

IMPACTO DEL USO DE SUELO Y LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO TEAONE EN ECUADOR

Impact of land use and landscape fragmentation on water quality of the Teaone river in Ecuador

Yarelys FERRER-SÁNCHEZ¹, Andy Jafet RAMÍREZ CASTILLO¹,
Alexis Herminio PLASENCIA-VÁZQUEZ^{2*} y Fernando ABASOLO-PACHECO¹

¹Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Av. Quito, km 1.5 vía a Santo Domingo de los Tsáchilas, Quevedo, CP 120501, Los Ríos, Ecuador.

²Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n, 24039 Campeche, Campeche, México.

*Autor para correspondencia: ahplasen@uacam.mx

(Recibido septiembre de 2022; aceptado: abril de 2023)

Palabras clave: actividades antrópicas, análisis espacial, contaminación del agua, cuencas hidrográficas, problemática ambiental.

RESUMEN

La calidad del agua en las cuencas hídricas depende de varios factores y en Ecuador muchos ríos se encuentran contaminados por impacto antrópico. Este estudio evaluó la influencia de diferentes usos de suelo y la fragmentación del paisaje sobre las características físicas y químicas del río Teaone, Ecuador. Se ubicaron ocho puntos de muestreo por uso de suelo (ganadería, sistemas agroforestales, bosques y zonas urbanas) donde se midieron temperatura, turbiedad, sólidos disueltos totales (SDT), pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto (OD) y salinidad. Se registró el tipo de vegetación, ancho del caudal, sustrato y profundidad del agua. Se crearon parcelas circulares digitales para calcular indicadores de la estructura y fragmentación del paisaje (índice de bordes, dominancia e índice de fragmentación), e indicadores espectrales a través de índices de vegetación como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por su sigla en inglés), el índice de vegetación mejorado (EVI), y bandas del infrarrojo cercano (NIR), del rojo y azul. Varios parámetros físicos y químicos estuvieron dentro de los límites permisibles (turbidez = -38.7 UNT, pH = 8.1, conductividad eléctrica = 365 μ S/cm, temperatura = 26.0 °C, salinidad = 0.15 UPS). Sin embargo, el OD y los SDT quedaron fuera de los límites en todos los usos de suelo (OD = 4.04, SDT = 186.1 mg/L). El pastizal tuvo mayor número de fragmentos (12.1), seguido de los poblados (9.4). Para el NIR, el EVI y el NDVI se observaron valores altos en bosque nativo, agroforestal y ganadería y el menor valor en la zona urbana. Los parámetros demuestran que los sistemas agroforestales y bosques nativos mantienen una buena calidad de agua, mientras que en la zona ganadera y urbana la calidad decrece.

Key words: anthropogenic activities, environmental problems, spatial analysis, water contamination, watersheds.

ABSTRACT

Water quality in watersheds depends on several factors and in Ecuador many rivers are polluted by anthropogenic impact. This study evaluated the influence of different land

uses and landscape fragmentation on the physical and chemical characteristics of the Teaone river, Ecuador. Eight sampling points were located by land use (livestock, agroforestry systems, forests, and urban areas) where temperature, turbidity, total dissolved solids (TDS), pH, electrical conductivity, dissolved oxygen (DO), salinity, vegetation type, flow width, substrate, and water depth were measured. Digital circular plots were created to calculate indicators of landscape structure and fragmentation (edge index, dominance, and fragmentation index), and spectral indicators through vegetation indices such as the normalized difference vegetation index (NDVI), enhanced vegetation index (EVI), and near infrared (NIR), red, and blue bands. Several physical and chemical parameters were within allowable limits (turbidity = 38.7 UNT, pH = 8.1, electrical conductivity = 365 μ S/cm, temperature = 26.0 °C, salinity = 0.15 UPS). However, OD and SDT were outside the limits in all land uses (OD = 4.04, SDT = 186.1 mg/L). Grassland had the highest number of fragments (12.1), followed by settlements (9.4). For NIR, EVI and NDVI high values were observed in native forest, agroforestry, and livestock and lowest values in the urban area. The parameters show that agroforestry systems and native forests maintain good water quality, while in livestock and urban areas water quality decreases.

INTRODUCCIÓN

La degradación de la calidad del agua es un fenómeno mundial causado en gran parte por actividades antrópicas. Por lo tanto, el monitoreo y la evaluación de la calidad del agua juegan un papel destacado en la protección de los ecosistemas naturales, la salud pública, la agricultura y la industria. Sin embargo, la explosión demográfica, la intensificación de la agricultura, la expansión industrial y la rápida urbanización han ejercido una enorme presión sobre los recursos hídricos (Zhang et al. 2020). Todos estos fenómenos han influido, en mayor o menor medida, en la disminución de la cantidad y calidad del agua en diferentes regiones (Zhang et al. 2020).

La calidad del agua en las cuencas hídricas depende de varios factores que incluyen la geología, el suelo, el uso del suelo y las características de la cobertura del suelo (Hosseini et al. 2017, Liyanage y Yamada 2017). Existen fuertes relaciones entre las características del uso del suelo y la calidad del agua en términos de nutrientes, sedimentos y cualquier otro contaminante (Haidary et al. 2013). A medida que el agua drena de diferentes tipos de uso de suelo, arrastra diferentes tipos de contaminantes, especialmente con relación al primer fenómeno de descarga, y crea un origen importante de contaminación de fuente no puntual. Las cantidades y tipos de contaminantes difieren en cada tipo de uso de suelo (agrícola, urbano, vial y forestal). Por lo tanto, comprender la descripción de los parámetros de calidad del agua por el gradiente del uso del suelo es un factor clave para el desarrollo sostenible, la evaluación y la gestión del riesgo ambiental dentro de las cuencas hídricas (Shen et al. 2015). En este

sentido, las actividades agropecuarias destacan entre las de mayor impacto negativo.

La transformación del paisaje hacia monocultivos agrícolas y ganaderos en las cuencas hídricas ha causado problemas de degradación del suelo, pérdida de diversidad y disminución de la calidad y cantidad de agua (Campbell et al. 2022). La expansión de las áreas agrícolas, la deforestación y los pastos han favorecido la desprotección de las fuentes de agua, con lo cual han aumentado los problemas de erosión y contaminación de los ambientes acuáticos (Chará et al. 2011). Es frecuente que se permita el acceso del ganado a pastos en las quebradas para beber agua, con lo cual se sedimentan los cauces. Además, las heces y la orina depositadas directamente en el agua y en el área de captación afectan a este recurso (Chará 2004). Estos factores, junto con la disminución de caudales, el aumento de temperatura del agua y la pérdida de estructura del hábitat, provocan efectos negativos comunes asociados a las actividades agropecuarias sobre las corrientes de agua (Campbell et al. 2022).

En el caso particular de la estructura del hábitat, la vegetación ribereña tiene la capacidad de interactuar con el agua subterránea, ya que el manto freático en estas áreas está muy cerca de la superficie del suelo, lo cual permite la interacción de las raíces y los microorganismos con los contaminantes transportados por el agua subterránea. La presencia de árboles en la orilla de los ríos puede tener efectos sustanciales en la temperatura del agua corriente (St-Hilaire et al. 2000). En el caso de los sistemas agroforestales, la protección de los árboles desempeña un papel importante. Entre los beneficios que ofrece se encuentra la protección del agua y el suelo mediante la

disminución de la escorrentía gracias a su asociación con la vegetación pequeña, que es considerada como un filtro que atrapa sedimentos y nutrientes, evitando que la calidad del agua y el ecosistema acuático sean alterados. En general, la pérdida de vegetación, los cambios de uso del suelo y la contaminación de las aguas mantienen una estrecha interrelación. Por ello, explorar las asociaciones entre las métricas de uso de suelo y la calidad del agua ha aportado un mejor predictor comparado con el análisis individual de los tipos de uso de suelo (Shi et al. 2017).

En este sentido, a pesar de que Ecuador sobresale como un país rico en recursos hídricos dentro de América Latina, aún son incipientes los estudios referentes al agua, particularmente en temas de calidad (Guanoquiza-Tello y Antúñez-Sánchez 2019). Además, hay una ausencia de políticas públicas y acciones estatales claras y efectivas en función de la protección del agua, lo cual está acompañado de una compleja situación social, económica y ecológica que no garantiza la sustentabilidad ambiental (Guanoquiza-Tello y Antúñez-Sánchez 2019).

En América Latina aún hay muchos retos que superar en cuanto a vías de gestión del riesgo ambiental, y se deben integrar nuevos conocimientos que puedan constituir elementos clave para alcanzar, al mismo tiempo que la sostenibilidad ambiental, la efectivización de los derechos humanos (Aguirre-García et al. 2023). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que la gestión ambiental en las cuencas no depende únicamente de las empresas, la administración o el gobierno, ya que los ciudadanos también deben tener un alto nivel de compromiso con la resolución de los problemas ambientales graves que afectan estos espacios (Arteta-Peña et al. 2017).

De forma general, un alto porcentaje de los ríos ecuatorianos recibe la deposición de desechos de poblaciones humanas, así como los efectos de actividades económicas que se sustentan en diferentes usos de suelo (Damanik-Ambarita et al. 2018). Estas actividades tienen un impacto negativo en los niveles de la calidad física y química del agua, lo cual es preocupante considerando la dependencia de las comunidades riverseñas a este recurso. Particularmente, el río Teaone destaca por la incidencia de numerosas y extensas actividades antrópicas a lo largo de su recorrido por una parte de la provincia Esmeraldas. Históricamente, este río ha constituido un importante foco de contaminación debido a que se han producido impactos de diferente naturaleza como derrames de petróleo y combustible, así como descargas de aguas negras y aguas residuales industriales (Prado 2015). Esto ha generado problemas ambientales cuya

mitigación requiere el aporte de investigaciones que demuestren científicamente el efecto negativo de tales actividades y de la pérdida de cobertura vegetal sobre la calidad física y química del agua.

Por tal motivo, la evaluación y predicción de la calidad del agua regional son insumos fundamentales para la planificación ambiental y la gestión ecológica de cuencas hídricas. Teniendo en cuenta estos elementos, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la influencia de los diferentes usos de suelo y la fragmentación del paisaje en las características físicas y químicas del agua del río Teaone.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó a lo largo de la cuenca media y baja del río Teaone en Ecuador (0.688003-0.921758° N, 79.725200-79.661967° W). Teaone es un río de quinto orden de 71 km de longitud, con una cuenca hidrográfica que abarca 517.2 km² en la provincia Esmeraldas (**Fig. 1**), dentro de la región Costa Norte de Ecuador (Molinero et al. 2019). En su recorrido se ubican poblaciones como las parroquias Carlos Concha, Tabiazo y Vuelta Larga, pertenecientes al cantón Esmeraldas en la provincia del mismo nombre. Los sitios de estudio se ubicaron a lo largo del río, considerando los principales usos de suelo: ganadería, sistemas agroforestales, remanentes de bosque y zonas urbanas, los cuales fueron considerados para el registro de las muestras de agua. La vegetación de esta zona se clasifica como bosque húmedo Tropical (bh-T; Holdridge 1979).

Toma de muestras

Se recolectaron muestras de agua en ocho puntos por cada uso de suelo a evaluar (ganadería, sistemas agroforestales, remanentes de bosque y zonas urbanas), a lo largo de la cuenca media y baja del río Teaone durante la época seca de 2019. Durante la época de lluvia el ancho del caudal es mucho mayor, ya que se incrementa por las aportaciones de agua que recibe de la parte alta de la cuenca hídrica en la zona de la reserva ecológica Mache-Chindul. Por ello, se seleccionó la época seca para el muestreo, ya que se puede acceder al río con mayor facilidad y seguridad, además de consideraciones logísticas.

