



POSGRADOS

MAESTRÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

RPC-SO-17-NO.363-2026

OPCIÓN DE TITULACIÓN:

PROYECTO DE TITULACIÓN CON
COMPONENTES DE INVESTIGACIÓN
APLICADA Y/O DE DESARROLLO

TEMA:

ESTUDIO COMPARATIVO DEL ESTADO
TRÓFICO DE CUATRO MICROCUENCAS
ALTOANDINAS DE LA CIUDAD DE LOJA,
MEDIANTE EL ESTUDIO DE DIATOMEAS
EPILÍTICAS

AUTOR:

MARTHA DANIELA ROMERO CÓRDOVA

DIRECTOR:

VÍCTOR ALONSO CARTUCHE PAQUI

CUENCA – ECUADOR
2026

Autora:**Martha Daniela Romero Córdova**

Ingeniera en Manejo y Conservación del Medio Ambiente.
Candidata a Magíster en Recursos Naturales Renovables
por la Universidad Politécnica Salesiana – Sede Cuenca.
dani199402@gmail.com

Dirigido por:**Víctor Alonso Cartuche Paqui**

Ingeniero Agropecuario Industrial.
Magíster en Recursos Hídricos.
PhD in Environmental Sciences.
victor.cartuche@unl.edu.ec

Todos los derechos reservados.

Queda prohibida, salvo excepción prevista en la Ley, cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública y transformación de esta obra para fines comerciales, sin contar con autorización de los titulares de propiedad intelectual. La infracción de los derechos mencionados puede ser constitutiva de delito contra la propiedad intelectual. Se permite la libre difusión de este texto con fines académicos investigativos por cualquier medio, con la debida notificación a los autores.

DERECHOS RESERVADOS

2026 © Universidad Politécnica Salesiana.

CUENCA – ECUADOR – SUDAMÉRICA

MARTHA DANIELA ROMERO CÓRDOVA

Estudio comparativo del estado trófico de cuatro microcuencas altoandinas de la ciudad de Loja, mediante el estudio de diatomeas epilíticas

Dedicatoria

A mis padres y familia que son el pilar fundamental en mi vida, por haberme forjado como la persona que soy y guiarme por el camino del bien, por enseñarme que con esfuerzo y dedicación puedo lograr las metas que me proponga.

Gracias por siempre brindarme su amor, paciencia y por creer en mí.

Agradecimientos

Agradezco a Dios, por concederme la sabiduría y voluntad necesaria para superar los obstáculos que se han presentado durante el camino de mi vida y permitirme cumplir una meta anhelada. De igual manera a la Universidad Nacional de Loja que me ha brindado su apoyo, a los docentes que me han brindado sus conocimientos en esta etapa de estudios, especialmente a mi tutor Alonso Cartuche, que en este proceso ha sido de gran apoyo.

TABLA DE CONTENIDO

_Toc217318916Índice de tablas	7
Índice de ecuación	8
Índice de figuras.....	9
Índice de anexos	10
Resumen	12
Abstract.....	13
1. Introducción	14
2. Determinación del problema y justificación.....	16
3. Marco teórico referencial	18
3.1. Ecosistemas fluviales	18
3.2. Cuencas hidrográficas	18
3.3. Calidad ecológica de los ríos.....	19
3.4. Zona riparia.....	19
3.5. Contaminación del agua	20
3.6. Parámetros de calidad del agua	21
3.6.1. Condiciones físico-químicas.....	21
3.6.2. Eutrofización	23
3.7. Índice trófico de calidad del agua (itca).....	23
3.7.1. Bioindicadores de calidad del agua	24
3.8. Diatomeas epilíticas.....	25
3.9. Técnicas multivariadas en ecología de agua dulce	27
3.9.1. Análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (NMDS)	27
3.9.2 Análisis de especies indicadoras (IndVal)	29
4. Materiales y metodología.....	30
4.1. Área de estudio.....	30
4.2. Caracterización de las condiciones físico-químicas, biológicas en una gradiente de uso de suelo de las zonas ribereñas de las microcuencas.....	34
4.2.1. Determinación de sitios de muestreo	34
4.2.2. Toma de datos de condiciones físico-químicas y biológicas in situ	35

4.2.3. Preparación de muestras para análisis de comunidades de diatomeas en laboratorio	36
4.2.4. Identificación y cuantificación taxonómica de comunidades de diatomeas	37
4.3. Evaluación de las condiciones tróficas de calidad de agua mediante el estudio de diatomeas epilíticas en las cuatro microcuencas de estudio	38
4.3.1. Cálculo del índice trófico de calidad del agua (ITCA).....	38
4.4. Análisis de las condiciones tróficas de calidad de agua en las cuatro microcuencas mediante análisis estadísticos	42
4.4.1. Análisis de especies indicadoras (IndVal)	42
4.4.2. Análisis de similitud de comunidades (bray-curtis y clúster analysis).....	43
4.4.3. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS)	43
5. Resultados y discusión.....	45
6. Conclusiones.....	69
7. Recomendaciones	71
8. Referencias	72
Anexos.....	85

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Relación del índice trófico de la calidad del agua (ITCA) con los niveles de polución.	248
Tabla 2. Especies de diatomeas y sus distintos grados de tolerancia a la eutrofización (valor trófico).	391
Tabla 3. Promedio de parámetros físico-químicos (Oxígeno disuelto, conductividad, sólidos totales disueltos, temperatura y pH) de las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón, diferenciadas por zona (baja, meda y alta).	457
Tabla 4. Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca El Carmen.	4750
Tabla 5. Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca Jipiro.	49
Tabla 6. Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca Curitroje.	50
Tabla 7. Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca San Simón.	51
Tabla 8. Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca El Carmen.	559
Tabla 9. Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Jipiro.	56
Tabla 10. Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Curitroje.	58
Tabla 11. Especies de diatomeas epílicas indicadoras de cada zona baja, media y alta de la microcuenca San Simón.	59

ÍNDICE DE ECUACIÓN

Ecuación 1: Formula para el cálculo del índice trófico de calidad del agua..... 237

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de las microcuencas abastecedoras de agua del cantón Loja: Curitroje, El Carmen, San Simón y Jipiro y sus zonas de muestreo (Alta, baja y merdia).	326
Figura 2. Variación del índice trófico de calidad del agua (ITCA) en función del gradiente del estado de la vegetación riparia (baja, media y alta) en las cuatro microcuencas de estudio.	52
Figura 3. Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca El Carmen.	60
Figura 4. Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Jipiro.	57
Figura 5. Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Curitroje.....	59
Figura 6. Distribución de especies de diatomeas epilíticas en la zona baja, media y alta de la microcuenca San Simón.	60
Figura 7. Dendograma de similitud entre zonas de las microcuencas en función de la composición de especies de diatomeas epilíticas.	63
Figura 8. Escalamiento multidimensional no métrico en la composición de especies de diatomeas epilíticas entre las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón. Los colores representan los grupos formados según su afinidad ecológica.....	65

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo A. Fase de campo: toma de muestras y registros de parámetros físico-químicos y biológicos in situ de las cuatro microcuencas de estudio.	85
Anexo B. Parámetros físico-químicos obtenidas in situ de las cuatro microcuencas de estudios.....	86
Anexo C. Fase de laboratorio: Análisis de muestras en laboratorio de cada zona de las cuatro microcuencas de estudio.....	89
Anexo D. Fase de laboratorio: Análisis de taxonomía de comunidades de diatomeas en de cada zona de las cuatro microcuencas de estudio.	90
Anexo E. Fase de laboratorio: Conteo y toma de microfotografías de bundancia de especies y géneros de diatomeas epilíticas registradas en la zona (baja, media y alta) de las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón.	91
Anexo F. Valores del índice trófico (IT) de diatomeas epilíticas registrados por zona y réplica en las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón.	101
Anexo G. Matriz de abundancia de especies de diatomeas epilíticas empleada para los análisis estadísticos multivariados (NMDS, análisis de clúster e IndVal) en las cuatro microcuencas de estudio.	107

ESTUDIO COMPARATIVO DEL ESTADO
TRÓFICO DE CUATRO
MICROCUENCAS ALTOANDINAS DE
LA CIUDAD DE LOJA, MEDIANTE EL
ESTUDIO DE DIATOMEAS EPILÍTICAS

AUTOR:

MARTHA DANIELA ROMERO CÓRDOVA

RESUMEN

El presente estudio evaluó la calidad trófica del agua en las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón, abastecedoras de agua para la ciudad de Loja, utilizando diatomeas epilíticas como bioindicadores del estado trófico del agua, para ellos se establecieron tres zonas de muestreo (alta, media y baja) y se analizaron las condiciones físico-químicas junto con el Índice Trófico de Calidad del Agua (ITCA). Además, se aplicaron análisis multivariados (Bray–Curtis, NMDS e IndVal) para identificar variaciones en la estructura de las comunidades de diatomeas. Los resultados evidenciaron diferencias marcadas entre microcuencas y entre zonas dentro de cada una, reflejando la influencia del uso del suelo y el nivel de conservación de la vegetación ribereña. En la zona alta (conservada), El Carmen y Curitroje presentaron especies sensibles como *Achnanidium subatomus*, *Brachysira aponina*, *Hannea arcus* y *Gomphonema subclavatum*, mientras que Jipiro registró *Luticula goeppertiana* y *Adlafia multomahii*, asociadas a perturbación temprana. En la zona media (agropecuaria), las microcuencas mostraron mayor similitud debido a presiones intermedias, destacándose *Psammothidium subatomus*, *Navicula simulata* y *Gomphonema pumilum*. La zona baja (urbanizada) evidenció los mayores impactos, especialmente en Jipiro y Curitroje, con dominancia de *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *Amicula vermiculata*, mientras que San Simón mantuvo condiciones tróficas más estables. En conclusión, los análisis estadísticos ($p \leq 0.001 < \alpha = 0.05$) confirmaron diferencias significativas entre zonas, demostrando la eficacia de las diatomeas epilíticas como indicadores sensibles para el monitoreo trófico en microcuencas altoandinas.

Palabras clave: diatomeas epilíticas, calidad del agua, índice trófico, vegetación ribereña, microcuencas altoandinas.

ABSTRACT

This study assessed the trophic water quality of the El Carmen, Jipiro, Curitroje, and San Simón micro-basins primary water sources for the city of Loja by employing epilithic diatoms as bioindicators of trophic status. Sampling was conducted across three altitudinal zones (upper, middle, and lower), where physicochemical parameters were measured and the Water Quality Trophic Index (WQTI) was calculated. Furthermore, multivariate statistical analyses (Bray–Curtis dissimilarity, NMDS, and IndVal) were performed to detect patterns and variations in diatom community composition. The findings revealed pronounced differences among the micro-basins and among zones within each one, underscoring the influence of land-use patterns and the degree of riparian vegetation conservation. In the upper, relatively conserved zones, El Carmen and Curitroje harbored sensitive taxa such as *Achnanthydium subatomus*, *Brachysira aponina*, *Hanea arcus*, and *Gomphonema subclavatum*. In contrast, Jipiro exhibited species such as *Luticula goeppertiana* and *Adlafia multomahii*, typically associated with incipient disturbance processes. The middle, agriculturally influenced zones displayed greater similarity among micro-basins, characterized by intermediate anthropogenic pressures and indicator species including *Psammothidium subatomus*, *Navicula simulata*, and *Gomphonema pumilum*. The lower, urbanized zones experienced the highest levels of impact—particularly in Jipiro and Curitroje—where tolerant taxa such as *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, and *Amicula vermiculata* were dominant. San Simón, however, maintained comparatively stable trophic conditions even in this downstream section. Overall, statistical analyses ($p \leq 0.001 < \alpha = 0.05$) confirmed significant differences among zones, reinforcing the value of epilithic diatoms as highly sensitive and effective bioindicators for trophic assessment and ecological monitoring in high-Andean micro-basin systems.

Keywords: epilithic diatoms, water quality, trophic index, riparian vegetation, Andean micro-watersheds.

1. INTRODUCCIÓN

Las cuencas hidrográficas son unidades esenciales de los sistemas lóticos porque integran componentes biofísicos, socioeconómicos y político-administrativos que interactúan entre sí (Padilla y Franco, 2018), conformando sistemas naturales interconectado (Vascones et al., 2019). Por ello, actualmente se consideran herramientas clave para orientar políticas de desarrollo rural y fortalecer la gestión integral y sostenible de los ecosistemas (Rodríguez, 2006).

Los ecosistemas lóticos, como ríos, arroyos y riachuelos, son esenciales para la vida; sin embargo, las intervenciones humanas han provocado cambios significativos en su biodiversidad y en la calidad del agua (Sergi, 2009). A escala global, el crecimiento demográfico, la expansión agrícola e industrial, la sobreexplotación de recursos biológicos y la deficiente gestión de residuos han intensificado la degradación de los cuerpos de agua (Segura et al., 2012).

En Ecuador, la gestión del recurso hídrico prioriza el consumo humano, la conservación de caudales ecológicos y el soporte a actividades productivas como agricultura, acuicultura, turismo e hidroelectricidad (SENAGUA 2016). López (2009) señala que el país cuenta con una importante disponibilidad hídrica organizada en 31 sistemas hidrográficos, 79 cuencas y 139 subcuencas; de estas, 33 son estratégicas para el abastecimiento de agua potable en la región andina (PDOT Loja, 2021). No obstante, el aumento poblacional y el uso intensivo del territorio han ejercido presiones sobre estas unidades, generando impactos negativos en la calidad ecológica del agua y en la diversidad de organismos acuáticos (Ortega et al., 2007).

En el sur del Ecuador, particularmente en la región interandina del cantón Loja, la expansión agrícola, el cambio de uso de suelo hacia pastizales artificiales, el sobrepastoreo y el incremento de la minería artesanal a pequeña escala han transformado las riberas fluviales (Reyes, 2016). Estas dinámicas comprometen la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales andinos y modifican la composición y diversidad de las comunidades acuáticas (Hampel et al., 2023). Así mismo, el crecimiento urbano ha incrementado las descargas de contaminantes hacia las fuentes naturales,

convirtiendo la contaminación hídrica en un problema socioambiental relevante para las captaciones que abastecen a los barrios urbanos del cantón Loja, entre ellas Tambo Blanco (Los Leones), Jipiro, El Carmen, San Simón y Curitroje (PNUMA, 2007).

