Global Food Security. *Environ. Int.* **2019**, *132*, 105078. [CrossRef] [PubMed]
- Benjumea Hoyos, C.A.; Suárez-Segura, M.A.; Villabona-González, S.L. Variación Espacial y Temporal de Nutrientes y Total de Sólidos en Suspensión en la Cuenca de un Río de Alta Montaña Tropical. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exactas Fís. Nat.* **2018**, *42*, 353–363. [CrossRef]
- Camargo, J.A.; Alonso, A. Contaminación por Nitrógeno Inorgánico en los Ecosistemas Acuáticos: Problemas Medioambientales, Criterios de Calidad del Agua e Implicaciones del Cambio Climático. *Rev. Ecosist.* **2007**, *16*, 98–110.
- Campero, M.; Balseiro, E.; Fernández, C.E.; Modenutti, B.; Prado, P.E.; Rivera-Rondon, C.A.; Steinitz-Kannan, M. Andean Lakes: Endangered by Natural and Anthropogenic Threats. *Inland Waters* **2025**, *1*, 1–17. [CrossRef]
- Pizarro, S.; Custodio, M.; Solórzano-Acosta, R.; Contreras, D.; Verástegui-Martínez, P. Water Storage–Discharge Relationship with Water Quality Parameters of Carhuacocha and Vichecocha Lagoons in the Peruvian Puna Highlands. *Water* **2024**, *16*, 2505. [CrossRef]
- Aguilera, X.; Lazzaro, X.; Coronel, J.S. Tropical High-Altitude Andean Lakes Located Above the Tree Line Attenuate UV-A Radiation More Strongly than Typical Temperate Alpine Lakes. *Photochem. Photobiol. Sci.* **2013**, *12*, 1649–1657. [CrossRef]
- Pizarro, J.; Vergara, P.M.; Cerda, S.; Briones, D. Cooling and Eutrophication of Southern Chilean Lakes. *Sci. Total Environ.* **2016**, *541*, 683–691. [CrossRef]
- Chanamé-Zapata, F.; Custodio, M.; Poma-Chávez, C.; Cruz, A.H.-D. Nutrient Concentrations and Trophic State of Three Andean Lakes from Junín, Perú. *Ambiente Agua Interdiscip. Rev. Ambient. Agua* **2020**, *15*, e2525. [CrossRef]
- Ayala, R.; Acosta, F.; Mooij, W.M.; Rejas, D.; Van Damme, P. A Management of Laguna Alalay: A Case Study of Lake Restoration in Andean Valleys in Bolivia. *Aquat. Ecol.* **2007**, *41*, 621–630. [CrossRef]
- Glibert, P.M.; Hinkle, D.C.; Sturgis, B.; Jesien, R.V. Eutrophication of a Maryland/Virginia Coastal Lagoon: A Tipping Point, Ecosystem Changes, and Potential Causes. *Estuaries Coasts* **2014**, *37*, 128–146. [CrossRef]
- Mahecha-Pulido, J.D.; Trujillo-González, J.M.; Torres-Mora, M.A. Análisis de Estudios en Metales Pesados en Zonas Agrícolas de Colombia. *Orinoquia* **2017**, *21*, 83–93. [CrossRef]
- Zafra-Mejía, C.; Rondón-Quintana, H.; Gutiérrez-Malaxechebarria, Á. Heavy Metal Contribution by Runoff in a High-Altitude Megacity: A Method Based on the Road-Deposited Sediment Characterization. *Dyna* **2018**, *85*, 85–94. [CrossRef]
- Ayala Izurieta, J.E.; Beltrán Dávalos, A.A.; Jara Santillán, C.A.; Godoy Ponce, S.C.; Van Wittenberghe, S.; Verrelst, J.; Delegido, J. Spatial and Temporal Analysis of Water Quality in High Andean Lakes with Sentinel-2 Satellite Automatic Water Products. *Sensors* **2023**, *23*, 8774. [CrossRef]
- Soria, D.; Soria, A. Evaluación de la Eutrofización y Variabilidad Vertical de las Concentraciones de Nutrientes en la Laguna de Colta. Bachelor's Thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador, 2020.
- Rivera, B.; Patarón, N. Influencia de la Estructura Térmica en los Parámetros Físicoquímicos y Químicos de la Laguna Magdalena-Atillo del Parque Nacional Sangay. Bachelor's Thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador, 2021.
- Orquera, E.; Cabrera, M. Caracterización del Estado Trófico de la Laguna de Yambo Mediante Análisis de Fósforo. *Infoanalítica* **2020**, *8*, 99–111. [CrossRef]
- Beltrán-Dávalos, A.A.; Ayala Izurieta, J.E.; Echeverría Guadalupe, M.M.; Van Wittenberghe, S.; Delegido, J.; Otero Pérez, X.L.; Merino, A. Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Syst.* **2022**, *6*, 92. [CrossRef]
- Erazo Fierro, G.A.; Aldás Núñez, R.J. Cordillera Real: Variación de Metamorfismo en el Trayecto Atillo-Normandía. *FIGEMPA Investig. Desarro.* **2020**, *9*, 10–17. [CrossRef]
- Zehetner, F.; Miller, W.P.; West, L.T. Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2003**, *67*, 1797–1809. [CrossRef]
- Aalto, J.; Niittynen, P.; Riihimäki, H.; Luoto, M. Cryogenic Land Surface Processes Shape Vegetation Biomass Patterns in Northern European Tundra. *Commun. Earth Environ.* **2021**, *2*, 222. [CrossRef]
- Buytaert, W.; Céleri, R.; De Bièvre, B.; Cisneros, F. Hidrología del Páramo Andino: Propiedades, Importancia y Vulnerabilidad. *Soil Water* **2003**, 1–26. Available online: <https://paramo.cc.ic.ac.uk/pubs/ES/Hidroparamo2.pdf> (accessed on 7 March 2025).

24. Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial Rural Panzaleo. Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial PDyOT. 2020. Available online: [https://www.gadpanzaleo.gob.ec/wp-content/uploads/2020/10/PDOT-PANZALEO-ACTUALIZACION-2019\\_2023.pdf](https://www.gadpanzaleo.gob.ec/wp-content/uploads/2020/10/PDOT-PANZALEO-ACTUALIZACION-2019_2023.pdf) (accessed on 10 January 2025).
25. Winckell, A.; Marocco, R.; Winter, T.; Huttel, C.; Pourrut, P.; Zebrowski, C.; Sourdat, M. *Los Paisajes Naturales del Ecuador: Las Condiciones Generales del Medio Natural*; Centro Ecu: Quito, Ecuador, 1997; Volume 1. Available online: [https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/doc34-07/010022380.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/doc34-07/010022380.pdf) (accessed on 30 January 2025).
26. Escobar-Arrieta, S.; Albuja, A.; Andueza-Leal, F.D. Calidad Físicoquímica del Agua de la Laguna Colta, Chimborazo, Ecuador. *FIGEMPA Investig. Desarro.* **2021**, *11*, 76–81. [[CrossRef](#)]
27. Mudroch, A.; MacKnight, S.D. *Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling*, 2nd ed.; Lewis Publisher: Boca Raton, FL, USA, 1994. Available online: <https://books.google.com.ec/books?id=b8opvqirlg8C&printsec=copyright&hl=es#v=onepage&q&f=false> (accessed on 30 January 2025).
28. Kurek, M.R.; Harir, M.; Shukle, J.T.; Schroth, A.W.; Schmitt-Kopplin, P.; Druschel, G.K. Chemical Fractionation of Organic Matter and Organic Phosphorus Extractions from Freshwater Lake Sediment. *Anal. Chim. Acta* **2020**, *1130*, 29–38. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
29. *NTE INEN-ISO 10381-1*; Soil Quality—Sampling—Part 1: Guidance on the Design of Sampling Programmes. Instituto Ecuatoriano de Normalización: Quito, Ecuador, 2014.
30. Rubio, R.; Ure, A.M. Approaches to Sampling and Sample Pretreatments for Metal Speciation in Soils and Sediments. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **1993**, *51*, 205–217. [[CrossRef](#)]
31. Lozano-Zarto, H.; Garay-Tinoco, J.; Ramírez, G.; Betancourt, J.; Marín, B.; Cadavid, B.; Franco-Herrera, A. *Manual de Técnicas Analíticas para la Determinación de Parámetros Físicoquímicos y Contaminantes Marinos: Aguas, Sedimentos y Organismos*; Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR): Santa Marta, Colombia, 2003. Available online: <https://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/7010manualTécnicasanalíticas.pdf> (accessed on 8 March 2025).
32. Gonzalez, M.; Souza, G.; Oliveira, R.; Forato, L.; Nóbrega, J.; Nogueira, A.R. Microwave-Assisted Digestion Procedures for Biological Samples with Diluted Nitric Acid: Identification of Reaction Products. *Talanta* **2009**, *79*, 396–401. [[CrossRef](#)]
33. Matusiewicz, H. Sample Preparation for Inorganic Trace Element Analysis. *Phys. Sci. Rev.* **2017**, *2*, 20178001. [[CrossRef](#)]
34. Pakutinskiene, I.; Kiuberis, J.; Bezdicka, P.; Senvaitiene, J.; Kareiva, A. Analytical Characterization of Baltic Amber by FTIR, XRD, and SEM. *Can. J. Anal. Sci. Spectrosc.* **2007**, *52*, 287–293.
35. Heiri, O.; Lotter, A.F.; Lemcke, G. Loss on Ignition as a Method for Estimating Organic and Carbonate Content in Sediments: Reproducibility and Comparability of Results. *J. Paleolimnol.* **2001**, *25*, 101–110. [[CrossRef](#)]
36. Cargua Catagña, F.E.; Rodríguez Llerena, M.V.; Damián Carrión, D.A.; Recalde Moreno, C.G.; Santillán Lima, G.P. Analytical Methods Comparison for Soil Organic Carbon Determination in Andean Forest of Sangay National Park-Ecuador. *Acta Agron.* **2017**, *66*, 408–413. [[CrossRef](#)]
37. Yujra Ticona, E.; Miranda Casas, R. Evaluation of the Bray-Kurtz and Olsen Methodology for the Determination of Available Phosphorus in Soils. *Apthapi* **2019**, *5*, 1407–1414.
38. García Flores, M.E.; Zanol, G.A. Evaluación de la Contaminación por Elementos Traza en Sedimentos de la Presa La Purísima (Guanajuato). *Jóvenes Cienc.* **2017**, *2*, 475–479.
39. Azcarate, M.P.; Baglioni, M.; Brambilla, C.; Brambilla, E.; Fernandez, R.; Kloster, N.S.; Savio, M. *Métodos de Análisis e Implementación de Calidad en el Laboratorio de Suelos*; Ediciones INTA: Anguil, Argentina, 2017.
40. Wang, Y.; Huang, Y.; Tian, J.; Li, C.; Yu, K.; Zhang, M.; Sun, T. A Sediment Record of Terrestrial Organic Matter Inputs to Dongting Lake and Its Environmental Significance from 1855 to 2019. *Ecol. Indic.* **2021**, *108*, 108090. [[CrossRef](#)]
41. Meyers, P.A. Organic Geochemical Proxies of Paleooceanographic, Paleolimnologic, and Paleoclimatic Processes. *Org. Geochem.* **1997**, *27*, 213–250. [[CrossRef](#)]
42. Xu, F.L.; Yang, C.; He, W.; He, Q.S.; Li, Y.L.; Kang, L.; Xing, B. Bias and Association of Sediment Organic Matter Source Apportionment Indicators: A Case Study in a Eutrophic Lake Chaohu, China. *Sci. Total Environ.* **2017**, *581–582*, 874–884. [[CrossRef](#)]
43. Wang, P.; Lu, S.; Wang, D.; Xu, M.; Gan, S.; Jin, X. Nitrogen, Phosphorous and Organic Matter Spatial Distribution Characteristics and Their Pollution Status Evaluation of Sediments Nutrients in Lakeside Zones of Taihu Lake. *China Environ. Sci.* **2012**, *32*, 703–709.
44. Hakanson, L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Res.* **1980**, *14*, 975–1001. [[CrossRef](#)]
45. Saravanan, P.; Krishnakumar, S.; Pradhap, D.; Silva, J.D.; Arumugam, K.; Magesh, N.S.; Srinivasalu, S. Elemental Concentration-Based Potential Ecological Risk (PER) Status of the Surface Sediments, Pulicat Lagoon, Southeast Coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* **2018**, *133*, 854–864. [[CrossRef](#)]
46. Custodio, M.; Fow, A.; Peñaloza, R.; Chanamé, F.; Cano, D. Evaluation of Surface Sediment Quality in Rivers with Fish Farming Potential (Peru) Using Indicators of Contamination, Accumulation and Ecological Risk of Heavy Metals and Arsenic. *J. Ecol. Eng.* **2021**, *22*, 32–45. [[CrossRef](#)]

47. Custodio, M.; Fow, A.; Chanamé, F.; Orellana-Mendoza, E.; Peñaloza, R.; Alvarado, J.C.; Cano, D.; Pizarro, S. Ecological Risk Due to Heavy Metal Contamination in Sediment and Water of Natural Wetlands with Tourist Influence in the Central Region of Peru. *Water* **2021**, *13*, 2256. [CrossRef]
48. Jafarabadi, A.R.; Riyahi Bakhtiyari, A.; Toosi, A.S.; Jadot, C. Spatial Distribution, Ecological and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Marine Surface Sediments and Coastal Seawaters of Fringing Coral Reefs of the Persian Gulf, Iran. *Chemosphere* **2017**, *185*, 1090–1111. [CrossRef]
49. Sidoruk, M. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Bottom Sediments: A Case Study of Eutrophic Bukwałd Lake Located in an Agricultural Catchment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2023**, *20*, 2387. [CrossRef] [PubMed]
50. Tomlinson, D.L.; Wilson, J.G.; Harris, C.R.; Jeffrey, D.W. Problems in the Assessment of Heavy-Metal Levels in Estuaries and the Formation of a Pollution Index. *Helgoländer Meeresunters.* **1980**, *33*, 566–575. [CrossRef]
51. Breiman, L. Random Forests. *Mach. Learn.* **2001**, *45*, 5–32. [CrossRef]
52. Abedinia, A.; Seydi, V. Building Semi-Supervised Decision Trees with Semi-CART Algorithm. *Int. J. Mach. Learn. Cybern.* **2024**, *15*, 4493–4510. [CrossRef]
53. Anderson, N.J.; Bennion, H.; Lotter, A.F. Lake Eutrophication and Its Implications for Organic Carbon Sequestration in Europe. *Glob. Chang. Biol.* **2014**, *20*, 2741–2751. [CrossRef]
54. Chaia, E.; Ribeiro-Guevara, S.; Rizzo, A.; Arribére, M. Occurrence of Discaria trinervis Nodulating Frankia in Dated Sediments of Glacial Andean Lakes. *Symbiosis* **2005**, *39*, 65–75.
55. Cohen, A.; McGlue, M.M.; Ellis, G.S.; Zani, H.; Swarzenski, P.W.; Assine, M.L.; Silva, A. Lake Formation, Characteristics, and Evolution in Retroarc Deposystems: A Synthesis of the Modern Andean Orogen and Its Associated Basins. In *Geodynamics of a Cordilleran Orogenic System: The Central Andes of Argentina and Northern Chile*; DeCelles, P.G., Ducea, M.N., Carrapa, B., Kapp, P.A., Eds.; Geological Society of America: Boulder, CO, USA, 2015; pp. 1–28. [CrossRef]
56. Zhihao, W.; Xia, J.; Shuhang, W.; Li, Z.; Lixin, J.; Junyi, C.; Cheng, Y. Mobilization and Geochemistry of Nutrients in Sediment Evaluated by Diffusive Gradients in Thin Films: Significance for Lake Management. *J. Environ. Manag.* **2021**, *292*, 112770. [CrossRef]
57. Lawson, O.E.; Lawson, E.O. Physico-Chemical Parameters and Heavy Metal Contents of Water from the Mangrove Swamps of Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria. *Adv. Biol. Res.* **2011**, *5*, 8–21.
58. Junakova, N.; Junak, J.; Balintova, M. The Effect of Physicochemical Properties of Bottom Sediments on Nitrogen and Phosphorus Sorption. *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.* **2022**, *1252*, 012059. [CrossRef]
59. Liu, S.M.; Li, R.H.; Zhang, G.L.; Wang, D.R.; Du, J.Z.; Herbeck, L.S.; Ren, J.L. The Impact of Anthropogenic Activities on Nutrient Dynamics in the Tropical Wenchanghe and Wenjiaohe Estuary and Lagoon System in East Hainan, China. *Mar. Chem.* **2011**, *125*, 49–68. [CrossRef]
60. Chislock, M.F.; Doster, E.; Zitomer, R.A.; Wilson, A.E. Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nat. Educ. Knowl.* **2013**, *4*, 10. Available online: <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/eutrophication-causes-consequences-and-controls-in-aquatic-102364466/> (accessed on 25 March 2025).
61. Yu, K.; Zhang, Y.; He, X.; Zhao, Z.; Zhang, M.; Chen, Y.; Wang, Y. Characteristics and Environmental Significance of Organic Carbon in Sediments from Taihu Lake, China. *Ecol. Indic.* **2022**, *138*, 108796. [CrossRef]
62. Du, Y.; Chen, F.; Xiao, K.; Song, C.; He, H.; Zhang, Q.; Lu, Y. Water Residence Time and Temperature Drive the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Alpine Lakes in the Tibetan Plateau. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2021**, *35*, 11. [CrossRef]
63. Mariñelarena, A.; Gómez, S. Eutrofización en las Lagunas Pampeanas. *Biol. Acuát.* **2008**, *24*, 43–48.
64. Estrada-Herrera, I.R.; Hidalgo-Moreno, C.; Guzmán-Plazola, R.; Almaraz Suárez, J.J.; Navarro-Garza, H.; Etchevers-Barra, J.D. Soil Quality Indicators to Evaluate Soil Fertility. *Agrociencia* **2017**, *51*, 813–831.
65. Yuan, H.; Tai, Z.; Li, Q.; Zhang, F. Characterization and Source Identification of Organic Phosphorus in Sediments of a Hypereutrophic Lake. *Environ. Pollut.* **2020**, *257*, 113500. [CrossRef]
66. Baigún, C.; Mugni, H.; Bonetto, C. Nutrient Concentrations and Trophic State of Small Patagonian Andean Lakes. *J. Freshw. Ecol.* **2006**, *21*, 449–456. [CrossRef]
67. Dorador, C.; Pardo, R.; Vila, I. Variaciones Temporales de Parámetros Físicos, Químicos y Biológicos de un Lago de Altura: El Caso del Lago Chungará. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **2003**, *76*, 15–22. [CrossRef]
68. Hernández-Sierra, Y.V.; Pedroza-Ramos, A.X.; Aranguren-Riaño, N.J. Estructura del Fitoplancton Según la Condición Metabólica de Lagos Andinos Ubicados en Diferente Rango Altitudinal. *Intropica* **2021**, *16*, 153–167. [CrossRef]
69. Stets, E.G.; Striegl, R.G.; Aiken, G.R.; Rosenberry, D.O.; Winter, T.C. Hydrologic Support of Carbon Dioxide Flux Revealed by Whole-Lake Carbon Budgets. *J. Geophys. Res.* **2009**, *114*, G01008. [CrossRef]
70. DelSontro, T.; Beaulieu, J.J.; Downing, J.A. Greenhouse Gas Emissions from Lakes and Impoundments: Upscaling in the Face of Global Change. *Limnol. Oceanogr. Lett.* **2018**, *3*, 64–75. [CrossRef]
71. Zhang, D.; Li, M.; Yang, Y.; Yu, H.; Xiao, F.; Mao, C.; Yan, Q. Nitrite and Nitrate Reduction Drive Sediment Microbial Nitrogen Cycling in a Eutrophic Lake. *Water Res.* **2022**, *220*, 118637. [CrossRef] [PubMed]

72. Urrutia, R.; Yevenes, M.; Barra, R. Determinación de los Niveles Basales de Metales Traza en Sedimentos de Tres Lagos Andinos de Chile: Lagos Chungará, Laja y Castor. *Bol. Soc. Chil. Quím.* **2002**, *47*, 457–467. [[CrossRef](#)]
73. Moreno Terrazas, E.; Argota Pérez, G.; Alfaro Tapia, R.; Aparicio Saavedra, M.; Atencio Limachi, S.; Goyzueta Camacho, G. Cuantificación de Metales en Sedimentos Superficiales de la Bahía Interior, Lago Titicaca-Perú. *Rev. Investig. Altoandinas* **2018**, *20*, 9–18. [[CrossRef](#)]
74. Rizzo, A.; Daga, R.; Arcagni, M.; Pérez Catán, S.; Bubach, D.; Sánchez, R.; Ribeiro Guevara, S.; Arribére, M.A. Heavy Metal Concentrations in Different Compartments of Andean Lakes of Northern Patagonia. *Ecol. Austral* **2010**, *20*, 155–167.
75. Arias, H.R.; Leyva, P.F.M.; Palacios, L.C.; Rivero, J.M.O.; De la Mora Orozco, C. Metales Pesados en Sedimentos de la Laguna de Bustillos, Chihuahua, México y Comparación de Agua Regia y Peróxido de Hidrógeno como Métodos de Digestión. *Investig. Cienc.* **2018**, *74*, 39–47.
76. Márquez, A.; Senior, W.; Fermín, I.; Martínez, G.; Castañeda, J.; González, Á. Cuantificación de las Concentraciones de Metales Pesados en Tejidos de Peces y Crustáceos de la Laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cienc.* **2008**, *18*, 73–86.
77. Gierlowski-Kordesch, E. Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems. *PALAIOS* **2004**, *19*, 184–185. [[CrossRef](#)]
78. Yan, C.; Zeng, L.; Che, F.; Yang, F.; Wang, D.; Luo, Z.; Wang, X. High-Resolution Characterization of Arsenic Mobility and Its Correlation to Labile Iron and Manganese in Sediments of a Shallow Eutrophic Lake in China. *J. Soils Sediments* **2018**, *18*, 1929–1942. [[CrossRef](#)]
79. Avramidis, P.; Barouchas, P.; Dünwald, T.; Unkel, I.; Panagiotaras, D. The Influence of Olive Orchards Copper-Based Fungicide Use in Soils and Sediments—The Case of Aetoliko Lagoon, Western Greece. *Geosciences* **2019**, *9*, 267. [[CrossRef](#)]
80. Nys, C.; Janssen, C.R.; Van Sprang, P.; De Schamphelaere, K.A.C. The Effect of pH on Chronic Aquatic Nickel Toxicity Is Dependent on the pH Itself: Extending the Chronic Nickel Bioavailability Models. *Environ. Toxicol. Chem.* **2015**, *35*, 1097–1106. [[CrossRef](#)]
81. Kostka, A.; Leśniak, A. Spatial and Geochemical Aspects of Heavy Metal Distribution in Lacustrine Sediments, Using the Example of Lake Wigry (Poland). *Chemosphere* **2020**, *240*, 124879. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
82. Ndimele, P.O.; Jenyo-Oni, A.; Jibuike, C.O. The Levels of Lead (Pb) in Water, Sediment and a Commercially Important Fish Species (*Chrysichthys nigrodigitatus*) from Ologe Lagoon, Lagos, Nigeria. *J. Environ. Ext.* **2010**, *8*, 1–9. [[CrossRef](#)]
83. Yang, H.; Rose, N.L.; Battarbee, R.W. Distribution of Some Trace Metals in Lochnagar, a Scottish Mountain Lake Ecosystem and Its Catchment. *Sci. Total Environ.* **2002**, *285*, 197–208. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
84. Liu, W.X.; Li, X.D.; Shen, Z.G.; Wang, D.C.; Wai, O.W.H.; Li, Y.S. Multivariate Statistical Study of Heavy Metal Enrichment in Sediments of the Pearl River Estuary. *Environ. Pollut.* **2003**, *121*, 377–388. [[CrossRef](#)]
85. Peter, P.O.; Rashid, A.; Nkinahamira, F.; Wang, H.; Sun, Q.; Gad, M.; Hu, A. Integrated Assessment of Major and Trace Elements in Surface and Core Sediments from an Urban Lagoon, China: Potential Ecological Risks and Influencing Factors. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *170*, 112651. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
86. Nôges, T. Relationships Between Morphometry, Geographic Location and Water Quality Parameters of European Lakes. *Hydrobiologia* **2009**, *633*, 33–43. [[CrossRef](#)]
87. Shen, T.; Tang, Y.; Li, Y.J.; Liu, Y.; Hu, H. An Experimental Study About the Effects of Phosphorus Loading in River Sediment on the Transport of Lead and Cadmium at the Sediment-Water Interface. *Sci. Total Environ.* **2020**, *720*, 137535. [[CrossRef](#)]
88. Zhu, Y.; Wu, F.; He, Z.; Giesy, J.P.; Feng, W.; Mu, Y.; Tang, Z. Influence of Natural Organic Matter on the Bioavailability and Preservation of Organic Phosphorus in Lake Sediments. *Chem. Geol.* **2015**, *397*, 51–60. [[CrossRef](#)]
89. Wilson, T.A.; Amirbahman, A.; Norton, S.A.; Voytek, M.A. A Record of Phosphorus Dynamics in Oligotrophic Lake Sediment. *J. Paleolimnol.* **2010**, *44*, 279–294. [[CrossRef](#)]
90. Kiani, M.; Tammeorg, P.; Niemistö, J.; Simojoki, A.; Tammeorg, O. Internal Phosphorus Loading in a Small Shallow Lake: Response After Sediment Removal. *Sci. Total Environ.* **2020**, *725*, 138279. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