Para la toma de muestras se seleccionaron sitios que fueran accesibles en cada uso de suelo y la distancia entre los puntos como mínimo de 1 km. En cada sitio de muestreo se registraron los datos del tipo de vegetación y el uso del suelo o actividad,

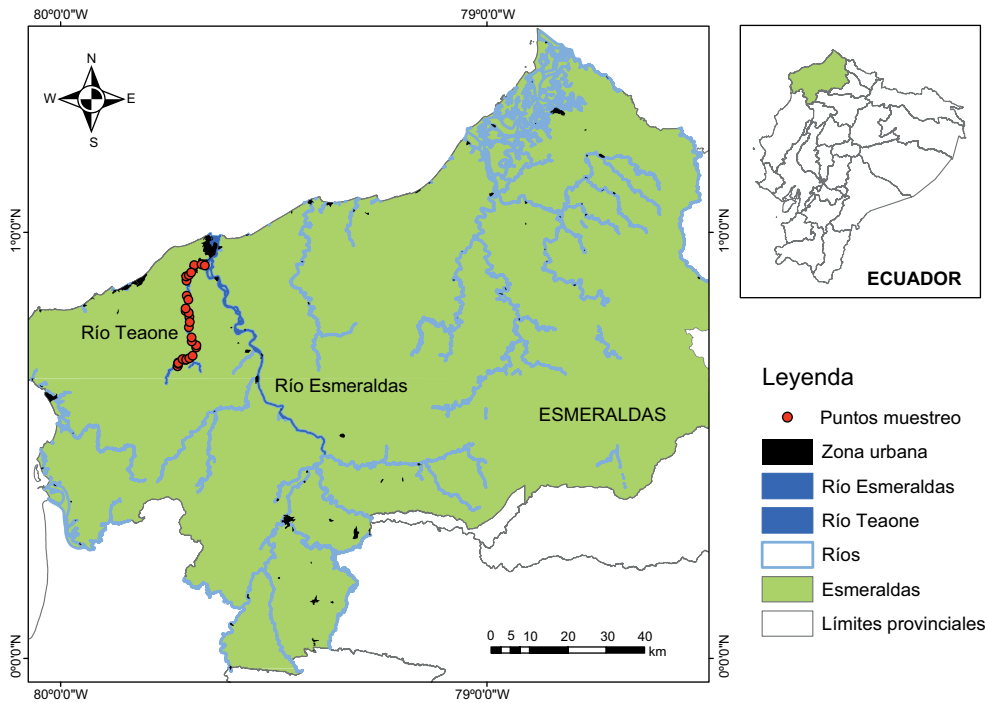


Fig. 1. Ubicación del área de estudio en el río Teaone, Esmeraldas, Ecuador.

coordenada geográfica, altitud (msnm), ancho aproximado del caudal (m), sustrato del río y profundidad del agua (m). Los parámetros físicos (temperatura, turbiedad, sólidos disueltos totales [SDT, mg/L]) y los químicos (potencial de hidrógeno [pH], conductividad eléctrica [CE, $\mu\text{S}/\text{cm}$], oxígeno disuelto [OD, mg/L] y salinidad total) se determinaron in situ por cada punto de muestreo, siguiendo el protocolo del equipo multiparamétrico HANNA.

Información espacial y espectral

En cada uno de los puntos de muestreo de las variables del agua se creó una parcela digital circular de 500 m de diámetro (área de aproximadamente 20 ha y perímetro externo de 1570 m; Fig. S1 en el material suplementario). En estas parcelas se extrajeron una serie de indicadores relacionados con la estructura de los hábitats y su fragmentación: número de usos de suelo por parcela, número de fragmentos, suma de bordes totales y áreas por categorías principales (bosques naturales, zonas arbóreas antrópicas, pastizales, espejo de agua, zonas de cultivos varios y zonas urbanas). Además, se calcularon variables derivadas como el índice de borde, la dominancia y el índice de fragmentación.

En el número de fragmentos se incluyeron los segmentos aislados de tipos de uso de suelo,

diferenciándose de los fragmentos aparentes, que son aquellos que se crean por el corte de los bordes de la parcela. Para la suma de bordes totales (m) se tomaron en cuenta todas las categorías de uso. La categoría de uso es una variable intermedia que se emplea para el cálculo del índice de bordes y en su forma original está sobreestimada, ya que cada borde se toma dos veces (uno por cada categoría adyacente). En el índice de bordes, que es un indicador resultante de relativizar la cantidad de bordes internos por el borde externo de las parcelas (que es constante), se utilizó la mitad de la suma total de bordes y para relativizar entre 0 y 1, se empleó el borde externo como numerador. De esta forma el índice tiende a cero a medida que hay más bordes internos (lo cual indica más fragmentación).

El área de bosques naturales se diferenciò de las zonas arboladas antrópicas, que incluyó el área sumada de las categorías agropecuarias con presencia de árboles, como aquellas dedicadas a frutales y plantaciones forestales. Para el resto de las zonas de cultivos se incluyeron los mosaicos agropecuarios, usos misceláneos indiferenciados y las tierras agropecuarias, tanto las de cultivo semipermanente como las de ciclo corto.

Como índice de dominancia se empleó el índice de Simpson (Simpson 1949) aplicado al área de cada categoría (es decir, utilizando unidades de área en

lugar del tradicional número de especies o individuos que se emplea cuando el índice se usa en análisis de comunidades biológicas). Este índice sirve para indicar el grado en que un tipo de uso domina o no sobre el paisaje en esa parcela.

Como índice de fragmentación (IF) se propuso la siguiente fórmula:

$$IF = \frac{\left(\frac{\text{No. fragmentos} \times \text{No. de categorías de uso}}{\text{No. max. de categorías de uso}} \right)}{5}$$

El número máximo de categorías de uso fue 10. El divisor 5 sirve para llevar la tasa anterior a valores menores de 1. Este índice brinda un valor que se incrementa conforme aumenta el número de fragmentos o su diversidad.

Las variables utilizadas para la descripción espectral del área de cada parcela fueron los índices de reflectancia en las longitudes de onda del rojo (Red), el azul (Blue) y el infrarrojo cercano (NIR). Se eligieron estas variables porque tienen intervalos de longitudes de onda en los cuales la reflectancia de la vegetación tiene los mayores valores porcentuales, según las firmas espectrales definidas. También se usaron dos índices de vegetación: el índice de diferencia normalizada (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index) y el índice de vegetación mejorado (EVI, Enhanced Vegetation Index), los cuales se calculan a partir de matemática de bandas. Los datos se extrajeron de las imágenes del producto MODIS13A1, obtenidos por los satélites Terra y Aqua (resolución 500 m), del escenario h10v08. Al tener una resolución temporal de 16 días se lograron dos valores mensuales entre el 01/01/15 y el 01/01/21 (para un total de 4448 registros). Se utilizaron sólo los datos de mayor confiabilidad (píxeles marcados como “Good data, use with confidence” y “Marginal data, useful” en la capa de Pixel reliability), y se excluyeron todos aquellos en que se detectaban nubes, sombras de nubes y niveles de aerosoles elevados. En total, la muestra se constituyó con 810 valores. Dado que las variaciones mensuales no eran de interés, se obtuvieron los promedios por cada punto de muestreo. Los datos fueron tomados de la plataforma Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples (AppEARS 2021) del Servicio Geológico de Estados Unidos.

Análisis de datos

Los datos fueron descritos a partir de los valores medios y su error estándar, además de la dispersión global evaluada por la desviación estándar. Como la

mayoría no mostró diferencias marcadas respecto de la normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov), se prefirió emplear comparaciones no paramétricas debido al tamaño de muestra relativamente pequeño y la evidente falta de independencia espacial, que puede alterar los niveles de significación de las pruebas paramétricas. Además de las comparaciones univariadas, se hicieron ordenamientos globales con análisis de componentes principales (ACP) utilizando todas las variables relacionadas con cada tipo de información: con la calidad del agua, con la respuesta espectral de la localidad y con las variables de fragmentación. Estos análisis se hicieron con el programa Statistica v. 9.0 (Statsoft 2018). Las comparaciones se graficaron con el programa Extended Boxplot Graphics (Ramírez-Arrieta 2020). La magnitud de las interrelaciones entre las variables de cada categoría y de sus relaciones con otras categorías se evaluaron por medio de correlaciones de Pearson (r), en el programa R (R Core Team 2022). Para el análisis de la asociación global entre tipos de variables se realizó una prueba de Mantel, con matrices de distancia euclídeana y 10 000 aleatorizaciones en el programa PopTools v. 3.2 (complemento del programa MSEXcel).

RESULTADOS

Condiciones generales de los puntos de muestreo en el río Teaone

Los puntos de muestreo, según los datos tomados in situ, se localizaron a una altitud promedio de 44.9 ± 4.8 m, aunque según el modelo digital de elevación el promedio fue de 51.6 ± 5.27 msnm. El ancho del caudal del río Teaone varió entre 6 y 52 m, con un promedio de ancho de caudal de 25 ± 2.4 m. En general, la profundidad no fue alta y alcanzó un valor promedio de 0.65 ± 0.06 m con un máximo de 2 m. El substrato del fondo del río fue variado (sedimentos, roca, lodo, algas, arena), aunque el 30 % de las estaciones de muestreo contenía piedra caliza, el 20 % sedimentos, el 10 % lodo y algas verdes y el resto una variedad de combinaciones de estos substratos.

Parámetros físicos y químicos del agua del río bajo la influencia de diferentes usos de suelo

La turbiedad promedio del agua fue $-38.7 (1.61 \text{ UNT}) \pm 2.05$ y el pH en promedio fue básico (8.1 ± 0.04), aunque hubo estaciones con tendencia al pH neutro (**Cuadro I**). La conductividad eléctrica del agua varió entre 150 y 721 $\mu\text{S/cm}$, con un valor promedio de $365.7 \pm 21.5 \mu\text{S/cm}$ (**Cuadro I**). El

CUADRO I. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LAS VARIABLES RELACIONADAS CON LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA EN EL RÍO TEAONE, ECUADOR.

Variable	N	Media ± ES (D.E)	IC 95 %	Min-Max	CV
Turbiedad (UNT)	32	-38.66 ± 2.05 (11.6)	-42.85-34.48	-52.6-5.2	
pH	32	8.15 ± 0.04 (0.23)	8.07-8.23	7.62-8.55	2.77
Conductividad eléctrica (µS/cm)	32	365.69 ± 21.48 (121.5)	321.88-409.49	150-721	33.23
Oxígeno disuelto (mg/L)	32	4.04 ± 0.07 (0.39)	3.9-4.18	3.23-4.7	9.58
Sólidos disueltos totales (mg/L)	32	186.1 ± 10.75 (60.84)	164.17-208.03	129.1-351	32.69
Salinidad (UPS)	32	0.15 ± 0.01 (0.06)	0.13-0.17	0.1-0.3	40.63
Temperatura (°C)	32	26.05 ± 0.33 (1.85)	25.38-26.72	24.1-30.2	7.09

ES: error estándar; DE: desviación estándar; IC: intervalos de confianza al 95 %; Min-Max: mínimo, máximo; CV: coeficiente de variación.

oxígeno disuelto en el agua y la temperatura tuvieron los coeficientes de variación más bajos (< 10 %), lo que indica poca dispersión de los datos (**Cuadro I**). En el caso de los sólidos disueltos, hubo estaciones con valores máximos de 351 mg/L (**Cuadro I**), los cuales están fuera de los límites permisibles de calidad del agua.

Las correlaciones internas entre las variables físicas y químicas del agua fueron en su mayoría significativas (**Fig. S2**). La temperatura del agua tuvo relaciones positivas y con alto coeficiente de correlación con la conductividad eléctrica ($r = 0.93$, $p < 0.001$), los sólidos disueltos ($r = 0.96$, $p < 0.001$) y la salinidad ($r = 0.74$, $p < 0.05$). Por el contrario, el oxígeno disuelto se correlacionó negativamente con los sólidos disueltos ($r = -0.73$, $p < 0.05$), el porcentaje de salinidad ($r = -0.76$, $p < 0.05$) y el pH ($r = -0.35$, $p < 0.05$). Esta relación indica que, en los sitios con menor concentración de oxígeno, los valores de sólidos disueltos, salinidad y pH son elevados.