A pesar de la importancia estratégica de estas microcuencas, los estudios sobre su estado de conservación, zonas de recarga hídrica y calidad ecológica del recurso hídrico en la región andina del Ecuador siguen siendo limitados (Andrea et al., 2006). Ante ello, el uso de bioindicadores como las diatomeas, macroinvertebrados bentónicos, fitoplancton y macrófitas se ha consolidado como una herramienta clave para evaluar el estado trófico y su evolución temporal, ya que integra los efectos de la presión antrópica sobre los ecosistemas acuáticos (García et al., 2017).

La evaluación biológica de la calidad del agua se originó en Alemania y dio lugar al desarrollo de diversos métodos aplicados en sistemas lóticos (Metalcfe, 1989). Entre ellos, las diatomeas del grupo *Bacillariophyceae* son reconocidas como bioindicadores confiables de contaminación orgánica y eutrofización (Andrade y Israde, 2021). Su sensibilidad ambiental se expresa en cambios de diversidad, riqueza y composición (Lozano et al., 2019). Según Clavijo (2022), las variaciones en los parámetros de calidad del agua y en la estructura de comunidades de diatomeas se relacionan con la transición de paisajes rurales a urbanos. Además, Martínez y Donato (2003) evidencian asociaciones significativas entre características físico-químicas de ríos subtropicales y la diversidad de estas comunidades. Además, el uso de técnicas estadísticas multivariadas junto con mediciones hidroquímicas, como mineralización y pH, permite identificar entornos y especies alcalófilas o acidófilas (Rodríguez et al., 2016), cuya presencia y abundancia están influenciadas por factores como la profundidad, los nutrientes y la dureza del agua (Segura et al., 2012).

En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo determinar el índice trófico de calidad del agua de las microcuencas Curitroje, El Carmen, San Simón y Jipiro, considerando a las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores en diferentes gradientes de uso del suelo.

2. DETERMINACIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

Según las Naciones Unidas (2023), el acceso a agua dulce, limpia y segura es indispensable para la vida y para el adecuado funcionamiento de los ecosistemas y de las actividades humanas, especialmente en zonas altoandinas como el cantón Loja. Sin embargo, en las últimas décadas la calidad del agua se ha visto afectada por el crecimiento poblacional, la expansión de las actividades industriales y agrícolas y los efectos del cambio climático, los cuales alteran de manera significativa los ciclos naturales del agua (UNESCO y COIDA, 2019). Este deterioro, asociado al incumplimiento de la normativa ambiental y al aumento de procesos contaminantes, amenaza directamente el abastecimiento humano (CEPAL, 2002). Por ello, la evaluación de la calidad del agua resulta prioritaria para prevenir la contaminación, originada por descargas domésticas e industriales y escorrentías agrícolas o urbanas, considerando además que los métodos tradicionales de análisis suelen ser costosos y limitados para interpretar los cambios ecológicos en los sistemas fluviales (Larreal et al., 2013; Gómez, 2016; Huallpara et al., 2017).

En este contexto, los bioindicadores acuáticos, especialmente las diatomeas, han adquirido relevancia como herramientas confiables, accesibles y eficientes para evaluar la calidad ecológica del agua (Blanco, 2015; Chérrez et al., 2017). Las diatomeas presentan distintos niveles de tolerancia frente a los cambios ambientales, por lo que su presencia, ausencia o abundancia permite identificar de manera temprana alteraciones en los ecosistemas acuáticos. Las especies sensibles actúan como indicadores de deterioro ambiental, mientras que las especies tolerantes suelen asociarse con contaminación orgánica o procesos de eutrofización (Servín, 2020). Además, una alta diversidad de diatomeas generalmente refleja ambientes saludables, mientras que una diversidad reducida indica condiciones degradadas (González et al., 2014).

En la ciudad de Loja, las microcuencas Curitroje, El Carmen, San Simón y Jipiro cumplen un rol estratégico al abastecer de agua potable a una parte importante de la población (PDOT Loja, 2021). No obstante, estos sistemas enfrentan procesos de

degradación relacionados con el cambio de uso del suelo, la expansión urbana, la deforestación en zonas altas, la agricultura intensiva y la descarga directa de aguas residuales en los cauces (Arteaga et al., 2014). Mientras Curitroje y San Simón aún conservan cobertura vegetal nativa en sus zonas altas, en las partes media y baja de El Carmen y Jipiro se evidencia una sustitución de la vegetación ribereña por pastizales, áreas agrícolas y asentamientos urbanos, lo que incrementa la erosión, la sedimentación y el aporte de contaminantes al agua (Martínez et al., 2023).

La pérdida de vegetación ribereña reduce la capacidad natural de los ríos para filtrar y amortiguar contaminantes, alterando la dinámica física, química y biológica del sistema fluvial (Escalona et al., 2022). Como consecuencia, aumentan los riesgos de eutrofización y la pérdida de organismos acuáticos, lo que afecta directamente la calidad del agua para consumo humano y debilita los servicios ecosistémicos que mantienen el equilibrio natural (González et al., 2022). A pesar de la importancia de estas microcuencas, los estudios sobre su estado trófico y su composición biológica siguen siendo limitados, lo que restringe la formulación de medidas de manejo y conservación basadas en evidencia científica (Osejos et al., 2020).

Finalmente, este estudio permitirá comprender la relación entre la calidad del agua y la estructura biológica de estos ecosistemas, aportando información científica útil para la toma de decisiones, contribuyendo a la formulación de estrategias de manejo sostenible del recurso hídrico y servirán como base para futuras investigaciones orientadas a la protección y mejora de la calidad del agua en la región.

3. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL

3.1. ECOSISTEMAS FLUVIALES

Los ecosistemas fluviales son sistemas naturales dinámicos caracterizados por el movimiento continuo del agua, donde los componentes físicos, químicos y biológicos interactúan en una compleja red que define su estructura y funcionamiento (Munné y Prat, 2004; Parsons y Thoms, 2007). Estos sistemas abarcan ríos, arroyos y quebradas, los cuales cumplen funciones ecológicas esenciales, entre ellas la regulación del régimen hidrológico, el transporte de nutrientes y la generación de refugios indispensables para la biota acuática (Elosegi et al., 2009).

El entorno físico de los ríos, determinado por aspectos como la morfología, la inclinación del cauce, la naturaleza del sustrato y la rapidez del caudal, ejerce una influencia directa sobre la organización de las comunidades biológicas que allí se desarrollan (Donato y Jhon, 2019). Sin embargo, debido a la cercanía de los ríos con zonas de alta densidad poblacional, su integridad ecológica se ve amenazada por actividades antrópicas que alteran los patrones naturales del flujo y la calidad del agua (CEPAL, 2019).

3.2. CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Una cuenca hidrográfica puede entenderse como un territorio limitado por divisorias naturales, dentro del cual las precipitaciones y las aguas de escorrentía convergen hacia un punto de salida común, conformando así una unidad inherente para el análisis y la conducción de la gestión ambiental (Faustino y Jimenez, 2000; Rivki et al., 2006). Estas unidades integran procesos biofísicos, socioeconómicos y político-administrativos interrelacionados que determinan su funcionamiento (Sepúlveda, 2002).

Las microcuencas, debido a su reducida amplitud territorial, posibilitan una administración más precisa tanto de los recursos hídricos como de los suelos asociados (Rodríguez, 2006). En la ciudad de Loja, el sistema de cuencas está conformado por tres ríos principales: Malacatos, Zamora y Jipiro, que a su vez incluyen microcuencas

abastecedoras como Curitroje, El Carmen, San Simón, Namanda y Mónica (Arteaga et al., 2014). Estas unidades resultan esenciales para garantizar el abastecimiento de agua potable y la preservación de la biodiversidad, por lo que su conservación requiere un enfoque de gestión integral que contemple factores ecológicos, sociales y económicos (Martínez et al., 2023).

Las transformaciones del uso del suelo, la tala indiscriminada y el avance de las áreas urbanizadas han suscitado alteraciones en la dinámica hídrica, comprometiendo tanto la calidad como la disponibilidad del recurso. En consecuencia, la gestión adecuada de estas microcuencas resulta prioritaria para asegurar la sostenibilidad del recurso y la resiliencia frente al cambio climático (Gonzaga y Ochoa, 2019).

3.3. CALIDAD ECOLÓGICA DE LOS RÍOS

La calidad ecológica de un río comprende la preservación íntegra de sus componentes físicos, químicos y biológicos, los cuales sostienen el equilibrio del ecosistema acuático (OMS, 2018). Este enfoque reconoce que la calidad del agua no se determina únicamente por la presencia o concentración de sustancias contaminantes, sino también por la armonía funcional que se establece entre los organismos y el medio que los sustenta (Trama et al., 2020).

El deterioro de la calidad del agua conduce repercusiones ecológicas y económicas de notable magnitud, entre ellas el deterioro de la biodiversidad, la disminución de los servicios ecosistémicos y el incremento de los gastos asociados al tratamiento del recurso hídrico (Martínez y Villalejo, 2018). En los entornos altoandinos, la remoción de la vegetación en las partes altas, la práctica intensiva de la agricultura y el avance de la urbanización desencadenan procesos de eutrofización, además de alterar de manera notable la organización de las comunidades biológicas (Sánchez, 2017).

3.4. ZONA RIPARIA

Las zonas riparias actúan como interfaces entre los sistemas acuáticos y terrestres, funcionando como corredores biológicos y zonas de amortiguamiento ante impactos ambientales, como la deforestación, el uso agrícola y la urbanización (Trama et al., 2020).

Diversas investigaciones han evidenciado que el deterioro de la vegetación ribereña puede incrementar los procesos de erosión del suelo, favorecer la sedimentación dentro de las masas de agua y disminuir la diversidad biológica asociada a los ecosistemas acuáticos (López et al., 2008).

La vegetación ribereña regula la temperatura del agua, los niveles de oxígeno disuelto y la disponibilidad de nutrientes, contribuyendo así a impedir la aparición de procesos de eutrofización (Escalona et al., 2022). Su desaparición, provocada por la deforestación y las transformaciones en el uso del suelo, intensifica los procesos de sedimentación, reduce la diversidad biológica y modifica las condiciones tróficas que sostienen el funcionamiento del sistema (González et al., 2022).

En microcuencas altoandinas, como las estudiadas en Loja, la protección de las franjas ribereñas tienen una importancia fundamental para sostener la calidad del agua y resguardar los servicios ecosistémicos que estas proveen (Martínez et al., 2023). Su vigilancia constante y la implementación de acciones de restauración constituyen medidas esenciales para una administración sostenible del recurso hídrico y para mitigar los efectos ambientales que afectan a estos ecosistemas particularmente frágiles (Orellana, 2015).

3.5. CONTAMINACIÓN DEL AGUA

La Organización Mundial de la Salud (2006) concibe el agua contaminada como aquella cuya composición ha sido alterada hasta el punto de perder su utilidad o aptitud para los fines a los que estaba destinada. La degradación del recurso hídrico se debe principalmente por la expansión demográfica y la contaminación que ha incrementado por las actividades antropogénicas (Escandón et al., 2020).

Los agentes contaminantes presentes en el agua pueden proceder tanto de fuentes naturales como de actividades de carácter artificial o estrictamente antrópico:

- Fuentes contaminantes naturales: estos pueden ser minerales, sustancias orgánicas, disueltas o en suspensión, o gases que provienen de la atmósfera o la transformación de bacterias Cueva y Chalan (2010). Así mismo, dichas fuentes

están condicionadas por la salinidad, la cual deriva del contenido mineral del suelo, incluyendo calcio y magnesio, cuyos niveles elevados pueden resultar perjudiciales para la salud (Analuisa y Jácome, 2021).

- Fuentes contaminantes de origen artificial o antrópico: corresponden a aquellas derivadas de las múltiples actividades humanas, especialmente las vinculadas al ámbito industrial, a la descarga de aguas residuales y pluviales en cuerpos superficiales, al vertido de efluentes sin tratamiento, así como al uso de plaguicidas y fertilizantes, las prácticas agrícolas y ganaderas, y la expansión constante de las áreas urbanizadas (Saquib et al., 2021).

En los entornos urbanos, la fuente predominante de contaminación de los sistemas hídricos proviene de las aguas residuales, las cuales suelen ser vertidas sin un tratamiento previo en las redes de alcantarillado (UNESCO, 2017). Los ríos que atraviesan zonas urbanizadas se ven comprometidos por diversas fuentes de contaminación difusa, pues reciben descargas industriales con altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica, ello conlleva un progresivo deterioro de la calidad hídrica y genera, a su vez, alteraciones y una notable disminución en la biodiversidad acuática (Rodríguez et al., 2016).

3.6. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua, conforme a lo señalado por la OMS (2006) y diversos organismos internacionales, sugiere al estado del recurso hídrico en función de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, tanto en su condición natural como tras las alteraciones provocadas por la intervención humana.

3.6.1. CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS

Las condiciones físico-químicas del agua constituyen elementos esenciales para estudiar su calidad y establecer su adecuación para varios propósitos (Rodríguez et al., 2016). Según Cirelli y Volpedo (2019) los parámetros más empleados para determinar las variables que expresan las condiciones del recurso hídrico son los siguientes:

- pH: expresa el grado la acidez o alcalinidad del agua. Sus fluctuaciones inciden en la composición microbiana y en la disponibilidad de nutrientes esenciales. (Arce y Leiva, 2009).
- Temperatura: condiciona la solubilidad del oxígeno en el agua y regula los procesos metabólicos propios de los organismos que habitan los ecosistemas acuáticos (Boyd, 2018).
- Turbidez: se relaciona con la presencia de partículas en suspensión que obstaculizan la penetración lumínica, limitan la fotosíntesis y disminuyen la productividad primaria del sistema (Cirelli y Volpedo, 2019).
- Conductividad eléctrica: refleja la cantidad de sales disueltas en el agua y actúa como un referente del grado de mineralización presente en el sistema (Morales, 2019).
- Sólidos totales disueltos (STD): representan la cantidad de materiales orgánicos e inorgánicos presentes en forma disuelta; cuando sus valores son elevados, pueden interferir en los procesos de osmorregulación propios de los organismos acuáticos (Rodríguez et al., 2016).
- Oxígeno disuelto (OD): constituye un parámetro imprescindible para la supervivencia de la biota acuática; sus valores reducidos suelen evidenciar contaminación orgánica o la presencia de procesos de eutrofización (Peña, 2007).