**Disclaimer/Publisher's Note:** The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

## 5. DISCUSIÓN GENERAL

Los Andes en Sudamérica se están caracterizan por estar conformados por la cordillera occidental y la oriental, las cuales recorren cerca de 7500 km de longitud, con ecosistemas que se extienden desde 11°N hasta 56°S (Arroyo & Cavieres, 2013). Los países que comparten su gran diversidad biológica y edáfica son: Argentina, Bolivia, Chile, Perú, Colombia, Venezuela y Ecuador (Coûteaux et al., 2002; Meena et al., 2017). Estos ecosistemas generalmente son frágiles y debido a sus pendientes pronunciadas, presentan alta susceptibilidad a procesos de escorrentías y erosión. En la regionalización de la FAO-UNESCO se establecieron seis subregiones: Andes del Norte, Cordilleras orientales, Cordillera Occidental, Altiplano Andino, Andes Centro Orientales y Andes del Sur.

El estudio doctoral se concentró en analizar los ecosistemas de Atillo, Ozogoche y Yasepan, ubicados en la cordillera oriental, caracterizada por estructuras sedimentarias plegadas (Lal, 2003) y con aportes de rocas volcánicas provenientes del complejo volcánico Sangay, cercanos en su geografía local (Erazo Fierro & Aldás Núñez, 2020). En estos ecosistemas predominan los Andosoles e Histosoles (Espinosa et al., 2022), con alto contenido de materia orgánica y ausencia de carbonatos secundarios. Sus características, combinadas con los relieves montañosos y valles de origen periglacial, proporcionan condiciones microclimáticas singulares y una vegetación altamente biodiversa (García Rengifo & Endara González, 2020; Lal, 2003). En cuanto al clima, la temperatura media anual varía de 10.1 a 15 °C y la precipitación anual oscila entre 200 y 1200 mm.

El *páramo*, que abarca el oeste de Venezuela, Colombia, Ecuador y el norte de Perú, se compone principalmente de valles formados por glaciares y llanuras con lagos, turberas y pastizales húmedos asociados con matorrales y bosques de baja estatura (Bourgeau-Chavez et al., 2021). La región interandina en el Ecuador presenta una mayor incidencia de presión antrópica, con alta fragmentación de sus ecosistemas los cuales son usados principalmente para la agricultura de productos agrícolas de ciclo corto y tubérculos de ciclo largo (Riquetti et al., 2022). Estos sistemas productivos han avanzado progresivamente desde el centro hacia el norte del Ecuador, donde se encuentran diversas lagunas: algunas en buen estado de conservación, como Atillo y Ozogoche; otras en procesos avanzados de eutrofización, como Yambo y Yahuarcocha; y algunas en condiciones mesotróficas, como Colta y San Pablo.

Estos ecosistemas andinos continúan siendo escasamente investigados, lo que conduce al desarrollo de políticas públicas basadas en datos limitados o empíricos, y no en realidades socioambientales integrales de las comunidades y territorios en los cuales se desarrollan los pajonales y bofedales. Sus zonas ribereñas son fundamentales para la conservación de la calidad del recurso hídrico y para la mitigación de riesgos ecológicos derivados de movimientos en masa. Asimismo, cumplen un rol esencial en el almacenamiento y regulación del agua, garantizando que las poblaciones situadas por debajo de los 3000 m s.n.m. puedan cubrir una de sus necesidades básicas para el desarrollo socioeconómico.

El estudio integral de los ecosistemas andinos permite identificar su capacidad diferenciada para la captura y almacenamiento de Carbono, a partir del análisis de las zonas ribereñas, zonas de ecotono, sistemas terrestres en unidades de manejo de áreas naturales protegidas y frágiles, así como de lagunas con diferentes estados tróficos. La información cuantitativa sintetizada en la **Figura 5-1** permite resaltar su importancia como sumideros estratégicos de Carbono. Esta mirada integradora no solo entrega evidencia científica sobre la distribución y magnitud de los reservorios de Carbono en la subcuenca del río Cebadas, en el centro del Ecuador, sino que

también orienta la toma de decisiones en políticas de conservación y restauración, basadas en la priorización de los ecohábitats con mayor potencial de secuestro de Carbono.

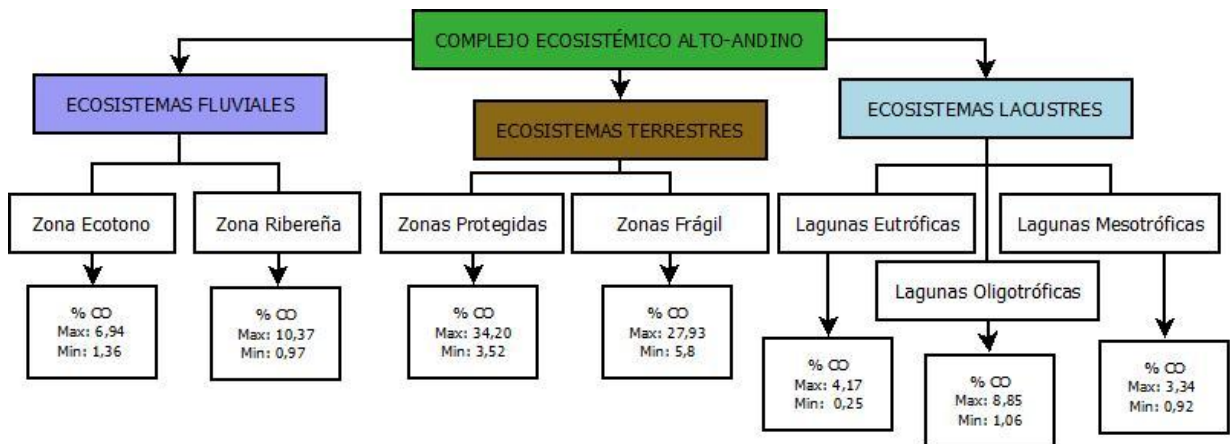


Figura 5-1 Diagrama de Almacenamiento de Carbono orgánico en ecosistemas del complejo ecosistémico Altoandino de la subcuenca del río Cebadas

### 5.1. VALORACIÓN DEL ECOSISTEMA FLUVIAL COMO SUMIDERO O EMISOR DE CO<sub>2</sub>

Los ecosistemas fluviales (Figura 5-2) estudiados presentan morfologías meándricas asociadas a su contexto periglacial, lo que los convierte en un recurso estratégico para la fertilidad edáfica y la mitigación del cambio climático. Estos sistemas, al estar asociados a planicies de inundación, favorecen la deposición de sedimentos finos ricos en materia orgánica y nutrientes esenciales (Nitrógeno, Fósforo, Potasio), incrementando de manera significativa la fertilidad de los suelos aluviales (Junk et al., 2011). Su dinámica meándrica, al reducir la velocidad del flujo hídrico, facilita la sedimentación y acumulación de Carbono orgánico, tanto en el cauce como en las zonas ribereñas, donde las condiciones hidromórficas y anaeróbicas permiten la estabilización y preservación del Carbono edáfico asociado (Ledo et al., 2020). Asimismo, la vegetación ribereña y los humedales asociados actúan como sumideros naturales de CO<sub>2</sub>, contribuyendo significativamente al secuestro de Carbono y a la resiliencia climática de los sistemas de alta montaña (Lutz et al., 2013)



Figura 5-2 Imagen aérea del río Atillo con identificación de meandros que inundan el valle periglacial

### 5.1.1. Dinámica edáfica y capacidad de secuestro de Carbono en humedales altoandinos correspondiente al sistema fluvial

Las condiciones edáficas particulares de los humedales altoandinos de Atillo, Ozogoche y Yasepan, localizados en la subcuenca del río Cebadas, incluyen características geomorfológicas con grandes valles periglaciares y elevadas pendientes en las zonas altas de la subcuenca (Beltrán-Dávalos et al., 2022). Estos factores **posicionan a los ecosistemas ribereños como estratégicos** en el secuestro de Carbono. Las variaciones de densidad aparente del suelo, con valores entre  $0,33$  y  $0,73 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , **se encuentran dentro del rango reportado** para páramos del sur del Ecuador ( $0,56 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), y **superan** las densidades de zonas correspondientes a turberas ( $0,26 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) (Köchy et al., 2015). Esta variabilidad está **directamente influenciada por la acumulación de Carbono orgánico**, controlada principalmente por la humedad y por factores de intervención antrópica, tales como el pastoreo extensivo, el cambio de uso del suelo y las actividades urbanísticas en las cabeceras de la cuenca (Pinos-Morocho et al., 2021)

Las zonas ribereñas (ZR) fueron más contrastantes que las de transición (ZE), lo que sugiere que los relieves generan una alta variabilidad edáfica (Carreño de León et al., 2018). En ZR, los suelos están más influenciados por procesos hidromórficos y de óxido-reducción, lo que genera pH más bajos ( $\approx 6,2$ ) y altos contenidos de materia orgánica (hasta  $16,12\%$ ). Estos valores se encuentran dentro del rango de  $2,2$ – $18,98\%$  de MO reportado para zonas no intervenidas del páramo Sayaro, en el Parque Nacional Cayambe-Coca, al norte del Ecuador (Hurtado-Naranjo et al., 2023), lo que favorece el secuestro de Carbono (L. Ayala et al., 2014; Ye et al., 2019). En contraste, en ZE los valores de densidad aparente (DA) alcanzan hasta  $0,91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , como resultado de procesos de compactación o de cambios en la cobertura vegetal, especialmente en sitios como Cebadas y Atillo (Thompson et al., 2021). Estas diferencias entre zonas condicionan la actividad microbiana, la dinámica del ciclo del Carbono y su mineralización a  $\text{CO}_2$  (Pastor et al., 2015).

En suelos naturales e intervenidos del *páramo* sur del Ecuador se han registrado valores promedio de  $106,4 \text{ Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Pinos-Morocho et al., 2021). Sin embargo, en ZR de mayor altitud, como Ozogoche y Atillo, los valores alcanzan entre  $120$  y  $182 \text{ Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$ , y pueden superar las  $600 \text{ Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  en suelos orgánicos profundos ( $>2 \text{ m}$ ) (L. Ayala et al., 2014; Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017). Otra comparativa del almacenamiento de Carbono en el suelo proviene de estudios realizados en el Parque Nacional Cayambe-Coca, donde los valores no superan los  $163,20 \text{ Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Hurtado-Naranjo et al., 2023) Estos datos confirman el elevado potencial de secuestro de Carbono de los humedales altoandinos del centro del Ecuador, en especial aquellos influenciados por morfometrías lacustres y fluviales, donde la humedad, altitud y vegetación convergen para ralentizar la descomposición de la MO y prolongar su almacenamiento en el suelo.

### 5.1.2. Interacciones biofísicas y factores de emisión de C-CO<sub>2</sub> en humedales fluviales y lacustres

Las interacciones entre los factores ambientales y las propiedades fisicoquímicas del suelo son determinantes en la emisión o secuestro de Carbono en estos humedales andinos y destacan las características de los bofedales de las zonas de mayor altitud de la microcuenca del río Cebadas (Sequeiros Abarca & Cazorla Galdos, 2020). Las correlaciones observadas entre COS, Nitrógeno (N), MO, y pH, indican que suelos con valores más altos de MO tienden a acumular mayores cantidades de COS, lo que potencia su función del servicio ecosistémico en el almacenamiento de Carbono y también son fuentes de nutrientes para el recurso hídrico (Connolly et al., 2015; Galicia et al., 2016).

La saturación de agua en zonas ribereñas debido a las condiciones de reducción principalmente en zonas de bofedal con sobresaturación de humedad promueve la actividad biogeoquímica, con la limitación de procesos acelerados de descomposición de la materia orgánica como consecuencia de las bajas temperaturas características de los ecosistemas altoandinos (B. Sánchez et al., 2005). Esto genera un ambiente donde la actividad microbiana es moderada, afectando los flujos de C-CO<sub>2</sub> en función del tipo de uso del suelo y de su perturbación asociada a los procesos de ganadería extensiva que compacta el suelo (Sánchez Espinosa & Rubiano Sanabria, 2015; Ye et al., 2019). Las diferencias en la intensidad de las correlaciones en ZR y ZE sugieren que la saturación hídrica en zonas ribereñas condiciona una mayor interdependencia en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, mientras que en ZE esta relación se diluye por una mayor variabilidad ambiental, morfometría del terreno (Peralta Higuera et al., 2018) y menor retención hídrica (De Souza et al., 2013).

Además, la homogeneidad en ZE, con una reducción evidente de la diversidad vegetal, compromete la salud del suelo principalmente en la limitación de exudados radiculares, que disminuyen la actividad microbiológica y afectan a la descomposición y emisión de Carbono (Caranqui et al., 2016; Suleiman et al., 2017). La complejidad espacial de estos procesos biofísicos resalta la importancia que tiene la conservación de los humedales fluviales de las zonas altoandinas como sistemas altamente sensibles al cambio climático y uso del suelo (Fortuna et al., 2023), en donde el balance entre secuestro y emisión de Carbono depende de la estabilidad ecológica del ecosistema.

### **5.1.3. Evaluación del C-CO<sub>2</sub> emitido por la respiración del suelo en humedales fluviales altoandinos**

La respiración del suelo en las microcuencas de Atillo, Ozogoche y Yasepan constituye una fuente significativa de emisiones de dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) cuando se produce la pérdida de la cobertura vegetal, siendo más vulnerables las zonas altas de estas microcuencas. En particular, las zonas ribereñas (ZR) analizadas presentan emisiones promedio de 19,60 kg·CO<sub>2</sub>·día<sup>-1</sup>, mientras que en sistemas de pastizales estas emisiones se elevan hasta 175,4 kg·CO<sub>2</sub>·día<sup>-1</sup> (Yáñez Díaz et al., 2017). Esta diferencia sugiere que entre el 80% y 85% del C-CO<sub>2</sub> emitido podría atribuirse directamente a la actividad radicular y metabólica de la vegetación, lo cual indica el rol de la cobertura vegetal en la dinámica de Carbono en estos ecosistemas.

El valor económico del CO<sub>2</sub> emitido únicamente por el suelo, considerando un buffer de 100 metros en las orillas del ecosistema estudiado, asciende a aproximadamente 523.410 dólares anuales, lo que corresponde a unas 6.978,8 toneladas de C-CO<sub>2</sub> al año (H. Liu et al., 2024; J. Liu et al., 2024). Este dato resalta la importancia de las ZR no solo como espacios funcionales para la biodiversidad, sino también como componentes estratégicos en la prestación de servicios ecosistémicos de regulación climática, estabilización del ciclo del Carbono y mitigación de emisiones (Miguel Castro A., 2010; Scharlemann et al., 2014)

### **5.1.4. Influencia de factores edáficos en la emisión y secuestro de Carbono**

La pérdida de cobertura vegetal por cambio de usos del suelo conduce a una pérdida progresiva y temporal de del Carbono edáfico por emisiones de C-CO<sub>2</sub>, lo que compromete a estos ecosistemas a ser un sumidero de Carbono (Yáñez Díaz et al., 2017). Este riesgo es especialmente alto en las zonas elevadas de la cuenca de Atillo y Ozogoche, donde se han reportado mayores contenidos de Carbono orgánico del suelo (COS) (Beltrán-Dávalos et al., 2022). En estos ambientes, el aumento de la temperatura, asociado a la pérdida de cobertura vegetal, podría intensificar los procesos de mineralización microbiana de la materia orgánica,

incrementando las emisiones de CO<sub>2</sub> y acelerando la pérdida de la calidad y funcionalidad edáfica (Lefèvre et al., 2017).

Un factor determinante en esta dinámica es la textura del suelo. En los sitios evaluados (Ozogoche, Atillo y Yasepan), predominan los suelos arenosos y franco-arenosos, los cuales presentan mayores emisiones de CO<sub>2</sub> debido a su elevada porosidad y capacidad de aireación (Beltrán-Dávalos et al., 2025), condiciones que favorecen la respiración microbiana aeróbica y la descomposición de la materia orgánica (Torri et al., 2018). Estos suelos también son altamente sensibles a incrementos de temperatura, convirtiéndose en fuentes potenciales de CO<sub>2</sub>, tanto en ZR como ZE (F. Ding et al., 2014; Hassan et al., 2022). Esta afirmación indica que las medidas de mitigación al cambio climático en ecosistemas altoandinos requieren estrategias orientadas a mantener la cobertura vegetal y preservar la estructura del suelo, evitando procesos de degradación que comprometan su capacidad de secuestro de Carbono (Hurtado-Naranjo et al., 2023).

#### **5.1.5. Influencia de la vegetación ribereña en la oxigenación y dinámica de sedimentos**

En los ecosistemas fluviales altoandinos, como los ríos de Ozogoche, Atillo y Yasepan, la cobertura vegetal en las zonas ribereñas (ZR) desempeña un papel decisivo en la calidad del agua, especialmente en la concentración de Oxígeno disuelto (OD). En las zonas altas de la microcuenca, se observaron niveles significativamente superiores de OD ( $93,83 \pm 1,35$  %) en comparación con la parte baja en Cebadas ( $80,13 \pm 2,87$  %), atribuible a la cobertura vegetal y grado de saturación de agua en las zonas ribereñas y actividad fotosintética, así como a una menor descomposición de materia orgánica (Connolly et al., 2015). En las zonas bajas de cada microcuenca el incrementado caudal y el cambio altitudinal incrementa los procesos de sedimentación afectando a los (TSS: 119,12 mg/L) y turbidez (10,8 NTU), lo cual limita la disponibilidad de Oxígeno en el agua (Batalla et al., 2021).

Las áreas donde las ZR presentan mayor cobertura y continuidad de las zonas ribereñas dominado por gramíneas como son los pajonales y bofedales compuestos por briofitas y *Azorella pedunculata* (Caranqui et al., 2016) muestran concentraciones más elevadas de OD, reafirmando su papel en el mantenimiento de condiciones aeróbicas favorables para la vida acuática (Tanaka et al., 2016). Esto evidencia la función ecológica clave de las franjas ribereñas como reguladoras del microclima fluvial y como filtros naturales que mitigan impactos en los tramos bajos de la cuenca.

#### **5.1.6. Cargas de nutrientes, WQI y vulnerabilidad ecosistémica en zonas impactadas**

En cuanto a los parámetros de contaminación orgánica, la demanda bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) en estos sistemas se mantiene en rangos bajos ( $1,88 \pm 0,17 - 2,32 \pm 0,12$  mg·L<sup>-1</sup>), reflejando condiciones relativamente estables y libres de contaminación en comparación a valores  $23,4$  mg·L<sup>-1</sup>, que caracterizan ríos con mala calidad (Domínguez Solís et al., 2024), los valores de enriquecimiento biológico están asociados a procesos de lixiviación de Nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), producto de la ganadería extensiva y otras actividades antrópicas en zonas bajas de la microcuenca (Pinos-Morocho et al., 2021). La acumulación de Fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) se ve incrementada principalmente por el vertido de aguas residuales provenientes de una planta de tratamiento en Cebadas, así como por el pastoreo directo en las riberas del río Atillo y Cebadas. Estas condiciones comprometen la capacidad de las ZR para actuar como barreras naturales ante el ingreso de nutrientes y sedimentos a los sistemas fluviales (Connolly et al., 2015).

Los valores más altos del Índice de Calidad del Agua (NSF-WQI) se reportaron en los puntos M1 (río Ozogoche) y M20 (Yasepan), los cuales presentan ZR bien conservadas, lo que favorece la regulación hidrológica local y corresponden a zonas protegidas con baja presión

antrópica (Lopes et al., 2021). En contraste, otros sitios exhibieron solo una calidad moderada del agua. Estudios recientes destacan la utilidad del análisis de componentes principales (PCA) para identificar parámetros clave del WQI (García Rengifo & Endara González, 2020), lo cual permite una priorización eficiente del monitoreo en zonas afectadas por presiones humanas (Nath et al., 2024). De esta forma, la gestión adaptativa del recurso hídrico en esta subcuenca se fortalece mediante estrategias de conservación focalizadas y esquemas de vigilancia técnica continua (J. Liu et al., 2024).