La comparación de las variables físicas y químicas del agua entre los diferentes usos de suelo indicó diferencias significativas en todos los casos (**Fig. 2**). Los mayores valores de temperatura se registraron en la zona urbana y se diferenciaron del resto de los usos de suelo (**Fig. 2**). La temperatura en la zona ganadera fue superior a la registrada en los bosques nativos y en los sistemas agroforestales; entre estos últimos no existieron diferencias. Respecto de la salinidad, los mayores valores se registraron en el área de poblados, al igual que la temperatura (**Fig. 2**). En el caso del pH, los mayores valores en promedio se registraron en el uso ganadería y difieren de los valores más bajos registrados en el uso agroforestal (**Fig. 2**). Por el contrario, en el caso de la turbiedad, los valores más bajos se registraron en el uso ganadero y difieren del resto de los usos, los cuales tuvieron en promedio valores superiores (**Fig. 2**). Las variables

oxígeno disuelto y conductividad eléctrica tuvieron un comportamiento inverso entre ellas (**Fig. 2**). Los mayores valores de oxígeno disuelto y menores valores de conductividad se obtuvieron en las áreas agroforestal y de bosques nativos.

Influencia de la fragmentación del paisaje sobre los parámetros físicos y químicos del agua

Con relación a las variables relacionadas con las propiedades espectrales, la mayor dispersión de datos se observó en la variable Blue y Red (**Cuadro II**). La menor variación se observó en el infrarrojo cercano, en el NDVI y en el EVI, según el coeficiente de variación (**Cuadro II**). Los valores mínimos y máximos de ambos índices de vegetación fluctuaron de valores bajos (EVI = 0.29, NDVI = 0.39), relacionados con poca o nula vegetación, a valores altos (EVI = 0.68, NDVI = 0.89), los cuales indican presencia de vegetación densa y saludable (pueden ser bosques y zonas de cultivos). De igual forma, la mejor representación de la reflectancia de la vegetación medida por las tres bandas analizadas correspondió al NIR, con un promedio de $0.38 \pm 0.01 \mu\text{m}$.

Las características del paisaje fueron descritas en función de su fragmentación. En este sentido, las 12 variables analizadas mostraron un alto porcentaje de dispersión de los datos (**Cuadro II**). El número promedio de fragmentos dentro de las parcelas fue alto (4.88 ± 0.35), mientras que el número de usos distintos dentro de una parcela tuvo un valor promedio de 2.9 ± 0.2 (**Cuadro II**). Entre las áreas destinadas a los distintos usos, el mayor valor correspondió a pastos (12.1 ± 1.2), seguido del área de poblados (9.4 ± 2.2) (**Cuadro II**). El índice de fragmentación, que relaciona el número de fragmentos con el número de usos distintos, tuvo un promedio de 0.31 ± 0.03 , que es un valor intermedio si se toma en consideración que este índice se incrementa conforme aumenta el número

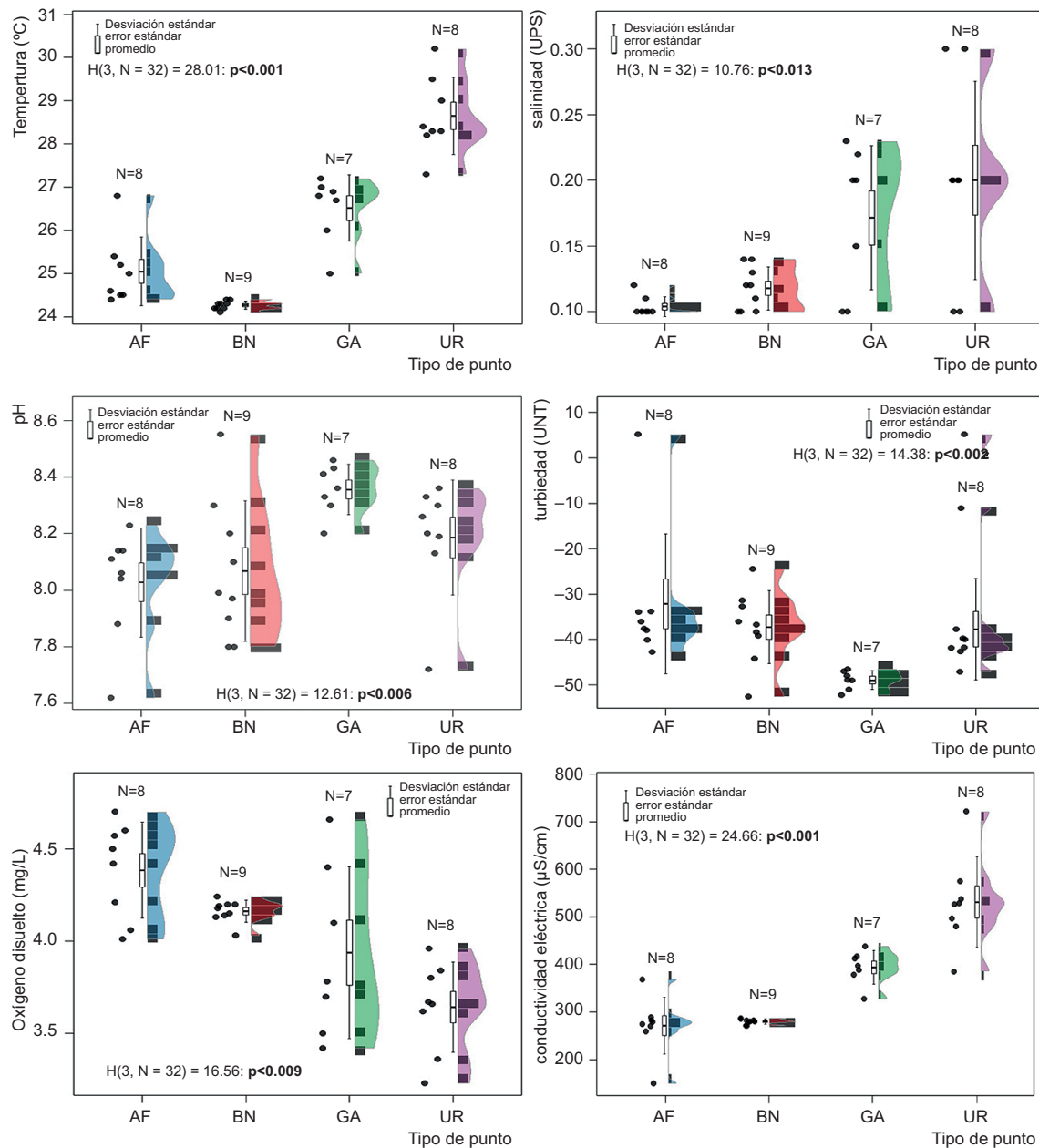


Fig. 2. Comportamiento de las variables relacionadas con las propiedades físicas y químicas del agua en el río Teaone, según las diferencias por categorías del tipo de uso de suelo en Ecuador. Se muestran los resultados de las pruebas de Kruskal Wallis. BN: remanentes de bosque nativo; AF: sistemas agroforestales; GA: ganadería; UR: urbano.

de fragmentos o bien su diversidad (**Cuadro II**). El índice de dominancia alcanzó un valor próximo a 1 (0.73 ± 0.07), lo cual indica la existencia de un alto grado de dominancia de un tipo de uso sobre el paisaje.

Las correlaciones internas entre las variables relacionadas con las propiedades espectrales de las áreas de muestreo fueron significativas en todos los casos.

Como se esperaba, se detectaron relaciones positivas entre el EVI y el NDVI ($r = 0.97$, $p < 0.001$) y el EVI y el NIR ($r = 0.93$, $p < 0.001$). Mayores valores del EVI se relacionan con mayores valores de NDVI y de reflectancia en el infrarrojo cercano. Por el contrario, la relación negativa se registró con el Blue ($r = -0.9$, $p < 0.001$) y el Red ($r = -0.94$, $p < 0.001$). El NDVI mantuvo el mismo comportamiento en las relaciones

CUADRO II. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LAS VARIABLES RELACIONADAS CON LAS PROPIEDADES ESPECTRALES Y CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL PAISAJE Y SU FRAGMENTACIÓN EN LAS ÁREAS DE MUESTREO DEL RÍO TEAONE, ECUADOR.

VARIABLES	N	Media ± ES (DE)	IC 95 %	Min-Max	CV
EVI	32	0.565 ± 0.019 (0.105)	0.527 - 0.603	0.287 - 0.68	18.637
NDVI	32	0.781 ± 0.023 (0.131)	0.734 - 0.828	0.389 - 0.893	16.784
Blue	32	0.024 ± 0.003 (0.017)	0.018 - 0.03	0.01 - 0.086	69.207
NIR	32	0.381 ± 0.007 (0.042)	0.366 - 0.396	0.275 - 0.442	10.960
Red	32	0.046 ± 0.005 (0.026)	0.037 - 0.055	0.022 - 0.125	56.277
Número de fragmentos	32	4.88 ± 0.35 (2)	4.16 - 5.59	1 - 8	40.9
Número de usos distintos	32	2.94 ± 0.17 (0.95)	2.6 - 3.28	1 - 6	32.28
Bordes totales (m)	32	2623.84 ± 193.51 (1094.64)	2229.19 - 3018.5	785 - 5360	41.7
Área de bosque nativo (ha)	17	6.7 ± 0.99 (4.08)	4.61 - 8.8	0.5 - 13.02	60.81
Área arbolada (ha)	22	7.05 ± 1.34 (6.31)	4.25 - 9.84	0.29 - 20.9	89.50
Área de pastos (ha)	27	12.06 ± 1.23 (6.37)	9.54 - 14.58	0.21 - 21.93	52.81
Área de cuerpos de agua (ha)	18	4.24 ± 0.46 (1.97)	3.26 - 5.22	1.11 - 7.77	46.47
Área cultivada (ha)	3	1.75 ± 0.74 (1.29)	-1.44 - 4.95	0.28 - 2.66	73.40
Área poblada (ha)	6	9.43 ± 2.18 (5.34)	3.82 - 15.03	3.08 - 16.7	56.63
Dominancia	32	0.735 ± 0.069 (0.39)	0.594 - 0.875	0.255 - 1.594	53.03
Índice de bordes	32	0.711 ± 0.061 (0.343)	0.587 - 0.835	0.293 - 2	48.28
Índice de fragmentación	32	0.312 ± 0.035 (0.198)	0.241 - 0.383	0.02 - 0.96	63.44

NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada; EVI: índice de vegetación mejorado; Blue: índice de reflectancia en la longitud de onda del azul; NIR: índice de reflectancia en la longitud de onda del infrarrojo cercano; Red: índice de reflectancia en la longitud de onda del rojo; ES: error estándar; DE: desviación estándar; IC: intervalos de confianza al 95 %; Min-Max: mínimo, máximo; CV: coeficiente de variación.

positivas y negativas con las mismas variables que el EVI. Los coeficientes de las correlaciones fueron superiores a 0.9 en todos los casos.

Las correlaciones internas entre las variables de fragmentación del paisaje fueron significativas para 15 combinaciones de las 12 variables (**Fig. S3**). El número de fragmentos tuvo correlaciones significativas con cinco variables (**Fig. S3**), entre ellas hubo correlación negativa con el área de poblados ($p = -0.64$, $p < 0.05$) y el índice de bordes ($p = -0.71$, $p < 0.05$), y positivas con el índice de fragmentación ($p = 0.88$, $p < 0.001$), el área de cultivos mixtos ($p = 0.92$, $p < 0.001$) y el número de usos distintos ($p = 0.69$, $p < 0.05$). El número de usos distintos tuvo una correlación negativa fuerte con el área de poblados ($p = -0.81$, $p < 0.001$) y positiva con el índice de fragmentación ($p = 0.92$, $p < 0.001$). El área de cultivos mixtos tuvo una correlación negativa fuerte con el índice de dominancia ($p = -0.9$, $p < 0.001$), lo que indica que mientras mayor dominancia exista, menor área de cultivos mixtos se corresponde en el paisaje.