En el contexto ecuatoriano, el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA): Registro Oficial Suplemento N.º 387 del 4 de noviembre de 2015, establece los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre. En su Tabla 6 (p. 17) se asignan los valores máximos autorizados para parámetros como pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, conductividad y temperatura, aplicables tanto a aguas continentales como marinas y estuarinas. Dichos umbrales constituyen la base normativa esencial para apreciar el estado ecológico de los cuerpos hídricos y orientar las acciones de gestión ambiental correspondientes (TULSMA, 2015).

3.6.2. EUTROFIZACIÓN

La eutrofización constituye un proceso que puede originarse de manera natural o ser inducido por actividades humanas, manifestándose en los cuerpos hídricos como resultado de la acumulación excesiva de nutrientes, en particular nitrógeno y fósforo. Este fenómeno desencadena una proliferación incontrolable de algas y otras macrófitas acuáticas, perturbando el equilibrio ecológico y perjudicando la calidad del agua (Escandón et al., 2020).

- Eutrofización natural: Se desarrolla a lo largo de miles de años en lagos y embalses como consecuencia de la acumulación progresiva de materia orgánica y sedimentos (Segura et al., 2016).
- Eutrofización antropogénica: Se manifiesta con una rapidez notablemente mayor debido a la intervención humana, particularmente por la descarga de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales que no reciben un tratamiento adecuado (Clavijo Cevallos et al., 2022).

3.7. ÍNDICE TRÓFICO DE CALIDAD DEL AGUA (ITCA)

El Índice Trófico de Calidad del Agua (ITCA) es una herramienta utilizada para evaluar el estado trófico de cuerpos de agua a partir del análisis de comunidades de diatomeas epilíticas. Este índice fue desarrollado por Lobo et al. (2016), se fundamenta en la capacidad de diversas especies de diatomeas para resistir procesos de eutrofización y niveles variables de contaminación orgánica (Castillejo et al., 2022).

El cálculo del ITCA sigue la siguiente ecuación adaptada de Pantle y Buck (1955):

Ecuación 1

$$TWQI = \frac{\sum(v_t \cdot h)}{\sum h}$$

Donde:

- v_t = valor trófico asignado a cada especie según su tolerancia a la eutrofización,

- h = porcentaje de abundancia de cada especie en la muestra.

Este índice permite clasificar los sistemas acuáticos en diferentes niveles de calidad hídrica, tal como se expone en la tabla que se presenta a continuación (Lobo et al., 2016):

Tabla 1.

Relación del índice trófico de la calidad del agua (ITCA) con los niveles de polución.

ITCA	Niveles de contaminación
1,0 - 1,5	Oligotrófico (contaminación despreciable)
1,5 - 2,5	β - mesotrófico (contaminación moderada)
2,5 - 3,5	α - mesotrófico (contaminación fuerte)
3,5 - 4,0	Eutrófico (contaminación excesiva)

Fuente: Lobo et al (2016).

Los cuatro niveles de polución representan diferentes estados de las condiciones lacustres, desde escenarios extremos hasta intermedios. Si bien la eutrofización constituye un proceso inherente a la evolución natural de los cuerpos hídricos, en la actualidad su velocidad se ha intensificado debido a la intervención humana, particularmente por el aporte excesivo de nutrientes, la erosión del suelo, la minería ilegal y las prácticas ganaderas (Aleixo et al., 2022).

3.7.1. BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA

Los indicadores biológicos se emplean como instrumentos de evaluación, pues ofrecen información precisa acerca de la situación presente de los organismos o de los ecosistemas en los que se desarrollan (Gómez et al., 2021). La ventaja primordial de utilizar indicadores biológicos frente a los análisis físico-químicos en la evaluación de la calidad del agua radica en que los organismos constituyen un testimonio del estado histórico y de las condiciones acumuladas del recurso hídrico (Braga et al., 1984).

Los grupos de organismo indicadores más utilizados mundialmente son las microalgas (principalmente diatomeas), macroinvertebrados, peces y macrófitas. De estos, las diatomeas están recibiendo mayor atención debido a que son el grupo que mejor integra los cambios en la calidad del agua, ya sean en naturales o antrópicas (Segura y Cantoral, 2012).

Las diatomeas, organismos de notable diversidad y suma sensibilidad frente a las condiciones físico-químicas del recurso hídrico, constituyen valiosos referentes para evaluar el estado sanitario de los ecosistemas acuáticos (Calizaya et al., 2013). Sus comunidades reproducen con notable exactitud las fluctuaciones del entorno, y su observación permanente permite advertir modificaciones en la calidad del agua que difícilmente pueden ser identificadas mediante análisis químicos realizados de manera esporádica (Gómez et al., 2021). La obtención y conservación de muestras de fitobentos resulta relativamente simple y económicamente accesible, permitiendo generar datos fiables y reproducibles a largo plazo, además de brindar una cobertura temporal y espacial más amplia que la alcanzada mediante mediciones instrumentales convencionales (Zuarth et al., 2017).

3.8. DIATOMEAS EPILÍTICAS

Las diatomeas, un conjunto de microalgas de extraordinaria relevancia ecológica, surgieron por primera vez hace más de 180 millones de años y, aunque no se conoce con precisión la totalidad de especies existentes en la actualidad, se calcula que podrían sobrepasar los cien mil tipos distintos (Castillejo et al., 2022). Estas microalgas desempeñan un papel esencial en los ecosistemas acuáticos, pues constituyen una fuente primaria de energía dentro de los sistemas fluviales y realizan procesos fotosintéticos que incrementan el oxígeno disuelto en el agua (Hernández y Labbé, 2014). Esto mejora las condiciones ambientales, favorece la diversidad biológica y beneficia a los microorganismos que coexisten en las comunidades algales (Ramos, 2024).

Debido a su elevada sensibilidad frente a las fluctuaciones físico-químicas del agua y a su extensa presencia geográfica, las diatomeas son reconocidas como indicadores clave de cambios hidrológicos, alteraciones climáticas, acidificación de aguas superficiales, procesos de eutrofización en lagos e incluso de actividades relacionadas con la exploración de hidrocarburos (Donato y Jhon, 2019). Su capacidad de detectar y monitorear la contaminación y la eutrofización ha convertido a las diatomeas un recurso insustituible en los estudios orientados a evaluar la calidad del agua (Lobo et al., 2016), ya que suministran información precisa sobre la integridad de los ecosistemas acuáticos (Piccardo, 2020).

Además, las diatomeas reaccionan con notable prontitud y eficacia ante las variaciones en la disponibilidad de nutrientes, lo que facilita la construcción de métodos para estudiar sus comunidades y permite identificar alteraciones en los sistemas fluviales, especialmente las ocasionadas por actividades de origen antropogénico (Oscos et al., 2007).

En este contexto, las diatomeas se han consolidado como un recurso de incalculable valor para el monitoreo ambiental, ya que su capacidad de adaptarse a condiciones físico-químicas específicas posibilita evaluar con eficacia la calidad del agua y los diversos impactos que inciden sobre el entorno (Guzmán y Leiva, 2017).

Las diatomeas se presentan tanto en medios continentales como marinos y, por su permanencia dentro del agua, pueden manifestarse en formas bentónicas y/o planctónicas, estas suelen permanecer adheridas al sustrato donde prosperan, como rocas o piedras epilíticas segregando sustancias mucilaginosas que emergen a través de los poros del frústulo o que les permiten fijarse con firmeza mediante sus valvas (Gutiérrez López, 2024).

3.9. TÉCNICAS MULTIVARIADAS EN ECOLOGÍA DE AGUA DULCE

Los ecosistemas lóticos presentan una gran complejidad estructural y funcional, determinada por la interacción de factores físico-químicos y biológicos. Las técnicas multivariadas constituyen herramientas esenciales para analizar simultáneamente múltiples variables y comprender los patrones ecológicos que determinan la posición de comunidades biológicas (Legendre, 2018).

En los estudios de bioindicación basados en diatomeas, el empleo de estos métodos han permitido establecer gradientes ambientales que relacionan la distribución de las especies con las variables físico-químicas, así como identificar diferencias significativas entre distintas zonas o microcuencas (Arroyave et al., 2021).

3.9.1. ANÁLISIS DE ESCALONAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO (NMDS)

El escalonamiento multidimensional no métrico (NMDS), constituye una técnica de ordenación indirecta ampliamente empleada en ecología para representar las relaciones de similitud o disimilitud entre comunidades biológicas en espacios de dos o tres dimensiones (Legendre, 2018). A diferencia de los métodos lineales tradicionales, el NMDS no requiere supuestos de normalidad ni relaciones lineales entre las variables, por lo que resulta especialmente adecuado para el análisis de datos biológicos de naturaleza no paramétrica, como los provenientes de comunidades de diatomeas (Clarke, 1993).

En el NMDS, los puntos cercanos representan comunidades ecológicamente similares, mientras que los puntos alejados indican diferencias en su composición, el valor de stress (< 0.2) indica la calidad del ajuste del modelo, los valores bajos reflejan una representación confiable de la estructura ecológica subyacente (Delgado et al., 2014).

Este procedimiento se fundamenta en una matriz de disimilitud, usualmente calculada mediante el índice de Bray-Curtis, el cual cuantifica las variaciones en la composición de especies entre diferentes localidades (Segura et al., 2016). En la representación gráfica resultante, los puntos próximos denotan comunidades ecológicamente semejantes, mientras que aquellos más alejados evidencian conjuntos biológicos claramente divergentes. La calidad de la ordenación se evalúa mediante el valor de stress (< 0.20), donde valores bajos indican una representación confiable de la estructura ecológica subyacente (Delgado et al., 2014).

La utilización del NMDS ha probado ser particularmente eficaz para representar gradientes ambientales y fluctuaciones en la calidad del agua de ríos altoandinos, poniendo de manifiesto la manera en que las comunidades de diatomeas reaccionan ante variaciones en la disponibilidad de nutrientes, la cobertura ribereña y las condiciones hidrológicas (Agoramoorthy, 2020).

El NMDS posibilita la representación de patrones espaciales; no obstante, requiere complementarse con pruebas estadísticas que establezcan si las diferencias observadas entre los grupos poseen significancia real (Anderson, 2017). Con este propósito se recurre al Análisis de Varianza Multivariado por Permutaciones (PERMANOVA), una técnica no paramétrica que evalúa diferencias entre grupos de muestras como zonas altitudinales o microcuencas, basándose en matrices de disimilitud (Bray-Curtis) (Clarke, 1993).

El PERMANOVA es particularmente útil en estudios ecológicos porque no asume normalidad en los datos ni homogeneidad estricta de varianzas, y permite evaluar la variabilidad espacial o ambiental en la composición de comunidades biológicas mediante permutaciones (Anderson, 2017). Su capacidad para manejar datos complejos y de alta dimensión lo ha consolidado como un procedimiento de referencia en los estudios de bioindicación y en las labores de vigilancia de la calidad del agua (Legendre y Legendre, 2012).

3.9.2 ANÁLISIS DE ESPECIES INDICADORAS (INDVAL)

El análisis de especies indicadoras (IndVal), formulado por Dufrêne y Legendre (1997), integra la fidelidad o frecuencia de aparición y la especificidad o abundancia relativa de las especies, con el propósito de determinar aquellas que resultan emblemáticas de un grupo particular o de una condición ambiental específica.

En el ámbito de la ecología acuática, este procedimiento posibilita identificar las especies de diatomeas más representativas de cada sector, las cuales se vinculan estrechamente con el estado trófico y con la condición general de la calidad hídrica (Gouws y Stewart, 2007).

Los valores obtenidos mediante IndVal se complementan con una prueba de significancia ($p < 0.05$) sustentada en permutaciones, en la cual las especies que exhiben índices elevados revelan una marcada afinidad ecológica con las condiciones propias del lugar (Cáceres y Legendre, 2009).

En estudios recientes, el análisis IndVal ha demostrado ser una herramienta eficaz para identificar taxones sensibles y tolerantes en gradientes de eutrofización y contaminación en ecosistemas altoandinos y tropicales (Carmona Jiménez et al., 2016)

4. MATERIALES Y METODOLOGÍA

La presente indagación se adscribe a un estudio de naturaleza observacional, descriptiva y exploratoria no experimental, sustentado en un enfoque mixto que integra perspectivas cualitativas y cuantitativas. Conforme a los propósitos planteados en esta investigación, se efectuaron mediciones in situ de diversas variables físico-químicas, tales como pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto y sólidos totales disueltos.

En lo pertinente a la evaluación biológica, se recurrió a técnicas de microscopía óptica para efectuar el conteo de las diatomeas epilíticas, determinándose así la abundancia relativa de las comunidades presentes en los diversos puntos de muestreo. La identificación de los taxones, tanto a nivel de género como de especie, hizo posible la obtención del índice trófico correspondiente. (Castillejo et al., 2022).

También se emplearon técnicas de análisis multivariado, específicamente el cálculo de disimilitudes y su proyección mediante el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para visualizar las relaciones entre los ríos según sus similitudes y diferencias entre las microcuencas (Legendre y Gallagher, 2001).

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se realizó en las microcuencas Curitroje, El Carmen, San Simón y Jipiro, ubicadas en la parte oriental y suroriental de la ciudad de Loja (Figura 1). Estas microcuencas poseen un rol importante en el abastecimiento hídrico, ya que proveen

agua a sectores urbanos, periurbanos y rurales del cantón Loja, constituyéndose en fuentes importantes para abastecer de agua para el consumo humano y otros usos.