#### **5.1.7. Estado del bosque de ribera andino y patrones de variabilidad**

La Evaluación del índice de Bosques de Ribera Andino (QBR.And) en la subcuenca del río Cebadas descubre disparidades significativas entre los diversos sistemas de ríos andinos. Los valores promedio registrados en los ríos Atillo (62.5) y Yasepan (67.0) reflejan las condiciones de un bosque y río moderadamente preservadas, aunque incluso por debajo de los estándares definidos como estaciones de referencia (69.44), de acuerdo con la clasificación propuesta por (Munné et al., 2003) y aplicado por (Acosta et al., 2009). Por otro lado, los valores más bajos observados en Ozogoché (41.0) y, especialmente en la Cebada (28,3), sugieren un deterioro significativo por alteración de la cobertura total de vegetación, estructura de la cobertura, calidad de la cobertura y alteraciones del cauce (19,17) (Segura-Méndez et al., 2023).

El coeficiente de variación del índice sirve como un indicador crucial: Ozogoché exhibió el coeficiente de variación más alto en 67. Por el contrario, Atillo (27.33 %) y Yasepan (34.89 %) mostraron una mayor estabilidad, que apunta a una mayor homogeneidad en la cobertura de vegetación y menos fragmentación del hábitat ribereño (Acosta et al., 2009). Estos hallazgos subrayan la necesidad de estrategias personalizadas para cada microcuenca, dando prioridad a las zonas de mayor elevación donde existe mayor fragmentación del suelo como es el caso de la microcuenca alta de Ozogoché

#### **5.1.8. Conectividad, especies exóticas y función ecológica del QBR And**

Los sitios de baja puntuación en QBR And, se alinean con baja elevación y alta actividad humana, que muestra la interrupción natural del ecosistema, siendo amenazado por especies exóticas como la presencia *Pinus sylvestris* L. y *Eucalyptus globulus* Labill (Farguell et al., 2024). Estas condiciones se agravan en áreas con presencia de infraestructuras como puentes y crecimiento urbano sin respeto de zonas de ribera (Ortiz, 2024). En contraste los puntos (M1 y M5) que se localizan en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) preservan la vegetación nativa superior dominada por los pajonales y bofedales, lo que resulta en mayores valores de QBR And (Sirombra & Mesa, 2012).

La relevancia del índice QBR va más allá de evaluar la vegetación; su conexión con la calidad del agua es notable principalmente asociada a la vegetación ribereña que funciona con filtro de nutrientes que lixivian de colinas medias y altas (Munné et al., 2003), del análisis, existe una correlación importante (70 %) entre un QBR elevado y una mejor condición de calidad del agua, lo que confirma la función clave de las áreas junto al río al purificar nutrientes y disminuir elementos dañinos (Carrasco et al., 2014).

Aunque esta correlación es ligeramente inferior a la reportada por (Granitto et al., 2025), de (83 %), resalta la importancia de manejar las cuencas de manera integral, donde proteger las zonas ribereñas es primordial para asegurar el bienestar de los ecosistemas acuáticos de alta montaña (Munné et al., 2003).

### 5.1.9. Importancia del Modelo QBR-W en la Valoración de Ecosistemas Fluviales y la Calidad del Agua en Zonas de Ribera

Al comparar los modelos QBR-W y QBR-NSF-WQI, ambos construidos con Random Forest, se observa que el QBR-W es más eficaz gracias a la inclusión de datos como la altitud y el Nitrógeno amoniacal ( $W_{NH_3}$ ). Este modelo supera al QBR-NSF-WQI en indicadores clave como RMSE, MAD, MAPE,  $R^2$  y  $R^2$  normalizado, lo cual demuestra que estas variables adicionales son importantes para entender mejor la calidad del agua, algo que el modelo NSF-WQI no logra por la limitación de parámetros analizados y restringidos por el NSF (González et al., 2013). Estas variables adicionales son especialmente valiosas para evaluar con precisión los ecosistemas de ríos, sobre todo en las zonas de ribera de subandinas y andinas, ya que consideran elementos geográficos como la altitud que influye en la concentración de OD en el agua (Studholme et al., 2014) y la contaminación orgánica asociada al  $NH_3$  con implicaciones directas al cambio climático (Camargo & Alonso, 2007), influyendo directamente en la salud del ecosistema acuático.

La altitud es un factor importante en la calidad del agua, ya que las características geográficas de zonas más altas pueden afectar a la lluvia, el agua que fluye y la calidad general del agua. Como señalan (Villamarín et al., 2014d), estos factores geográficos tienen impacto en la vegetación de las orillas, lo que ayuda a limpiar y filtrar el agua de forma natural. Por ello, el modelo QBR-W al tener en cuenta la altitud, mejora la predicción sobre cómo funcionan estos ecosistemas, permitiendo una evaluación más precisa de su calidad tanto del agua como de la zona ribereña.

Además, el Nitrógeno amoniacal ( $W_{NH_3}$ ), que viene de la descomposición de materia orgánica y de los desechos del ganado (Cerón & Aristizábal, 2012), afecta mucho a la calidad del agua, ya que su presencia está relacionada con la acidificación de los cuerpos de agua y con la eutrofización de las aguas. Según Alicia Aleksa (2014), el Nitrógeno amoniacal puede cambiar el equilibrio ecológico de los ecosistemas acuáticos, afectando a la variedad de vida acuática y a los procesos químicos y biológicos de los ecosistemas de ribera. Por lo tanto, este parámetro es esencial para un análisis completo de la calidad del agua en zonas de ríos andinos con poca incidencia antrópica y libre de industrias, ya que ayuda a entender las fuentes de contaminación orgánica que afectan tanto a la química del agua como a la salud del ecosistema.

### 5.1.10. Claves para el secuestro y emisión de $CO_2$ en ecosistemas fluviales altoandinos

La capacidad de secuestro o emisión de  $CO_2$ , de los ecosistemas fluviales altoandinos de la zona central del Ecuador depende de las propiedades edáficas y de los procesos biogeoquímicos que regulan el ciclo del Carbono (Galicia et al., 2016). Los ecosistemas fluviales ubicados en las Microcuencas de Atillo, Ozogoché y Yasepan tienen una buena capacidad para guardar Carbono, sobre todo cerca de las orillas y en las áreas donde el suelo está húmedo y no hay intervención antrópica, lo que ayuda a que se acumule materia orgánica en el suelo (Pinos-Morocho et al., 2021). La vegetación cerca del río, especialmente en las zonas más altas, ayuda a retener más Carbono porque reduce la descomposición de la materia orgánica y mantiene la fotosíntesis, lo que ayuda a secuestrar  $CO_2$  (Connolly et al., 2015; Tanaka et al., 2016)

Sin embargo, factores de presión como el incremento de la temperatura, los cambios en el uso del suelo, el pisoteo y el pastoreo extensivo de ganado vacuno pueden transformar estos sumideros en fuentes de  $CO_2$  en vez de secuestrarlo (Hassan et al., 2022; Lefèvre et al., 2017). Particularmente, las zonas bajas con mayores infraestructuras de comunicación y saneamiento tienden a emitir  $CO_2$  por su entorno fragmentado e invasión de cultivos maderables que alteran la funcionalidad natural de estos ecosistemas (Farguell et al., 2024).

En este sentido, el modelo QBR-W es muy útil para evaluar cómo funcionan los ecosistemas fluviales altoandinos en cuanto a su capacidad para capturar o soltar CO<sub>2</sub>. Al incluir datos geográficos, como la altura, y factores de contaminación orgánica, como el NH<sub>3</sub>, se mejora la precisión de las herramientas de evaluación tradicionales, lo que permite una valoración precisa de la calidad del agua y de cómo se mueve el Carbono en estos lugares (Alicia Aleksa, 2014; Villamarin et al., 2014). Al tener en cuenta todos estos factores, es más fácil encontrar áreas que tienen un gran potencial para secuestrar Carbono y monetizar sus servicios ecosistémicos y zonas que corren el riesgo de emitir CO<sub>2</sub> (Miguel Castro A., 2010; Scharlemann et al., 2014).

## 5.2. VALORACIÓN DEL ECOSISTEMA DE PARAMO Y SUBPÁRAMO COMO SUMIDERO O EMISOR DE CO<sub>2</sub>

La selección del área de estudio correspondiente a la zona altoandina del Parque Nacional Sangay destaca la ausencia de investigaciones edáficas publicadas y la necesidad de enriquecer las bases de datos de los suelos de la región tanto con muestreos in-situ como con análisis de estimación y pronóstico que mejoren la gestión de estos ecosistemas y sus inventarios de Carbono Orgánico del Suelo (COS)(Humpenöder et al., 2020). Los ecosistemas de *páramo* incluyen zonas de humedales ubicados en la cuenca alta del río Atillo los cuales están en riesgo latente debido al cambio climático, la fragmentación del suelo que es reemplazado el pajonal por zonas de potreros para la ganadería(Humpenöder et al., 2020; Reichstein et al., 2013).

Los cambios en sus patrones climáticos promueven la mineralización del Carbono hacia la atmosfera (Palau et al., 2010). Por ello, el análisis de sus suelos resulta esencial para definir estrategias de mitigación y adaptación frente al cambio climático, y contribuir al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030, relacionados con los ecosistemas terrestres, el agua limpia y las acciones climáticas. En consecuencia, estos sistemas deben ser estudiados y comprendidos desde un enfoque transdisciplinario, con participación efectiva de investigadores y comunidades vinculadas a territorios sensibles, donde el reconocimiento de sus propiedades y características permitirá el diseño de políticas públicas responsables, orientadas a la conservación y al uso sostenible de los recursos (Stockmann et al., 2013; Tito et al., 2018).

### 5.2.1. Distribución vertical y cuantificación del Carbono Orgánico del Suelo (COS)

Las cantidades COS que se han encontrado en los *páramos* de los Andes altos esta entre 119 y 397 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en los primeros 0-40 cm del suelo (Köchy et al., 2015) y en las turberas que están cerca de lagos (alrededor de 750 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en los primeros 0-60 cm) (Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017) indican que estos ecosistemas tienen una gran capacidad para capturar Carbono.

La capacidad de almacenamiento se explica por el clima, la niebla constante, las bajas temperaturas y la alta humedad (Paz & Etchevers, 2016), ya que hacen que la materia orgánica se descomponga más despacio y ayudan a que se acumule a mayor profundidad. El patrón decreciente típico de la distribución del CO en profundidad puede ser alterado por horizontes enriquecidos o empobrecidos debido a los procesos geológicos, desarrollados en las zonas de estudio donde destacan erupciones volcánicas y procesos de movimiento de masa por desglaciación de colinas altas que superan los 4500 m s.n.m.(Wolf, 1892)

### 5.2.2. Variabilidad espacial y rol de la litología

La comparación de valores de la microcuenca del Atillo (126 - 454 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en 0-30 cm de profundidad) con otros *páramos* de Colombia (467,9 Mg COS·ha<sup>-1</sup>)(Africano Pérez et

al., 2016) evidencia una coherencia regional, aunque las actividades pastoriles deben explicarse con mayor precisión mediante análisis de cambios de uso de suelo y fraccionamiento de Carbono (Yellajosula et al., n.d.). El énfasis en litologías volcánicas y depósitos glaciares (Halifa-Marín et al., 2019; Vela Correa et al., 2012) es acertado, pues la mineralogía y la textura son factores clave que afectan la estabilidad de la materia orgánica y la formación de complejos órgano-minerales (Peralta Higuera et al., 2018). Estos factores a su vez condicionan la porosidad que permite condiciones aerobias y oxidativas en la actividad microbológica y emisión de CO<sub>2</sub> y secuestro del Carbono en la necromasa y suelo (Castillo-Monroy & Maestre, 2011).

La composición mineralógica y la textura heredadas del material parental son importantes en el control del Carbono presente en el suelo. Así, las litologías que mantienen arcillas y tobas secuestran y estabilizan mayor cantidad de materia orgánica (Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017) en la microcuenca de Atillo almacena hasta 324,3 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en los 30 cm y 259,9 en los 60 cm. La menor capacidad de secuestro los suelos conformados por areniscas y conglomerados puesto que en estos últimos la mineralización del Carbono es más favorable (Ordóñez & Maserá, 2016).

En las zonas estudiadas predomina la textura franco-arenosa, sugiriendo un secuestro bajo a moderado de Carbono, pero destaca su capacidad de descomposición baja por las condiciones climáticas lo que favorece el almacenamiento de Carbono en la necromasa (FAO, 2017; M. E. Hernández, 2010). La tasa de mineralización es inferior a la tasa de incorporación de materia orgánica lo que les convierte a estos suelos de origen volcánicos en potenciales sumideros de Carbono (Burbano Orjuela, 2018).

De igual forma en la tabla 9-1 que reporta resultados del año 2024 en el que se profundizó la investigación demuestra y afirma junto con las investigaciones previas publicadas que en la microcuenca de Atillo, el almacenamiento de COS es de 261,70±22,5 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en la zona frágil y 207±21 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en la zona de Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Para Ozogoche, las emisiones medias fueron de 285,13±21,3 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en la zona frágil y 306,96±13 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en la zona SNAP. Los valores mínimos y máximos de emisiones variaron significativamente, con un rango de 136,37 a 887,21 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en Atillo y de 180,06 a 440,30 en Ozogoche. La varianza y la desviación estándar indican una mayor dispersión en las emisiones en Atillo, especialmente en la zona frágil.

Tabla 9-1 Estadísticos de toC·ha<sup>-1</sup> COS de las microcuencas de Atillo y Ozogoche

	ATILLO Z. FRAGIL	ATILLO Z. SNAP	OZOGOCHÉ Z. FRAGIL	OZOGOCHÉ Z. SNAP
<b>Media</b>	261,70±22,5 (a,b)	207±21 (a)	285,13±21,3(a,b)	306,96±13 (b)
<b>MIN</b>	136.37	39.33	180.06	200.63
<b>MAX</b>	887.21	376.83	411.20	440.30
<b>CV</b>	53,59 %	40,60 %	25,85 %	21,94 %
<b>Desv. Estándar</b>	140.23	84.01	73.68	67.34

La tabla anterior muestra una amplia variabilidad en las concentraciones de Carbono orgánico del suelo (COS) en los primeros 30 cm del perfil edáfico, la cual puede atribuirse a factores como la heterogeneidad de la cobertura vegetal, la altitud, el material parental y el uso del suelo. Según (Kogut & Semenov, 2020) a escala local, las propiedades físicas y químicas del suelo regulan procesos edáficos como la meteorización, la incorporación y estabilización de Carbono, y la acumulación de materia orgánica. La mayor concentración media de COS se registró en la microcuenca de Ozogoche (306,96 ± 13 Mg COS·ha<sup>-1</sup>) y corresponde a la altitud

más alta del estudio. Este patrón concuerda con las observaciones en los Andes orientales y el norte de Sudamérica, donde las condiciones frías y húmedas típicas de las mayores altitudes disminuyen la tasa de mineralización de la materia orgánica, promoviendo una mayor acumulación de COS (Boots et al., 2022).

De forma similar, la zona de Atillo presenta condiciones similares a las de los Andes centrales del Perú, donde se ha documentado que la altitud afecta significativamente los niveles de COS, particularmente en pastizales arbustivos entre 2700 y 3300 m s.n.m. (Boots et al., 2022). Por otro lado, el contexto geológico Jurásico de Atillo cobra relevancia, ya que trabajos previos indican que en suelos más antiguos, los componentes orgánicos tienden a desarrollar enlaces más fuertes (mayor fracción de lípidos y ácidos grasos), lo que incrementaría la permanencia del COS en estos ecosistemas.

### **5.2.3. Importancia de las propiedades del suelo y fracciones granulométricas en el almacenamiento de Carbono Orgánico del Suelo en *Páramos* Altoandinos**

Los valores de pH predominantes están ligeramente ácidos, los cuales se relacionan con la mayor acumulación de COS libre de presencia de carbonato (Nina et al., 2021) como se informa en los Andosoles del norte de los Andes. Un pH más bajo es explicado por mayores precipitaciones, ya que estas puede causar la lixiviación de cationes e intensificar la acidificación del suelo (Zehetner et al., 2003).

El porcentaje de arena dentro del perfil de suelo es un elemento fundamental para que los suelos tengan una alta capacidad de almacenar Carbono orgánico de suelo (COS). En el caso de Atillo, su contenido de arena oscila entre 42 y 47 %, mientras que para Ozogoché varía entre 39 y 48 %. En dicha textura arenosa, más frecuente a lo largo de los primeros 30 cm de perfil, influenciará tanto porosidad como dinámica de las aguas dentro de suelo, lo que conlleva procesos de hidromorfismo y crioturbación inducida por las bajísimas temperaturas de alta montaña, lo que beneficia por tanto su acumulación dentro de horizontes más profundos (Angst et al., 2023b).

Aunque se ha encontrado que, en otros pastizales de altura, el contenido de COS tiende a ser mayor cuando disminuye la proporción de arena (Ćirić et al., 2013; Devi, 2021) en Atillo la arena juega un papel estructural significativo, actuando como base para desarrollar vegetación herbácea. Esta vegetación, unida a materia orgánica estable (MOS) y a baja densidad aparente ( $0,6-0,8 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), da origen a un entorno físico-químico favorable en la conservación de Carbono (Beltrán-Dávalos et al., 2022).

Por su parte, la textura y la mineralogía de las arcillas, ligadas directamente al material parental, representan variables de gran interés para el análisis de subcuencas y microcuencas (Ayala-Niño et al., 2018). Esto se ha comprobado a través de trabajo de campo de Beltrán-Dávalos et al., (2022) y que, incluso para zonas de extensión reducida, rasgos como densidad aparente, estabilidad de agregados de suelo y capacidad de intercambio catiónicos (CIC) pueden verse influenciados de manera considerable por fenómenos tales como erosión, variaciones estacionales, modificaciones de uso de suelo, labranza y compactación (Angst et al., 2023; Wiesmeier et al., 2019).

Además, su estrecha relación con el Nitrógeno (N) es un factor de importancia clave para regular la mineralización del Carbono. Se estimula la inmovilización microbiana con una relación C:N > 30, mientras que una relación < 10 acelera la mineralización (Paredes, 2013). En ecosistemas de pastizales y bosques de Ecuador, dicha relación C:N muestra amplia variabilidad con valores que fluctúan entre 3 y 47. En contraste, se observan relaciones C:N más bajas reportadas para bosques de Perú y pastizales de Bolivia (Buitrago et al., 2013). Es

importante destacar que las tasas brutas de ciclo de Nitrógeno a lo largo de suelo decrecen con mayor altitud (Escobar et al., 2020).

Los suelos, según su tipo taxonómico en la zona, presentan niveles de COS que varían entre el 7,3 % y el 15,5 %. Cuando el COS supera el 5 %, suele haber suelos bien formados, muy fértiles y con una buena capacidad para que el agua se filtre y se retenga, algo clave en los *páramos* altoandinos (X. M. Yang et al., 2016). Sin embargo, esto puede cambiar en turberas y praderas que se inundan, donde la MOS, las bajas temperaturas y la humedad constante hacen que el COS se mantenga estable, sin importar cuánta arena haya (Ledo et al., 2020; Paz et al., 2016). De hecho, estudios recientes en ecosistemas cerca del río Atillo muestran cómo, aunque haya mucha arena, la MOS que mantiene la vegetación propia del lugar y el clima estable ayudan a que se retenga mucha agua y, por ende, COS (Beltrán-Dávalos et al., 2022; Yost & Hartemink, 2019).

El modelo de CART, aplicado en variables climáticas, morfométricas indican que la arena entre 15 cm y 30 cm explica en un 20,7 % los cambios en el COS, lo que muestra que el Carbono del suelo es sensible a los cambios en la textura, que a su vez determinan su densidad aparente y el Stock de Carbono que puede secuestrar (Angst et al., 2023b). Sin embargo, cerca de las lagunas del sistema lacustre de la microcuenca se observaron resultados diferentes, donde la arena parece ayudar a que se acumule COS proveyendo nutrientes con alta capacidad de intercambio catiónico que logra que la vegetación herbácea y sus raíces se desarrollen hasta capas que pueden superar el metro de profundidad generando un mayor almacenamiento de material orgánico en necromasa que su mineralización (Ghimire et al., 2024). Estas diferencias subrayan que existen pequeñas variaciones en el terreno y que es importante la vegetación endémica andina como los musgos y plantas vasculares que forman capas biológicas para retener el Carbono en los *páramos* (Castillo-Monroy & Maestre, 2011).

#### **5.2.4. Influencia de las Condiciones Topográficas en el Almacenamiento y Movilización de COS en *Páramos* Altoandinos**

La inclusión del factor LS (longitud-inclinación) indica la importancia de los procesos de erosión que influyen en la sedimentación y acumulación de COS en zonas de valles periglaciares de Atillo y Ozogoché. A escala mundial, la erosión inmoviliza alrededor de  $0,72 \mu\text{g C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ , con un 16 % retenido en las cuencas (Berhe et al., 2007). En los *páramos* andinos de Perú y Ecuador se encontraron concentraciones de  $119\text{--}397 \text{ Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  en  $0\text{--}40 \text{ cm}$  (Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017), su desplazamiento se incrementa cuando su vegetación natural es reemplazada por pastizales y agricultura, que causan hasta un 85 % de la erosión (Nadeu et al., 2010). De este modo, el factor LS no solo determina la propensión del terreno a perder suelo, sino también su potencial para exportar o guardar COS, lo que convierte a este indicador en fundamental para la gestión y uso de suelos en las microcuencas altoandinas (Beltrán-Dávalos et al., 2025; Rouse et al., 1974).

A nivel de paisaje, la relación entre patrones de pendiente, altura y cubierta vegetal explica cerca del 67 % de la variación espacial del COS (Padarian et al., 2020). Pendientes menores a  $15^\circ$  almacenan mayores cantidades de COS, mientras que las que están entre  $15^\circ$  y  $35^\circ$  muestran bajas notables a favor de la mineralización y emisión de gases de efecto invernadero (Madrigal Reyes et al., 2019; Yu et al., 2020). En pendientes por encima de  $35^\circ$ , la erosión por agua y la inestabilidad de las capas superficiales suelen liberar COS lábil, lo que incrementa los flujos de  $\text{CO}_2$  por pérdida de cobertura vegetal o movimientos de masa, (FAO, 2016; Gao et al., 2018). Por eso, cuidar el suelo en estas pendientes altas con terrazas, barreras vivas o regulando la ganadería, es clave para mantener el balance neto de Carbono (Zamora-Morales et al., 2018).

La altitud también influye en la distribución del COS: entre 3200 y 3600 m s. n. m. , los *páramos* herbáceos tienen picos de COS, a diferencia de altitudes mayores a 3800 m, donde la combinación de erosión rápida, suelos delgados y temperaturas frías causa el rejuvenecimiento superficial y reduce la capacidad de secuestro (J. Zhang et al., 2020, 2021). Esta diferencia de altura, junto con la dirección principal del flujo hidrológico del noreste al oeste (Jenson & Domingue, 1988) define las zonas donde se acumulan sedimentos ricos en MOS y, por ende, de COS, en llanuras y fondos de valle de las microcuencas de Atillo y Ozogoche (GAD provincia de Chimborazo, 2015).