Las variables espectrales tuvieron diferencias significativas según las categorías del tipo de uso de suelo (**Fig. 3**). Para Red y Blue se observó la misma tendencia, los mayores valores de reflectancia en el uso urbano, diferente del resto de categorías (entre el

resto no hubo diferencias). Para NIR, EVI y NDVI se observó una tendencia contraria respecto a Red y Blue. Los mayores valores se identificaron en bosque nativo, agroforestal y ganadería y el menor valor promedio en la zona urbana, como era de esperar según la cantidad de vegetación en estas zonas (**Fig. 3**). Las diferencias fueron significativas entre el grupo bosque nativo-agroforestal con relación a urbano. La dispersión de los datos fue alta, fundamentalmente en la categoría urbano, para todas las variables.

El índice de fragmentación tuvo una fuerte relación positiva con las variables número de fragmentos ($r = 0.88$, $p < 0.001$, $r^2 = 0.78$) y número de usos distintos ($r = 0.92$, $p < 0.001$, $r^2 = 0.84$). Aunque el tamaño de muestra fue relativamente bajo, el 78 % y 84 % de la variación del índice de fragmentación es explicada por el número de fragmentos y el número de usos distintos en el paisaje, respectivamente. Sin embargo, de manera general la fragmentación no fue muy diferente entre los usos, con una ligera tendencia a valores mayores en zonas urbanas (**Fig. 4**). Destacaron los bordes totales en los bosques nativos, que están muy fragmentados (**Fig. 4**). Aun así, el índice de bordes fue mayor en los sistemas agroforestales

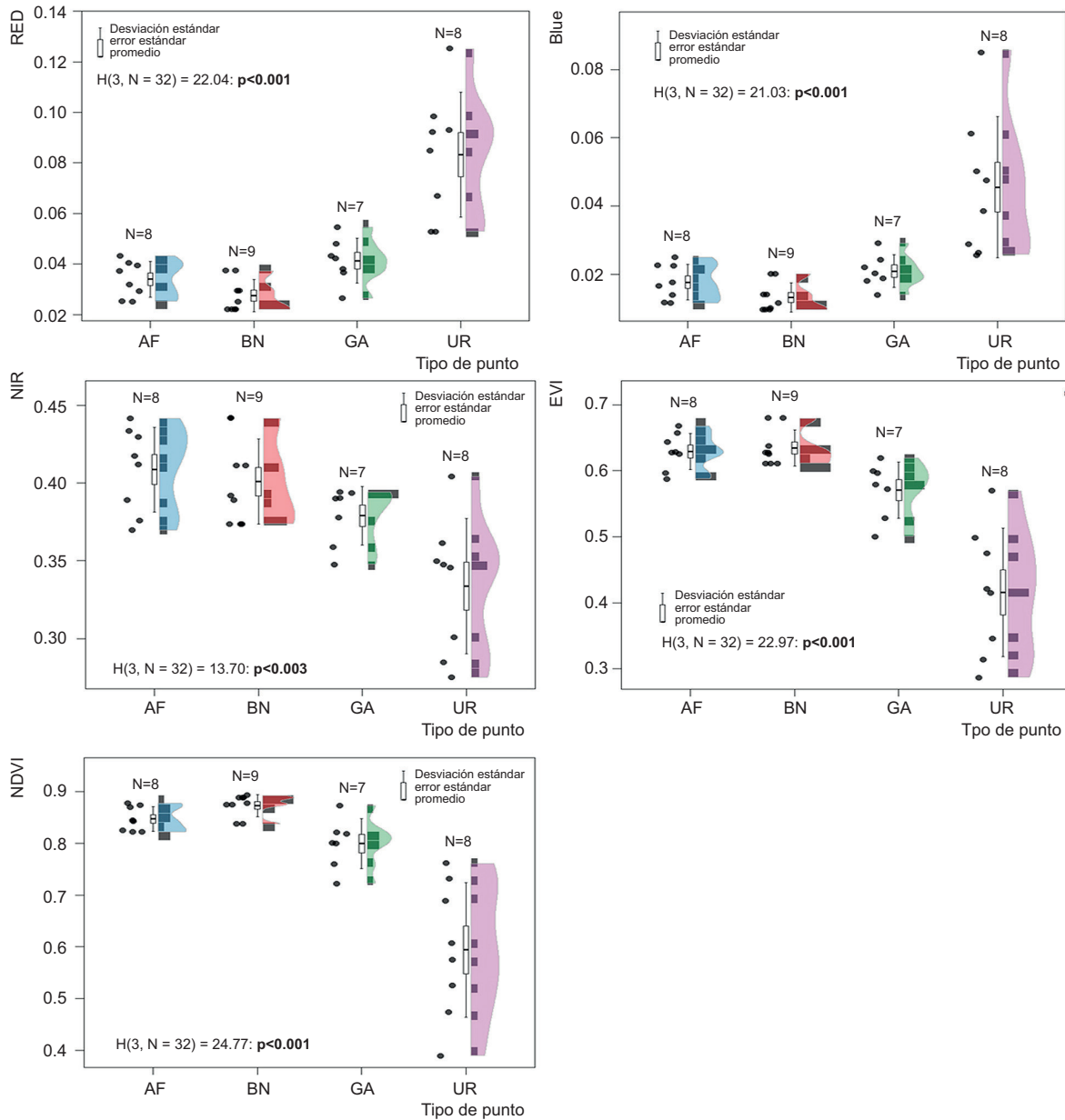


Fig. 3. Comportamiento de las variables espectrales de las áreas de muestreo del río Teaone, según las diferencias por categorías del tipo de uso de suelo. Se muestran, además, los resultados de las pruebas de Kruskal Wallis. Tipos de uso: BN: remanentes de bosque nativo; AF: sistemas agroforestales; GA: ganadería; UR: urbano.

(Fig. 4). Para la dominancia, los mayores valores representaron a los bosques nativos y difieren de la zona ganadera y la urbana (Fig. 4).

En el ACP de las variables de calidad del agua, los dos primeros componentes acumularon el 87 % de la varianza (Cuadro III). Las variables que más aportaron a las diferencias en el primer componente fueron la temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, mientras que al segundo

componente fueron la turbiedad y el pH (Cuadro III). En el caso de las variables espectrales, el ACP mostró alta redundancia entre las mismas (se condensa casi toda la varianza en dos ejes). El 99 % de la varianza acumulada se alcanzó con el segundo componente (Cuadro III). En el primer componente, las variables que más aportaron fueron los dos índices de vegetación, mientras que en el segundo componente fue el NIR (Cuadro III).

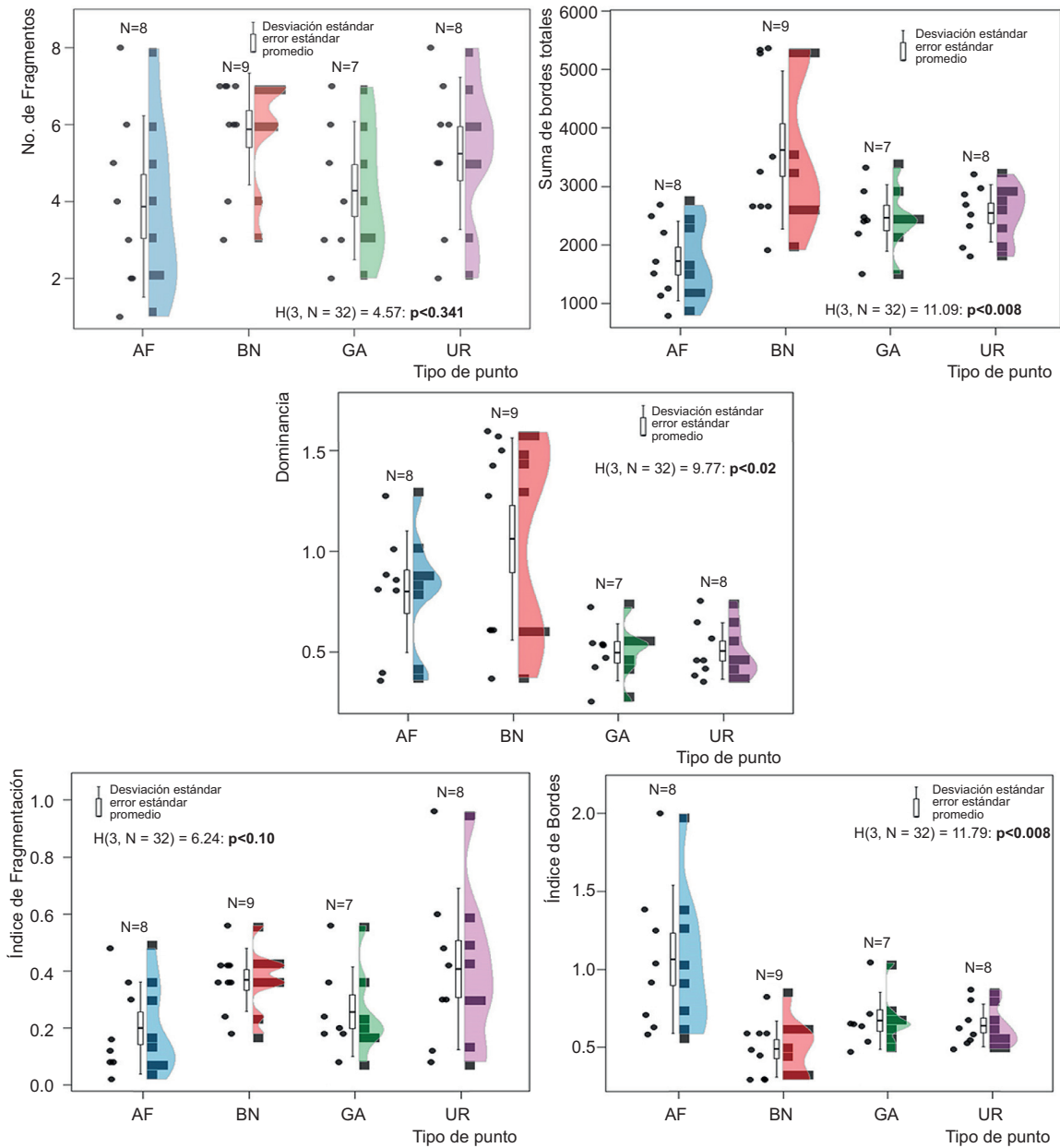


Fig. 4. Comportamiento de las variables relacionadas con la fragmentación de los hábitats en las áreas de muestreo del río Teaone, según las diferencias por categorías del tipo de uso. Además, se muestran los resultados de las pruebas de Kruskal Wallis. Tipos de uso: BN: remanentes de bosque nativo; AF: sistemas agroforestales; GA: ganadería; UR: urbano.

En el caso de las variables de fragmentación, el ACP confirmó que las mismas son muy dispersas (necesitan siete componentes para describir el 95 % de la varianza, **Cuadro III**). Esto indica la gran variabilidad de situaciones y combinaciones de variables que aparecen. Al primer componente aportaron el índice de fragmentación, el No. de fragmentos,

el No. de usos distintos (en sentido positivo) y el índice de bordes (en sentido negativo). Al segundo componente aportaron el área de pastos, seguido de la dominancia y el área de poblados (todos estos en sentido negativo) (**Cuadro III**).

Del ordenamiento obtenido por los ACP con las variables relacionadas a las propiedades físicas y

CUADRO III. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES REALIZADOS CON LOS GRUPOS DE VARIABLES QUE DESCRIBEN LAS ÁREAS DE MUESTREO DEL RÍO TEAONE, ECUADOR.