Las microcuencas de estudio, presentan condiciones físico-climáticas diversas. Curitroje se encuentra a una cota media de 2710 m s. n. m., con una precipitación anual de 1184 mm y un caudal promedio de 433,25 L/s, su cobertura es predominante está compuesta por bosque natural y pastizales.

La microcuenca El Carmen, tiene un rango altitudinal desde los 2153 y 3416 m s. n. m., presenta una precipitación promedio de 1299,06 mm y un caudal de 270 L/s, su cobertura vegetal es combinada con áreas de bosque, cultivos y zonas con intervención humana.

En el Caso de San Simón, la latitud oscila entre 2153 y 3309 m. s. n. m., con una superficie aproximada de 626,5 ha. Presenta una precipitación promedio de 1511,2 mm, caudal de 64 L/s y una cobertura predominada por bosque nativo.

Finalmente, la microcuenca Jipiro, localizada en la parroquia urbana El Valle, se sitúa entre los 2059 y 3086 m s. n. m., registra una precipitación promedio anual de 851 mm, un caudal de 120 L/s y una cobertura dominada por usos antrópicos (PDOT, 2014).

La ubicación de los sitios de muestreo se basa en la premisa de que los distintos usos del suelo ejercen una influencia significativa sobre las propiedades físicas del agua y la ecología de las comunidades de diatomeas (Pereira et al., 2019).

Figura 1.

*Mapa de ubicación de las microcuencas abastecedoras de agua del cantón Loja:
Curitroje, El Carmen, San Simón y Jipiro y sus zonas de muestreo (alta, baja y media).*

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS, BIOLÓGICAS EN UNA GRADIENTE DE USO DE SUELO DE LAS ZONAS RIBEREÑAS DE LAS MICROCUENCAS

4.2.1. DETERMINACIÓN DE SITIOS DE MUESTREO

Con el propósito de dar cumplimiento al primer objetivo planteado en la investigación, se establecieron tres zonas de muestreo en cada una de las microcuencas analizadas (Figura 1). Para ello se recurrió al empleo de herramientas de los sistemas de información geográfica (SIG), lo que permitió precisar la ubicación espacial de los puntos de muestreo; adicionalmente, se incorporó información cartográfica complementaria del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE). (2021). Mapa Interactivo del MAATE [Mapa en línea], misma que permitió identificar la cobertura vegetal y el uso del suelo a una escala de 1:25000.

Las zonas seleccionadas como sitios de muestreo, representaron diferentes niveles de intervención antrópica: (i) una zona alta, correspondiente al área de captación, caracterizada por un uso del suelo orientado a la conservación y protección hídrica; (ii) una zona media, con presencia de actividades antrópicas y evidentes cambios en el uso del suelo; y (iii) una zona baja, ubicada en entornos urbanos, con predominio de usos agropecuarios y urbanos.

En cada zona se trazaron transectos longitudinales de 80 metros siguiendo el cauce principal del río. A intervalos regulares de 20 metros se establecieron puntos de muestreo, obteniendo cinco réplicas por zona. En cada punto, se seleccionaron entre tres y cinco piedras pequeñas y , mediante el uso de un cepillo, se recolectó el biofilm epilítico adherido a su superficie (Stancheva et al., 2015).

Para la preservación de las muestras biológicas, se adicionó una solución de Lugol al 0.99 % por cada 100 ml de muestra, siguiendo el protocolo propuesto por (Lobo et al., 2016). Posteriormente, las muestras fueron almacenadas en frascos plásticos limpios, debidamente etiquetadas y se transportaron en coolers con hielo, con el fin de asegurar la integridad de las muestras hasta su procesamiento en laboratorio.

4.2.2. TOMA DE DATOS DE CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS IN SITU

- **Toma de parámetros físico- químicos**

En cada estación de muestreo correspondiente a las zonas alta, media y baja de las microcuencas, se efectuaron determinaciones in situ de los parámetros ambientales: temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad y sólidos totales disueltos (Anexo A). Estas mediciones se efectuaron de manera simultánea en los cinco puntos establecidos por zona, durante las jornadas de campo correspondientes al periodo de estudio (Anexo B).

Las mediciones se realizaron utilizando un equipo multiparamétrico portátil de la marca Hanna, previamente calibrado, este equipo fue prestado en el Laboratorio del Centro de Investigaciones y Servicios de Análisis Químico (CISAQ) de la Universidad Nacional de Loja.

El procedimiento de medición consistió en lo siguiente:

1. Preparación y limpieza del sensor: antes de cada lectura, la sonda fue enjuagada con agua destilada para evitar contaminación cruzada entre puntos de muestreo.
2. Posicionamiento: la sonda se introdujo en el agua a una profundidad próxima de 15 a 20 cm, procurando evitar la generación de turbulencias que alteren los valores.
3. Estabilización de lectura: se esperó entre 30 y 60 segundos hasta que los valores registrados se estabilizaran.
4. Registro: los resultados de cada variable fueron anotados en la ficha de campo junto con la hora, coordenadas GPS y observaciones del sitio.

- **Toma de muestras biológicas**

Para la caracterización biológica se recolectaron muestras de diatomeas epilíticas como bioindicadores de la calidad del agua, siguiendo los procedimientos descritos por

Lobo et al. (2016), así como la metodología aplicada en estudios similares en microcuencas altoandinas (Cartuche et al., 2025).

La recolección de diatomeas se llevó a cabo seleccionando cinco sustratos, principalmente pequeñas rocas, ubicadas en el eje perpendicular al cauce del río con exposición directa a la luz solar (Cartuche et al., 2025). El material biológico se obtuvo frotando la superficie de las rocas con un cepillo de cerdas suaves; posteriormente, los residuos recolectados se enjuagaron con aproximadamente 20 ml de agua, alcanzando un volumen final de 100 ml por muestra (Samanez et al., 2014). Cada muestra fue codificada, etiquetada y preservada en condiciones frías, transportándola en coolers con hielo para evitar alteraciones en su composición hasta su análisis en laboratorio (Fetscher et al., 2009).

Para garantizar la conservación adecuada de las muestras biológicas, se siguió el protocolo propuesto por Lemly y Dimmick (1982), el cual dispone la incorporación de 1 ml de solución de Lugol por cada 100 ml de muestra obtenida, conservando así una concentración final del 0,99 %. Dicho procedimiento garantiza una preservación adecuada de las algas durante el traslado y resguardo, impidiendo su descomposición o cualquier modificación estructural previa a su ulterior examen en el laboratorio.

4.2.3. PREPARACIÓN DE MUESTRAS PARA ANÁLISIS DE COMUNIDADES DE DIATOMEAS EN LABORATORIO

Las muestras recolectadas de diatomeas fueron trasladadas y procesadas en el Laboratorio de Análisis Químico de la Universidad Nacional de Loja (Anexo C), aplicando el protocolo de limpieza y preparación de valvas descrito por Mayama et al. (2011) y ejecutado en estudios recientes de diatomeas.

Para la preparación de las muestras, se siguió el protocolo empleado por Cartuche et al. (2025), se extrajo un volumen de 50 ml del contenido previamente homogenizado de cada muestra, el cual se dejó en reposo para su decantación durante 24 horas en tubos tipo Falcón. Transcurrido dicho lapso de tiempo, se retiró el sobrenadante y se conservó únicamente el sedimento. A este material se le incorporó hipoclorito de sodio al 5 % con el fin de eliminar la materia orgánica remanente. Posteriormente, se procedió a

centrifugar a 3000 rpm por un lapso de 3 minutos. Esta operación se realizó en varias ocasiones, sustituyendo el hipoclorito por 20 ml de agua destilada en cada ciclo de lavado. Después de tres ciclos de lavado, se conservaron 5 ml de la mezcla final, la cual fue homogeneizada para su posterior análisis microscópico.

4.2.4. IDENTIFICACIÓN Y CUANTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE COMUNIDADES DE DIATOMEAS

Para efectuar la identificación taxonómica de las diatomeas, se elaboraron preparaciones permanentes depositando una alícuota de la muestra previamente tratada sobre un portaobjetos de vidrio. Estas se colocaron sobre una plancha de calentamiento para facilitar la evaporación del agua y fijar el material. El procedimiento se repitió para las cinco muestras recolectadas de cada una de las zonas de estudio (alta, media y baja) (Anexo D).

Las observaciones microscópicas se realizaron utilizando un microscopio óptico AxioLab 5 equipado con una cámara digital AxioCam 208 color y un objetivo de 40X. Para la visualización de los taxones de dimensiones más reducidas, se recurrió al uso de un objetivo de 100X en el propio equipo microscópico. Las imágenes obtenidas fueron capturadas y analizadas mediante el software TopView, lo que permitió una visualización detallada de las características morfológicas de cada valva (Anexo E).

La determinación taxonómica se llevó a cabo a partir de las particularidades morfométricas y morfológicas presentes en las valvas de las diatomeas. Se efectuó una primera aproximación identificativa utilizando las claves morfométricas propuestas por Cooper et al. (2010), así como estudios taxonómicos de Céspedes et al. (2015). La validación de las identificaciones fue complementada por el director de la tesis Ing. Víctor Cartuche, PhD, quien aportó su experiencia en sistemática y taxonomía de microalgas.

La cuantificación celular se llevó a cabo delimitando transectos horizontales a lo largo de cada portaobjetos, contabilizando todas las células de diatomeas presentes en los campos de observación definidos, de acuerdo con el método descrito por Gómez (2009). Para cada muestra se realizó el conteo de un mínimo de 400 individuos, número

considerado estadísticamente representativo y confiable para el cálculo de índices diatomológico, según lo establecido por Blanco (2010). Así mismo, Karthick et al. (2010) demostraron que el conteo de 400 organismos resulta suficiente para estimar con precisión la abundancia relativa de especies, sin diferencias significativas al comparar conteos de entre 200 y 800 individuos.

4.3. EVALUACIÓN DE LAS CONDICIONES TRÓFICAS DE CALIDAD DE AGUA MEDIANTE EL ESTUDIO DE DIATOMEAS EPILÍTICAS EN LAS CUATRO MICROCUENCAS DE ESTUDIO

Para dar cumplimiento al segundo objetivo se calculó el índice trófico (ITCA), con la finalidad de evaluar las condiciones tróficas de las microcuencas en función de la composición y la abundancia relativa de las comunidades epilíticas. La determinación del ITCA se basa en factores como composición taxonómica de especies indicadoras, las condiciones ambientales (factores físico-químicos del recurso hídrico), la presencia o ausencia de algas susceptibles o resistentes a la contaminación, así como la variación espacial y temporal inherente a la dinámica de las comunidades (Lobo et al., 2016).

4.3.1. CÁLCULO DEL ÍNDICE TRÓFICO DE CALIDAD DEL AGUA (ITCA)

Para la estimación del valor trófico correspondiente a cada especie, se adoptó el protocolo formulado por Lobo et al. (2016), el cual adjudica valores indicativos de 1, 2 y 4 a las especies de diatomeas epilíticas según su nivel de tolerancia frente a la eutrofización (tabla 2). Aquellos taxones que no figuran en el listado reciben, por defecto, un valor trófico igual a 1.

Tabla 2.

Especies de diatomeas y sus distintos grados de tolerancia a la eutrofización (valor trófico).

Especies	Valor trófico
<i>Achnanthes paraexigua</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	1.0
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	1.0
<i>Achnantheidium exiguum</i> var. <i>constrictum</i> (Grunow) N.A. Andresen, Stoermer & Kreis	2.5
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	1.0
<i>Adlafia drouetiana</i> (R.M. Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	2.5
<i>Adlafia muscora</i> (Kociolek & Reviere) Gerd Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin	1.0
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	1.0
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	4.0
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	1.0
<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg	2.5
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>acuta</i> F. Meister	2.5
<i>Craticula molestiformis</i> (Hustedt) Mayama	4.0
<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) C.E. Wetzel & Ector	4.0
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	4.0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	4.0
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	1.0
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	1.0
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	4.0
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	2.5
<i>Encyonema neomesianum</i> Krammer	2.5
<i>Encyonema</i> aff. <i>perpusillum</i> (Cleve-Euler) D.G. Mann	2.5
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D. G. Mann	2.5
<i>Fallacia meridionalis</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	4.0
<i>Fallacia monoculata</i> (Hustedt) D.G. Mann	4.0

<i>Frustulia guayanensis ssp. ecuadoriana</i> Lange-Bertalot & Rumrich	4.0
<i>Geissleria punctifera</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	2.5
<i>Gomphonema brasiliensoides</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	2.5
<i>Gomphonema graciloides</i> Hustedt	1.0
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	2.5
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	2.5
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	2.5
<i>Gomphonema bourbonense</i> E. Reichardt	2.5
<i>Gyrosigma kuetzingii</i> (Grunow) Cleve	4.0
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sullivant & Wormley) C.S. Boyer	4.0
<i>Halamphora montana</i> (Kraske) Levkov	4.0
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) R.L. Lowe et al.	2.5
<i>Humidophila lacunosa</i> (Gerd Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin) R.L. Lowe et al.	2.5
<i>Humidophila subtropica</i> (Metz., Lange-Bert. & García-Rodríguez) R.L. Lowe et al.	1.0
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G. Mann	4.0
<i>Luticola simplex</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	4.0
<i>Mayamaea agrestis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	4.0
<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	4.0
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	2.5
<i>Navicula cruxmeridionalis</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	4.0
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	2.5
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	2.5
<i>Navicula germainii</i> J.H. Wallace	2.5
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	4.0
<i>Navicula lohmannii</i> Lange-Bertalot & Rumrich	1.0
<i>Navicula notha</i> J.H. Wallace	2.5
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	4.0
<i>Navicula symmetrica</i> R.M. Patrick	4.0

<i>Navicula vandamii</i> Schoeman & R.E.M. Archibald	2.5
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	2.5
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	4.0
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	1.0
<i>Nitzschia linearis</i> (C. Agardh) W. Smith	4.0
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	4.0
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt	2.5
<i>Nupela pardinhoensis</i> Bes, Torgan & Ector in Bes et al.	1.0
<i>Nupela wellneri</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot in Rumrich et al.	1.0
<i>Planothidium bagualense</i> C.E. Wetzel & Ector	2.5
<i>Planothidium incuriatum</i> C.E. Wetzel, Van de Vijver & Ector	2.5
<i>Platessa hustedtii</i> (Krasske) Lange-Bertalot	1.0
<i>Sellaphora auldreekie</i> D.G. Mann & S. M. McDonald in Mann et al.	4.0
<i>Sellaphora pseudoarvensis</i> (Hustedt) C.E. Wetzel & Ector in Wetzel et al.	4.0
<i>Sellaphora nigri</i> (De Notaris) C.E. Wetzel & Ector in Wetzel et al.	2.5
<i>Sellaphora saugerresii</i> (Desmazières) C.E. Wetzel & D.G. Mann in Wetzel et al.	2.5
<i>Surirella bouillonii</i> Bes, Ector & Torgan in Bes et al.	4.0
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	1.0

Fuente. Adaptado Lobo et al. (2016). Diatoms as Bioindicators in Rivers. In *River Algae* (pp. 245–271).