La configuración geológica de la Cordillera Real, producto de cambios desde el Jurásico hasta el Plioceno y caracterizada por rocas volcánicas y sedimentos glaciares, promueve la conservación de Carbono orgánico del suelo en áreas estables como morrenas y terrazas aluviales (Villamarín et al., 2014e). La combinación de elementos del relieve, del clima y de la vida en esta zona convierte a los *páramos* andinos en ecosistemas valiosos para el almacenamiento del Carbono, por lo cual su resguardo y gestión deben enfocarse en métodos que reduzcan la erosión y preserven la vegetación nativa, asegurando de este modo su papel como reservas eficaces ante el calentamiento global (Ayala Izurieta et al., 2021; Zermeño-González et al., 2011).

#### **5.2.5. Influencia de las Condiciones Climáticas en la Dinámica del Carbono Orgánico del Suelo en *Páramos* Altoandinos**

La precipitación y temperatura son determinantes en zonas altoandinas lo que determina la mineralización del Carbono orgánico del suelo (Berenguer et al., 2014). En lugares donde llueve poco y hace calor, como esas zonas medio secas que estudiaron (Arriaga & Maya, 2007), hay una menor acumulación de COS por dificultad de crecimiento de vegetación herbácea y altas condiciones oxidativas, en las zonas andinas que se haya removido la cobertura vegetal y se encuentre en condiciones de compactación la emisión de CO<sub>2</sub> es mayor y su proceso de restauración requiere de medidas de restricción mediante enmallados o cercados (*Cuencas Hidrográficas. Fundamentos y Perspectivas Para Su Manejo y Gestión*, 2013).

En las microcuencas de Atillo y Ozogoche, donde que mantienen mayor precipitación (entre 372 y 500 mm al año) (GAD provincia de Chimborazo, 2015) y con temperaturas bajo los 18°C, los suelos llegan a guardar hasta 451 Mg COS·ha<sup>-1</sup> (Beltrán-Dávalos et al., 2022; Cargua Catagña et al., 2017), mucho más que los 337,98 Mg COS·ha<sup>-1</sup> reportados por (Vallejo et al., 2005) en otras partes de los Andes. Esto demuestra que los *páramos* de los Andes altos estudiados, son ecosistemas excelentes para acumular COS, gracias a que su elevación permite mayor nubosidad y menos calor (Ayala-Niño et al., 2018; B. Sánchez et al., 2005).

Entre 2002 y 2021, la lluvia ha sido más o menos constante, con un promedio de 55–154 mm al mes en Atillo y 53–151 mm en Ozogoche, y casi siempre hay niebla. Esto hace que la tierra siempre esté húmeda, lo que ayuda a que se forme y se mantenga estable la materia orgánica del suelo (MOS) (Campo et al., 2016; Peralta Higuera et al., 2018). Además, las condiciones de vegetación herbácea y bofedal almacenan el agua y secuestra el Carbono tanto en el suelo como en la necromasa raíces y biomasa aérea (Huamán-Carrión et al., 2021)

#### **5.2.6. Comparación de Modelos: % de COS versus COS en Mg COS·ha<sup>-1</sup> y su Relevancia para la Conservación de *Páramos***

El porcentaje de COS nos da una idea comparativa de la cantidad de materia orgánica estable presente en el suelo, mientras que el COS en Mg COS·ha<sup>-1</sup>, considerando la densidad aparente (DA), permite estimar el Carbono total que hay almacenado, lo cual es fundamental para evaluar el servicio ecosistémico de secuestro de Carbono (Calderón-Medina et al., 2018). En los *páramos* andinos de Atillo y Ozogoche influye tanto los porcentajes de arena, la

precipitación, inclinación del terreno en la densidad aparente (DA), siendo común encontrar DA inferiores a  $0,6 \text{ g cm}^{-3}$ , lo que significa que tienen valores de COS más altos (Sequeiros Abarca & Cazorla Galdos, 2020). Esta diferencia entre lo relativo y lo absoluto es clave: el % de COS indica qué tan sano y fértil es el suelo en términos de materia orgánica, mientras que el  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  muestra cuánto Carbono puede realmente capturar, algo esencial para la conservación y monetización por servicios ambientales (Acosta-Quezada et al., 2016).

En el modelo desarrollado, el  $R^2$  para el % de COS (0,67) fue mejor que el del COS en  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  (0,34). Su tendencia coincide con los resultados de la región de *páramo* en la zona central de Ecuador, donde se reportaron valores de  $R^2$  de 0,82 para COS en % y 0,77 para COS en  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Ayala Izurieta et al., 2021). Esto sugiere que en pequeñas microcuencas la intensidad de muestreo debe incrementarse por la alta variabilidad de la densidad aparente. Sin embargo, al añadir factores locales como la arena a 15–30 cm de profundidad, el tipo de suelo, la pendiente, la dirección del agua y si es un área protegida, la reducción del  $R^2$  fue pequeña ( $\Delta$  0,15 para % de COS). Esto demuestra que, incluso en áreas reducidas, elegir las variables adecuadas maximiza la heterogeneidad explicada (Ayala Izurieta et al., 2021). La arena fue el factor más importante (20,7 %), seguida del factor LS, la lluvia y la altura ( $> 15$  %), lo que subraya la necesidad de modelos espaciales que combinen la topografía, el clima y las características del suelo para estimar el COS con precisión (Angst et al., 2023; Beltrán-Dávalos et al., 2025).

### 5.2.7. Importancia de los ecosistemas de *subpáramo* y *páramo* en la microcuenca de Atillo y Ozogоче como sumideros naturales de Carbono

Los ecosistemas de *páramo* y *subpáramo* altoandinos destacan entre sus servicios ecosistémicos la función de sumidero de  $\text{CO}_2$  que está estrechamente vinculada a la interacción de condiciones climáticas como: precipitaciones continuas y temperaturas bajas, propiedades edáficas con alto contenido de MOS y baja a muy baja densidad aparente y dinámica topográfica de cada ecosistema de valle periglacial o colinas con pendientes moderadas y escorrentía controlada (Beltrán-Dávalos et al., 2025). En los *páramos* que se encuentran entre los 3200–3600 m s.n.m., con precipitaciones anuales promedio de 500 mm (Orquera & Cabrera, 2020) y con neblina persistente en gran parte del año, la tasa de descomposición microbiana se encuentra limitada, lo que prolonga la vida media de la materia orgánica en el perfil del suelo y favorece la acumulación de COS en rangos de 300–750  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  en los primeros 60 cm (Ayala-Niño et al., 2018; Beltrán-Dávalos et al., 2022; Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017).

Estas condiciones, sumadas a suelos con fracciones arenosas promueven la hidromorfia y crioturbación, creando un balance neto de Carbono negativo lo que convierte a estos ecosistemas en sumideros de  $\text{CO}_2$ , ya que la producción primaria excede ampliamente la liberación por respiración heterotrófica (Angst et al., 2023b; Paz, 2016). No obstante, la estabilidad de este depósito se ve amenazada cuando la variabilidad climática altera el régimen de humedad: disminuciones en la precipitación o aumentos de temperatura pueden aumentar la mineralización y convertir al *páramo* en una fuente neta de  $\text{CO}_2$  (Arriaga & Maya, 2007; Orjuela, 2016).

Los *subpáramos* situados a menos de 3200 m s.n.m., muestran una menor capacidad de retener agua y temperaturas promedio más altas. Esto impulsa la acción de los microbios y agiliza la descomposición de la materia orgánica, estableciendo sus niveles de COS alrededor de 100–300  $\text{Mg COS}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Batjes, 2016; Mogollón et al., 2015). Las cuestas empinadas ( $> 35^\circ$ ) y suelos menos maduros propician fenómenos de erosión por agua en áreas específicas, que arrastran Carbono inestable hacia las zonas bajas y disminuyen la aptitud de estos entornos para

actuar como depósitos, llegando incluso a liberar hasta  $800-1\ 200\ \text{t C}\cdot\text{año}^{-1}$  si no se toman medidas de protección (Kayranli et al., 2010; Rojas et al., 2015). Así, analizar si tienden a capturar o liberar Carbono requiere combinar la medición de los flujos de  $\text{CO}_2$  en diversas estaciones, simular la respuesta al cambio climático y diseñar estrategias de gestión (Lefèvre et al., 2017)

La conservación de estos ecosistemas andinos se enfrenta a crecientes presiones antrópicas provenientes de la agricultura intensiva en las tierras bajas de la cuenca y del pastoreo extensivo de ganado en las tierras altas, donde el arado se utiliza a menudo para restaurar potreros y pastizales. Estas actividades alteran significativamente las reservas de Carbono orgánico del suelo (COS), afectando su función como sumidero de Carbono. La rotación de cultivos y el cultivo en terrazas, representa una alternativa culturalmente arraigada que, al incorporarse con prácticas sostenibles intrínsecas como las cubiertas vegetales, mejora la captura de Carbono (Ma et al., 2022; Rolando et al., 2017). En los Andes colombianos, por ejemplo, se observó un aumento en COS para valores de hasta  $57\ \text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  cuando el barbecho o primer arado se combinó con sistemas agroforestales (Gamarra et al., 2018) y resalta la importancia de que el suelo esté cubierto permanentemente, particularmente en las pendientes, para evitar su degradación la erosión y promover el secuestro de Carbono (Brechtel, 2004)

Los suelos en zonas de mayor inclinación, de ser indispensable su uso, es importante la implementación de terrajeo en el cultivo para reducir el socavón, la erosión hídrica, conservar agua e incrementar la productividad de los suelos (Condori Tintaya et al., 2022) Si bien no hay beneficios a corto plazo, a largo plazo dichas estructuras fomentan el incremento del COS, especialmente al implementarse con técnicas como labranza mínima y rotación regeneración de la vegetación original (Rolando et al., 2017). El planeamiento participativo de uso de suelo, focalizado en su mantenimiento pasivo de barbecho y protección de terrazas antiguas, puede no solo contribuir a su restauración ecológica, sino más aún a mitigar el cambio climático con incremento del COS de estos ecosistemas delicados.

### **5.3. INFLUENCIA DEL ESTADO TRÓFICO EN LA ACUMULACIÓN DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS DE LAGOS ALTOANDINOS DEL CENTRO DEL ECUADOR, EN EL CONTEXTO DE SU FUNCIÓN COMO SUMIDEROS O FUENTES NATURALES DE CARBONO**

Los ecosistemas lacustres andinos estudiados revelan diferencias marcadas en cuanto a sus características fisicoquímicas, la cantidad de Carbono orgánico que albergan, la dinámica de los nutrientes (N y P) y el origen de la materia orgánica depositada en los sedimentos. Todos estos elementos, tomados en su conjunto, determinan si los lagos funcionan como sumideros de Carbono o, por el contrario, como fuentes de emisión. Esta discusión ampliada combina los resultados del estudio con una perspectiva analítica, prestando especial atención a cómo la calidad de los sedimentos incide en el secuestro de Carbono y en la resiliencia de estos ecosistemas frente al cambio climático.

#### **5.3.1. Propiedades fisicoquímicas de los sedimentos y su vínculo con el estado trófico**

Las diferencias en la conductividad eléctrica (CE) y el pH entre los lagos demuestran que existen distintas condiciones geológicas, hidrológicas y actividades antrópicas que se desarrollan en sus riberas. Yambo exhibe los valores más altos de CE (por encima de  $500\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), lo que apunta a una concentración elevada de iones ligados a carbonatos, bicarbonatos y una posible influencia humana (Junakova et al., 2022; Lawson & Lawson, 2011). Esto concuerda con su naturaleza hipertrófica, donde la abundancia de iones que favorece los procesos de fotosíntesis y la biomasa de algas. Por el contrario, los lagos Atillo y Magdalena, considerados oligotróficos, presentan valores de CE intermedios, pero un pH algo alcalino

(hasta 7,6), lo cual resulta inusual en sistemas con baja productividad biológica (Hakanson, 1980). Esta contradicción sugiere la presencia de mecanismos reguladores posiblemente vinculados a la composición de las rocas locales y a la calidad del agua de escorrentía, lo que requiere un estudio más profundo.

La composición de los sedimentos condiciona la retención de nutrientes y contaminantes. Atillo, con una proporción de arena superior al 78%, revela una menor capacidad para absorber nutrientes y metales pesados, coherente con la composición mineral de su cuenca y las fuertes pendientes (Ayala Izurieta et al., 2023). A diferencia de Colta, donde acciones como el dragado han alterado el tamaño de las partículas y la alcalinidad, modificando parcialmente entre la textura, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el estado de nutrición (Escobar-Arrieta et al., 2021). Estos descubrimientos resaltan la importancia de tener en cuenta la textura como un factor esencial en los modelos de calidad del sedimento y su habilidad para mitigar efectos.

### 5.3.2. Carbono orgánico y función como sumideros o emisores

Las concentraciones de Carbono orgánico en los depósitos revelan una conexión entre la producción biológica, la degradación de la materia orgánica y el almacenamiento de Carbono. Atillo muestra el porcentaje más alto de COS ( $3,2 \pm 0,5$  %), lo que posiblemente indica una considerable sedimentación de material orgánico externo mínimamente degradado, influenciado por su clima frío y escasa acción microbiana (Du et al., 2021). No obstante, los lagos eutróficos Colta y Yambo, a pesar de su sustancial producción y abundancia de elementos nutritivos, muestran niveles inferiores de COS, lo que insinúa un elevado índice de mineralización y liberación de Carbono hacia la atmósfera. Esto respalda la teoría de que los lagos eutróficos podrían comportarse como emisores de Carbono, mientras que los oligotróficos o mesotróficos con ambientes sin Oxígeno, bajas temperaturas o aporte externo podrían ejercer funciones como depósitos (Du et al., 2021).

La disparidad en la eficacia del almacenamiento de Carbono podría también justificarse por el origen del material orgánico. Mientras que en Yambo predomina la producción interna (fitoplancton y plantas acuáticas), lo que fomenta la rápida descomposición anaeróbica y emisiones de  $\text{CH}_4$ , en Atillo y Magdalena sobresale el Carbono externo (hasta un 89%), más resistente a la degradación (Studholme et al., 2014; J. Zhang et al., 2020). Estas puntualizaciones sugieren que la fuente y la naturaleza del Carbono sedimentario son vitales para el papel climático de los lagos de altura andinos.

### 5.3.3. Dinámica de Nitrógeno, Fósforo y capacidad de retención edáfica

Las concentraciones de nutrientes reflejan la influencia del estado trófico y los focos de contaminación que se desarrollan en sus riberas. Yambo resalta por tener niveles altos de Nitrógeno total (NT) y Fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), debido a la influencia externa de actividades agrícolas y vertidos residuales sin depurar (Orquera & Cabrera, 2020). Esta sobrecarga de nutrientes provoca reducidas concentraciones de Oxígeno disuelto (OD), impulsando la liberación de  $\text{H}_2\text{S}$  y tal vez  $\text{N}_2\text{O}$ , dos gases de efecto invernadero con gran impacto climático (Mariñelarena & Gómez, 2008; Soria, 2020). La falta de estudios sobre las emisiones gaseosas desde sedimentos en estos lagos constituye un vacío clave para entender su rol real en el balance regional del Carbono.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) varía de forma considerable, con valores de hasta  $26,7 \pm 3,6$  cmol/kg en lagos eutróficos. Este modelo sugiere una gran retención de nutrientes y metales en sedimentos con alto contenido de materia orgánica, sobre todo en Yambo y Colta, donde la CIC elevada refuerza la acumulación de contaminantes duraderos (Estrada-Herrera et al., 2017; Glibert et al., 2014). Esta característica influye no solo en la

eutrofización, sino también en la toxicidad acumulada en comunidades bentónicas y en la biogeoquímica del Carbono.

El Fósforo soluble ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) manifiesta una dinámica biogeoquímica compleja. En Yambo, su alta disponibilidad indica una rápida mineralización de elementos orgánicos, promovida por temperaturas suaves y oxigenación según la estación. En Colta, la estabilidad de  $\text{PO}_4^{3-}$  quizás dependa del dragado periódico, que quita capas ricas en Fósforo y cambia el orden sedimentario (Escobar-Arrieta et al., 2021). En lagunas Magdalena y Atillo, los valores más bajos y homogéneos, indican climas fríos que frenan la mineralización y la liberación de Fósforo desde la parte orgánica (Baigún et al., 2006). Estas diferencias resaltan la necesidad de monitoreos estacionales y verticales para detectar las variaciones estacionales del Fósforo y su efecto en la productividad primaria.

#### **5.3.4. Origen de la materia orgánica y su implicación ecológica**

Los patrones de deposición de materia orgánica están asociados a las características morfométricas de la ubicación de las lagunas y el uso de suelo de sus riberas y colinas. En Atillo y Magdalena, la escorrentía desde las colinas empinadas transporta materiales orgánicos del suelo, generando una acumulación predominantemente alóctona (Beltrán-Dávalos et al., 2022). Este tipo de materia orgánica, con bajo contenido de Nitrógeno y una estructura fuerte de lignocelulósica recalcitrante, ayuda a que el Carbono se quede estable en los sedimentos por mayor tiempo. En cambio, Yambo, donde la materia orgánica es de origen endógeno, su descomposición es más rápida bajo condiciones anaeróbicas que favorecen la metanogénesis lo que hace que emita más  $\text{CH}_4$ , de forma similar a lo observado en lagos tropicales sometidos a fuerte presión antrópica (Baskerville et al., 2021; Stets et al., 2009).

Los sistemas con alta entrada de materia orgánica exógena, bajas temperaturas y mayor profundidad como Atillo y Magdalena, son ecosistemas favorables para almacenar el Carbono estable, reforzando su rol como sumideros climáticamente relevantes. Por el contrario, los cuerpos de agua con alta productividad biológica asociada a macrófitas, clorofila y nutrientes de origen endógeno (como Yambo) Por el contrario, los cuerpos de agua con alta productividad biológica asociada a macrófitas, clorofila y nutrientes de origen endógeno.

#### **5.3.5. Implicaciones para el monitoreo ambiental y la mitigación climática**

Los resultados de la investigación de estos sistemas lacustres arrojan hallazgos clave para consolidar las estrategias de vigilancia y monitoreo ambiental y para crear medidas de mitigación en los entornos lacustres de alta montaña. Reconocer marcadores como el CO, CIC,  $\text{PO}_4^{3-}$  y la naturaleza del Carbono orgánico sedimentario podría facilitar la clasificación funcional de los lagos entre sumideros o fuentes de Carbono y en los programas de adaptación al cambio climático.

La gestión de las microcuencas con sistemas lacustres debe poner énfasis en disminuir la llegada externa de nutrientes y sedimentos, sobre todo en lugares críticos como Yambo y Colta. A la vez, se aconseja medir de forma continua las emisiones de gases de efecto invernadero desde los depósitos, y fomentar la recuperación ecológica de áreas de ribera, que podrían funcionar como depuradores naturales y estabilizadores de Carbono.

#### **5.3.6. Influencia del estado trófico en la acumulación de metales pesados en sedimentos lacustres altoandinos**

La relación entre el enriquecimiento de nutrientes, los minerales locales y los procesos de oxidación y reducción en el sedimento determinan si estos ecosistemas pueden actuar como depósitos o fuentes naturales de Carbono (Elbaz-Poulichet et al., 2005; Pizarro et al., 2024). Los resultados distinguen claramente cómo se acumulan los metales en las lagunas con pocos

nutrientes (Atillo y Magdalena). La escasez de nutrientes reduce la formación de ligandos orgánicos, promoviendo la retención de metales en fases minerales como óxidos de Hierro (Elbaz-Poulichet et al., 2005) y las lagunas ricas en nutrientes (Colta y Yambo), incrementan los procesos anaerobios, favoreciendo condiciones de movilidad de metales del sedimento hacia la columna del agua (Wei et al., 2008).

Los lagos con pocos nutrientes, ubicados en áreas menos afectadas por la actividad humana y con minerales principalmente volcánicos, mostraron las concentraciones más altas de Fe (7532–8197  $\mu\text{g/g}$ ), Mn (212–378  $\mu\text{g/g}$ ) y Ni (6,8–10,7  $\mu\text{g/g}$ ), coincidiendo con lo encontrado en otros lagos de montaña (Baigún et al., 2006; Rizzo et al., 2010). Estas altas concentraciones están relacionadas a la lenta descomposición de la materia orgánica del propio lago por sus condiciones climáticas de su entorno, con una menor actividad microbiana y una mayor estabilidad de óxidos metálicos de Fe y Mn en ambientes bien oxigenados (GIERLOWSKI-KORDESCH, 2004; Yan et al., 2018). Además, los óxidos de Mn y Fe son importantes para capturar Carbono mediante complejos organometálicos, reforzando su función como sumideros de Carbono eficaces.

Los lagos ricos en nutrientes como Yambo y Colta mantienen una mayor producción primaria, mostraron menos Fe y Mn, lo que sugiere que estos elementos se mueven más por la reducción sin Oxígeno en la zona entre el agua y el sedimento. Esto libera metales unidos a fases oxidadas y facilita la emisión de gases como  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ , disminuyendo su capacidad como sumideros de Carbono (Avramidis et al., 2019; Kostka & Leśniak, 2020). Además, las concentraciones más altas de Pb en Yambo (5,6  $\mu\text{g/g}$ ), puede atribuirse a la cercanía a carreteras de alto tráfico vehicular, lo que evidencia la vulnerabilidad de estas lagunas a la contaminación y sugiere posibles alteraciones en los balances de Carbono por la interacción entre metales pesados y materia orgánica (Ndimele et al., 2010).

En cuanto al Cu y Zn, aunque las concentraciones se mantuvieron en rangos moderadas (Cu: 4,5–12,4  $\mu\text{g/g}$ ; Zn: 2,0–18  $\mu\text{g/g}$ ), podrían ser más accesibles en lagos eutróficos debido a su unión con materia orgánica disuelta y la acción de microorganismos reductores en condiciones con poco Oxígeno (Avramidis et al., 2019; Nys et al., 2016). Esto indica que, incluso con bajas cantidades, no se debe ignorar su posible toxicidad y su rol en los ciclos biogeoquímicos, dado que influyen en la movilidad del Carbono orgánico e interactúan con el Fósforo lo que podría incrementar su bioacumulación de Cu en los macrófitos (E. González et al., 2011b).

### **5.3.7. Evaluación del riesgo ecológico en función del estado trófico de los lagos altoandinos**

La evaluación del riesgo ecológico, fundamentada en los índices PERI (Índice de Riesgo Potencial Ecológico) e ICP (Índice de Carga Contaminante), indica que los lagos estudiados del Ecuador presentan niveles de riesgo bajo, con valores de ICP consistentemente inferiores a 1 e PERI por debajo de los umbrales asociados a impactos severos. Sin embargo, esta aparente estabilidad enmascara patrones espaciales de riesgo diferenciados relacionados con el estado trófico de los ecosistemas.