Componente	Variables físicas y químicas				Variables espectrales				Variables de paisaje						
	Valor propio	Porcentaje de varianza explicada	Porcentaje de varianza acumulada	Componente	Valor propio	Porcentaje de varianza explicada	Porcentaje de varianza acumulada	Componente	Valor propio	Porcentaje de varianza explicada	Porcentaje de varianza acumulada	Componente	Valor propio	Porcentaje de varianza explicada	Porcentaje de varianza acumulada
1	4.35	62.10	62.10	1	4.60	91.94	91.94	1	4.17	34.74	34.74	1	4.17	34.74	34.74
2	1.74	24.87	86.97	2	0.36	7.24	99.18	2	1.85	15.40	50.14	2	1.85	15.40	50.14
3	0.39	5.61	92.58					3	1.79	14.91	65.05	3	1.79	14.91	65.05
4	0.23	3.33	95.91					4	1.16	9.69	74.74	4	1.16	9.69	74.74
5	0.18	2.60	98.51					5	1.10	9.17	83.91	5	1.10	9.17	83.91
								6	0.76	6.35	90.26	6	0.76	6.35	90.26

Variables	Factor 1		Factor 2		Variables		Factor 1		Factor 2	
	Factor 1	Factor 2	Factor 1	Factor 2	Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 1	Factor 2	
Temperatura	-0.947	0.097	-0.987	-0.136	EVI	0.933	0.049	0.933	0.049	
Turbiedad	0.203	0.927	-0.992	0.115	NDVI	0.911	0.055	0.911	0.055	
pH	-0.354	-0.875	0.959	-0.237	Blue	0.888	-0.075	0.888	-0.075	
Conductividad eléctrica	-0.937	0.223	-0.878	-0.476	NIR	-0.319	-0.760	-0.319	-0.760	
Oxígeno disuelto	0.868	0.093	0.973	-0.216	Red	-0.328	0.510	-0.328	0.510	
Sólidos disueltos totales	-0.949	0.171				-0.374	-0.554	-0.374	-0.554	
Salinidad	-0.867	0.133				-0.814	0.174	-0.814	0.174	

Nota: se resaltan en negritas los mayores aportes de las variables en los dos primeros componentes.

químicas del agua (**Fig. 5A**), las variables espectrales (**Fig. 5B**) y las variables de fragmentación del paisaje (**Fig. 5C**), se identificó una alta superposición de forma global (**Fig. 5**). Los sistemas agroforestales y remanentes de bosques nativos tuvieron mayor variabilidad (dispersión mostrada por el área del polígono convexo mínimo) (**Fig. 5**). Los sitios con ganadería se separaron del resto en las variables físicas y químicas; sin embargo, en las variables de fragmentación, el uso urbano se diferencia totalmente del grupo (**Fig. 5**).

Las pruebas de Mantel evaluaron la asociación global entre las variables de calidad del agua y las relacionadas con la respuesta espectral del área, con el conjunto total de variables de fragmentación, y solo con el índice de fragmentación. Esta evaluación indicó una fuerte asociación de la calidad del agua con las variables espectrales ($r_{\text{obs}} = 0.47$, $p < 0.001$). Cuando se consideraron todas las variables de fragmentación, no se obtuvo asociación ($r_{\text{obs}} = -0.08$,

$p = 2.64$), posiblemente por la alta variabilidad de cada variable independiente (variables confundidas). Al usar solo el índice de fragmentación, tampoco se obtuvieron diferencias significativas ($r_{\text{obs}} = 0.15$, $p = 0.07$).

Por otra parte, las correlaciones entre las variables de calidad del agua y las espectrales indicaron asociaciones significativas negativas entre el EVI y la temperatura ($r = -0.89$, $p < 0.001$), la conductividad eléctrica ($r = -0.85$, $p < 0.001$), los sólidos disueltos totales ($r = -0.87$, $p < 0.001$) y la salinidad ($r = -0.76$, $p < 0.05$) (**Fig. 6**). El EVI también estuvo asociado positivamente con el oxígeno disuelto ($r = 0.63$, $p < 0.05$). El NDVI y el NIR, como se esperaba, tuvieron el mismo comportamiento y tendencia que el EVI con las variables mencionadas (**Fig. 6**). Las variables Blue y Red también estuvieron correlacionadas significativamente con la temperatura ($r = 0.8$, $r = 0.85$), la conductividad eléctrica ($r = 0.79$, $r = 0.84$), los sólidos disueltos totales ($r = 0.83$, $r = 0.87$), la

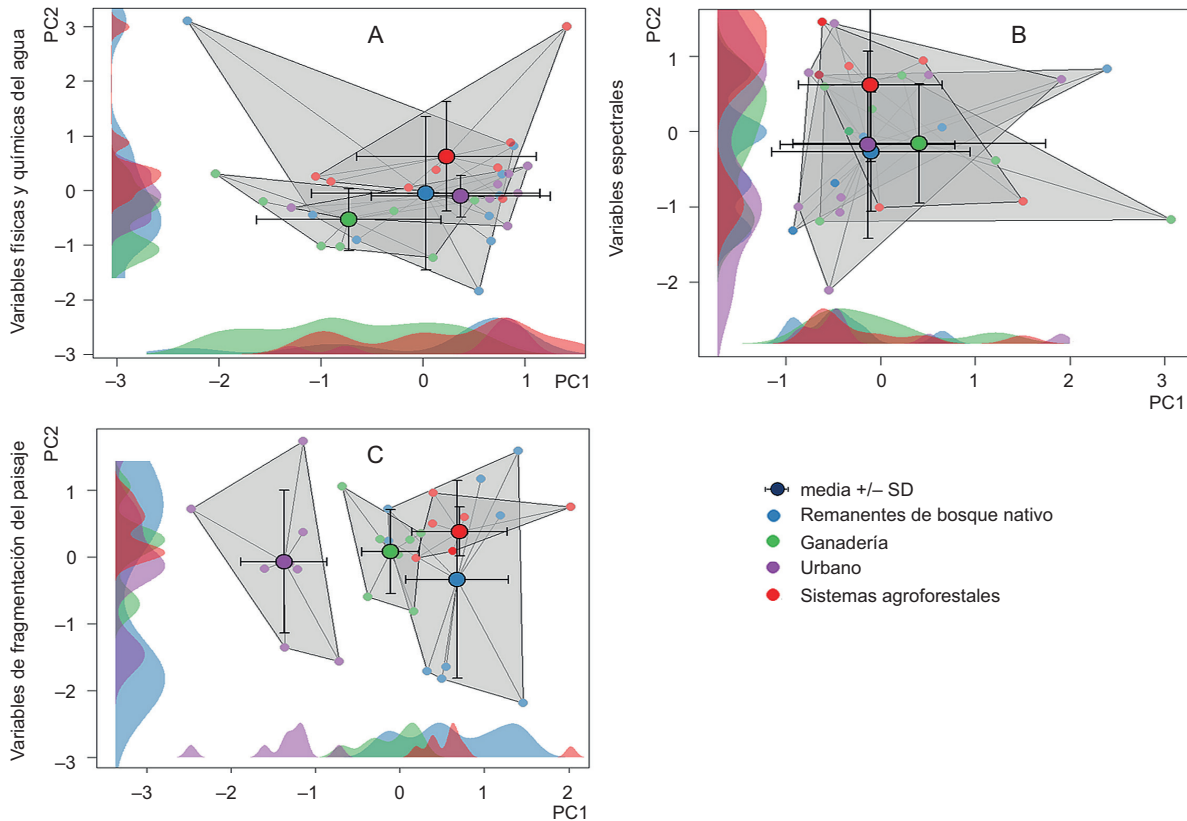


Fig. 5. Representación de los ordenamientos obtenidos a partir de los análisis de componentes principales de (a) las variables relacionadas con las propiedades físicas y químicas del agua, (b) las variables espectrales de las áreas de muestreo obtenidas mediante sensores remotos y (c) las variables relacionadas con la fragmentación del paisaje. Se muestran las diferencias por categorías del tipo de uso de suelo. PC1: componente principal 1; PC2: componente principal 2.

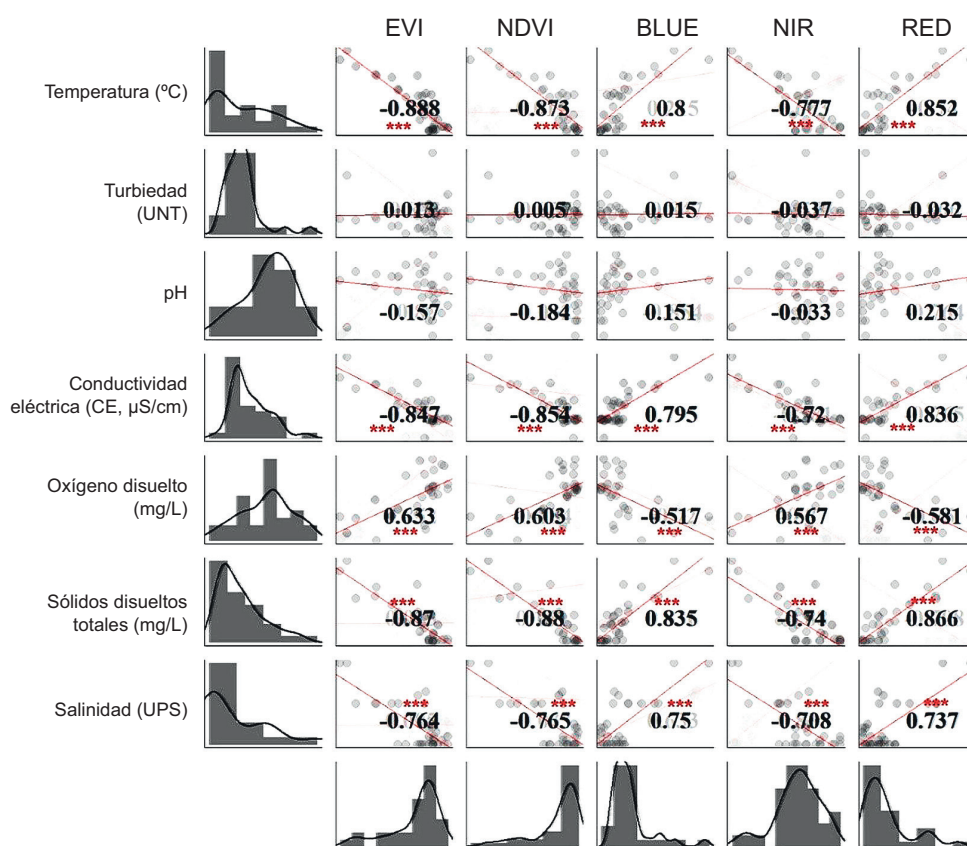


Fig. 6. Correlaciones entre las variables relacionadas con la calidad del agua y las variables espectrales del paisaje en las áreas de muestreo del río Teaone, Ecuador. Se muestra además el histograma de frecuencias de cada variable y los índices de correlación (los asteriscos rojos indican $p < 0.05$). EVI: índice de vegetación mejorado; NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada; BLUE: índice de reflectancia en la longitud de onda del azul; NIR: índice de reflectancia en la longitud de onda del infrarrojo cercano; RED: índice de reflectancia en la longitud de onda del rojo.

salinidad ($r = 0.75$, $r = 0.74$) y el oxígeno disuelto ($r = -0.52$, $r = -0.58$), pero la asociación fue inversa a lo descrito para EVI, NDVI y NIR (**Fig. 6**).

La correlación entre las variables de calidad del agua y las de fragmentación del paisaje indicó asociaciones significativas, pero más débiles que las obtenidas con las variables espectrales (**Fig. 7**). La temperatura estuvo correlacionada negativamente con el área de bosque nativo ($r = -0.56$, $p < 0.05$), con la zona agroforestal ($r = -0.46$, $p < 0.05$) y con la dominancia ($r = -0.53$, $p < 0.05$) (**Fig. 7**). La conductividad eléctrica estuvo asociada positivamente con el número de usos ($r = 0.36$, $p < 0.05$). El oxígeno disuelto tuvo asociaciones positivas con el área agroforestal ($r = 0.62$, $p < 0.05$), con el área de pastizal ($r = 0.26$, $p < 0.05$) y con la dominancia ($r = 0.46$, $p < 0.05$). Los sólidos disueltos estuvieron

correlacionados negativamente con el área de bosques nativos ($r = -0.55$, $p < 0.05$) y agroforestal ($r = -0.44$, $p < 0.05$) y con la dominancia ($r = -0.52$, $p < 0.05$). Finalmente, la salinidad tuvo la correlación negativa más fuerte con el área de cultivos mixtos ($r = -0.99$, $p < 0.001$) (**Fig. 7**).