Las especies con valores bajos (1-2) representan organismos sensibles a la contaminación y típicos de aguas oligotróficas, mientras que las de valores altos (3-4) reflejan tolerancia elevada a ambientes eutróficos o con presencia de materia orgánica (tabla 1). Estos valores se articularon con la abundancia relativa de cada taxón con el fin de derivar un indicador integrado que reflejara el estado trófico. Este método permite integrar la abundancia relativa (h) de cada taxón con su respectivo valor indicativo (v), obteniendo un índice ponderado que expresa el estado trófico promedio del sistema, conforme a la (ecuación 1).

El índice trófico resultante resume la contribución conjunta de especies sensibles y tolerantes, indicando una visión integrada del estado trófico del ecosistema. De esta manera, el ITCA permite comparar espacialmente la calidad ecológica entre zonas y microcuencas, reflejando la respuesta integrada de las diatomeas ante las condiciones tróficas, la cobertura ribereña y los usos del suelo (Anexo F).

4.4. ANÁLISIS DE LAS CONDICIONES TRÓFICAS DE CALIDAD DE AGUA EN LAS CUATRO MICROCUENCAS MEDIANTE ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para la obtención del tercer objetivo, se integraron los datos biológicos (índice trófico de diatomeas epilíticas y especies indicadoras) con las variables físico-químicas (pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y sólidos disueltos totales) registradas en las distintas zonas de muestreo (baja, media y alta).

Para tal propósito, se recurrió a técnicas estadísticas multivariadas, entre ellas el análisis de especies indicadoras (IndVal), el análisis de similitud mediante el índice de Bray–Curtis y el Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS). Dichas herramientas hicieron posible discernir la estructura y composición de las comunidades de diatomeas, así como su correspondencia con los gradientes físico-químicos y las condiciones tróficas presentes en las microcuencas examinadas.

4.4.1. ANÁLISIS DE ESPECIES INDICADORAS (INDVAL)

Con el propósito de reconocer aquellas especies de diatomeas que manifiestan una afinidad ecológica particular hacia cada zona y microcuenca, se empleó el índice de valor indicador (IndVal) formulado por Dufrêne y Legendre (1997). Este procedimiento integra la abundancia relativa y la frecuencia de aparición de cada especie dentro de un conjunto, generando un valor indicador (IndVal %) junto con su correspondiente significancia estadística ($p < 0.05$).

Las especies con mayores valores y significancia fueron consideradas bioindicadores robustos de las condiciones tróficas y del grado de conservación del hábitat.

4.4.2. ANÁLISIS DE SIMILITUD DE COMUNIDADES (BRAY-CURTIS Y CLÚSTER ANALYSIS)

El cálculo del índice de similitud de Bray-Curtis para determinar semejanzas entre las comunidades de diatomeas epilíticas presentes en las diferentes zonas de cada microcuenca. Los valores de similitud oscilan entre 0 (comunidades completamente diferentes) y 1 (comunidades idénticas). También se realizó el análisis de conglomerados jerárquico (Cluster Analysis), agrupando la estructura entre microcuencas y zonas.

4.4.3. ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO (NMDS)

Para representar los patrones espaciales de semejanza entre las comunidades de diatomeas, se recurrió a un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS), sustentado en la matriz de disimilitud de Bray–Curtis. El valor de estrés (stress) se empleó como criterio para evaluar la adecuación del modelo, considerándose aceptable cuando se mantuvo por debajo de 0.20 (Clarke, 1993).

El NMDS permitió representar en un plano bidimensional las relaciones entre los sitios muestreados, donde los puntos cercanos reflejan comunidades ecológicamente similares, mientras que los puntos alejados indican comunidades distintas.

Para evaluar la existencia de diferencias significativas en la composición de las comunidades entre microcuencas y zonas, se aplicó un análisis de varianza multivariado por permutaciones (PERMANOVA) sobre la matriz de distancias Bray–Curtis (Anexo G). Este procedimiento permitió corroborar estadísticamente si las agrupaciones evidenciadas en el NMDS resultaban consistentes. Se utilizaron 999 permutaciones y se adoptó un nivel de significancia de $p < 0.05$ para sustentar la validez de las diferencias detectadas.

Todos los análisis fueron ejecutados en el entorno estadístico R Studio (versión 4.3.0), empleando los paquetes `vegan`, `labdsv` y `indicspecies`, ampliamente utilizados en ecología. Las figuras y dendrograma fueron elaborados con `ggplot2` y `factoextra`, asegurando la correcta visualización de los patrones multivariados y la reproducibilidad de los resultados.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el cumplimiento del primer objetivo, se efectuó la caracterización de las condiciones físico-químicas y biológicas de las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón, se analizaron los parámetros ambientales in situ.

De acuerdo con la Tabla 3, Los valores registrados para las variables físico-químicas en las microcuencas de estudio se situaron, en términos generales, dentro de los rangos establecidos por la normativa ecuatoriana para la calidad del agua (TULSMA, Libro VI, Anexo 1), que define pH entre 6.0 y 9.0, oxígeno disuelto ≥ 5 mg/L, conductividad < 100 μ S/cm, sólidos disueltos totales < 500 mg/L y temperatura ≤ 25 °C.

Tabla 3.

Promedio de parámetros físico-químicos (Oxígeno disuelto (OD), conductividad (cond), sólidos totales disueltos (STD), temperatura (T) y (pH) de las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón, diferenciadas por zona (baja, meda y alta).

Microcuenca	Zona	pH	(OD) mg/l	(Cond) us/cm	(STD) mg/l	(T) °C
El Carmen	Baja	7.37	8.53	20.60	10.00	15.29
	Media	7.26	8.72	17.80	9.00	14.91
	Alta	6.75	9.11	13.80	6.40	13.93
Jipiro	Baja	7.56	8.48	32.00	16.00	16.98
	Media	7.69	8.57	26.40	13.00	15.50
	Alta	7.55	9.20	22.60	11.60	14.20
Curitroje	Baja	5.32	8.28	22.00	11.00	14.75
	Media	6.54	8.45	19.60	9.80	14.44
	Alta	6.92	8.80	15.80	7.20	14.08
San Simón	Baja	7.78	8.56	20.60	10.20	15.46
	Media	7.94	8.60	15.40	8.20	14.77
	Alta	7.39	8.57	15.60	8.00	14.55

En la tabla 3 se evidenciaron diferencias entre microcuencas y a lo largo del gradiente ribereño. El Carmen mostró pH entre (6.75-7.37), con oxígeno disuelto elevado (8.53-9.11 mg/L) y un incremento hacia la zona baja de conductividad, sólidos disueltos y temperatura, asociado a mayor mineralización y aportes de actividades aguas abajo. Jipiro presentó pH neutro (7.55-7.69) y oxígeno disuelto alto (8.48-9.20 mg/L), pero destacó por los valores más altos de conductividad, sólidos disueltos y temperatura, reflejando mayor intervención humana. Curitroje registró el pH más bajo (5.32-6.92), con oxígeno disuelto igualmente elevado (8.28-8.80 mg/L), valores moderados de conductividad y sólidos disueltos, y estabilidad térmica entre zonas, lo que sugiere mejor conservación especialmente en el tramo alto. San Simón evidenció los valores más estables de pH (7.39-7.94) y oxígeno disuelto (8.56-8.60 mg/L), con mineralización baja-moderada y sin señales de contaminación significativa, manteniendo las mejores condiciones físico-químicas y ecológicas del conjunto.

Aunque las condiciones físico-químicas se mantuvieron dentro de los rangos normados por TULSMA (2015), su variación a lo largo del gradiente ribereño evidenció diferencias en mineralización, oxigenación y estabilidad térmica. Estos factores influyen de manera determinante en la composición taxonómica de las diatomeas epilíticas, cuyo comportamiento ecológico responde con alta sensibilidad a alteraciones ambientales discretas (Rimet y Bouchez, 2012). Coincidiendo con lo señalado por Ríos-Touma et al. (2014), quienes indican que la biota perifítica de los sistemas de montaña presenta una susceptibilidad particular frente a modificaciones del entorno ribereño, incluso en ausencia de deterioros físico-químicos evidentes, este patrón se ve respaldado por los resultados observados en el presente estudio.

El estudio de las comunidades de diatomeas epilíticas evidenció diferencias notables en la composición y abundancia a lo largo del gradiente asociado al estado de la vegetación riparia, lo que refleja cambios en las condiciones ambientales entre zonas (baja, media y alta) y entre microcuencas:

Microcuenca El Carmen: Se registraron 1965 individuos en la zona baja, con dominancia de *Gomphonema subclavatum*, *Gomphonema variostriatum* y

Gomphonema parvulum; en menor proporción aparecieron *Hanea arcus* y *Psammothidium subatomus*. En la zona media se contabilizaron 2008 individuos y predominó una comunidad liderada por *Gomphonema pumilum*, *Gomphonema subclavatum*, *Gomphonema parvulum* y *Hanea arcus*, con presencia de *Nitzschia palea*. En la zona alta se registraron 1933 individuos, con clara dominancia de *Hanea arcus* y acompañamiento de *Psammothidium subatomus*, *Nitzschia palea*, *Navicula notha* y *Achnanthidium subatomus* (tabla 4).

Tabla 4.

Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca El Carmen.

Genero especie	Zona Baja	Zona Media	Zona Alta
<i>Achnanthidium pyrenaicum</i>	0	20	0
<i>Achnanthidium subatomus</i>	0	0	46
<i>Brachysira aponina</i>	0	0	8
<i>Cymbopleura amphicephala</i>	0	36	0
<i>Cymbella excisa</i>	0	0	2
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	1	0	0
<i>Gomphonema variostriatum</i>	313	0	29
<i>Gomphonema minutum</i>	12	0	0
<i>Gomphonema lagenula</i>	22	152	0
<i>Gomphonema pumilum</i>	21	566	8
<i>Gomphonema subclavatum</i>	1362	420	26
<i>Gomphonema clavatum</i>	7	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	138	373	61
<i>Hanea arcus</i>	62	259	1170
<i>Luticula goeppertiana</i>	0	5	0
<i>Luticula mutica</i>	0	5	0
<i>Nitzschia palea</i>	0	17	164

<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0	5	74
<i>Navicula simulata</i>	1	5	0
<i>Navicula cryptotenella</i>	0	5	0
<i>Navicula nota</i>	0	0	127
<i>Pinnularia parvulissima</i>	0	1	0
<i>Pinnularia subcapitata</i>	1	0	23
<i>Pinnularia divergentissima</i>	0	1	0
<i>Pinnularia subanglica</i>	0	1	0
<i>Pinnularia borealis</i>	0	1	0
<i>Psammothidium subatomus</i>	11	0	163
<i>Planothidium bagualense</i>	0	16	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	2	0	0
<i>Planothidium lanceolatum</i>	10	119	32
<i>Ulnaria ulna</i>	2	1	0
Total	1965	2008	1933

Microcuenca Jipiro: En la zona baja se registraron 1844 individuos, con dominancia de *Gomphonema pumilum*, *Gomphonema lagenula* y *Amicula vermiculata*, junto con *Nitzschia palea* y *Sellaphora atomoides*; en baja representación aparecieron *Remeira sinuata* y *Planothidium lanceolatum*. En la zona media se contabilizaron 1793 individuos, predominando *Gomphonema pumilum*, *Fragilaria rumpens*, *Mayamaea atomus* y *Gomphonema minutum*, con presencia de *Nitzschia palea* y *Psammothidium subatomoides*, aunque con microhábitats localizados mejor oxigenados (*Planothidium lanceolatum*, *Cocconeis placentula* y *Achnantheidium subatomus*). En la zona alta se registraron 1659 individuos y una comunidad relativamente más diversa, con dominancia de *Gomphonema pumilum*, *Fragilaria rumpens*, *Mayamaea atomus* y *Luticula goeppertiana*; *Nitzschia palea* estuvo presente en baja abundancia y se mantuvieron especies vinculadas a sustratos definidos y condiciones más estables, como *Sellaphora Atomoides* y *Psammothidium subatomoides* (tabla 5).

Tabla 5.

Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca Jipiro.