En sistemas oligotróficos como Atillo y Magdalena, que tienen bajos niveles de producción primaria, se limita la carga orgánica, lo que mantiene condiciones redox oxidantes en la interfase agua-sedimento y determina a la vez una excelente calidad del recurso hídrico (Ayala Izurieta et al., 2023). Estas condiciones favorecen la retención de metales pesados mediante su coprecipitación o adsorción en óxidos de Fe y Mn, restringiendo su biodisponibilidad y toxicidad potencial (S. Yang et al., 2018). No obstante, las concentraciones elevadas de Fe, Ni y Zn, derivados de procesos geológicos como la meteorización de rocas, y el vulcanismo como

fuentes geogénicas (Baigún et al., 2006), generan incrementos localizados del PERI, particularmente en zonas de alta deposición, lo cual subraya la necesidad de vigilancia ambiental incluso en lagunas con baja presión antrópica.

Por el contrario, las lagunas con alto grado de eutrofización como Yambo y Colta, la incrementada concentración de nutrientes y materia orgánica genera condiciones reductoras en los sedimentos, facilitando la movilización de metales previamente inmovilizados. En Yambo, por ejemplo, la acumulación localizada de Pb ( $5,6 \pm 0,7 \mu\text{g/g}$ ) en zonas como SA1 se relaciona con fuentes antropogénicas como descargas domésticas y tráfico lacustre (Orquera & Cabrera, 2020), elevando el PERI en estos sectores. A su vez, los procesos de descomposición anaerobia inducen la liberación de metales al medio acuático (T. Shen et al., 2020), aunque dicha liberación puede ser parcialmente mitigada por la precipitación de carbonatos de Calcio, favorecida por altas tasas fotosintéticas, que inmovilizan metales en formas menos biodisponibles (Saravanan et al., 2018).

En este contexto, el estado trófico se configura como un modulador decisivo del riesgo ecológico, en el cual la eutrofización incrementa la vulnerabilidad ecosistémica ante la movilización de contaminantes, mientras que los sistemas oligotróficos, si bien acumulan metales, tienden a mantenerlos en formas geoquímicamente estables (Benson et al., 2018; Schaetzl et al., 2020).

### **5.3.8. Aporte del modelo CART a la comprensión del estado trófico y su efecto en la acumulación de nutrientes y metales pesados**

Los resultados del modelo CART evidencian una clara diferenciación en los procesos de acumulación sedimentaria para lagos protegidos (Atillo y Magdalena) y no protegidos (Colta y Yambo), lo que respalda el papel del estado trófico como un efecto regulador principal en la biogeoquímica del movimiento de nutrientes y metales pesados. En lagunas oligotróficas de alta montaña, el modelo ha identificado el pH y el Fósforo total como las variaciones predominantes, debido a su poder explicativo mayor del 50 %, que sugiere que la estabilidad redox y el bajo metabolismo microbiano regula la retención de nutrientes.

La estabilización se beneficia del alto contenido en Hierro en los sedimentos ( $7532\text{--}8197 \mu\text{g/g}$ ), que secuestra el P a través del desarrollo estable del complejo Fe–P evitando así procesos de eutrofización (Wilson et al., 2010). Además, la materia orgánica recalcitrante dentro del mismo restringe la mineralización, limitando la fuga de nutrientes y metales a la columna de agua (Rubio-Arias et al., 2018).

Por el contrario, las lagunas eutróficas de Yambo y Colta, el modelo CART identificó una mayor complejidad en las interacciones biogeoquímicas, donde variables como Cu, Ni, Pb y  $\text{PO}_4^{3-}$  mostraron igual peso en la clasificación. Esta equidad relativa entre predictores sugiere que estos sistemas están sometidos a múltiples presiones simultáneas, mayoritariamente de origen antropogénico. En Yambo, por ejemplo, las elevadas concentraciones de Pb ( $5,6 \pm 0,7 \mu\text{g/g}$ ) y  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $678,5 \pm 162,7 \text{ mg/kg}$ ) reflejan la influencia de fuentes difusas como aguas residuales, fertilizantes y emisiones vehiculares, incrementando la movilidad y la biodisponibilidad de metales pesados bajo condiciones anóxicas (Kiani et al., 2020; T. Shen et al., 2020). Estas diferencias en los patrones predictivos destacan la doble función del lagunar altoandino: mientras que los lagos oligotróficos son sumideros estables para Carbono y nutrientes, los lagos eutróficos por condiciones antrópicas se convierten en fuentes potenciales para la segregación de contaminantes. De esta manera, el modelo CART se convierte en una herramienta fundamental para diagnosticar el nivel de perturbación ecosistémica y guiar estrategias de restauración y conservación según el nivel trófico y la presión antrópica.

## 6. CONCLUSIONES

Los ecosistemas ribereños en las microcuencas de Atillo, Ozogoche y Yasepan juegan un papel importante en la provisión de servicios ecosistémicos, destacando la regulación de la calidad del agua y el secuestro de Carbono. Los lugares con mayor conservación de sus zonas de ribera mantienen un secuestro de Carbono orgánico del suelo (COS) superior a  $120 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ , esta función ecosistémica está asociada a la cobertura vegetal que, en las zonas alto andinas está dominada por pajonales y bofedales, lo que explica que los valores de ICA sean superiores a 75% demostrado en las elevadas concentraciones de Oxígeno disuelto ( $>90 \%$ ) y menores cargas de nutrientes ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ). La función ecosistémica de actuar como un filtro natural frente a las escorrentías cargadas de nutrientes y sedimentos garantiza el vínculo funcional en la calidad del recurso hídrico y la salud del suelo del ecosistema, destacando la necesidad de conservación y establecimiento en zonas de conservación en márgenes mínimas de 50 metros desde el espejo de agua de cada orilla de los ríos estudiados.

Se determina que los factores estresantes que afectan las zonas de ribera de sectores de menor altitud son ocasionados por la expansión agrícola, el pastoreo intensivo y la urbanización no planificada, lo que ha reducido la capacidad del suelo para el almacenamiento de Carbono y fijación de nutrientes. Los bajos valores del índice QBR-And ( $<40$ ), incrementan la emisión de  $\text{CO}_2$  hasta en  $25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$  ocasionando a su vez un incremento de nutrientes en el río por lixiviación superficial de su materia orgánica. Esta mayor emisión de Carbono indica que han existido cambios morfológicos en los suelos, como son los procesos de compactación, que reducen el rebrote de plantas endémicas las cuales dejan de actuar como filtros eficientes en la protección del recurso hídrico. En general el QBR And constituye un indicador informativo sobre la urgencia de emprender procesos de restauración. Es decir, si el valor es inferior a 50, existe una necesidad inminente de recuperación y si es superior a 90, la conservación será una medida de gestión.

El modelo de regresión basado en árboles de clasificación y regresión (CART) demostró que el índice tradicional NSF-WQI, resulta insuficiente para caracterizar la complejidad de estos ecosistemas ribereños en microcuencas andinas. Este enfoque demuestra la necesidad de incorporar otras variables como el Nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), la altitud y la presencia de coliformes fecales para mejorar la explicación y predicción del estado ecológico del sistema. Por tanto, el rediseño de índices clásicos de calidad del agua o incorporación de indicadores biológicos como macroinvertebrados bentónicos y diatomeas permitiría desarrollar modelos multivariados integradores más robustos y precisos para el monitoreo de la calidad del agua y conservación de estos ecosistemas.

Las características tróficas en las lagunas estudiadas interactúan con propiedades físicas y fisicoquímicas como la textura del sedimento y las condiciones de óxido-reducción que determinan la capacidad para retener nutrientes, metales pesados y secuestro de Carbono. En la laguna Magdalena y Atillo de características oligotróficas, se identificaron condiciones oxidativas donde el contenido de Fe y Mn y la materia orgánica recalcitrante favorecen la inmovilización geoquímica de metales y la estabilidad en el almacenamiento de Carbono, actuando como sumideros de  $\text{CO}_2$ . Por el contrario, los sistemas eutróficos de Yambo y Colta con ambientes anóxicos favorecen la movilidad de metales y la liberación de Carbono en  $\text{CO}_2$  por la mineralización acelerada de macrófitas acuáticas, convirtiéndose en fuentes emisoras de este gas. Estas diferencias se explican por la naturaleza autóctona o alóctona de material orgánico de los sedimentos, destacando que las lagunas ubicadas en áreas protegidas y en

alturas superiores a los 3200 m s.n.m contribuyen al balance regional de Carbono y al control del riesgo ecológico.

El análisis de metales pesados muestra que las concentraciones de Fe, Mn, Ni y Zn son más elevadas en las lagunas oligotróficas, lo que se debe a la meteorización natural de los minerales. Por otro lado, el Plomo (Pb) y el Cobre (Cu) son más comunes en Yambo y Colta, probablemente relacionados con actividades humanas como las emisiones de vehículos, la escorrentía agrícola y las descargas de aguas residuales. Al comparar con otros lagos y lagunas en América, los sistemas andinos que se estudiaron presentan niveles de contaminación más bajos, con concentraciones de cromo (Cr) y Cadmio (Cd) por debajo de los límites de detección, lo que sugiere que la contaminación industrial es mínima. Esto contrasta con los resultados del Índice de Riesgo Ecológico Potencial (PERI) y el Índice de Carga de Contaminación (ICP), que confirma que todas las lagunas tienen un riesgo ecológico que varía de bajo a muy bajo, con valores de ICP inferiores a 1, lo que indica que la contaminación no es significativa. Sin embargo, hay puntos críticos de riesgo en Yambo y Magdalena, donde las concentraciones de Pb y Mn son altas, lo que resalta la necesidad de implementar estrategias de monitoreo y gestión específicas.

Los ecosistemas terrestres que conforman los valles peri glaciares de Atillo y Ozogoche del Parque Nacional Sangay considerado un Patrimonio Natural de la Humanidad constituyen sumideros de Carbono altamente eficientes, con la capacidad de almacenar Carbono orgánico en el suelo (COS) de hasta 454 Mg COS·ha<sup>-1</sup> en el horizonte superficial (0–30 cm) y hasta 350 Mg COS·ha<sup>-1</sup> (30–60 cm). La presencia de bofedales en la zona de valle alberga horizontes orgánicos de hasta 2 m de profundidad con claras tendencias a seguir acumulando COS, por las condiciones climáticas frío húmedas que limitan las actividades microbianas y desaceleran los procesos de descomposición. La combinación de las bajas temperaturas, la alta saturación hídrica y la dominancia de la cobertura vegetal herbácea favorece el secuestro prolongado de Carbono, evitando la emisión metano y aportando la mitigación del cambio climático a escala regional y global.

El modelo predictivo del % CO desarrollado por CART calibrado, con un R<sup>2</sup> de 0.67 demuestra que variables de teledetección, como datos de precipitación, junto a variables geoespaciales como la elevación, pendiente y taxonomía de suelos, pueden optimizar la estimación espacial del Carbono, en microcuencas complejas, superando limitaciones propias de escalas regionales. No obstante incluir variables que capturen la heterogeneidad edáfica como densidad aparente o porosidad podría mejorar la predicción y descripción de estos ecosistemas, con la finalidad de respaldar políticas locales de conservación basadas en evidencia científica alineadas con los derechos de la naturaleza establecidos en la Constitución ecuatoriana. A la vez las entidades gubernamentales tomadoras de decisión podrán regular la expansión agrícola, el pastoreo intensivo y la degradación de la vegetación que guarda efectos directos en la emisión o almacenamiento del Carbono en el suelo.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Abraham, A., Pedregosa, F., Eickenberg, M., Gervais, P., Mueller, A., Kossaifi, J., Gramfort, A., Thirion, B., & Varoquaux, G. (2014). Machine learning for neuroimaging with scikit-learn. *Frontiers in Neuroinformatics*, 8(FEB). <https://doi.org/10.3389/fninf.2014.00014>
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009a). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009b). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64. <https://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009c). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64. <https://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- Acosta-Quezada, P. G., Raigón, M. D., Riofrío-Cuenca, T., García-Martínez, M. D., Plazas, M., Burneo, J. I., Figueroa, J. G., Vilanova, S., Prohens, J., Ågren, G. I., Weih, M., Amaral, F., Abelho, M., Amtmann, A., Armengaud, P., Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E., ... Reboloso-Fuentes, M. M. (2016). Land Use Policy Effect of Good Agricultural and Environmental Conditions on erosion and soil organic carbon balance : A national case study. *Soil Biology and Biochemistry*.
- Africano Pérez, K. L., Cely Reyes, G. E., & Serrano Cely, P. A. (2016). Potencial de Captura de CO2 asociado al componente edáfico en páramos Guantiva-La Rusia, departamento de Boyacá, Colombia. *Perspectiva Geográfica*, 21(1), 91–110. <https://doi.org/10.19053/01233769.4572>
- Agostini, M. de los Á., Monterubbianesi, M. G., Studdert, G. A., & Maurette, S. (2014). Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. *Ciencia Del Suelo (Argentina)*, 32(2), 171–176.
- Ahmad, W., Alharthy, R. D., Zubair, M., Ahmed, M., Hameed, A., & Rafique, S. (2021a). Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. *Scientific Reports*, 11(1), 17006. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94616-4>
- Ahmad, W., Alharthy, R. D., Zubair, M., Ahmed, M., Hameed, A., & Rafique, S. (2021b). Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. *Scientific Reports*, 11(1), 17006. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94616-4>
- Alicia Aleksa;, J. O. M. A. A. A. (2014). *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe* (C. Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, M. S. B. Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., & V. R. M.L., Montanarella, L., Muniz Ugarte, O., Schad, P., Eds.). Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. <https://doi.org/10.2788/37334>
- Alvarado, H. (2010). Caracterización estructural y florística de un bosque ribereño de la cuenca del río tocuyo (tocuyo occidental), Estado Lara, Venezuela. *Ernstia*, 20(1), 1–20.
- Andrades, M., Aramendía, A. M., & Masaguer Rodríguez, A. (2015). *Prácticas de edafología : métodos didácticos para análisis de suelos*.
- Angst, G., Mueller, K. E., Castellano, M. J., Vogel, C., Wiesmeier, M., & Mueller, C. W. (2023). Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. *Nature Communications*, 14(1), 2967.

- A.O.A.C. (2000). Official methods of analysis of AOAC International. In W. Horwits (Ed.), *Maryland Official Methods of Analysis of AOAC International* (1st–2nd ed., Vol. 17, pp. 4–5).
- Araya, F., & Fernández, A. (2017). Modificación del índice de calidad de riberas: Inclusión del componente social en la evaluación de la calidad ribereña de la microcuenca del río Burío-Quebrada Seca. *Uniciencia*, 31(1), 39–49.
- Arriaga, L., & Maya, Y. (2007). Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9178-4>
- Arroyo, M. T. K., & Cavieres, L. A. (2013). High-Elevation Andean Ecosystems. In *Encyclopedia of Biodiversity* (pp. 96–110). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00428-7>
- Avramidis, P., Barouchas, P., Dünwald, T., Unkel, I., & Panagiotaras, D. (2019). The Influence of Olive Orchards Copper-Based Fungicide Use, in Soils and Sediments—The Case of Aetoliko(Etoliko)Lagoon Western Greece. *Geosciences (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/geosciences9060267>
- Ayala Izurieta, J. E., Beltrán Dávalos, A. A., Jara Santillán, C. A., Godoy Ponce, S. C., Van Wittenberghe, S., Verrelst, J., & Delegido, J. (2023a). Spatial and Temporal Analysis of Water Quality in High Andean Lakes with Sentinel-2 Satellite Automatic Water Products. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 23(21). <https://doi.org/10.3390/s23218774>
- Ayala Izurieta, J. E., Beltrán Dávalos, A. A., Jara Santillán, C. A., Godoy Ponce, S. C., Van Wittenberghe, S., Verrelst, J., & Delegido, J. (2023b). Spatial and Temporal Analysis of Water Quality in High Andean Lakes with Sentinel-2 Satellite Automatic Water Products. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 23(21). <https://doi.org/10.3390/s23218774>
- Ayala Izurieta, J. E., Jara Santillán, C. A., Márquez, C. O., García, V. J., Rivera-Caicedo, J. P., Van Wittenberghe, S., Delegido, J., & Verrelst, J. (2022). Improving the remote estimation of soil organic carbon in complex ecosystems with Sentinel-2 and GIS using Gaussian processes regression. *Plant and Soil*, 479, 159–183. <https://doi.org/10.1007/S11104-022-05506-1>
- Ayala Izurieta, J. E., Márquez, C. O., García, V. J., Jara Santillán, C. A., Sisti, J. M., Pasqualotto, N., Van Wittenberghe, S., & Delegido, J. (2021a). Multi-predictor mapping of soil organic carbon in the alpine tundra: a case study for the central Ecuadorian páramo. *Carbon Balance and Management*. <https://doi.org/10.1186/s13021-021-00195-2>
- Ayala Izurieta, J. E., Márquez, C. O., García, V. J., Jara Santillán, C. A., Sisti, J. M., Pasqualotto, N., Van Wittenberghe, S., & Delegido, J. (2021b). Multi-predictor mapping of soil organic carbon in the alpine tundra: a case study for the central Ecuadorian páramo. *Carbon Balance and Management*, 16(1), 32. <https://doi.org/10.1186/s13021-021-00195-2>
- Ayala, J. E., Márquez, C. O., García, V. J., Recalde, C. G., Rodríguez, M.-V., & Damián, D. A. (2017). Land cover classification in an ecuadorian mountain geosystem using a random forest classifier, spectral vegetation indices, and ancillary geographic data. *Geosciences (Switzerland)*, 7(2). <https://doi.org/10.3390/geosciences7020034>
- Ayala, L., Villa, M., Aguirre, Z., & Aguirre, N. (2014a). Cuantificación del carbono en los páramos del Parque Nacional Yasuni, provincias de Loja y Zamora Chinchipe, Ecuador. *Cedamaz*, 4(1).

- Ayala, L., Villa, M., Aguirre, Z., & Aguirre, N. (2014b). Cuantificación del carbono en los páramos del Parque Nacional Yasuni, provincias de Loja y Zamora Chinchipe, Ecuador. *Cedamaz*, 4(1).
- Ayala-Niño, F., Maya-Delgado, Y., & Troyo-Diéguez, E. (2018a). Almacenamiento y flujo de carbono en suelos áridos como servicio ambiental: Un ejemplo en el noroeste de México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i2.334>
- Ayala-Niño, F., Maya-Delgado, Y., & Troyo-Diéguez, E. (2018b). Almacenamiento y flujo de carbono en suelos áridos como servicio ambiental: Un ejemplo en el noroeste de México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i2.334>
- Baigún, C., Mugni, H., & Bonetto, C. (2006a). Nutrient Concentrations and Trophic State of Small Patagonian Andean lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 21(3), 449–456. <https://doi.org/10.1080/02705060.2006.9665022>
- Baigún, C., Mugni, H., & Bonetto, C. (2006b). Nutrient concentrations and trophic state of small patagonian andean lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 21(3). <https://doi.org/10.1080/02705060.2006.9665022>
- Barbosa-Ramírez, A. R., ESPADA, J. D. LA, Álvarez y Ximénez, A., Direxit, B., Mallet, M., Martines, J. (?-1591), Ortelius, A., Mendezio, D. de, Blaeu, J., Mercator, G. (1512-1594), CANEDO, P. L., Dibujos, S., Rupestre, D. A., Petición, U., Sólo, P., Dibujos, P., Son, Q., Hostnig, R., C.S.I.C., ... Alonso, O. (2012). *Plano 1750*. Periodismo Web 2.0.
- Baskerville, M., Bazrgar, A., Reddy, N., Ofosu, E., Thevathasan, N., Gordon, A. M., & Oelbermann, M. (2021). Greenhouse gas emissions from riparian zones are related to vegetation type and environmental factors. *Journal of Environmental Quality*, 50(4), 847–857. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20250>
- Batalla, R. J., Gibbins, C. N., Alcázar, A., Brasington, J., Buendía, C., Garcia, C., Llana, M., López, R., Palau, A., Rennie, C., Wheaton, J. M., & Vericat, D. (2021). Hydropeaked rivers need attention. *Environmental Research Letters*, 16(2). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abce26>
- Batjes, N. H. (2016). Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks. *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.034>
- Beltrán-Dávalos, A. A., Ayala Izurieta, J. E., Echeverría Guadalupe, M. M., Van Wittenberghe, S., Delegido, J., Otero Pérez, X. L., & Merino, A. (2022a). Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Systems*, 6(4). <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>
- Beltrán-Dávalos, A. A., Ayala Izurieta, J. E., Echeverría Guadalupe, M. M., Van Wittenberghe, S., Delegido, J., Otero Pérez, X. L., & Merino, A. (2022b). Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Systems*, 6(4). <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>
- Beltrán-Dávalos, A. A., Ayala Izurieta, J. E., Echeverría Guadalupe, M. M., Van Wittenberghe, S., Delegido, J., Otero Pérez, X. L., & Merino, A. (2022c). Evaluation of Soil Organic Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Systems*, 6(4). <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>
- Beltrán-Dávalos, A. A., Ayala Izurieta, J. E., Echeverría Guadalupe, M. M., Van Wittenberghe, S., Delegido, J., Otero Pérez, X. L., & Merino, A. (2022d). Evaluation of Soil Organic

- Carbon Storage of Atillo in the Ecuadorian Andean Wetlands. *Soil Systems*, 6(4), 92. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040092>
- Beltrán-Dávalos, A. A., Ayala Izurieta, J. E., Echeverría, M., Jara Santillán, C. A., Verrelst, J., Delegido, J., Merino, A., & Otero, X. L. (2025a). Driving variables to explain soil organic carbon dynamics: páramo highlands of the Ecuadorian Real mountain range. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-025-04017-7>
- Beltrán-Dávalos, A. A., Ayala Izurieta, J. E., Echeverría, M., Jara Santillán, C. A., Verrelst, J., Delegido, J., Merino, A., & Otero, X. L. (2025b). Driving variables to explain soil organic carbon dynamics: páramo highlands of the Ecuadorian Real mountain range. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-025-04017-7>
- Bengtsson, L., Herschy, R., & Fairbridge, R. (2015). *Encyclopedia of lakes and reservoirs* (Springer).
- Benson, N. U., Adedapo, A. E., Fred-Ahmadu, O. H., Williams, A. B., Udosen, E. D., Ayejuyo, O. O., & Olajire, A. A. (2018). A new method for assessment of sediment-associated contamination risks using multivariate statistical approach. *MethodsX*, 5, 268–276. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.03.005>
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T. A., Aragão, L. E. O. C., De Camargo, P. B., Cerri, C. E., Durigan, M., Oliveira Junior, R. C. De, Vieira, I. C. G., & Barlow, J. (2014). A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12), 3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Beretta, A. N., Silbermann, A. V., Paladino, L., Torres, D., Bassahun, D., Musselli, R., & García-Lamohte, A. (2014). Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method. *Ciencia e Investigación Agraria*, 41(2), 25–26. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202014000200013>
- Berhe, A. A., Harte, J., Harden, J. W., & Torn, M. S. (2007). The Significance of the Erosion-induced Terrestrial Carbon Sink. *BioScience*, 57(4), 337–346. <https://doi.org/10.1641/B570408>
- Blanco Salas, H. A. (2016). *Edafología agrícola* (J. Ávila, J.; Genesca, Ed.; CEDIA).
- Blom, C. W. P. M., Bögemann, G. M., Laan, P., van der Sman, A. J. M., van de Steeg, H. M., & Voesenek, L. A. C. J. (1990). Adaptations to flooding in plants from river areas. *Aquatic Botany*, 38(1), 29–47. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(90\)90097-5](https://doi.org/10.1016/0304-3770(90)90097-5)
- Boots, J. N. M., Humblet-Hua, N. P. K., Tonnejck, L., Fokkink, R., van der Gucht, J., & Kodger, T. E. (2022). Corrigendum to “Characterization of the local mechanical texture of animal meat and meat replacements using multi-point indentation” [J. Food Eng. (2021) 110505]. *Journal of Food Engineering*, 319, 110742. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2021.110742>
- Bourgeau-Chavez, L. L., Grelik, S. L., Battaglia, M. J., Leisman, D. J., Chimner, R. A., Hribljan, J. A., Lilleskov, E. A., Draper, F. C., Zutta, B. R., Hergoualc’h, K., Bhomia, R. K., & Lähteenoja, O. (2021). Advances in Amazonian Peatland Discrimination With Multi-Temporal PALSAR Refines Estimates of Peatland Distribution, C Stocks and Deforestation. *Frontiers in Earth Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.676748>
- Brechelt, D. A. (2004). Manejo Ecológico del Suelo. *Red de Acción En Plaguicidas y Sus Alternativas Para América Latina*.