DISCUSIÓN

La fragmentación del paisaje suele implicar la degradación de las funciones ecológicas en los ecosistemas hídricos (Lin et al. 2022). Los impactos de los factores naturales en los procesos de fragmentación del paisaje se reflejan típicamente en cambios en el clima y la hidrología (Li et al. 2021). En este estudio se evidenció el impacto de factores

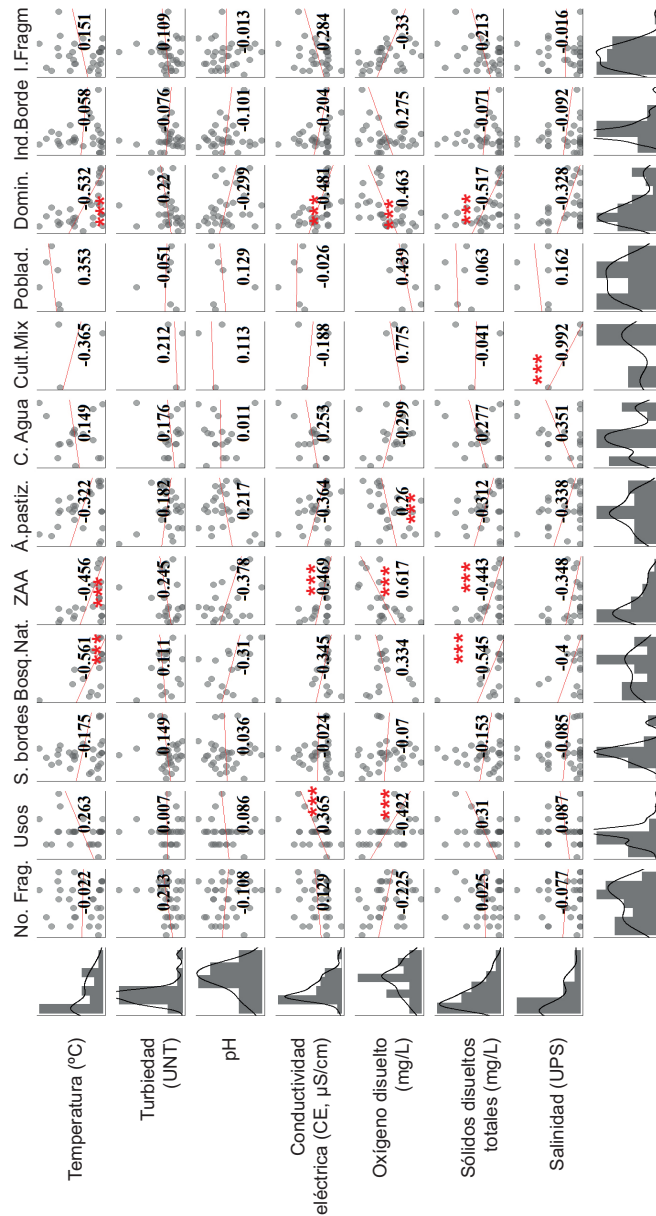


Fig. 7. Correlaciones entre las variables relacionadas con la calidad del agua del río Teaone y las variables relacionadas con la estructura y fragmentación del paisaje en las áreas de muestreo. Se muestran además el histograma de frecuencias de cada variable y los índices de correlación (los asteriscos rojos indican $p < 0.05$). No. Frag.: número de fragmentos; S. bordes: suma de bordes; Bosq.Nat.: área de bosque nativo; ZAA: zona agroforestal; Á. pastiz.: área de pastizal; C. Agua: cuerpos de agua; Cult.mix: área de cultivos; Poblad.: área de poblados; Domin.: dominancia; Ind.Borde: índice de bordes; I.Fragm: índice de fragmentación.

antrópicos sobre el deterioro de la calidad del agua en el río Teaone, debido a los contaminantes que se originan a partir de diversas fuentes en la cuenca. El claro deterioro en la calidad del agua durante la estación seca sugiere que las fuentes de contaminación provienen principalmente de fuentes puntuales ubicadas en diferentes partes del curso del río. En la mayoría de los sitios a lo largo del río, los desechos líquidos de los asentamientos residenciales cercanos y otros usos de suelo están conectados directamente al cuerpo hídrico a través de zanjas y líneas de drenaje. Esto agrava el impacto durante la estación seca, ya

que no hay precipitaciones que contribuyan con la dilución del agua del río. En estudios similares se han obtenido los mayores índices de contaminación durante la época seca, al presentarse mayor concentración de los contaminantes en las aguas debido a la disminución del caudal de los ríos, particularmente en zonas densamente pobladas, donde el agua residual doméstica es vertida durante todo el año (Rodríguez-Arias y Silva-Benavides 2015). El agua del río Teaone tuvo una turbiedad promedio de -38.7 (1.61 UNT) y se encuentra dentro de los límites permisibles planteados en el Libro VI del

Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA 2015) y la OMS (2018), que indican valores de 5 UNT. El pH del agua también se encuentra dentro del rango característico para el agua natural según los criterios de Gómez-Marín (2007). Además, coincide con lo establecido en el TULSMA (2015), en el que los valores máximos permisibles se encuentran en el rango de 6 a 9, aptos para consumo humano y uso doméstico. La turbiedad en aguas superficiales puede estar determinada por diferentes actividades humanas contaminantes, entre ellas las agrícolas, o por la deforestación (Barrantes et al. 2013).

La conductividad eléctrica se encuentra dentro del rango determinado en otros estudios realizados en los afluentes y efluentes del lago San Pablo, provincia Imbabura, con valores de 279-339 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Yáñez 2017). Sin embargo, se encontraron diferencias entre los grupos bosque nativo agroforestal y urbano ganadero, lo cual se debe a que, en la medida que los puntos de muestreo se acercan a la zona urbana, los valores de este parámetro aumentan por el incremento de contenido de compuestos disueltos por la incorporación de materia orgánica (Gómez-Marín 2007). Se ha sugerido que la conductividad eléctrica podría usarse potencialmente como el único indicador para determinar la calidad del agua en ríos de regiones tropicales, ya que es mucho más fácil y rápido medirla que todos los aniones y cationes (Yap 2013). Además, está altamente correlacionada de manera positiva con los sólidos suspendidos y de forma negativa con el oxígeno disuelto (Yap 2013).

El oxígeno disuelto en el agua (4.04 ± 0.07 mg/L) fue inferior al límite mínimo permisible (5 mg/L) para que la vida acuática aerobia se desarrolle (Ramos 2012, Marañón 2014). Para esta variable se encontraron diferencias entre los valores del bosque nativo y el área agroforestal respecto a la urbana, lo cual se debe a que en las áreas muy perturbadas por el urbanismo el impacto de la contaminación provoca un descenso en los niveles de oxígeno (dos Reis et al. 2019). El oxígeno disuelto se considera uno de los principales indicadores de contaminación de aguas y los niveles bajos son causados principalmente por la presencia de materia orgánica o de material inorgánico parcialmente oxidado (Posada et al. 2013). Calcular este índice con equipos portátiles de costo accesible, que casi cualquiera persona puede manejar, es relativamente fácil, por lo que es una alternativa viable para empoderar a las comunidades en la forma de entender la contaminación de un río y evaluar la efectividad de las acciones que se desarrollen en función de su saneamiento (Posada et al. 2013).

En el caso de la temperatura (26.0 ± 0.3 °C), el promedio se encuentra dentro del rango óptimo establecido para la vida acuática, que es de 35 °C (Gualdrón-Durán 2016). Respecto de este parámetro, se pueden tener en cuenta las mismas sugerencias que para el oxígeno disuelto, ya que se considera un índice de calidad fácil de medir, visualizar y comunicar a la ciudadanía para que entienda de forma más clara la situación ambiental del cuerpo de agua con el cual se relaciona (Posada et al. 2013). El promedio de salinidad también se encuentra por debajo del límite máximo (0.5 UPS) establecido por el TULSMA (2015) para agua dulce. En varios casos se ha comprobado que la descarga de agua de riego agrícola en los ríos ha sido la principal causa de los aumentos en la salinidad, por lo que ésta constituye uno de los parámetros más sensibles, principalmente en regiones altamente sensibles al cambio climático (Leng et al. 2021).

Los sólidos disueltos fluctuaron entre 129.1 y 351 mg/L, valores superiores a los límites permisibles establecidos para la calidad de agua con referencia al hábitat de los peces, cuyo valor máximo debe ser de 100 mg/L (Gualdrón-Durán 2016). Los valores más elevados se registraron en los puntos asociados a áreas urbanas, en las cuales el vertimiento de desechos al río, principalmente a través del sistema de alcantarillados, es mucho mayor. De igual forma, los valores aumentan en zonas de cultivos y ganadería, ya que la degradación y erosión de la tierra implica una mayor descarga de sólidos al río Teaone. Esta misma situación se ha reportado en cuencas hídricas nacionales, como la del río Guayas (Damanik-Ambarita et al. 2018).

Se ha comprobado que la agricultura y las áreas residenciales son fuentes potenciales de enriquecimiento de nutrientes en aguas superficiales que pueden causar eutrofización (Robinson et al. 2014). La agricultura también puede disminuir la concentración de oxígeno, modificar los canales y riberas de los ríos, cambiar el tipo de vegetación ribereña y aumentar la erosión, la entrada de sedimentos y la turbidez (Robinson et al. 2014, Turunen et al. 2016). Además, en otras cuencas, como la del río Guayas, se encontró que el aumento de los asentamientos humanos y las actividades industriales tiene efectos negativos sobre la calidad del agua que conducen a un aumento de variables físicas y químicas como pH, temperatura, conductividad, nitratos y fósforo (Damanik-Ambarita et al. 2018).

En las áreas ganaderas en la zona de estudio del río Teaone por lo general se lleva a cabo un pastoreo intensivo y continuo que tiene impactos negativos en

la calidad del agua (Raymond y Vondracek 2011). Los animales de pastoreo pueden reducir la vegetación ribereña, modificar los canales y riberas de los ríos, aumentar la escorrentía, la erosión y la entrada de sedimentos, y transportar nutrientes al agua (Trimble y Mendel 1995, Vondracek et al. 2005).

De forma general, en Ecuador, los ríos y las riberas se encuentran entre los recursos naturales que se ven afectados negativamente por la rápida urbanización de las cuencas. El cambio de uso de suelo y la deforestación han provocado un alto nivel de contaminación en el agua de los ríos, lo cual se ha convertido en una amenaza para la salud humana y la biodiversidad nativa, provocando pérdida y fragmentación del hábitat (Bonilla-Bedoya et al. 2014, Celi y Villamarín 2020). Desafortunadamente, la calidad del agua del río Teaone reveló cierto grado de contaminación según algunos parámetros, principalmente hacia las zonas agrícolas, ganaderas y urbanas, lo cual respalda la situación que se documenta a nivel nacional. Conservar los bosques nativos de la zona alta del río Teaone resulta de vital importancia para mantener valores más bajos tanto de la temperatura del agua como el pH, la conductividad, la turbidez y las concentraciones de nutrientes (Kasangaki et al. 2008). Además, se evitaría la llegada de más contaminantes al río y mejoraría el procesamiento de los ya existentes (Sweeney et al. 2004). Por el contrario, si la deforestación en la cuenca continúa se seguirá reduciendo la calidad del agua y se afectará negativamente el funcionamiento del ecosistema, como ha ocurrido en los bosques del sur de Ecuador (Tapia-Armijos et al. 2015).

La diferenciación en los usos de suelo no fue total con los ordenamientos realizados, por la naturaleza dispersa de las variables, y quizás por el pequeño tamaño de muestra y otros factores alineados al uso de una sola fuente de muestras (único río). Aun así, se pudo ilustrar la utilidad de las técnicas estadísticas multivariadas para el análisis e interpretación de conjuntos de datos complejos, así como su valor en la evaluación de la calidad del agua, la identificación de fuentes/factores de contaminación y la comprensión de las variaciones espaciales en la calidad del agua para una gestión eficaz de los ríos. La aplicación y utilidad de estas técnicas ha sido comprobada en estudios de calidad del agua en diversas cuencas hídricas a nivel mundial (e.g., Varol y Şen 2009, Wang et al. 2013, Muangthong y Shrestha 2015).