Genero especie	Zona Baja	Zona Media	Zona Alta
<i>Adlafia multomahii</i>	5	42	149
<i>Amicula vermiculata</i>	90	29	14
<i>Cocconeis placentula</i>	1	9	10
<i>Fragilaria rumpens</i>	36	173	257
<i>Encyonema minutum</i>	9	14	10
<i>Gomphonema minutum</i>	79	81	123
<i>Gomphonema lagenula</i>	299	41	28
<i>Gomphonema pumilum</i>	740	937	347
<i>Humidophila contenta</i>	73	16	49
<i>Luticula goeppertiana</i>	8	27	149
<i>Mayamaea atomus</i>	137	196	228
<i>Luticula mutica</i>	11	19	17
<i>Neidiomorpha</i>	74	25	1
<i>Nitzschia palea</i>	49	17	34
<i>Navicula cryptotenella</i>	56	28	19
<i>Pinnularia subcapitata</i>	11	6	22
<i>Psammothidium subatomoides</i>	33	23	52
<i>Planothidium lanceolatum</i>	11	40	18
<i>Remeira sinuata</i>	91	50	16
<i>Sellaphora Atomoides</i>	31	20	116
Total	1844	1793	1659

Microcuenca Curitroje: En la zona baja se registraron 1060 individuos, dominados por *Gomphonema parvulum*, *Fragilaria rumpens* y *Gomphonema clavatum*, con presencia de *Navicula erifuga* y *Hanea arcus*. En la zona media se contabilizaron 1581 individuos,

con predominio de *Gomphonema soprophilum*, *Navicula simulata*, *Navicula erifuga* y *Gomphonema affine*, destacando *Nitzschia palea*, y con registros de *Hanea arcus* y *Psammothidium subatomus*. En la zona alta se registraron 1070 individuos, dominados por *Geissleria punctifera*, *Gomphonema subclavatum*, *Gomphonema affine* y *Odontidium mesodom*, con presencia de *Hanea arcus* y *Sellaphora capitata* (Tabla 6).

Tabla 6.

Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca Curitroje.

Genero especie	Zona Baja	Zona Media	Zona Alta
<i>Fragilaria rumpens</i>	261	0	0
<i>Eutonia incisa</i>	33	0	0
<i>Geissleria punctifera</i>	0	0	193
<i>Gomphonema minutum</i>	0	117	159
<i>Gomphonema subclavatum</i>	33	0	198
<i>Gomphonema clavatum</i>	174	30	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	371	170	142
<i>Gomphonema reichardtii</i>	23	0	0
<i>Gomphonema soprophilum</i>	0	223	0
<i>Gomphonema affine</i>	45	172	151
<i>Gomphonema longiceps</i>	0	0	21
<i>Hanea arcus</i>	28	20	39
<i>Nitzschia palea</i>	0	162	0
<i>Navicula simulata</i>	0	211	0
<i>Navicula cryptotenella</i>	0	138	0
<i>Navicula erifuga</i>	64	205	0
<i>Odontidium mesodom</i>	0	0	147
<i>Pinnularia latarea</i>	0	48	0
<i>Psammothidium subatomus</i>	0	85	0

<i>Rhopodia musculus</i>	28	0	0
<i>Sellaphora capitata</i>	0	0	20
Total	1060	1581	1070

Microcuenca San Simón: En la zona baja se registraron 2023 individuos, con dominancia de *Gomphonema subclavatum* y acompañamiento de *Gomphonema pumilum* y *Navicula simulata*. En la zona media se contabilizaron 1847 individuos, predominando *Gomphonema subclavatum* y *Gomphonema olivaceum*, con presencia de *Navicula simulata*, *Nitzschia palea* y *Psammothidium subatomus*, además de *Pinnularia undula* y *Fragilaria arcus*. En la zona alta se registraron 1637 individuos, nuevamente dominados por *Gomphonema subclavatum* y *Gomphonema pumilum*, con *Nitzschia palea* y *Navicula simulata* (Tabla 7).

Tabla 7.

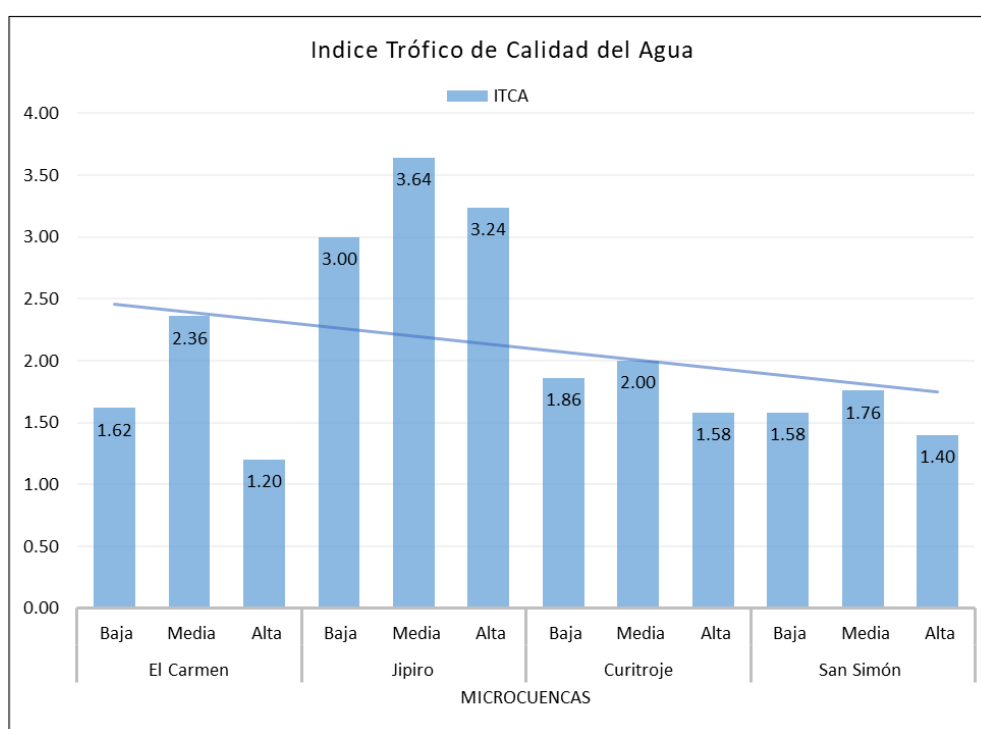
Abundancia de especies de diatomeas epilíticas registradas en la zona baja, media y alta de la microcuenca San Simón.

Genero especie	Zona Baja	Zona Media	Zona Alta
<i>Fragilaria arcus</i>	0	12	11
<i>Gomphonema pumilum</i>	183	0	205
<i>Gomphonema subclavatum</i>	1714	1233	1315
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0	332	5
<i>Nitzschia palea</i>	42	57	51
<i>Nitzschia angustata</i>	0	45	11
<i>Navicula simulata</i>	51	79	20
<i>Pinnularia undula</i>	0	19	6
<i>Psammothidium subatomus</i>	33	56	10
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0	0	3
<i>Ulnaria ulna</i>	0	14	0
Total	2023	1847	1637

En cumplimiento al segundo objetivo, se evaluaron las condiciones tróficas de la calidad del agua en las cuatro microcuencas analizadas mediante la aplicación del Índice Trófico de Calidad del Agua (ITCA). Este índice se estimó a partir de las diatomeas epilíticas identificadas en las tres zonas de muestreo (alta, media y baja) de cada microcuenca, siguiendo la Ecuación 1, que integra la abundancia relativa y los valores tróficos asignados a cada taxón (Figura 2).

Figura 2.

Variación del índice trófico de calidad del agua (ITCA) en función del gradiente del estado de la vegetación riparia (baja, media y alta) en las cuatro microcuencas de estudio.



Los resultados evidenciaron diferencias marcadas entre microcuencas y zonas, lo que refleja el efecto del gradiente de uso del suelo y de la condición de la vegetación de ribera sobre la dinámica que sostiene la calidad ecológica del recurso hídrico.

En la microcuenca El Carmen, la zona alta presentó aguas frías, escasa conductividad y elevados niveles de oxígeno, condiciones que favorecieron especies sensibles como *Hanea arcus*, *Nitzschia palea* y *Brachysira aponina*, características de sistemas oligotróficos y poco intervenidos (Lobo et al., 2016). Su ITCA de 1.20 reflejó ambientes

de baja productividad, sustentados por especies propias de condiciones originarias (Clavijo et al., 2022). En la zona media se evidenció un aumento leve de la conductividad y de los sólidos disueltos, junto con la presencia dominante de *Gomphonema pumilum*, *Planothidium lanceolatum* y *Gomphonema parvulum*, taxones vinculados a estados mesotróficos moderados asociados a la reducción de la vegetación ribereña (Blanco et al., 2015). El ITCA de 2.36 confirmó esta transición. En la zona baja se registraron valores mayores de conductividad y temperatura, acompañados por especies tolerantes como *Gomphonema variostriatum*, *Gomphonema subclavatum* y *Gomphonema minutum*, indicadoras de escorrentías agrícolas y aportes difusos (Kelly et al., 2007). Su ITCA de 1.62 correspondió a una condición β -mesotrófica (Lobo et al., 2016).

En Jipiro, las condiciones físico-químicas se mostraron la perturbación más intensa. Aunque la zona alta mantuvo adecuada oxigenación, la aparición de *Adlafia multomahii*, *Luticula goeppertiana* y *Navicula cryptotenelloides* evidenció influencia urbana temprana, tal como describe Donato (2019). Su ITCA de 3.24 representó condiciones α -mesotróficas. En la zona medio, la mayor mineralización y el incremento térmico propiciaron la dominancia de *Gomphonema pumilum*, *Mayamaea atomus* y *Fragilaria rumpens*, taxones documentados por Martinelli et al. (2010) en ríos urbanos con ascensos sostenidos de sólidos disueltos. El ITCA de 3.64 fue el valor más alto del estudio. En la zona baja, la eutrofización fue evidente: conductividades superiores a 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y especies altamente tolerantes como *Nitzschia palea*, *Sellaphora atomoides*, *Amicula vermiculata* y *Gomphonema lagenula*, propias de sistemas con presión urbana marcada (Dalu et al., 2022). El ITCA de 3.00 corroboró este estado eutrófico (Lobo et al., 2016).

Curitroje se distinguió por mayor estabilidad ecológica, en la zona alta predominaron *Hanea arcus*, *Geissleria punctifera* y *Gomphonema subclavatum*, especies propias de ambientes fríos y de baja mineralización, similares a los descritos en cabeceras andinas (Yaguana y Cartuche, 2022). Su ITCA de 1.58 fue consistente con una condición oligotrófica. En la zona media se observó una mineralización moderada junto a *Navicula erifuga*, *Psammothidium subatomus*, *Navicula simulata* y *Gomphonema soprophilum*, taxones asociados a la autodepuración natural según Maldonado et al. (2007). Su ITCA de 2.00 indicó una mesotrofia leve. En la zona baja se identificaron *Fragilaria rumpens*,

Gomphonema parvulum y *Gomphonema clavatum*, especies vinculadas al arrastre natural de sedimentos (Hlubikova et al., 2013). El ITCA de 1.86 señaló enriquecimiento moderado sin presión antrópica destacable (Lobo et al., 2016).

San Simón se estableció como la microcuenca mejor conservada. Su estabilidad térmica y química, junto con la continuidad de la cobertura ribereña, permitió la persistencia de especies sensibles a lo largo del gradiente. En el tramo alto destacaron *Gomphonema subclavatum*, *Gomphonema pumilum* y *Nitzschia palea*, propias de cabeceras con mínima alteración (Lobo et al., 2016), reflejadas en un ITCA de 1.40. En el tramo medio surgieron *Gomphonema olivaceum*, *Navicula simulata* y *Psammothidium subatomus*, asociadas a ambientes térmicamente estables y con vegetación ribereña conservada (Encalada et al., 2019). Su ITCA de 1.76 representó condiciones oligotróficas a β -mesotróficas. La zona baja, dominada nuevamente por *Gomphonema subclavatum*, mostró un ITCA de 1.58, corroborando que no existen signos de deterioro relevante (Lobo et al., 2016).

En este sentido, es importante reconocer que este estudio presentó una limitación, ya que el muestreo se efectuó únicamente durante la estación seca de 2024. Sin embargo García et al. (2012), señalan que la variación estacional del caudal, la temperatura y la disponibilidad de nutrientes puede modificar de manera significativa la estructura del perifiton y, en consecuencia, los valores del índice trófico y la interpretación de la calidad ecológica; por ello, recomiendan realizar muestreos en diferentes épocas del año para obtener una evaluación más representativa.

Finalmente, en el tercer objetivo, se analizaron las especies indicadoras (IndVal) con el propósito de identificar aquellas diatomeas epilíticas con mayor afinidad ecológica hacia las zonas baja, media y alta de cada microcuenca. Este procedimiento permitió precisar los taxones que mejor reflejan las condiciones ambientales particulares de cada zona, considerando tanto su frecuencia de ocurrencia como su abundancia relativa (Dufrêne y Legendre, 1997).

En la microcuenca El Carmen, el análisis IndVal evidenció una diferenciación marcada en la composición de diatomeas entre zonas y según el estado de la vegetación ribereña

(Tabla 8, Figura 3), identificando 16 especies indicadoras con significancia estadística ($p < 0.05$). La zona alta concentró la mayor cantidad de indicadores: *Achnantheidium subatomus*, *Brachysira aponina*, *Gomphonema subclavatum*, *Hannea arcus*, *Nitzschia palea*, *Navicula cryptotenelloides*, *Navicula notha*, *Pinnularia subcapitata* y *Psammothidium subatomus*. En la zona media se registraron cinco especies indicadoras: *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema pumilum*, *Gomphonema parvulum*, *Planothidium bagualense* y *Planothidium lanceolatum*. En la zona baja se identificaron dos especies indicadoras: *Gomphonema variostriatum* y *Gomphonema minutum*, evidenciando comunidades con distinta afinidad ecológica según el nivel de conservación o perturbación ambiental (De Cáceres y Legendre, 2010).

Tabla 8.