- Bremer, L. L., Farley, K. A., Chadwick, O. A., & Harden, C. P. (2016). Changes in carbon storage with land management promoted by payment for ecosystem services. *Environmental Conservation*, 43(4), 397–406. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000199>
- Buitrago, S. P., Pulido, K. L., & Vanegas, L. J. (2013). Variabilidad ambiental y respuestas fisiológicas de polylepis cuadjuga (Rosaceae) en un ambiente fragmentado en el páramo de la Rusia (Colombia) carolina ramos. *Revista de Biología Tropical*, 61(1).
- Burbano Orjuela, H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas*. <https://doi.org/10.22267/rcia.183501.85>
- Buytaert, W., Deckers, J., & Wyseure, G. (2007). Regional variability of volcanic ash soils in south Ecuador: The relation with parent material, climate and land use. In *Catena* (Vol. 70, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.08.003>
- Cai, Y., Feng, M., & Zhang, T. (2021). Review of distribution of nitrogen and phosphorus in riparian zones of Chinese inland water bodies. *Acta Ecologica Sinica*. <https://doi.org/10.1016/J.CHNAES.2021.09.010>
- Calderón-Medina, C., Bautista-Mantilla, G., & Rojas-González, S. (2018). Propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, indicadores del estado de diferentes ecosistemas en una terraza alta del departamento del Meta. *Orinoquia*, 22, 141–157. <https://doi.org/10.22579/20112629.524>
- Camacho, F., Trejo, I., & Bonfil, C. (2017a). Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Botanical Sciences*, 31(78), 17. <https://doi.org/10.17129/botsci.1718>
- Camacho, F., Trejo, I., & Bonfil, C. (2017b). Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Botanical Sciences*, 31(78), 17. <https://doi.org/10.17129/botsci.1718>
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*.
- Camarillo-Naranjo, J. M., Álvarez-Francoso, J. I., Limones-Rodríguez, N., Pita-López, M. F., & Aguilar-Alba, M. (2019). The global climate monitor system: from climate data-handling to knowledge dissemination. *International Journal of Digital Earth*, 12(4), 394–414. <https://doi.org/10.1080/17538947.2018.1429502>
- Campo, J., Oliva, F. G., Segueda, A. N., & Siebe, C. (2016). Stocks and dynamics of organic carbon in tropical forest ecosystems of Mexico. *Terra Latinoamericana*.
- Caranqui, J., Lozano, P., & Reyes, J. (2016). Composición y diversidad florística de los páramos en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, Ecuador. *Enfoque UTE*, 7(1), 33–45. <http://ingenieria.ute.edu.ec/enfoqueute/index.php/revista/article/view/86%0Ahttp://ingenieria.ute.edu.ec/enfoqueute/index.php/revista/article/download/86/91>
- Carey, C. C., & Rydin, E. (2011). Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnology and Oceanography*, 56(6), 2051–2063. <https://doi.org/10.4319/LO.2011.56.6.2051>
- Cargua Catagña, F. E., Llerena, M. V. R., Carrión, D. A. D., Moreno, C. G. R., & Lima, G. P. S. (2017). Analytical methods comparison for soil organic carbon determination in Andean

Forest of Sangay National Park-Ecuador. *Acta Agronomica*, 66(3).  
<https://doi.org/10.15446/acag.v66n3.52467>

- Carmen, V. de M., Carvalho, A. R., Mingante Schlittler, F. H., Tornisielo, V. L., Gustavo, H., Jean, P., Vinicio, D., Villacrés, C., Valeria, P., García, G., Nataly, G., Juiña, G., & Zimmermann, C. M. (2015). Vigilancia y control de la calidad de agua para consumo humano. *Química Nova*, 1(8), 1–5. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000500009>
- Carrasco, S., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J., & Vargas-Chacoff, L. (2014). Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana - Botanica*, 71(1), 1–9. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432014000100002>
- Carreño de León, C., Zarazúa Ortega, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., & Tejeda Vega, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.10>
- Castañeda-Martín, A. E., & Montes-Pulido, C. R. (2017a). Carbono almacenado en páramo andino. *ENTRAMADO*. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25112>
- Castañeda-Martín, A. E., & Montes-Pulido, C. R. (2017b). Carbono almacenado en páramo andino. *ENTRAMADO*. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25112>
- Castillo-Monroy, A. P., & Maestre, F. T. (2011). La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 1–21. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000100001>
- Castro-Díez, P., & Alonso, Á. (2017). Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. *Limnetica*, 36, 525–541. <https://doi.org/10.23818/limn.36.19>
- Cerón, L., & Aristizábal, F. (2012). Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología*.
- Cervantes, R., Sánchez, J. M., Alegre, J., Rendón, E., Baiker, J. R., Locatelli, B., & Bonnesoeur, V. (2021). CONTRIBUTION OF HIGH-ANDEAN ECOSYSTEMS IN PROVIDING THE WATER REGULATION ECOSYSTEM SERVICE. *Ecología Aplicada*, 20(2). <https://doi.org/10.21704/rea.v20i2.1804>
- Chalar, G. (2006). Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salt Grande (Argentina-Uruguay). *InterAmerican Network of Academies of Sciences*, 87–101.
- Chen, C. W., Ju, Y. R., Chen, C. F., & Dong, C. Di. (2016). Evaluation of organic pollution and eutrophication status of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 113, 318–324. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.03.024>
- Chen, R., Chen, H., Song, L., Yao, Z., Meng, F., & Teng, Y. (2019). Characterization and source apportionment of heavy metals in the sediments of Lake Tai (China) and its surrounding soils. *Science of the Total Environment*, 694, 133819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133819>
- Ćirić, V., Manojlović, M., Belić, M., Nešić, L., & Šeremešić, S. (2013). Effects of land use conversion on soil aggregate stability and organic carbon in different soils. *Agrociencia*, 47(6), 539–552.
- Cole, G. (1998). *Manual de limnología* (Hemisferio Sur, Ed.; 2 a.).

- Condori Tintaya, F., Pino Vargas, E., & Tacora Villegas, P. (2022). Pérdida de suelos por erosión hídrica en laderas semiáridas de la subcuenca Cairani-Camilaca, Perú. *Idesia (Arica)*, 40(2), 7–15. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292022000200007>
- Connolly, N. M., Pearson, R. G., Loong, D., Maughan, M., & Brodie, J. (2015). Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 213(x), 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.007>
- Coîteaux, M. M., Sarmiento, L., Bottner, P., Acevedo, D., & Thiéry, J. M. (2002). Decomposition of standard plant material along an altitudinal transect (65–3968m) in the tropical Andes. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(1), 69–78. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00155-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00155-9)
- Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión.* (2013).
- De La Luz Vázquez-Sauceda, M., Pérez-Castañeda, R., Sánchez-Martínez, J. G., & Aguirre-Guzmán, G. (2012). Cadmium and lead levels along the estuarine ecosystem of Tigre River-San Andres Lagoon, Tamaulipas, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(4). <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0750-4>
- De Souza, A. L. T., Fonseca, D. G., Libório, R. A., & Tanaka, M. O. (2013). *Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil.* <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>
- Devi, A. S. (2021). Influence of trees and associated variables on soil organic carbon: a review. *Journal of Ecology and Environment*, 45(1), 1–14.
- Ding, F., Huang, Y., Sun, W., Jiang, G., & Chen, Y. (2014). Decomposition of Organic Carbon in Fine Soil Particles Is Likely More Sensitive to Warming than in Coarse Particles: An Incubation Study with Temperate Grassland and Forest Soils in Northern China. *PLoS ONE*, 9(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095348>
- Ding, S., Dan, S. F., Liu, Y., He, J., Zhu, D., & Jiao, L. (2022). Importance of ammonia nitrogen potentially released from sediments to the development of eutrophication in a plateau lake. *Environmental Pollution*, 305, 119275. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119275>
- Dodds, W. K., Gido, K., Whiles, M. R., Daniels, M. D., & Grudzinski, B. P. (2015). The Stream Biome Gradient Concept: factors controlling lotic systems across broad biogeographic scales. *Freshwater Science*, 34(1), 1–19. <https://doi.org/10.1086/679756>
- Dominguez Solis, D., Ramírez-Escamilla, H. G., & Campos- Villegas, L. E. (2024). Análisis de un cuerpo de agua localizado en la comunidad de San Jerónimo Amanalco, Estado de México, México. *Revista Chapingo Serie Agricultura Tropical*, 4(2), 1–15. <https://doi.org/10.5154/r.rchs.2024.04.06>
- Domínguez Soto, J. M., Román Gutiérrez, A. D., Prieto García, F., & Acevedo Sandoval, O. (2012). Sistema de notación Munsell y CIELab como herramienta para evaluación de color en suelos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(1), 141–155.
- Doran, J. W., Jones, A. J., Arshad, M. A., & Gilley, J. E. (2018). Determinants of Soil Quality and Health. In *Soil Quality and Soil Erosion* (1st ed., pp. 17–36). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203739266-2>
- Du, Y., Chen, F., Xiao, K., Song, C., He, H., Zhang, Q., Zhou, Y., Jang, K., Zhang, Y., Xing, P., Liu, Z., Zhang, Y., & Lu, Y. (2021). Water Residence Time and Temperature Drive

- the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Alpine Lakes in the Tibetan Plateau. *Global Biogeochemical Cycles*, 35(11). <https://doi.org/10.1029/2020GB006908>
- Dupont, D. P., & Renzetti, S. (2013). Household behavior related to water conservation. *Water Resources and Economics*, 4, 22–37. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2013.12.003>
- D'Urso, P., & Vitale, V. (2020). A robust hierarchical clustering for georeferenced data. *Spatial Statistics*, 35. <https://doi.org/10.1016/j.spasta.2020.100407>
- Echeverría Pérez, E. G., Castañeda Hidalgo, E., Robles, C., Martínez Gallegos, V., Santiago Martínez, G. M., & Rodríguez-Ortiz, G. (2023). Indicadores de calidad como herramientas útiles para evaluar el estado de la fertilidad del suelo. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 10(1), 49–67. <https://doi.org/10.60158/rma.v10i1.376>
- ECOLAP y MAE. (2007). Guía del patrimonio de áreas naturales protegidas del Ecuador. In *Región Amazónica*.
- Elbaz-Poulichet, F., Seidel, J. L., Jézéquel, D., Metzger, E., Prévot, F., Simonucci, C., Sarazin, G., Viollier, E., Etcheber, H., Jouanneau, J.-M., Weber, O., & Radakovitch, O. (2005). Sedimentary record of redox-sensitive elements (U, Mn, Mo) in a transitory anoxic basin (the Thau lagoon, France). *Marine Chemistry*, 95(3–4), 271–281. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.10.001>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. In *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 311–321). Fundación BBVA.
- Erazo Fierro, G. A., & Aldás Núñez, R. J. (2020). Cordillera Real: Variación de metamorfismo en el trayecto Atillo-Normandía. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 1(1). <https://doi.org/10.29166/revfig.v1i1.2125>
- Escobar, M., Navas, A., Medina, C., Corrales, J., Tenjo, A., & Borrás, L. (2020). Efecto de prácticas agroecológicas sobre características del suelo en un sistema de lechería especializada del trópico alto colombiano. *Livestock Research for Rural Development*, 32(4).
- Escobar-Arrieta, S., Albuja, A., & Andueza-Leal, F. D. (2021). Calidad fisicoquímica del agua de la laguna Colta. Chimborazo. Ecuador. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 11(1), 80–90. <https://doi.org/10.29166/revfig.v11i1.3135>
- Espinosa, J., Moreno, J., & Bernal, G. (2022a). Suelos de la Sierra. In *Suelos del Ecuador: Clasificación, Uso y Manejo* (Primera, p. 157).
- Espinosa, J., Moreno, J., & Bernal, G. (2022b). Suelos de la Sierra. In *Suelos del Ecuador: Clasificación, Uso y Manejo* (Primera, p. 157).
- Estrada-Herrera, I. R., Hidalgo-Moreno, C., Guzmán-Plazola, R., Almaraz Suárez, J. J., Navarro-Garza, H., & Etchevers-Barra, J. D. (2017a). Soil quality indicators to evaluate soil fertility. *Agrociencia*, 51(8), 813–831.
- Estrada-Herrera, I. R., Hidalgo-Moreno, C., Guzmán-Plazola, R., Almaraz Suárez, J. J., Navarro-Garza, H., & Etchevers-Barra, J. D. (2017b). Soil quality indicators to evaluate soil fertility. *Agrociencia*, 51(8), 813–831.
- Eubanks, C., & Meadows, D. (2002a). *A soil bioengineering guide for streambank and lakeshore stabilization*. Technology & Development Program (U.S.).
- Eubanks, C., & Meadows, D. (2002b). *A soil bioengineering guide for streambank and lakeshore stabilization*. Technology & Development Program (U.S.).

- Eyherabide, Mercedes, Sainz Rozas, H., Barbieri, P., & Echeverría, H. E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia Del Suelo*, ISSN 0326-3169, ISSN-e 1850-2067, Vol. 32, N°. 1, 2014, Págs. 13-19, 32(1), 13–19.
- FAO. (2016). *Protocolo para el Proceso de Calibración y Adaptación Nacional*. <https://openknowledge.fao.org/items/64fb9e59-0d77-47b5-98cc-f551eba866e8>
- FAO. (2017a). *Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto*.
- FAO. (2017b). *Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto*.
- FAO. (2017c). Liberación del potencial del carbono orgánico del suelo - Documento de resultados. In *Simposio internacional sobre el carbono orgánico del suelo*.
- FAO. (2020). *FAO, SMIA, Observación de la Tierra, METOP, NDVI, ASIS, VHI, VCI, ECWFMF, Índice de Estrés Agrícola, Anomalía del NDVI, Vegetation Condition Index, Vegetation Health Index, Precipitación Estimada, Anomalía de Precipitación* mapa.
- FAO. (2024, November 26). *Propiedades físicas del suelo*. Organización de Las Naciones Unidas Para La Agricultura y Alimentación FAO. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/>
- Farguell, J., Chavez, J., & Ochoa, L. (2024). Assessment of a process-based urban river restoration using biological and hydro-geomorphological indicators . The Congost River at Granollers ( Catalonia , Spain ). *Journal of Environmental Management*, 369(September), 122424. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122424>
- Field, A. (2018). *Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics*.
- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment*, 609, 724–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Figueiredo, V., Enrich-Prast, A., & Rütting, T. (2016). Soil organic matter content controls gross nitrogen dynamics and N<sub>2</sub>O production in riparian and upland boreal soil. *European Journal of Soil Science*, 67(6), 782–791. <https://doi.org/10.1111/EJSS.12384>
- Flores-Ruiz, E., Miranda-Novales, M. G., & Villasís-Keever, M. Á. (2017). El protocolo de investigación VI: cómo elegir la prueba estadística adecuada. *Estadística inferencial. Revista Alergia México*, 64(3), 364–370. <https://doi.org/10.29262/ram.v64i3.304>
- Forero, L. C., Longo, M., Ramirez, R, J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro ( ICE RN-MAE ), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62(April), 233–247. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15790>
- Fortuna, A. M., Lewandowski, A. M., & Osterholz, W. R. (2023). Enhancing the Soil Health–Watershed Health Nexus: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 52(3), 407–411. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20420>
- GAD de Chimborazo. (2013). *PLAN DE MANEJO Y COGESTIÓN DEL TERRITORIO HÍDRICO DE CEBADAS (YASIPÁN, TINGO, ICHUBAMBA Y GUARGUALLÁ)*.
- GAD provincia de Chimborazo. (2015a). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la provincia de Chimborazo*. Chimborazo, Ecuador. <http://www.chimborazo.gob.ec/chimborazo/wp-content/uploads/PD-y-OT.pdf>
- GAD provincia de Chimborazo. (2015b). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la provincia de Chimborazo*. Chimborazo, Ecuador.

- Galicia, L., María, A., Cáceres, G., Cram, S., Vergara, B. C., Ramírez, V. P., & Saynes, V. (2016). Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* (1998).
- Gamarra, O., Barrena, M., Ramírez, C., Castillo, E., Tafur, D., Barrios, J., & Corroto, F. (2018a). Quality of the riparian forest in the Utcubamba river basin. *Arnaldoa*, 25(2), 653–678. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25218>
- Gamarra, O., Barrena, M., Ramírez, C., Castillo, E., Tafur, D., Barrios, J., & Corroto, F. (2018b). Quality of the riparian forest in the Utcubamba river basin. *Arnaldoa*, 25(2), 653–678. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25218>
- Gamarra Torres, Ó. A., Barrena Gurbillón, M. Á., Ordinola Ramírez, C., Leiva Tafur, D., Rascón Barrios, J., & Corroto, F. (2018). Calidad del bosque de ribera en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, 25(2), 653–678. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25218>
- Gao, X., Hu, Y., Sun, Q., Du, L., Duan, P., Yao, L., & Guo, S. (2018). Erosion-induced carbon losses and CO<sub>2</sub> emissions from Loess and Black soil in China. *CATENA*, 171, 533–540. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.001>
- García Rengifo, C., & Endara González, A. (2020). Evaluación de la calidad del agua en el río Alabrado utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores en la zona del embalse de la Laguna de la Mica. *Bionatura*, 5(4), 1380–1386. <https://doi.org/10.21931/RB/2020.05.04.17>
- Geoportal. (2016). *Geoinformación – Geoportal Ecuador*. Información Geográfica Del Ecuador.
- Ghimire, S., Ojha, R. B., Shrivastav, C., Bhatta, S., & Panday, D. (2024). Profile distribution and edaphic controls of soil organic carbon in dominant soil orders of Chitwan, Nepal. *Carbon Research*, 3(57). <https://doi.org/10.1007/s44246-024-00139-8>
- GIERLOWSKI-KORDESCH, E. (2004). Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems. *PALAIOS*, 19(2). [https://doi.org/10.1669/0883-1351\(2004\)019<0184:br>2.0.co;2](https://doi.org/10.1669/0883-1351(2004)019<0184:br>2.0.co;2)
- Glibert, P. M., Hinkle, D. C., Sturgis, B., & Jesien, R. V. (2014). Eutrophication of a Maryland/Virginia Coastal Lagoon: a Tipping Point, Ecosystem Changes, and Potential Causes. *Estuaries and Coasts*, 37(S1), 128–146. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9630-3>
- González, E., Tornero, M., Sandoval, E., Pérez, A., & Gordillo, J. (2011a). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(4), 290–301.
- González, E., Tornero, M., Sandoval, E., Pérez, A., & Gordillo, J. (2011b). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(4), 290–301. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992011000400002](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000400002)
- González, S. (2007). Contaminación difusa de las aguas. *Tierra Adentro*, 77, 21–25.
- González, V., Caicedo, O., & Aguirre, N. J. (2013). Aplicación De Los Índices De Calidad De Agua NSF, DINIUS y BMWP. *Revista Gestion y Ambiente*, 16(1), 97–108. <http://www.bdigital.unal.edu.co/33902/1/33863-170537-1-PB.pdf>

- Granitto, M., Lopez, M. E., Bursztyn Fuentes, A. L., Maluendez Testoni, M. C., & Rodríguez, P. (2025). Relationship between riparian zones and water quality in the main watersheds of Ushuaia City, Tierra del Fuego (Argentina). *Ecological Processes*, *14*(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s13717-025-00585-1>
- Gregory, S., Swanson, F., Mckee, A., & Cummins, K. (1991a). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones Focus on links between land and water. *BioScience*, *41*(8), 540–550.
- Gregory, S., Swanson, F., Mckee, A., & Cummins, K. (1991b). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones Focus on links between land and water. *BioScience*, *41*(8), 540–550.
- Gu, Y. G. (2018). Heavy metal fractionation and ecological risk implications in the intertidal surface sediments of Zhelin Bay, South China. *Marine Pollution Bulletin*, *129*(2), 905–912. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.047>
- Guarnizo Crespo, D. M., Lapo Escobar, L. M., & Rodriguez Iñiguez, D. L. (2024). Medición de la DQO como Parámetro Eficaz en el Control Ambiental en Descargas de áreas Urbanas. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, *8*(4), 9399–9417. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v8i4.13083](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i4.13083)
- Gutierrez, M. J. (2018). *Análisis de la calidad del sedimento de Laguna Trupán*. 64.
- Hair, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., & Anderson, R. E. (2019). *MULTIVARIATE DATA ANALYSIS EIGHTH EDITION*. [www.cengage.com/highered](http://www.cengage.com/highered)
- Hakanson, L. (1980a). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, *14*(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hakanson, L. (1980b). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, *14*(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Halifa-Marín, A., Pérez-Cutillas, P., Almagro, M., Martínez-Mena, M., & Boix-Fayos, C. (2019). Dinámica geomorfológica fluvial y cambios de usos del suelo: impacto en los reservorios de carbono de suelos y sedimentos. *Bosque (Valdivia)*. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002019000100003>
- Hanfi, M. Y., & Yarmoshenko, I. V. (2020). Health risk assessment quantification from heavy metals contamination in the urban soil and urban surface deposited sediment. *Journal of Taibah University for Science*, *14*(1), 285–293. <https://doi.org/10.1080/16583655.2020.1735735>
- Hassan, W., Li, Y., Saba, T., Wu, J., Bashir, S., Bashir, S., Gatasheh, M. K., Diao, Z. H., & Chen, Z. (2022). Temperature responsiveness of soil carbon fractions, microbes, extracellular enzymes and CO<sub>2</sub> emission: mitigating role of texture. *PeerJ*, *10*. <https://doi.org/10.7717/peerj.13151>
- Hermosilla, Z., Jorge, C., Romero, I., Martí, E., & Cabañero, M. (2005). *Diferencias espaciales y estacionales en el contenido de nutrientes, demanda de oxígeno y potencial redox en sedimentos bajo una instalación de producción acuícola en jaulas*. 31.
- Hernández, J., Rodríguez, J., León, J., & Buitrago, J. (2019a). Los suelos: estabilidad, productividad y degradación. In *El medio ambiente en colombia* (pp. 229–277).
- Hernández, J., Rodríguez, J., León, J., & Buitrago, J. (2019b). Los suelos: estabilidad, productividad y degradación. In *El medio ambiente en colombia* (pp. 229–277).