El potencial de las métricas NDVI y derivadas de este índice para el monitoreo de cuencas hidrográficas y estudios de calidad del agua también es invaluable si se espera obtener una mayor

comprensión de las relaciones paisaje-calidad del agua (Bonansea et al. 2021). Está demostrado que el NDVI es sensible a las características biofísicas de la vegetación, como el área foliar, la producción primaria neta y los niveles de actividad fotosintética (Stoms y Hargrove 2000). El potencial teórico del NDVI para evaluar la salud de las cuencas hidrográficas se ha comprobado en varios estudios en los cuales se han encontrado pérdidas de productividad, aumento de la erosión y pérdidas de la capacidad de amortiguación a lo largo de los corredores ribereños (Jones et al. 1996). Además, se han propuesto los valores del NDVI como sustitutos de la biomasa, y se han planteado hipótesis que apoyan que los valores del NDVI tendrían relaciones más fuertes con los parámetros de la química del agua que con las proporciones de cobertura terrestre derivadas de las mismas imágenes. Whistler (1996) encontró relaciones significativas entre el NDVI y parámetros seleccionados de la calidad del agua, más fuertes que las relaciones con el uso y la cobertura del suelo en la mayoría de los casos, de manera muy similar a lo encontrado en el presente estudio. La razón por la que el NDVI y sus índices derivados pueden tener ciertas ventajas sobre las proporciones simples de cobertura terrestre, es porque son integradores biofísicos de las condiciones en toda la cuenca (Griffith 2000).

En resumen, las asociaciones positivas o negativas encontradas entre algunas variables que indican fragmentación del paisaje y algunos parámetros físicos y químicos del agua en este estudio, refuerzan el hecho de que un alto grado de fragmentación conduce a una peor calidad del agua debido a la creciente erosión del suelo y a la acumulación de basura. Una mayor heterogeneidad espacial, número de fragmentos y de usos, y un mayor grado de fragmentación conducen a una peor calidad del agua, ya que la destrucción del bosque conduce a daños en las funciones de conservación y purificación del agua (Xia et al. 2012), así como una mayor susceptibilidad a más contaminantes. La continua conversión de bosques a tierras agrícolas y a espacios urbanizados es la principal razón del deterioro de la calidad del agua.

Es importante destacar que este es el primer estudio que analiza la influencia del uso de suelo y la fragmentación del paisaje sobre parámetros físicos y químicos del agua del río Teaone en Ecuador. El objetivo trazado se cumplió, aun con las limitaciones en cuanto al número de muestreos. Se recomienda realizar en el futuro un monitoreo integrado similar de la calidad del agua, tanto en la estación seca como en la lluviosa, para evaluar las posibles diferencias esta-

cionales en la calidad del agua. Los datos recopilados en este estudio se pueden utilizar como línea de base para dicha comparación. Además, en otros trabajos se recomienda tomar en cuenta otros factores como la escala y la estructura espacial del paisaje (Shen et al. 2015). Para una exploración más profunda de estas relaciones aún se debe realizar un trabajo significativo que incluya monitoreo de campo a largo plazo, mejora en la resolución de datos y análisis multiescala. En particular, el desarrollo de métodos para investigar el efecto integral del patrón del paisaje y otros factores sobre la calidad del agua es esencial para el manejo de las cuencas hídricas (Shen et al. 2015).

CONCLUSIONES

Los promedios obtenidos en el río Teaone, considerando todos los usos del suelo para los parámetros físicos y químicos, turbidez, pH, conductividad eléctrica, temperatura y salinidad se encuentran dentro de los límites permisibles planteados por las normativas nacionales e internacionales consultados para efectos comparativos. En el caso del oxígeno y los sólidos disueltos, los promedios estuvieron fuera de los límites permisibles. En este sentido, la situación aún no es crítica, por lo que, mediante un plan de gestión ambiental adecuado que involucre a las comunidades en las zonas de mayor riesgo, se puede revertir esta situación.

Los mayores valores de temperatura, salinidad y pH del agua fueron registrados en las zonas urbanas y de ganadería, mientras que los valores más bajos fueron significativamente menores en los sistemas agroforestales y bosques nativos. Los mayores valores de oxígeno disuelto y menores valores de conductividad se obtuvieron en el área agroforestal y de bosques nativos. En general, en los sistemas agroforestales y de bosques nativos se mantiene una buena calidad del agua, mientras que en zonas con usos de suelo ganadería y urbanos, la calidad del agua decrece.

A nivel de paisaje, los altos valores de temperatura del agua se asociaron con un área menor de bosque nativo y agroforestal. Los valores más altos de conductividad se asocian con mayor número de usos del suelo en el paisaje, lo que implica mayor fragmentación. El oxígeno disuelto tuvo asociaciones positivas con el área agroforestal, lo que indica que mayores valores de oxígeno disuelto están asociados con mayor área agroforestal. Los sólidos disueltos estuvieron correlacionados negativamente con el área de bosque nativo.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Técnica Estatal de Quevedo y Universidad Autónoma de Campeche por el apoyo en el desarrollo de esta investigación. Al Ing. Gary Ramírez y el equipo de voluntarios que acompañaron en las salidas de campo para la toma de muestras. A Dennis Denis Ávila por la ayuda en el diseño de los gráficos.

REFERENCIAS

- Aguirre-García G.J., Tristán-Rodríguez S., Hernández-Martínez R. y Lizardi-Jiménez M.A. (2023). Incorporación de los principios de la perspectiva latinoamericana de los derechos humanos a la ciencia posnormal para la gestión del riesgo ambiental en América Latina. *Inter Disciplina* 11 (29), 409-429. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2023.29.84497>
- AppEEARS (2021) Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples [en línea]. <https://appears.earthdatacloud.nasa.gov/09/03/2021>
- Arteta-Peña Y., Moreno-Pino M.R. y Steffanell-De León I. (2017). Modelo para dinamizar la gestión ambiental en cuencas con enfoque socialmente responsable. *Ciencias Holguín* 23 (4), 58-70.
- Barrantes K., Chacón L., Solano M. y Achí R. (2013). Contaminación fecal del agua superficial de la microcuenca del río Purires, Costa Rica, 2010-2011. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología* 33 (1), 40-45.
- Bonanse M., Bazán R., Germán A., Ferral A., Beltramone G., Cossavella A. y Pinottia L. (2021). Assessing land use and land cover change in Los Molinos reservoir watershed and the effect on the reservoir water quality. *Journal of South American Earth Sciences* 108 (3), 103243. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103243>
- Bonilla-Bedoya S., Molina J.R., Macedo-Pezzopane J.E. y Herrera-Machuca M.A. (2014). Fragmentation patterns and systematic transitions of the forested landscape in the upper Amazon region, Ecuador 1990-2008. *Journal of Forestry Research* 25, 301-309. <https://doi.org/10.1007/s11676-013-0419-9>
- Campbell T.A., Booth E.G., Gratton C., Jackson R.D. y Kucharik C.J. (2022). Agricultural landscape transformation needed to meet water quality goals in the Yahara River watershed of Southern Wisconsin. *Ecosystems* 25 (3), 507-525. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00668-y>
- Celi J. y Villamarín F. (2020). Freshwater ecosystems of mainland Ecuador: Diversity, issues and perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32, e106. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3220>

- Chará J. (2004). Manual de evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. 2a ed. Fundación CIPAV, Cali, Colombia, 52 pp.
- Chará J.D., Giraldo L.P., Zúñiga M.C., Chará Serna A.M. y Pedraza G.X. (2011). Cambios en el ambiente acuático asociados a la restauración del corredor ribereño en una quebrada afectada por ganadería en la cuenca del río La Vieja, Colombia. En: La restauración ecológica en la práctica: Memorias I Congreso Colombiana de Restauración ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica (O. Vargas-Ríos y S.P. Reyes, Eds.). Universidad Nacional de Colombia-Sede Bogotá, Facultad de Ciencias y Departamento de Biología, Santafé de Bogotá, Colombia, pp. 564-572.
- Damanik-Ambarita M.N., Boets P., Nguyen Thi H.T., Eurie Forio M.A., Everaert G., Lock K., Musonge P.L.S., Suhareva N., Bennetsen E., Gobeyn S., Long Ho T., Dominguez-Granda L. y Goethals P.L.M. (2018). Impact assessment of local land use on ecological water quality of the Guayas river basin (Ecuador). *Ecological Informatics* 48, 226-237. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.08.009>
- Dos Reis Oliveira P.C., van der Geest H.G., Kraak M.H.S. y Verdonschot P.M.F. (2019). Land use affects lowland stream ecosystems through dissolved oxygen regimes. *Scientific Reports* 9, 19685. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56046-1>
- Gómez-Marín A.M., Naranjo-Fernández D., Martínez A.A. y Gallego-Suárez D.J. (2007). Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y El Salado (Girardota-Antioquia, Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín* 60 (1), 3735-3749.
- Griffith J. (2000). Interrelationships among landscapes, NDVI, and stream water quality in the U.S. Central Plains. Tesis de doctorado. Department of Geography and the Faculty of the Graduate School, University of Kansas, Kansas, EUA, 218 pp. [en línea]. <https://www.proquest.com/openview/cb5e98cbaf546785a742a2601ecf6e2d/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>
- Gualdrón-Durán L.E. (2016). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisico-químicos y biológicos. *Dinámica Ambiental* 1, 83-101.
- Guañoquiza-Tello L. y Antúñez-Sánchez A. (2019). La contaminación ambiental en los acuíferos de Ecuador. Necesidad de su reversión desde las políticas públicas con enfoque bioético. *Revista Iberoamericana de Bioeconomía y Cambio Climático* 5 (9), 1053-1079. <https://doi.org/10.5377/ribcc.v5i9.7946>
- Haidary A., Jabbarian-Amiri B., Adamowski J., Fohrer N. y Nakane K. (2013). Assessing the impacts of four land use types on the water quality of wetlands in Japan. *Water Resources Management* 27, 2217-2229. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0284-5>
- Holdridge L.R. (1979). Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica, 216 pp.
- Hosseini N., Johnston J. y Lindenschmidt K.E. (2017). Impacts of climate change on the water quality of a regulated prairie river. *Water* 9 (3), 199. <https://doi.org/10.3390/w9030199>
- Jones K.B., Walker J., Riitters K.H., Wickham J.D. y Nicoll C. (1996). Indicators of landscape integrity. En: *Indicators of catchment health: A technical perspective* (D.J. Reuter y J. Walker, Eds.). CSIRO Publishing, Melbourne, Australia, pp. 155-168.
- Kasangaki A., Chapman L.J. y Balirwa J. (2008). Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology* 53 (4), 681-697. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01925.x>
- Leng P., Zhang Q., Li F., Kulmatov R., Wang G., Qiao Y., Wang J., Peng Y., Tian C., Zhu N., Hirwa H. y Khasanov S. (2021). Agricultural impacts drive longitudinal variations of riverine water quality of the Aral Sea basin (Amu Darya and Syr Darya rivers), Central Asia. *Environmental Pollution* 284 (1), 117405. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117405>
- Li L., Gou M., Wang N., Ma W., Xiao W., Liu C. y La L. (2021). Landscape configuration mediates hydrology and nonpoint source pollution under climate change and agricultural expansion. *Ecological Indicators* 129, 107959. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107959>
- Lin Q., Song Y., Zhang Y., Hao J.L. y Wu Z. (2022). Strategies for restoring and managing ecological corridors of freshwater ecosystem. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19, 15921. <https://doi.org/10.3390/ijerph192315921>
- Liyanage C.P. y Yamada K. (2017). Impact of population growth on the water quality of natural water bodies. *Sustainability* 9, 1405. <https://doi.org/10.3390/su9081405>
- Marañón A. (2014). Evaluación temporal de la calidad de las aguas del río Los Guaos de Santiago de Cuba. *Revista Cubana de Química* 26 (2), 115-125. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543738004>
- Molinero J., Barrado M., Guijarro M., Ortiz M., Carnicer O. y Zuazagoitia D. (2019). The Teaone River: A snapshot of a tropical river from the coastal region of Ecuador. *Limnetica* 38 (2), 587-605. <https://doi.org/10.23818/limn.38.34>
- Muangthong S. y Shrestha S. (2015). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment* 187 (9), 4774. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>