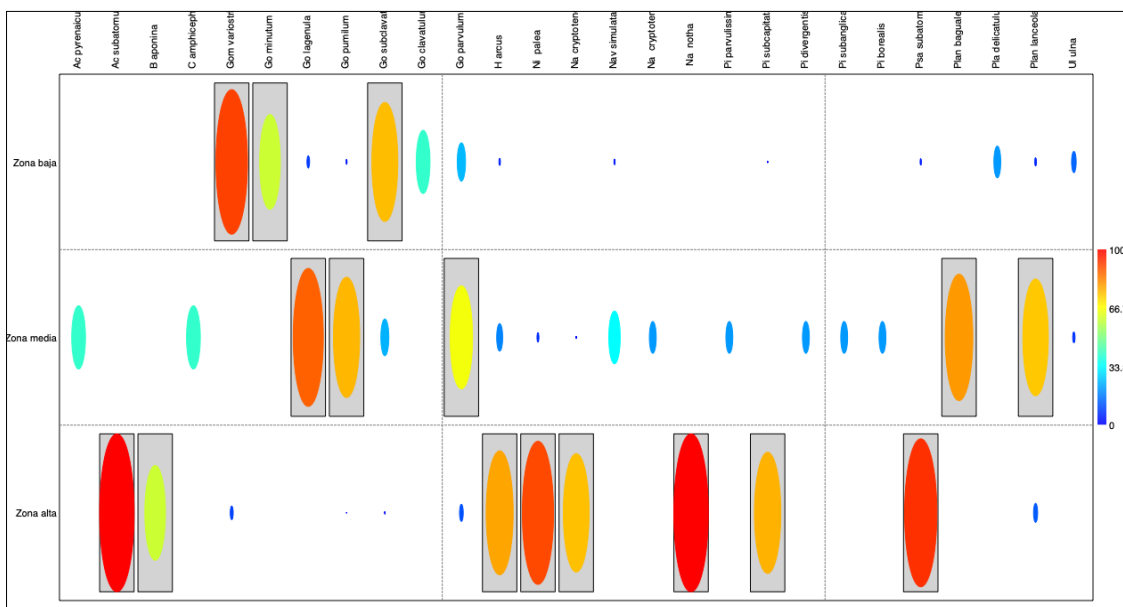
Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca El Carmen.

N°	Especies indicadoras	Zona	p-valor
1	<i>Achnantheidium subatomus</i>	Alta	0.0006
2	<i>Brachysira aponina</i>	Alta	0.0001
3	<i>Gomphonema variostriatum</i>	Baja	0.0013
4	<i>Gomphonema minutum</i>	Baja	0.0001
5	<i>Gomphonema lagenula</i>	Media	0.0007
6	<i>Gomphonema pumilum</i>	Media	0.0158
7	<i>Gomphonema subclavatum</i>	Alta	0.0001
8	<i>Gomphonema parvulum</i>	Media	0.0063
9	<i>Hannea arcus</i>	Alta	0.0001
10	<i>Nitzschia palea</i>	Alta	0.0015
11	<i>Navicula cryptotenelloides</i>	Alta	0.0036
12	<i>Navicula notha</i>	Alta	0.0006
13	<i>Pinnularia subcapitata</i>	Alta	0.0008
14	<i>Psammothidium subatomus</i>	Alta	0.0006

15	<i>Planothidium bagualense</i>	Media	0.0043
16	<i>Planothidium lanceolatum</i>	Media	0.0032

Figura 3.

Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca El Carmen.



Especies indicadoras en la microcuenca Jipiro: Se identificaron 9 especies indicadoras de diatomeas epilíticas con significancia estadística ($p \leq 0.05$) a lo largo de la gradiente de vegetación riparia (Tabla 9, Figura 4), lo que refleja cambios en la calidad ecológica del agua entre tramos. En la zona baja destacaron *Amicula vermiculata*, *Gomphonema lagenula* y *Neidiomorpha* ($p < 0.01$), junto con *Navicula cryptotenella* ($p = 0.0279$), asociadas a condiciones de mayor alteración. En la zona media se identificaron *Gomphonema pumilum* ($p = 0.0139$) y *Planothidium lanceolatum* ($p = 0.0247$), indicando un tramo de transición con influencia antrópica moderada. En la zona alta sobresalieron *Luticula goeppertiana* ($p = 0.0005$), *Adlafia multomahii* ($p = 0.0025$) y *Sellaphora atomoides* ($p = 0.0237$), vinculadas a condiciones de menor perturbación.

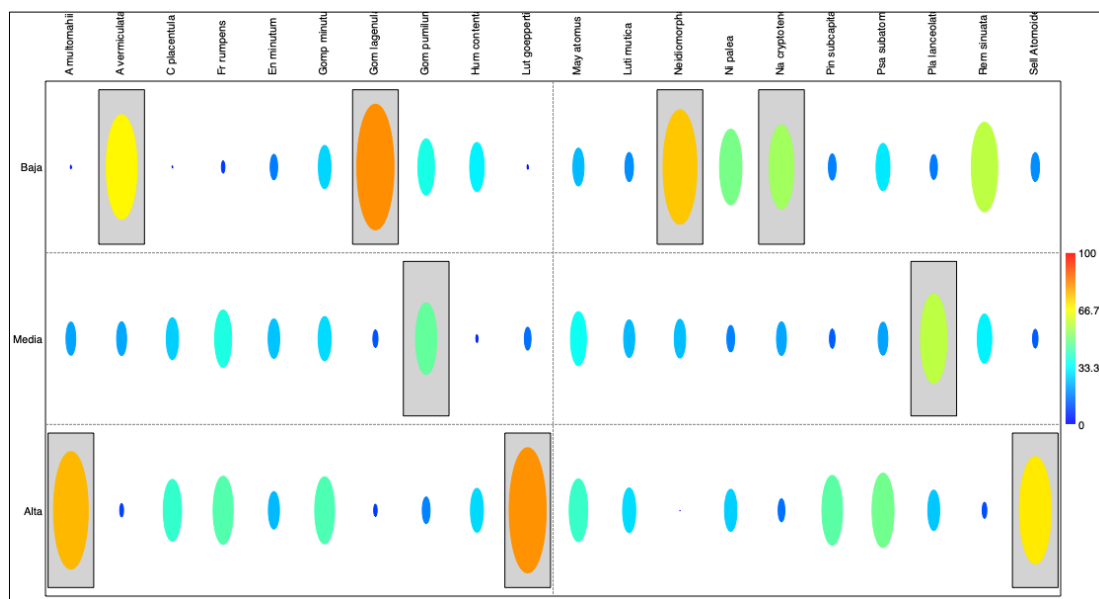
Tabla 9.

Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Jipiro.

N°	Especies indicadoras	Zonas	p-valor
1	<i>Adlafia multomahii</i>	Alta	0.0025
2	<i>Amicula vermiculata</i>	Baja	0.003
3	<i>Gomphonema lagenula</i>	Baja	0.0006
4	<i>Gomphonema pumilum</i>	Media	0.0139
5	<i>Luticula goeppertiana</i>	Alta	0.0005
6	<i>Neidiomorpha</i>	Baja	0.0036
7	<i>Navicula cryptotenella</i>	Baja	0.0279
8	<i>Planothidium lanceolatum</i>	Media	0.0247
9	<i>Sellaphora Atomoides</i>	Alta	0.0237

Figura 4.

Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Jipiro.



Especies indicadoras en la microcuenca Curitroje: Se identificaron 17 especies indicadoras con significancia estadística ($p < 0.05$) a lo largo del gradiente ribereño (tabla 10, figura 5), evidenciando variabilidad ambiental entre zonas. En la zona baja destacaron *Fragilaria rumpens*, *Eutonia incisa*, *Gomphonema clavatum*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema reichardtii* y *Rhopodia musculus*, asociadas a condiciones de mayor alteración y aporte de sedimentos. En la zona media se registraron *Gomphonema soprophilum*, *Gomphonema affine*, *Nitzschia palea*, *Navicula simulata*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula erifuga*, *Pinnularia latarea* y *Psammothidium subatomus*, reflejando un tramo transicional con condiciones mesotróficas a ligeramente eutróficas. En la zona alta las especies indicadoras fueron: *Gomphonema minutum*, *Gomphonema subclavatum* y *Odontidium mesodom*, vinculadas a ambientes más conservados, bien oxigenados y de menor enriquecimiento de nutrientes.

Tabla 10.

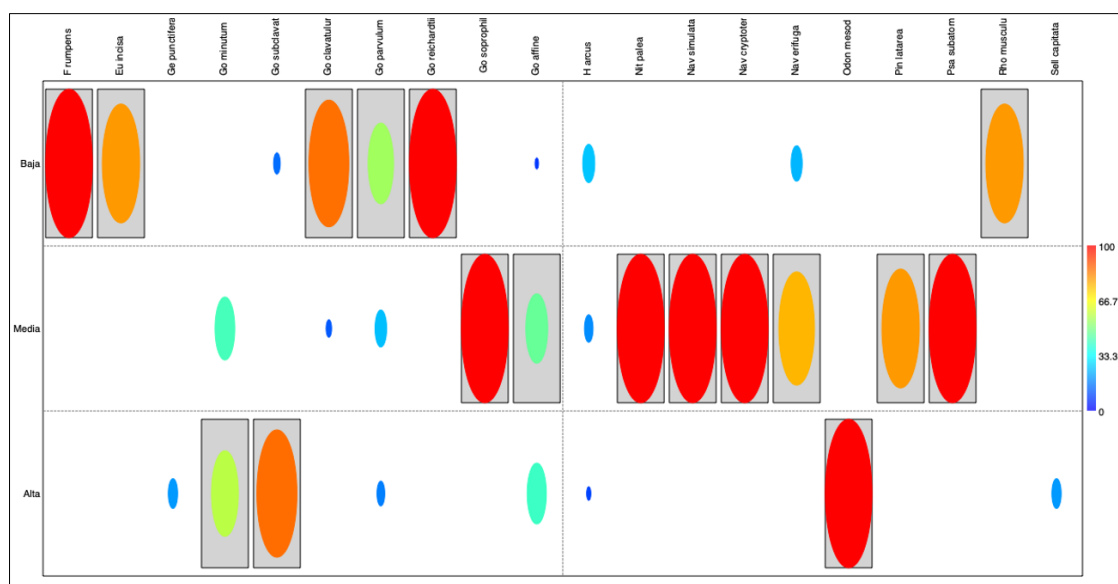
Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Curitroje.

N°	Especies indicadoras	Zonas	p-valor
1	<i>Fragilaria rumpens</i>	Baja	0.0007
2	<i>Eutonia incisa</i>	Baja	0.0041
3	<i>Gomphonema minutum</i>	Alta	0.015
4	<i>Gomphonema subclavatum</i>	Alta	0.0005
5	<i>Gomphonema clavatum</i>	Baja	0.0001
6	<i>Gomphonema parvulum</i>	Baja	0.0032
7	<i>Gomphonema reichardtii</i>	Baja	0.0007
8	<i>Gomphonema soprophilum</i>	Media	0.0002
9	<i>Gomphonema affine</i>	Media	0.0169
10	<i>Nitzschia palea</i>	Media	0.0002
11	<i>Navicula simulata</i>	Media	0.0002
12	<i>Navicula cryptotenella</i>	Media	0.0002

13	<i>Navicula erifuga</i>	Media	0.0002
14	<i>Odontidium mesodom</i>	Alta	0.0005
15	<i>Pinnularia latarea</i>	Media	0.003
16	<i>Psammothidium subatomus</i>	Media	0.0002
17	<i>Rhopodia musculus</i>	Baja	0.0035

Figura 5.

Especies indicadoras de diatomeas epilíticas de cada zona baja, media y alta de la microcuenca Curitroje.



Especies indicadoras en la microcuenca San Simón: Se identificaron 8 especies indicadoras de diatomeas epilíticas con significancia estadística ($p \leq 0.05$) a lo largo del gradiente ribereño (Tabla 11, Figura 6). En la zona baja, la especie indicadora fue *Gomphonema subclavatum* ($p = 0.0007$), asociada a tramos con mayor enriquecimiento de nutrientes. En la zona media se registró la mayor diversidad de indicadores: *Gomphonema olivaceum* ($p = 0.0001$), *Nitzschia angustata* ($p = 0.0007$), *Navicula simulata* ($p = 0.0073$), *Pinnularia undula* ($p = 0.0101$), *Psammothidium subatomus* ($p = 0.0471$) y *Ulnaria ulna* ($p = 0.003$), lo que refleja un tramo de transición con condiciones mesotróficas. En la zona alta, *Gomphonema pumilum* ($p = 0.0274$) fue la especie indicadora, vinculada a condiciones de menor intervención y mayor estabilidad del sistema.

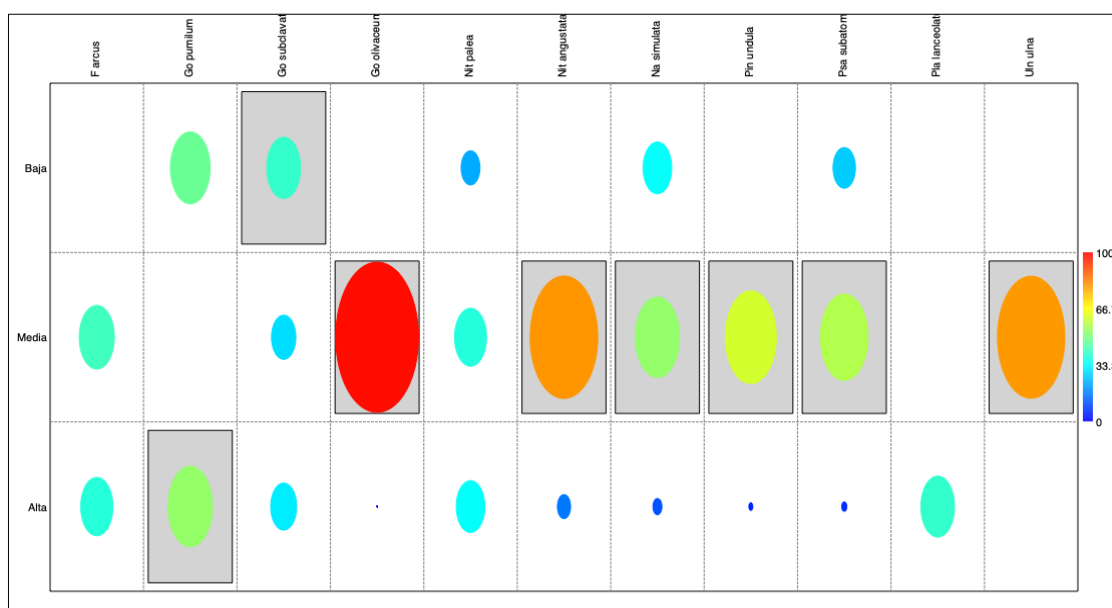
Tabla 11.