- Hernández, M. E. (2010). SUELOS DE HUMEDALES COMO SUMIDEROS DE CARBONO Y FUENTES DE METANO. *Terra Latinoamericana*, 28(2).
- Hidrología, I. N. de M. e, & INAMHI. (2016). *Anuario Meteorológico*.
- Hofstede, R., Calles, J., López, V., Polanco, R., Torres, F., Ulloa, J., Vásquez, A., & Cerra, M. (2014). Los páramos Andinos ¿Qué Sabemos? Estado de conocimiento sobre el impacto del cambio climático en el ecosistema páramo. In *UICN, Quito, Ecuador*.
- Hofstee, R., Lips, J., & Jongsmá, W. (1998a). *Geografía, ecología y forestación de la sierra alta del Ecuador* (1st ed.).
- Hofstee, R., Lips, J., & Jongsmá, W. (1998b). *Geografía, ecología y forestación de la sierra alta del Ecuador* (1st ed.).
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L., & Zhang, H. (2017). Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001>
- Huamán-Carrión, M. L., Espinoza-Montes, F., Barrial-Lujan, A. I., Ponce-Atencio, Y., Huamán-Carrión, M. L., Espinoza-Montes, F., Barrial-Lujan, A. I., & Ponce-Atencio, Y. (2021). Influencia de la altitud y características del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico de pastos naturales altoandinos. *Scientia Agropecuaria*.
- Huggenberger, P., Hoehn, E., Beschta, R., & Woessner, W. (1998). **Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology**. *Freshwater Biology*, 40(3), 407–425. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00371.x>
- Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A., & Popp, A. (2020). Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*, 15(10), 104093. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abae2a>
- Hurtado-Naranjo, M. A., Alulema-Del Salto, R. A., & Palacios-Cabrera, T. A. (2023). Captura de carbono orgánico en zonas con distinto nivel de intervención en páramos de Sayaro. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 16(2), 79–92. <https://doi.org/10.29166/revfig.v16i2.4323>
- IDEAM. (1997). *Geosistemas de la alta montaña* (Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, Ed.; 1st ed.). Universidad Nacional de Colombia,.
- Ingaramo, O. E., Paz Ferreiro, J., Mirás Avalos, J. M., & Vidal Vázquez, E. (2007). Caracterización de las propiedades generales del suelo en una parcela experimental con distintos sistemas de laboreo. *Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe*, 32, 127–137.
- Iori, P., Silva, R. B. Da, Junior, M. D. S. D., Nakamura, R., & Ferreira De Almeida, L. C. (2020). Soil quality analysis in riparian areas for soil and water resource management. In *Archives of Agronomy and Soil Science* (Vol. 66, Issue 5). <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1630822>
- Jenson, S. K., & Domingue, J. O. (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54(11), 1593–1600. [https://doi.org/0099-1112/88/5411-1593\\$02.25/0](https://doi.org/0099-1112/88/5411-1593$02.25/0)

- Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374(2065), 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- Juárez Sanz, M., Sánchez-Sánchez, A., Jordá Guijarro, J. D., & Sánchez Andréu, J. J. (2004). *Diagnóstico del potencial nutritivo del suelo*. Servicio de Publicaciones ; Universidad de Alicante / Universitat d'Alacant.
- Junakova, N., Junak, J., & Balintova, M. (2022). The effect of physicochemical properties of bottom sediments on nitrogen and phosphorus sorption. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1252(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899x/1252/1/012059>
- Junk, W. J., An, S., Finlayson, C. M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S. A., Mitsch, W. J., & Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. In *Aquatic Sciences* (Vol. 75, Issue 1, pp. 151–167). <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands*. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., & Hedmark, Å. (2010). Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: A critical review. *Wetlands*. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0003-4>
- Kiani, M., Tammeorg, P., Niemistö, J., Simojoki, A., & Tammeorg, O. (2020). Internal phosphorus loading in a small shallow Lake: Response after sediment removal. *Science of the Total Environment*, 725. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.138279>
- Klapproth, J. C., & Johnson, J. E. (2009a). *Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Effects on Water Quality*.
- Klapproth, J. C., & Johnson, J. E. (2009b). *Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Effects on Water Quality*.
- Köchy, M., Hiederer, R., & Freibauer, A. (2015). Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. *SOIL*. <https://doi.org/10.5194/soil-1-351-2015>
- Kogut, B. M., & Semenov, V. M. (2020). Estimation of soil saturation with organic carbon. *Dokuchaev Soil Bulletin*, 102, 103–124. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>
- Kostka, A., & Leśniak, A. (2020). Spatial and geochemical aspects of heavy metal distribution in lacustrine sediments, using the example of Lake Wigry (Poland). *Chemosphere*, 240. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124879>
- Kuhry, P., Makopoulou, E., Pascual Descarrega, D., Pecker Marcosig, I., & Trombotto Liaudat, D. (2022). Soil organic carbon stocks in the high mountain permafrost zone of the semi-arid Central Andes (Cordillera Frontal, Argentina). *CATENA*, 217, 106434. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106434>
- Kumar, S., Vellanki, B. P., Rahman, S. P. K., Kazmi, A. A., & Ghosh, N. C. (2018). Runoff characterization and pollutant load estimation of Nainital lake, India. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 10, 394–398. <https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2018.09.005>

- Kurek, M. R., Harir, M., Shukle, J. T., Schroth, A. W., Schmitt-Kopplin, P., & Druschel, G. K. (2020). Chemical fractionation of organic matter and organic phosphorus extractions from freshwater lake sediment. *Analytica Chimica Acta*, 1130, 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2020.07.013>
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29(4), 437–450. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7)
- Lawson, O. E., & Lawson, E. O. (2011). Physico-Chemical Parameters and Heavy Metal Contents of Water from the Mangrove Swamps of Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria. *Advances in Biological Research*, 5(1).
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., & Delgado, A. R. S. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse R?o Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronomica*, 44(3), 419–425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>
- Ledo, A., Smith, P., Zerihun, A., Whitaker, J., Vicente-Vicente, J. L., Qin, Z., McNamara, N. P., Zinn, Y. L., Llorente, M., & Liebig, M. (2020a). Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology*, 26(7), 4158–4168.
- Ledo, A., Smith, P., Zerihun, A., Whitaker, J., Vicente-Vicente, J. L., Qin, Z., McNamara, N. P., Zinn, Y. L., Llorente, M., & Liebig, M. (2020b). Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology*, 26(7), 4158–4168.
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., & Wiese, L. (2017). Soil Organic Carbon: the Hidden Potential. In *Banking*. <https://doi.org/10.1038/nrg2350>
- Li, Q., Wang, L., Fu, Y., Lin, D., Hou, M., Li, X., Hu, D., & Wang, Z. (2023). Transformation of soil organic matter subjected to environmental disturbance and preservation of organic matter bound to soil minerals: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 23(3), 1485–1500. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03381-y>
- Liu, H., Lu, H., & Hu, H. (2024). CO2 capture and mineral storage: State of the art and future challenges. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 189). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113908>
- Liu, J., Pei, X., Zhu, W., & Jiao, J. (2024). Water-related ecosystem services interactions and their natural-human activity drivers: Implications for ecological protection and restoration. *Journal of Environmental Management*, 352(January), 120101. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120101>
- Llambí, L. D., Soto, A., Borja, P., Ochoa, B., Celleri, R., & Bievre, B. (2012). Páramos Andinos: Ecología, hidrología y suelos de páramos. In *Los suelos del Páramo*.
- Long, Z., Ji, Z., & Pei, Y. (2023). Characteristics and distribution of phosphorus in surface sediments of a shallow lake. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 124, 50–60. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.10.012>
- Lopes, O. F., de Jesus, R. M., de Sousa, L. F., Rocha, F. A., da Silva, D. M. L., Amorim, A. F., da Silva, V. H. C., & Navoni, J. A. (2021). Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(10). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10941-7>
- López, E., Vásquez, J., Villa, F., & Reinoso, G. (2015). Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Tumbaga*, 1(10), 1.

- López, M. (2009a). Los sedimentos y su incidencia en la eutrofización de los embalses. Caso del río Lozoya. *Ingeniería Del Agua*, 16(4), 272–283.
- López, M. (2009b). Los sedimentos y su incidencia en la eutrofización de los embalses. Caso del río Lozoya. *Ingeniería Del Agua*, 16(4), 272–283.
- Lutz, B. D., Bernhardt, E. S., & Schlesinger, W. H. (2013). The Environmental Price Tag on a Ton of Mountaintop Removal Coal. *PLoS ONE*, 8(9), e73203. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073203>
- Ma, T., Luo, H., Huang, K., Tao, X., Sun, J., & Lu, G. (2022). Hierarchical health risk assessment and influence factors of an ecological post-restoration oil shale mining area based on metal bioavailability. *Science of the Total Environment*, 821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153480>
- Madrigal Reyes, S., Cristóbal Acevedo, D., Hernández Acosta, E., & Romo Lozano, J. L. (2019). Influencia de la cobertura, pendiente y profundidad, sobre el carbono y nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(51), 201–223.
- MAE. (2012). *Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental*. Subsecretaría de Patrimonio Natural.
- Mariñelarena, A. J., & Gómez, S. E. (2008). Eutrofización en las lagunas pampeanas. efectos secundarios sobre los peces. *Biología Acuática*, 24, 43–48.
- Medrano, H., Gulías, J., Chaves, M. M., Galmés, J., & Flexas, J. (2011). Photosynthetic water-use efficiency. In *Terrestrial Photosynthesis in a Changing Environment a Molecular, Physiological and Ecological Approach*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139051477.040>
- Meena, V. S., Mishra, P. K., Bisht, J. K., & Pattanayak, A. (Eds.). (2017). *Agriculturally Important Microbes for Sustainable Agriculture*. Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-5343-6>
- Melack, J. M., & Engle, D. L. (2009). An organic carbon budget for an Amazon floodplain lake. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 30(8). <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11923906>
- Mendoza, R., & Espinoza, A. (2017). Guía Técnica para muestreo de suelos. *Universidad Nacional Agraria*.
- Miguel Castro A. (2010). *Valoración económica del almacenamiento de agua y carbono en los bofedales paramunos ecuatorianos, experiencia en dos sitios piloto: Oña-Nabón-Saraguro-Yacuambi y del Frente Sur Occidental de Tungurahua*.
- Mogollón, J. P., Rivas, W., Martínez, A., Campos, Y., & Marquez, E. (2015). Carbono orgánico del suelo en un gradiente altitudinal en la Península de Paraguaná, Venezuela. *Multiciencias*. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90444727005>
- Mohammadi, A. A., Zarei, A., Esmailzadeh, M., Taghavi, M., Yousefi, M., Yousefi, Z., Sedighi, F., & Javan, S. (2020a). Assessment of Heavy Metal Pollution and Human Health Risks Assessment in Soils Around an Industrial Zone in Neyshabur, Iran. *Biological Trace Element Research*, 195(1), 343–352. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01816-1>
- Mohammadi, A. A., Zarei, A., Esmailzadeh, M., Taghavi, M., Yousefi, M., Yousefi, Z., Sedighi, F., & Javan, S. (2020b). Assessment of Heavy Metal Pollution and Human Health Risks Assessment in Soils Around an Industrial Zone in Neyshabur, Iran. *Biological Trace Element Research*, 195(1), 343–352. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01816-1>

- Monsalve Camacho, O. I., Gutiérrez D., J. S., & Cardona, W. A. (2017). Factores que intervienen en el proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(1), 200–209. <https://doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.5663>
- Montenegro, G., Fredes, C., Mejías, E., Bonomelli, C., & Olivares, L. (2009). Contenidos de metales pesados en suelos cercanos a un relave cuprífero Chileno. *Agrociencia*, 43, 427–435.
- Moreno Franco, D., Quintero Manzano, J., & Lopez Cuevas, A. (2010). Metodos para identificar , diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78, 25–33.
- Moreno-Jiménez, V., Castillo-Acosta, O., Gama-Campillo, L., Zavala-Cruz, J., & Ortiz-Pérez, M. A. (2017). Relación de vegetación ribereña y propiedades del suelo en un afluente del río Tacotalpa, Tabasco, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 91–109. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.231510>
- Mudroch, A., & MacKnight, S. D. (1994). *Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling* (2nd ed.). Lewis Publisher.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003a). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003b). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998a). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de. *Tecnología Del Agua*, 175, 20–37.
- Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998b). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de. *Tecnología Del Agua*, 175, 20–37.
- Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998c). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de. *Tecnología Del Agua*, 175, 20–37.
- Nadeu, E., Boix-Fayos, C., de Vente, J., López, J., & Martínez-Mena, M. (2010). Movilización de carbono orgánico por distintos procesos erosivos en la conexión ladera-cauce. *Pirineos*, 165(0 SE-Artículos), 157–177. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2010.165008>
- Naiman, R. J., Bilby, R. E., & Bisson, P. A. (2000). Riparian ecology and management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience*, 50(11), 996–1011. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0996:REAMIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0996:REAMIT]2.0.CO;2)
- Nath, B., Roy, H., Saidur, K., Mahmud, F., Kamal, M., Hasan, M., Bhuiyan, A. K., Hasan, M., Syed, M., Maksud, R., & Islam, S. (2024). *Principal component analysis incorporated water quality index modeling for Dhaka-based rivers*. 23(February).
- Ndimele, P. E., Jenyo-Oni, A., & Jibuike, C. C. (2010). The levels of lead (Pb) in water, sediment and a commercially important fish species (*Chrysichthys nigrodigitatus*) (Lacepède 1803) from Ologe Lagoon, Lagos, Nigeria. *Journal of Environmental Extension*, 8(1). <https://doi.org/10.4314/jext.v8i1.52421>

- Nina, S. S., Hernández, R. D. Z., & López, L. A. A. (2021). Comparación del carbono orgánico proveniente de los ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y el grado de humificación en cinco órdenes de suelos. *Peruvian Journal of Agronomy*, 5(1), 25–34.
- Nys, C., Janssen, C. R., Van Sprang, P., & De Schampelaere, K. A. C. (2016). The effect of pH on chronic aquatic nickel toxicity is dependent on the pH itself: Extending the chronic nickel bioavailability models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(5). <https://doi.org/10.1002/etc.3232>
- Oliver, M. A., & Webster, R. (1990). Kriging: A method of interpolation for geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 4(3). <https://doi.org/10.1080/02693799008941549>
- Ordóñez, J. A. B., & Masera, O. (2016). Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques*. <https://doi.org/10.21829/myb.2001.711314>
- Orjuela, H. B. (2016). El carbono orgánico del suelo en el ámbito de la naturaleza y la sociedad. *Suelos Ecuatoriales*, 46(1), 89–100.
- Orozco, C., García, S. B., Gonzáles, L. J., Flores, H.E., Martínez, E., & Chávez, A. A. (2018). Caracterización química de sedimentos en un ecosistema lacustre. *XLIII Congreso Nacional de La Ciencia Del Suelo Buenavista, Saltillo, Coahuila, México 1 a 5 de Octubre de 2018, May*, 244–249.
- Orquera, E., & Cabrera, M. (2020a). CARACTERIZACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LA LAGUNA DE YAMBO MEDIANTE ANÁLISIS DE FÓSFORO. *InfoANALÍTICA*, 8(1). <https://doi.org/10.26807/ia.v8i1.119>
- Orquera, E., & Cabrera, M. (2020b). Caracterización del estado trófico de la laguna de yambo mediante análisis de fósforo. *InfoANALÍTICA*, 8(1), 99–111. <https://doi.org/10.26807/ia.v8i1.119>
- Ortiz, C. M. J. P. G. (2024). Diagnóstico integral de un río urbano. Aplicación de métricas biológicas, fisicoquímicas y del bosque de ribera. *Ecosistemas*, 33(1), 1–12.
- Oseguera, L. (2011). *Calidad De Agua Y Sedimentos En Sitios Con Diferente Grado De Dragado En El Lago De Pátzcuaro, Michoacán, México*. 183.
- Otero, J. D., Figueroa, A., Muñoz, F. A., & Peña, M. R. (2011). Loss of soil and nutrients by surface runoff in two agro-ecosystems within an Andean paramo area. *Ecological Engineering*, 37(12). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.001>
- Ouyang, W., Wang, Y., Lin, C., He, M., Hao, F., Liu, H., & Zhu, W. (2018). Heavy metal loss from agricultural watershed to aquatic system: A scientometrics review. *Science of The Total Environment*, 637–638, 208–220. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.04.434>
- Padarian, J., Minasny, B., & McBratney, A. B. (2020). Machine learning and soil sciences: A review aided by machine learning tools. *Soil*, 6(1), 35–52.
- Palau, A., Alonso, M., & Corregidor, D. (2010). Análisis del ciclo de carbono en embalses y su posible efecto en el cambio climático. Aplicación al embalse de Susqueda (río Ter, NE España). *Ingeniería Del Agua*, 17(3). <https://doi.org/10.4995/ia.2010.2978>
- Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009a). EVALUACION DE RIBERA Y HABITAT FLUVIAL A TRAVES DE LOS INDICES QBR E IHF. *Gayana (Concepción)*, 73(1), 57–63. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100009>

- Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009b). EVALUACION DE RIBERA Y HABITAT FLUVIAL A TRAVES DE LOS INDICES QBR E IHF. *Gayana (Concepción)*, 73(1). <https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100009>
- Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009c). EVALUACION DE RIBERA Y HABITAT FLUVIAL A TRAVES DE LOS INDICES QBR E IHF. *Gayana (Concepción)*, 73(1). <https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100009>
- Paredes, M. (2013). Fijacion biologica de nitrogeno en leguminosas y gramineas. *Trabajo Final de Ingenieria En Produccion Agropecuaria-Facultad de Ciencias Agrarias-Universidad Catolica Argentina*.
- Pastor, J., Rivas, W., Martinez, A., Campos, Y., & Marquez, E. (2015). Carbono orgánico del suelo en un gradiente altitudinal en la Península de Paraguaná, Venezuela. *Multiciencias*, 15(3), 271–280.
- Pauca Tanco, G. A., Alvis Ccoropuna, T., Villasante Benavides, J. F., Luque Fernandez, C. R., & Quispe Turpo, J. del P. (2021). Cálculo y valoración del almacenamiento de carbono del humedal altoandino de Chalhuanca, Arequipa (Perú). *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 23(3), 139–148. <https://doi.org/10.18271/ria.2021.314>
- Paz, F. (2016). Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 339–355.
- Paz, F., Covalada, S., Hidalgo, C., Etchevers, J., & Matus, F. (2016). Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 321–337.
- Paz, F., & Etchevers, J. (2016). Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 339–355. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-57792016000300339](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000300339)
- Pazmiño, Y. C., Felipe, J. J. de, Vallbé, M., & Pazmiño, Y. (2024). Modeling the Influence of Changes in the Edaphic Environment on the Ecosystem Valuation of the Zone of Influence of the Ozogoche and Atillo Lake Systems in Ecuador. *Applied Sciences*, 14(6), 2249. <https://doi.org/10.3390/app14062249>
- Peral, J., Ferrández, A., Mora, H., Gil, D., & Kauffmann, E. (2019). A Review of the Analytics Techniques for an Efficient Management of Online Forums: An Architecture Proposal. *IEEE Access*, 7. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2892987>
- Peralta Higuera, A., Fernández de Castro Martínez, G., Vázquez Selem, L., Palacio Prieto, J. L., & García Romero, A. (2018). Geomorfometría y cálculo de erosión hídrica en diferentes litologías a través de fotogrametría digital con drones. *Investigaciones Geográficas*, 96. <https://doi.org/10.14350/rig.59548>
- Pérez, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Universidad de Antioquia, Ed.; 2a.). Banco de la República.
- Perrigo, A., Hoorn, C., & Antonelli, A. (2020). Why mountains matter for biodiversity. In *Journal of Biogeography* (Vol. 47, Issue 2). <https://doi.org/10.1111/jbi.13731>
- Pinos-Morocho, D., Morales-Matute, O., & Durán-López, M. E. (2021a). Suelos de páramo: Análisis de percepciones de los servicios ecosistémicos y valoración económica del

- contenido de carbono en la sierra sureste del Ecuador. *Revista de Ciencias Ambientales*, 55(2), 157–179. <https://doi.org/10.15359/rca.55-2.8>
- Pinos-Morocho, D., Morales-Matute, O., & Durán-López, M. E. (2021b). Suelos de páramo: Análisis de percepciones de los servicios ecosistémicos y valoración económica del contenido de carbono en la sierra sureste del Ecuador. *Revista de Ciencias Ambientales*. <https://doi.org/10.15359/rca.55-2.8>
- Pizarro, S., Custodio, M., Solórzano-Acosta, R., Contreras, D., & Verástegui-Martínez, P. (2024). Water Storage–Discharge Relationship with Water Quality Parameters of Carhuacocha and Vichecocha Lagoons in the Peruvian Puna Highlands. *Water*, 16(17), 2505. <https://doi.org/10.3390/w16172505>
- Podwojewski, P. (1999a). Los suelos de las altas tierras andinas: los páramos del Ecuador. *Sociedad Ecuatoriana de La Ciencia Del Suelo*.
- Podwojewski, P. (1999b). Los suelos de las altas tierras andinas: los páramos del Ecuador. *Sociedad Ecuatoriana de La Ciencia Del Suelo*.
- Posada, M. I., & Arroyave, M. del P. (2015). Análisis de la calidad del retiro ribereño para el diseño de estrategias de restauración ecológica en el río Miel, Caldas, Colombia. *EIA*, 12(23), 117–128. <https://doi.org/10.14508/reia.2015.12.23.117-128>
- Qian, J., Liu, J., Wang, P., Wang, C., Hu, J., Li, K., Lu, B., Tian, X., & Guan, W. (2018). Effects of riparian land use changes on soil aggregates and organic carbon. *Ecological Engineering*, 112, 82–88. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.12.015>
- Quan, Q., Tian, D., Luo, Y., Zhang, F., Crowther, T. W., Zhu, K., Chen, H. Y. H., Zhou, Q., & Niu, S. (2019). Water scaling of ecosystem carbon cycle feedback to climate warming. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav1131>
- Ramião, J. P., Cássio, F., & Pascoal, C. (2020). Riparian land use and stream habitat regulate water quality. *Limnologia*, 82. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125762>
- Ramírez, A. (2010). Capítulo 2. Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical*, 58(SUPPL. 4), 41–50.
- Ramón-Reinozo, M., Ballari, D., Cabrera, J. J., Crespo, P., & Carrillo-Rojas, G. (2019). Altitudinal and temporal evapotranspiration dynamics via remote sensing and vegetation index-based modelling over a scarce-monitored, high-altitudinal Andean páramo ecosystem of Southern Ecuador. *Environmental Earth Sciences*, 78(11). <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8337-6>
- Reddy, K. R., Feijtel, T. C., & Patrick Jr, W. H. (1986). *Effect of soil redox conditions on microbiological oxidation of organic - The role of organic matter in modern agriculture matter* (Y. Chen & Y. Avnimelech, Eds.). Martinus Nijhoff.
- Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M. D., Seneviratne, S. I., Zscheischler, J., Beer, C., Buchmann, N., Frank, D. C., Papale, D., Rammig, A., Smith, P., Thonicke, K., van der Velde, M., Vicca, S., Walz, A., & Wattenbach, M. (2013). Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, 500(7462), 287–295. <https://doi.org/10.1038/nature12350>
- Riquetti, N. B., Mello, C. R., Leandro, D., Guzman, J. A., & Beskow, S. (2022). Assessment of the soil-erosion-sediment for sustainable development of South America. *Journal of Environmental Management*, 321, 115933. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115933>