- OMS (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza, 609 pp. [en línea]. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf?ua=1>
- Posada E., Mojica D., Pino N., Bustamante C. y Monzón-Pineda A. (2013). Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. Aplicación al caso del río Medellín, en el valle de Aburrá en Colombia. *Dyna* 80 (181), 192-200.
- Prado E. (2015). Estado de la calidad del agua del río Teaone (cuenca baja) entre la termoeléctrica y la desembocadura del río Esmeraldas, sector de la propicia 1. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería en Gestión Ambiental, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Sede Esmeraldas. Esmeraldas, Ecuador, 71 pp.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 3825 pp. [en línea]. <https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/full-refman.pdf>
- ramírez-arrieta v.m. (2020). extended boxplot graphics [en línea]. <https://vmra.shinyapps.io/unvariados/16/12/2020>
- Ramos S. (2012). Tendencia de la calidad del agua en ríos de Tabasco, México. *Ingeniería* 16 (3), 207-217.
- Raymond K. y Vondracek B. (2011). Relationships among rotational and conventional grazing systems, stream channels, and macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 669, 105-117. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0653-0>
- Robinson C., Schuwirth N., Baumgartner S. y Stamm C. (2014). Spatial relationships between land use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. *Aquatic Sciences* 76 (3), 375-392. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0341-z>
- Rodríguez-Arias C. y Silva-Benavides M. (2015). Calidad del agua en la microcuenca alta de la quebrada Estero en San Ramón de Alajuela, Costa Rica. *Revista Pensamiento Actual* 15 (25), 85-97.
- Simpson E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163, 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Shen Z., Hou X., Li W., Aini G., Chen L. y Gong Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: a case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators* 48, 417-427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>
- Shi P., Zhang Y., Li Z., Li P. y Xu G. (2017). Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* 151, 182-190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- StatSoft (2018). Electronic statistics textbook [en línea]. <http://www.statsoft.com/textbook/16/11/2018>
- Stoms D. y Hargrove W. (2000). Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *International Journal of Remote Sensing* 21 (2), 401-407. <https://doi.org/10.1080/014311600210920>
- St-Hilaire A., Morin G., El-Jabi N. y Caissie D. (2000). Water temperature modelling in a small forested stream: Implication of forest canopy and soil temperature. *Canadian Journal of Civil Engineering* 27 (6), 1095-1108. <https://doi.org/10.1139/100-021>
- Sweeney B.W., Bott T.L., Jackson J.K., Kaplan L.A., Newbold J.D., Standley L.J., Hession W.C. y Horwitz R.J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101 (39), 14132-14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>
- Tapia-Armijos M.F., Homeier J., Espinosa C.I., Leuschner C. y de la Cruz M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s-Losing a Hotspot of Biodiversity. *Plos One* 10 (9), e0133701. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Trimble S.W. y Mendel A.C. (1995). The cow as a geomorphic agent – A critical review. *Geomorphology* 13 (1-4), 233-253. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00028-4](https://doi.org/10.1016/0169-555X(95)00028-4)
- TULSMA (2015). Norma de Calidad Ambiental del Recurso Suelo y Criterios de Remediación para Suelos Contaminados. Libro VI, anexo 2. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, República del Ecuador/Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Quito, Ecuador, 15 pp. [en línea]. <https://www.informea.org/es/node/331379>
- Turunen J., Muotka T., Vuori K.M., Karjalainen S.M., Rääpysjärvi J., Sutela T. y Aroviita J. (2016). Disentangling the responses of boreal stream assemblages to low stressor levels of diffuse pollution and altered channel morphology. *Science of The Total Environment* 544, 954-962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.031>
- Varol M. y Şen B. (2009). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of Behrimaz Stream, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 159, 543-553. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0650-6>
- Vondracek B., Blann K.L., Cox C.B., Nerbonne J.F., Mumford K.F., Nerbonne B.A., Sovell L.A. y Zimmerman J.K.H. (2005). Land use, spatial scale, and stream systems: Lessons from an agricultural region. *Environmental Management* 36 (6), 775-791. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0039-z>
- Wang Y, Wang P, Bai Y, Tian Z., Li J., Shao X., Mustavich L. y Li B.L. (2013). Assessment of surface water

- quality via multivariate statistical techniques: A case study of the Songhua River Harbin region, China. *Journal of Hydro-Environment Research* 7, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2012.10.003>
- Whistler J. (1996). A phenological approach to land cover characterization using Landsat MSS data for analysis of nonpoint source pollution. KARS Report No. 96-1. Kansas Applied Remote Sensing Program, University of Kansas, Lawrence, Kansas, EUA, 51 pp.
- Xia L.L., Liu R.Z. y Zao Y.W. (2012). Correlation analysis of landscape pattern and water quality in Baiyangdian watershed. *Procedia Environmental Sciences* 13, 2188-2196. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.208>
- Yáñez S. (2017). Evaluación de la contaminación del agua mediante parámetros físico químicos en las desembocaduras de los principales afluentes y efluente del lago San Pablo, provincia de Imbabura. Tesis de Licenciatura, Universidad Central del Ecuador. Quito, Ecuador, 62 pp. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/15142?mode=full>
- Yap C.K. (2013). Variations of electrical conductivity between upstream and downstream of Langat River, Malaysia: Its significance as a single indicator of water quality deterioration. *Pertanika Journal Tropical Agricultural Science* 36 (4), 299-310.
- Zhang J., Li S. y Jiang C. (2020). Effects of land use on water quality in a river basin (Daning) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed versus riparian zone. *Ecological Indicators* 113, 106226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106226>

MATERIAL SUPLEMENTARIO

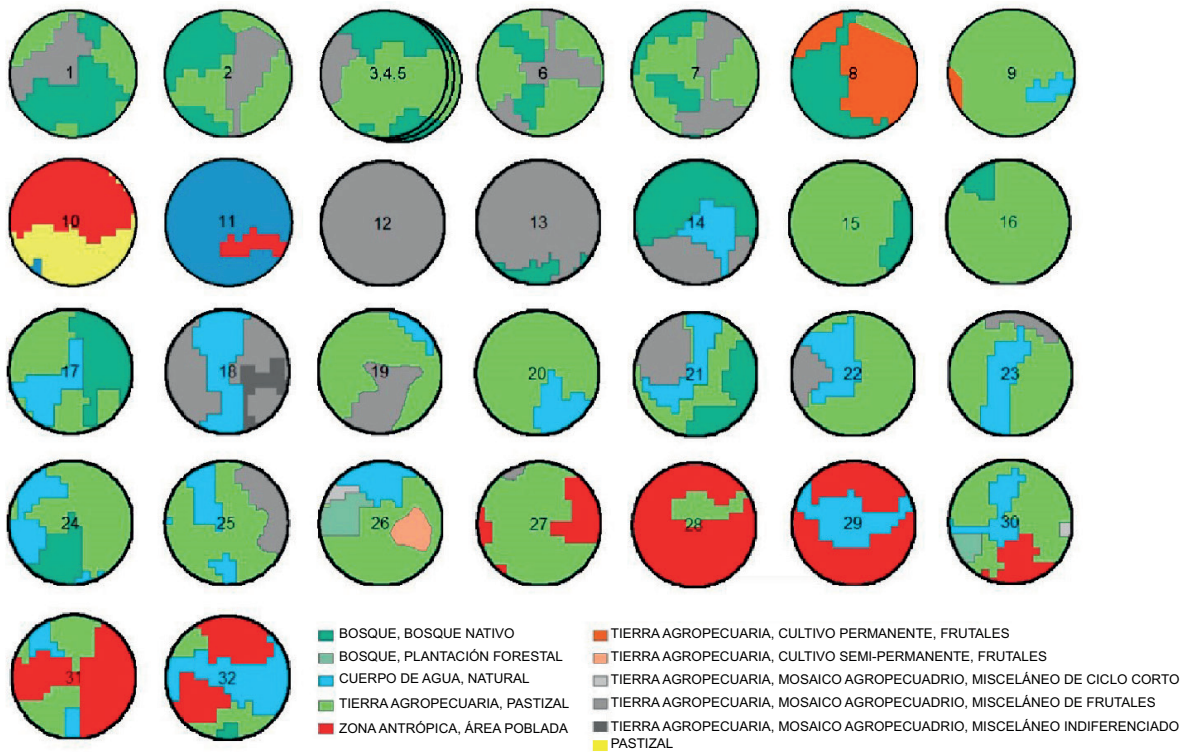


Fig. S1. Recortes de las parcelas circulares, mostrando las categorías de uso del suelo empleadas en el análisis de la fragmentación a nivel de paisaje en el área de estudio del río Teone, Ecuador.

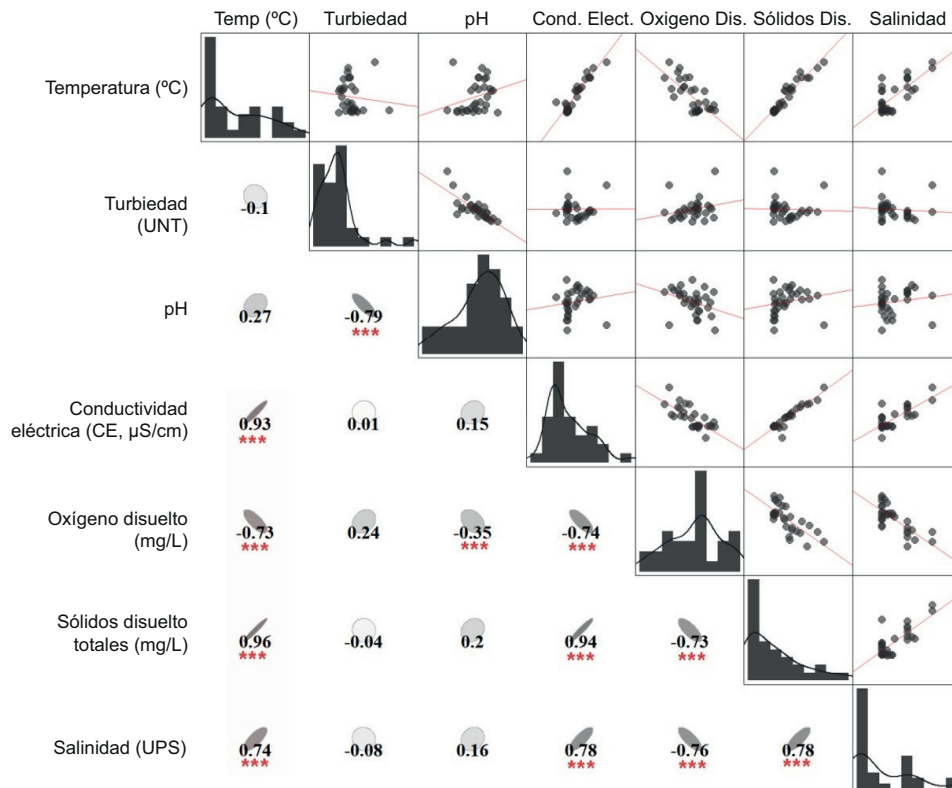


Fig. S2. Correlaciones internas entre las variables de calidad del agua del río Teone, Ecuador. Se muestran además el histograma de frecuencias de cada variable y los índices de correlación, sobre las elipses que indican visualmente el sentido y magnitud de la asociación. Temp.: temperatura; Cond. Elect.: conductividad eléctrica; Oxígeno Dis.: oxígeno disuelto; Sólidos Dis.: sólidos disueltos totales.



Fig. S3. Correlaciones internas entre las variables relacionadas con la fragmentación del paisaje en las áreas de muestreo del río Teaone, Ecuador. Se muestran además el histograma de frecuencias de cada variable y los índices de correlación, sobre las elipses que indican visualmente el sentido y magnitud de la asociación (los asteriscos rojos indican $p < 0.05$). No. Frag.: número de fragmentos; S. bordes: suma de bordes; Bosq. Nat.: área de bosque nativo; ZAA: zona agroforestal; Á. pastiz.: área de pastizal; C. Agua: cuerpos de agua; Cult. mix: área de cultivos; Poblad.: área de poblados; Domin.: dominancia; Ind. Borde: índice de bordes; I. Fragm: índice de fragmentación.