- Rizzo, A., Daga, R., Arcagni, M., Catán, S. P., Bubach, D., Sánchez, R., Guevara, S. R., & Arribére, M. A. (2010). Heavy metal concentrations in different compartments of Andean lakes of Northern Patagonia. *Ecologia Austral*, 20(2).
- Rodríguez, Arbelo, C., Notario, J., Mora, J., Guerra, J., & Armas, C. (2004a). Contenido y formas de carbono orgánico en Andosoles forestales: aproximación a su dinámica. *Edafología*, 11(1), 67–102.
- Rodríguez, Arbelo, C., Notario, J., Mora, J., Guerra, J., & Armas, C. (2004b). Contenido y formas de carbono orgánico en Andosoles forestales: aproximación a su dinámica. *Edafología*, 11(1), 67–102.
- Rojas, O., Li, Y., & Cumani, R. (2015). *Entendiendo el impacto de sequía provocada por El Niño en el área agrícola mundial: una evaluación utilizando el Índice de Estrés Agrícola de la FAO (ASI)* (Vols. 1, 52 p.).
- Rolando, J. L., Dubeux, J. C., Perez, W., Ramirez, D. A., Turin, C., Ruiz-Moreno, M., Comerford, N. B., Mares, V., Garcia, S., & Quiroz, R. (2017). Soil organic carbon stocks and fractionation under different land uses in the Peruvian high-Andean Puna. *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.037>
- Rouse, J. W., Hass, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *Third Earth Resources Technology Satellite (ERTS) Symposium*. NASA Special Publication, 309–317. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022614>
- Rubio-Arias, H. O., Mejía-Leyva, P. F., Cortés-Palacios, L., Ochoa-Rivero, J. M., & De La Mora-Orozco, C. (2018). Metales pesados en sedimentos de la Laguna de Bustillos, Chihuahua, México y comparación de agua regia y peróxido de hidrógeno como métodos de digestión. *Investigación y Ciencia de La Universidad Autónoma de Aguascalientes*, 74. <https://doi.org/10.33064/iycuaa2018741736>
- Ruiz, M., Granero, M., Rodríguez, M. I., Bustamante, M. A., & Ruibal, A. L. (2005). Importancia De Los Sedimentos Como Fuente Interna Del Fósforo En El Embalse San Roque (Córdoba): Determinación De Una Metodología Para Su Estudio. *XX Congreso Nacional Del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos Del Cono Sur. 9 al 14 de Mayo 2005. Mendoza.*, 11.
- Salinas, J., & Garcia, R. (1979). *Metodos analiticos para suelos acidos y plantas. ro.*
- Sánchez, B., Ruiz, M., & Ríos, M. M. (2005a). Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud, en la cuenca del rio Maracay, Estado Aragua. *Agronomía Tropical*, 55(4), 507–534.
- Sánchez, B., Ruiz, M., & Ríos, M. M. (2005b). Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud, en la cuenca del rio Maracay, Estado Aragua. *Agronomia Trop.*
- Sánchez Espinosa, J. A., & Rubiano Sanabria, Y. (2015). Procesos Específicos De Formación En Andisoles, Alfisoles Y Ultisoles En Colombia. *Revista EIA*, 1(1), 85–97.
- Sánchez, J. M., Otero, X. L., & Izco, J. (1998). Relationships between vegetation and environmental characteristics in a salt-marsh system on the coast of Northwest Spain. *Plant Ecology*, 136(1), 1–8. <https://doi.org/10.1023/A:1009712629733>
- Sánchez-Rodríguez, E., García-Martínez, B., Aguilar-Alba, M., Gaibor, F., Albán, A., Vélez-García, E., & Fuertes-Grábalos, E. (2023). Aportación de la Geografía a la Cooperación Internacional al Desarrollo: herramientas para el análisis espacial de la calidad de los

- suelos y la reactivación de las economías rurales en Sucumbíos (Ecuador). *Revista de Estudios Andaluces*, 46, 8–28. <https://doi.org/10.12795/rea.2023.i46.01>
- Saravanan, P., Krishnakumar, S., Pradhap, D., Silva, J. D., Arumugam, K., Magesh, N. S., & Srinivasalu, S. (2018). Elemental concentration based potential ecological risk (PER) status of the surface sediments, Pulicat lagoon, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.025>
- Schaetzl, R. J., Baish, C., Colgan, P. M., Knauff, J., Bilintoh, T., Wanyama, D., Church, M., McKeehan, K., Fulton, A., & Arbogast, A. F. (2020). A sediment-mixing process model of till genesis, using texture and clay mineralogy data from Saginaw lobe (Michigan, USA) tills. *Quaternary Research (United States)*, 94. <https://doi.org/10.1017/qua.2019.82>
- Scharlemann, J. P. W., Tanner, E. V. J., Hiederer, R., & Kapos, V. (2014a). Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. In *Carbon Management* (Vol. 5, Issue 1). <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Scharlemann, J. P. W., Tanner, E. V. J., Hiederer, R., & Kapos, V. (2014b). Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. In *Carbon Management* (Vol. 5, Issue 1). <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schawe, M., Glatzel, S., & Gerold, G. (2006). Soil development along an altitudinal transect in a Bolivian tropical montane rainforest: Podzolization vs. hydromorphy. *Catena*, 69(2), 83–90. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.023>
- Schimmel, H., & Amelung, W. B. T.-R. M. in E. S. and E. S. (2022). *Organic soils* ☆. Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00073-2>
- Schonlau, M., & Zou, R. Y. (2020). The random forest algorithm for statistical learning. *Stata Journal*, 20(1). <https://doi.org/10.1177/1536867X20909688>
- Schulte, E. E., & Hopkins, B. G. (1996a). *Estimation of Soil Organic Matter by Weight Loss-On-Ignition*.
- Schulte, E. E., & Hopkins, B. G. (1996b). *Estimation of Soil Organic Matter by Weight Loss-On-Ignition*.
- Segura-Méndez, F. J., Pérez-Sánchez, J., & Senent-Aparicio, J. (2023). Evaluating the riparian forest quality index (QBR) in the Luchena River by integrating remote sensing, machine learning and GIS techniques. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 23(3), 469–483. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.04.002>
- Sekulić, A., Kilibarda, M., Heuvelink, G. B. M., Nikolić, M., & Bajat, B. (2020). Random forest spatial interpolation. *Remote Sensing*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/rs12101687>
- Sequeiros Abarca, D. A., & Cazorla Galdos, J. O. (2020). Servicio ambiental de captura de carbono de los bofedales del Centro Poblado Alto Perú, Tacna. *INGENIERÍA INVESTIGA*, 2(2), 357–375. <https://doi.org/10.47796/ing.v2i2.411>
- Seyfried, H., Worrier, G., Uhlig, D., Kohler, I., & Calvo, C. (1998). INTRODUCCIÓN A LA GEOLOGÍA Y MORFOLOGÍA DE LOS ANDES EN EL NORTE DE CHILE. *Chungará (Arica)*, 30(1). <https://doi.org/10.4067/s0717-73561998000100002>
- Shaheen, M. E., Tawfik, W., Mankola, A. F., Gagnon, J. E., Fryer, B. J., & El-Mekawy, F. M. (2023). Assessment of contamination levels of heavy metals in the agricultural soils using ICP-OES. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 32(6), 665–691. <https://doi.org/10.1080/15320383.2022.2123448>

- Shen, T., Tang, Y., Li, Y. J., Liu, Y., & Hu, H. (2020). An experimental study about the effects of phosphorus loading in river sediment on the transport of lead and cadmium at sediment-water interface. *Science of the Total Environment*, 720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137535>
- Shen, Y., Cheng, R., Xiao, W., Zeng, L., Wang, L., Sun, P., & Chen, T. (2022a). Temporal dynamics of soil nutrients in the riparian zone: Effects of water fluctuations after construction of the Three Gorges Dam. *Ecological Indicators*, 139, 108865. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.108865>
- Shen, Y., Cheng, R., Xiao, W., Zeng, L., Wang, L., Sun, P., & Chen, T. (2022b). Temporal dynamics of soil nutrients in the riparian zone: Effects of water fluctuations after construction of the Three Gorges Dam. *Ecological Indicators*, 139, 108865. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.108865>
- Sirombra, M. G., & Mesa, L. M. (2012). A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators*, 20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.021>
- Slavin, Morris. (1978). *Atomic absorption spectroscopy*. 2nd. ed. 193.
- Soria, D.; S. A. (2020). *Evaluación de la Eutrofización y Variabilidad Vertical de las Concentraciones de Nutrientes en la Laguna de Colta*. [Bachelor's ]. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Sosa, R., Gaxiola, G., Olivos, A., & Silva, L. (2013). *Nutrientes inorgánicos y producción del fitoplancton en una laguna costera subtropical de México Inorganic nutrients and phytoplankton production in a subtropical coastal lagoon of Mexico*. 48, 2013. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572013000100012>
- Sreenivasulu, G., Nadimikeri, J., Chinnapolla, S. R. R. B., Ballari, L., Madiga, R., Nirmala, K., & Tella, L. P. (2018). Assessment of heavy metal pollution from the sediment of Tupilipalem Coast, southeast coast of India. *International Journal of Sediment Research*, 33(3), 294–302. <https://doi.org/10.1016/J.IJSRC.2018.02.004>
- Steinitz-Kannan, M., López, C., Jacobsen, D., & Guerra, M. de L. (2020). History of limnology in Ecuador: a foundation for a growing field in the country. *Hydrobiologia*, 847(20). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04291-1>
- Stets, E. G., Striegl, R. G., Aiken, G. R., Rosenberry, D. O., & Winter, T. C. (2009). Hydrologic support of carbon dioxide flux revealed by whole-lake carbon budgets. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(1). <https://doi.org/10.1029/2008JG000783>
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., De Courcelles, V. de R., & Singh, K. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80–99.
- Studholme, A. M., León, L. F. H., Rivera, A. C. R., & Moreno, C. G. R. (2014a). Altitudinal and temporal variability of four macroinvertebrate communities in Andean streams, Sangay National Park, Ecuador. *Entomotropica*, 29(3), 149–158.
- Studholme, A. M., León, L. F. H., Rivera, A. C. R., & Moreno, C. G. R. (2014b). Altitudinal and temporal variability of four macroinvertebrate communities in Andean streams, Sangay National Park, Ecuador. *Entomotropica*, 29(3), 149–158.

- Suleiman, A. K. A., Pylro, V. S., & Roesch, L. F. W. (2017). Replacement of native vegetation alters the soil microbial structure in the Pampa biome. *Scientia Agricola*, 74(1), 77–84. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2015-0494>
- Sutfin, N. A., Wohl, E. E., & Dwire, K. A. (2016a). Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(1), 38–60. <https://doi.org/10.1002/ESP.3857>
- Sutfin, N. A., Wohl, E. E., & Dwire, K. A. (2016b). Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(1), 38–60. <https://doi.org/10.1002/ESP.3857>
- Sweeney, B. W., & Newbold, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3), 560–584. <https://doi.org/10.1111/jawr.12203>
- Tabatabai, M. A. (1996). Soil Organic Matter Testing: An Overview. *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*, 1–9. <https://doi.org/10.2136/SSASPECPUB46.C1>
- Tammeorg, O., Nürnberg, G. K., Nöges, P., & Niemistö, J. (2022). The role of humic substances in sediment phosphorus release in northern lakes. *Science of The Total Environment*, 833, 155257. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155257>
- Tanaka, M. O., de Souza, A. L. T., Moschini, L. E., & de Oliveira, A. K. (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>
- Thompson, J. B., Zurita-Arthos, L., Müller, F., Chimbolema, S., & Suárez, E. (2021). Land use change in the Ecuadorian páramo: The impact of expanding agriculture on soil carbon storage. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 53(1), 48–59. <https://doi.org/10.1080/15230430.2021.1873055>
- Tian, H., Zhang, Y., Yang, X., Zhang, H., Wang, D., Wu, P., Yin, A., & Gao, C. (2024). Classification and regression tree (CART) for predicting cadmium (Cd) uptake by rice (*Oryza sativa* L.) and its application to derive soil Cd threshold based on field data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 285, 117125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117125>
- Tighe, M., Lockwood, P., Wilson, S., & Lisle, L. (2004). Comparison of digestion methods for ICP-OES analysis of a wide range of analytes in heavy metal contaminated soil samples with specific reference to arsenic and antimony. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35(9–10), 1369–1385. <https://doi.org/10.1081/CSS-120037552>
- Tito, R., Vasconcelos, H. L., & Feeley, K. J. (2018). Global climate change increases risk of crop yield losses and food insecurity in the tropical Andes. *Global Change Biology*, 24(2). <https://doi.org/10.1111/gcb.13959>
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002a). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3), 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002b). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3), 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>

- Torri, S. I., Cabrera, M. N., & Alberti, C. (2018). Respiración potencial durante la bioestimulación de un suelo contaminado con hidrocarburos aromáticos policíclicos. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.11>
- Turkeltaub, T., Furman, A., Mannheim, R., & Weisbrod, N. (2022). Continuous monitoring of a soil aquifer treatment system's physico-chemical conditions to optimize operational performance. *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(6), 1565–1578. <https://doi.org/10.5194/hess-26-1565-2022>
- Vallejo, V., Díaz-Fierros, F., & De la Rosa, D. (2005). 8. Impactos Sobre Los Recursos Edáficos. *Impactos Del Cambio Climático En España*.
- Varol, M., Ustaoglu, F., & Tokatli, C. (2022). Ecological risks and controlling factors of trace elements in sediments of dam lakes in the Black Sea Region (Turkey). *Environmental Research*, 205, 112478. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2021.112478>
- Veen, J. (1933). *Veen, Johan van*.
- Vela Correa, G., Blanco, J. L., & De Lourdes Rodríguez Gamiño, M. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el suelo de conservación del distrito federal, centro de México. *Investigaciones Geograficas*. <https://doi.org/10.14350/rig.31007>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014a). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Physical, Chemical and Hydromorphological Characterization of Ecuador and Perú Tropical Highland Andean Rivers.*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014b). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Physical, Chemical and Hydromorphological Characterization of Ecuador and Perú Tropical Highland Andean Rivers.*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Villamarin, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterizacion fisica, quimica e hidromorfologica de los rios altoandinos tropicales de Ecuador y Peru. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014c). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Physical, Chemical and Hydromorphological Characterization of Ecuador and Perú Tropical Highland Andean Rivers.*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Wadoux, A. M. J. C. (2024). Soil health by 2050: respecting 'soilscapes' is the key. In *Nature* (Vol. 626, Issue 7997). <https://doi.org/10.1038/d41586-024-00201-w>
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47(4), 517–539. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2427.2002.00893.X>
- Wei, S., Zhou, Q., & Saha, U. K. (2008). Hyperaccumulative characteristics of weed species to heavy metals. *Water, Air, and Soil Pollution*. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9644-9>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., Lützw, M. Von, Marin-Spiotta, E., Wesemael, B. van, Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

- Wilson, T. A., Amirbahman, A., Norton, S. A., & Voytek, M. A. (2010). A record of phosphorus dynamics in oligotrophic lake sediment. *Journal of Paleolimnology*, 44(1). <https://doi.org/10.1007/s10933-009-9403-y>
- Winckell, A., Marocco, R., Winter, T., Huttel, C., Pourrut, P., Zebrowski, C., & Sourdat, M. (1997). Los Paisajes Naturales del Ecuador. Volumen 1- Las condiciones generales del medio natural. In *Geografía básica del Ecuador: Geografía física.: Vol. I*.
- Wolf, T. (1892). Geografía y geología de Ecuador. *Leipzig, Tipografía F. A. Brockhaus*.
- Yan, C., Zeng, L., Che, F., Yang, F., Wang, D., Luo, Z., Wang, Z., & Wang, X. (2018). High-resolution characterization of arsenic mobility and its correlation to labile iron and manganese in sediments of a shallow eutrophic lake in China. *Journal of Soils and Sediments*, 18(5). <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1929-z>
- Yáñez Díaz, M. I., Cantú Silva, I., González Rodríguez, H., Jurado, E., & Gómez Meza, M. V. (2017a). Respiración del suelo en cuatro sistemas de uso de la tierra. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(42). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i42.22>
- Yáñez Díaz, M. I., Cantú Silva, I., González Rodríguez, H., Jurado, E., & Gómez Meza, M. V. (2017b). Respiración del suelo en cuatro sistemas de uso de la tierra. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(42). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i42.22>
- Yang, S., Cammeraat, E., Jansen, B., den Haan, M., van Loon, E., & Recharte, J. (2018). Soil organic carbon stocks controlled by lithology and soil depth in a Peruvian alpine grassland of the Andes. *Catena*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.038>
- Yang, X. M., Drury, C. F., Reynolds, W. D., & Yang, J. Y. (2016). How do changes in bulk soil organic carbon content affect carbon concentrations in individual soil particle fractions? *Scientific Reports*, 6(1), 27173.
- Ye, F., Ma, M. H., Wu, S. J., Jiang, Y., Zhu, G. B., Zhang, H., & Wang, Y. (2019). Soil properties and distribution in the riparian zone: the effects of fluctuations in water and anthropogenic disturbances. *European Journal of Soil Science*, 70(3). <https://doi.org/10.1111/ejss.12756>
- Yellajosula, G., Cihacek, L., Faller, T., & Schauer, C. (n.d.). *Soil Carbon Change Due to Land Conversion to Grassland in a Semi-Arid Environment*. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030043>
- Yost, J. L., & Hartemink, A. E. (2019a). *Chapter Four - Soil organic carbon in sandy soils: A review* (D. L. B. T.-A. in A. Sparks, Ed.; Vol. 158, pp. 217–310). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>
- Yost, J. L., & Hartemink, A. E. (2019b). Soil organic carbon in sandy soils: A review. In *Advances in Agronomy* (Vol. 158, pp. 217–310). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>
- Yu, H., Zha, T., Zhang, X., Nie, L., Ma, L., & Pan, Y. (2020). Spatial distribution of soil organic carbon may be predominantly regulated by topography in a small revegetated watershed. *Catena*, 188, 104459.
- Zamora-Morales, B. P., Mendoza-Cariño, M., Sangerman-Jarquín, D. M., Quevedo Nolasco, A., & Navarro Bravo, A. (2018). El manejo del suelo en la conservación de carbono orgánico. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(8), 1787–1799.

- Zehetner, F., Miller, W. P., & West, L. T. (2003a). Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Science Society of America Journal*, *67*, 1797–1809. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1797>
- Zehetner, F., Miller, W. P., & West, L. T. (2003b). Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Science Society of America Journal*, *67*, 1797–1809. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1797>
- Zermeño-González, A., Ríos-Estudillo, J. A., Gil Marin, J. A., Cadena-Zapata, M., & Villarreal-Quintanilla, J. Á. (2011). Dinámica del flujo de bióxido de carbono y de energía sobre un pastizal natural del norte de México. *Bioagro*, *23*(1), 35–42.
- Zhan, S., Wu, J., Wang, J., & Jin, M. (2022). Comparisons of pollution level and environmental changes from the elemental geochemical records of three lake sediments at different elevations, Central Asia. *Journal of Asian Earth Sciences*, *237*, 105348. <https://doi.org/10.1016/J.JSEAES.2022.105348>
- Zhang, D., Li, M., Yang, Y., Yu, H., Xiao, F., Mao, C., Huang, J., Yu, Y., Wang, Y., Wu, B., Wang, C., Shu, L., He, Z., & Yan, Q. (2022a). Nitrite and nitrate reduction drive sediment microbial nitrogen cycling in a eutrophic lake. *Water Research*, *220*, 118637. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118637>
- Zhang, D., Li, M., Yang, Y., Yu, H., Xiao, F., Mao, C., Huang, J., Yu, Y., Wang, Y., Wu, B., Wang, C., Shu, L., He, Z., & Yan, Q. (2022b). Nitrite and nitrate reduction drive sediment microbial nitrogen cycling in a eutrophic lake. *Water Research*, *220*, 118637. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118637>
- Zhang, J., Chen, H., Fu, Z., & Wang, K. (2021). Effects of vegetation restoration on soil properties along an elevation gradient in the karst region of southwest China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *320*, 107572. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107572>
- Zhang, J., Zhang, M., Huang, S., & Zha, X. (2020). Assessing spatial variability of soil organic carbon and total nitrogen in eroded hilly region of subtropical China. *PloS One*, *15*(12), e0244322.
- Zhang, L., & Liu, J. (2014). In situ relationships between spatial–temporal variations in potential ecological risk indexes for metals and the short-term effects on periphyton in a macrophyte-dominated lake: a comparison of structural and functional metrics. *Ecotoxicology*, *23*(4), 553–566. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1175-0>
- Zhao, X., Zhou, Y., Min, J., Wang, S., Shi, W., & Xing, G. (2012). Nitrogen runoff dominates water nitrogen pollution from rice-wheat rotation in the Taihu Lake region of China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *156*, 1–11. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2012.04.024>
- Zhu, K., Li, W., Yang, S., Ran, Y., Lei, X., Ma, M., Wu, S., & Huang, P. (2022). Intense wet-dry cycles weakened the carbon sequestration of soil aggregates in the riparian zone. *Catena*, *212*(May), 106117. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106117>



Análisis de forma integral la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) en los sistemas lacustres, Su objetivo central fu identificar los factores edáficos, geomorfológicos y antrópicos que determinan la estabilidad, acumulación y mineralización de la materia orgánica del suelo, y su consecuente emisión de CO<sub>2</sub>

El estudio involucra publicaciones: en la relación entre salud del suelo y calidad del agua en zonas de ribera; la cuantificación del stock de carbono en humedales andinos; la modelización espacial del COS y la evaluación del riesgo ecológico en lagos andinos según su estado trófico.

Los hallazgos destacan la importancia de estos ecosistemas en la regulación del carbono y la resiliencia climática considerándose un ecosistema sumidero de CO<sub>2</sub> con almacenamiento de hasta 454 Mg C/ha .