Especies de diatomeas epilíticas indicadoras de cada zona baja, media y alta de la microcuenca San Simón.

N°	Especies indicadoras	Zonas	p-valor
1	<i>Gomphonema pumilum</i>	Alta	0.0274
2	<i>Gomphonema subclavatum</i>	Baja	0.0007
3	<i>Gomphonema olivaceum</i>	Media	0.0001
4	<i>Nitzschia angustata</i>	Media	0.0007
5	<i>Navicula simulata</i>	Media	0.0073
6	<i>Pinnularia undula</i>	Media	0.0101
7	<i>Psammothidium subatomus</i>	Media	0.0471
8	<i>Ulnaria ulna</i>	Media	0.003

Figura 6.

Distribución de especies de diatomeas epilíticas en la zona baja, media y alta de la microcuenca San Simón.



El índice de similitud de Bray-Curtis facilitó la evaluación de la estructura ecológica de las comunidades de diatomeas epilíticas entre las distintas zonas (alta, media y baja) de

las microcuencas analizadas. En el dendrograma de agrupamiento jerárquico (Figura 7), el eje "Y" expresa el nivel de semejanza entre las comunidades, donde un valor de 1.0 corresponde a comunidades completamente equivalentes y 0.0 denota la ausencia total de especies compartidas.

La estructura jerárquica del dendrograma, indica cómo las zonas se agrupan desde los más similares hasta los menos similares. Las zonas que se unen en niveles altos de similitud (cerca de 1.0) son muy similares en su composición de taxones de diatomeas. A medida que bajamos en el eje "Y", los grupos son cada vez más diferentes entre sí. Verificando la estructura del dendrograma, es posible evidenciar e identificar varios Clústeres y patrones Ecológicos.

Grupo principal: "Microcuenca El Carmen" (Carmen bajo: Cb; Carmen medio: Cm y Carmen alto: Ca)

Este es un grupo más grande y congruente, ubicado en el sector izquierdo del dendrograma. Se identificaron tres subgrupos:

- Subgrupo "El Carmen Bajo" (Cb1-Cb5): Estas cinco zonas forman un clúster muy compacto y homogéneo, unidos a niveles de similitud por encima de 0.80, indicando comunidades de diatomeas muy similares entre sí, probablemente debido a condiciones ambientales estables y homogéneas en las zonas riparias.
- Subgrupo "El Carmen Medio" (Cm1-Cm5): Presenta un grupo igualmente bastante definido, pero ligeramente menos compactado que el grupo de la zona baja. Se articula al grupo bajo a un nivel de similitud de aproximadamente 0.60-0.70, sugiriendo que comparten muchas especies de diatomeas, pero con diferencias destacadas.
- Subgrupo "El Carmen Alto" (Ca1-Ca5): Este grupo se diferencia claramente de los otros dos subgrupos de "El Carmen". Se une a ellos a un nivel de similitud más bajo, alrededor de 0.30-0.40. Esta separación indica que las comunidades de diatomeas presentes en la zona alta difieren notablemente de las registradas en los tramos medio y bajo, lo cual sugiere condiciones de mejor calidad hídrica, mayor oxigenación y una presión antrópica considerablemente menor.

Segundo grupo "Jipiro" (Jipiro bajo: Jb, Jipiro medio: Jm y Jipiro alto: Ja)

Este grupo es el segundo más grande se localiza en el sector derecho del dendrograma y constituye el segundo conglomerado más grande. Se identificaron tres subgrupos:

- Subgrupo "Jipiro Bajo" (Jb1-Jb5): Se puede ver que se forma un clúster relativamente compacto a una similitud de 0.70 - 0.80, caracterizado por alta similitud entre sitios, asociada a condiciones urbanas y escasa vegetación ribereña.
- Subgrupo "Jipiro Medio" (Jm1-Jm5): Es un grupo bastante definido se une a la zona baja a un nivel de 0.60, indicando moderada conexión ecológica entre ambas zonas.
- Subgrupo "Jipiro Alto" (Ja1-Ja5): Se puede apreciar que en este grupo se separa claramente de los otros dos subgrupos de "Jipiro", se une a ellos a un nivel de similitud de 0.30-0.40, evidenciándose un caso similar que en "El Carmen", lo que indica una significativa variación en la comunidad de diatomeas a lo largo del gradiente asociado al estado de conservación de las zonas ribereñas dentro de la microcuenca de "Jipiro".

Tercer grupo "Curitroje" (Curitroje bajo: Cub; Curitroje medio: Cum y Curitroje alto: Cua): Este grupo es más disperso y se encuentra en el centro del dendrograma. Su estructura es menos clara que la de "El Carmen" o "Jipiro":

- Subgrupo "Zona Baja" (Cub1-Cub5): No conforma un clúster definido y se mezcla con sitios de la zona media, lo que sugiere transiciones ecológicas difusas entre ambas zonas, probablemente originadas por el uso diverso del suelo y la cobertura vegetal fragmentada.
- Subgrupo "Zona Media" (Cum1-Cum5): Se convierte en el núcleo de este grupo, integrando varios sitios con similitud intermedia, lo que refleja equilibrio ecológico y estabilidad hidrológica.
- Subgrupo "Zona Alta" (Cua1-Cua5): Se agrupa Cua1 y Cua2 y forman un pequeño subgrupo, mientras que Cua3, Cua4 y Cua5 están más dispersos, indicando heterogeneidad espacial.

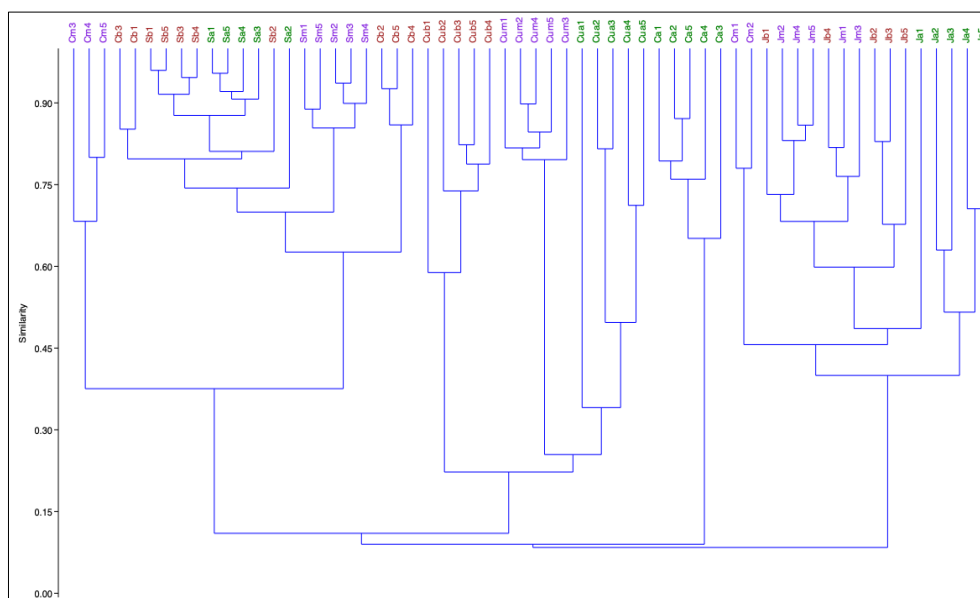
Cuarto grupo "San Simón" (San Simón bajo: Sb; San Simón medio: Sm y San Simón alto: Sa):

Este grupo es el más pequeño y está localizado en la parte central derecha del dendograma. Aquí se puede evidenciar una estructura particular.

- Subgrupo "Zona Baja" (Sb1-Sb5): Aquí se forma un clúster muy compacto, unido a niveles de similitud superiores a 0.90, reflejando alta homogeneidad ecológica y estabilidad ambiental.
- Subgrupo "Zona Media" (Sm1-Sm5): Se separa claramente de la zona baja, uniéndose a ella a un nivel de similitud de aproximadamente 0.30-0.40. Dentro de este grupo, Sm1 (San Simón punto 1) parece ser el más diferente.
- Subgrupo "Zona Alta" (Sa1-Sa5): Este grupo se mezcla con la zona media, sin formar un clúster claro. Sa1 y Sa2 se unen a Sm1, mientras que Sa3, Sa4 y Sa5 se agrupan con Sm2, Sm3, Sm4 y Sm5. Evidenciando continuidad ecológica a lo largo del gradiente de estado de vegetación riparia y condiciones ambientales uniformes.

Figura 7.

Dendograma de similitud entre zonas de las microcuencas en función de la composición de especies de diatomeas epilíticas.



Con el propósito de visualizar la estructura de similitud ecológica de las comunidades de diatomeas epilíticas presentes en las microcuencas de estudio, así como a lo largo de las zonas baja, media y alta, se aplicó un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) (Figura 8). Esta técnica multivariada permite disminuir la complejidad inherente a los datos de abundancia de múltiples especies en una representación gráfica de fácil interpretación, en la cual la proximidad entre puntos señala comunidades con composición semejante, mientras que mayores distancias evidencian diferencias ecológicas pronunciadas en la estructura comunitaria.

Análisis por microcuencas: El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón

En la microcuenca El Carmen (puntos verdes): las zonas se agrupan en el sector centro-izquierdo del diagrama NMDS (figura 8). Esta agrupación indica que la comunidad de diatomeas en esta microcuenca es relativamente homogénea y diferente a la de las otras microcuencas estudiadas.

En el caso de la microcuenca Jipiro (puntos en amarillo): las zonas se ubican en la parte derecha, claramente separadas de los demás grupos. Este patrón indica la presencia de una comunidad de diatomeas distintiva, posiblemente influenciada por mayor intervención antrópica y cargas orgánicas elevadas.

En la microcuenca Curitroje (puntos en rojo): las zonas están dispersas en la parte superior de la figura 8, lo que revela una notable heterogeneidad ecológica en el sistema, probablemente asociada a variaciones en la cobertura vegetal, los patrones de uso del suelo o la propia dinámica ecológica del entorno.

En San Simón (puntos en gris): las zonas se encuentran agrupados en la parte inferior de la figura 8, indicando una comunidad de diatomeas más uniforme y estable, característica de ecosistemas con baja perturbación y mejor calidad ecológica en comparación con las demás microcuencas.

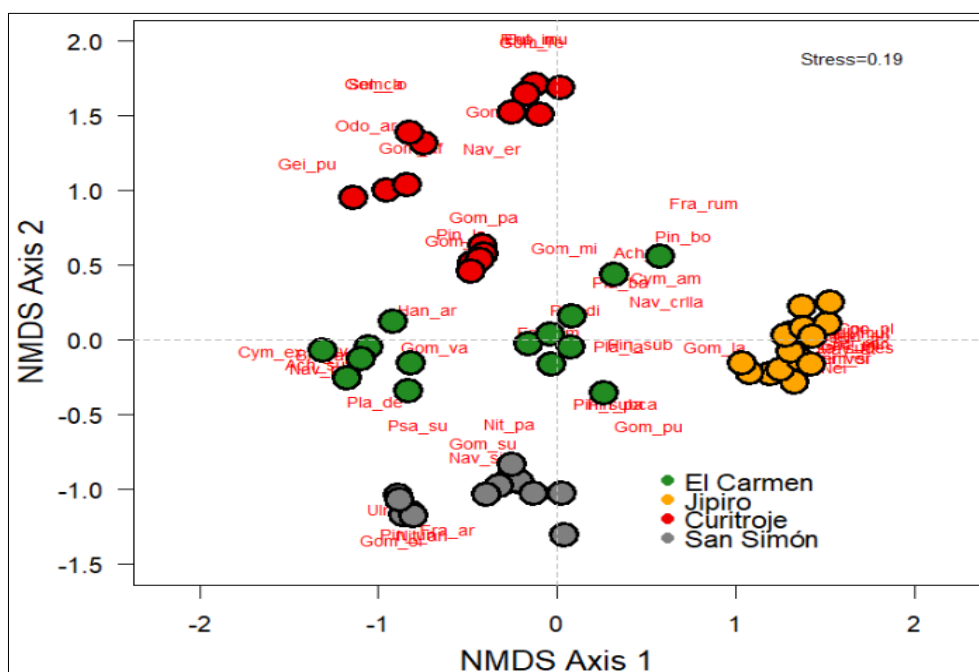
Análisis por zona (alta, media y baja) dentro de cada microcuencua: El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón

Aunque en la figura 8 no presenta una separación clara marcada en tres zonas, se observa que, dentro de cada microcuencua, la zona (baja, media y alta) también tienden a agruparse. En El Carmen, los sitios de la zona alta se localizan principalmente hacia el lado izquierdo del diagrama, mientras que los correspondientes a la zona baja se distribuyen hacia la derecha, reflejando un gradiente trófico asociado a las variaciones en las condiciones tróficas y en la calidad del agua a lo largo del recorrido de la microcuencua.

El análisis NMDS explicó el 78 % de la varianza (stress = 0.19) y el PERMANOVA ($p=0.001$) confirmó diferencias estadísticamente significativas entre las microcuencuas como entre las zonas, corroborando la presencia de patrones espaciales bien definidos en la estructura composicional de las comunidades de diatomeas (figura 8).

Figura 8.

Escalamiento multidimensional no métrico en la composición de especies de diatomeas epilíticas entre las microcuencuas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón. Los colores representan los grupos formados según su afinidad ecológica.



En este contexto, el análisis de especies indicadoras mediante IndVal, unido a la similitud de Bray-Curtis y al ordenamiento NMDS, permitió describir con precisión las diferencias ecológicas entre las zonas alta, media y baja de las microcuencas, evidenciando variaciones en la composición de diatomeas epilíticas relacionadas con la calidad del agua, el uso del suelo y la conservación ribereña. Estos resultados confirman la alta sensibilidad de las diatomeas frente a gradientes ambientales, coincidiendo con estudios realizados en sistemas tropicales y andinos donde estos microorganismos reflejan alteraciones en nutrientes, oxigenación y turbidez (Encalada et al., 2019). La utilidad del método IndVal radica en su capacidad para identificar especies con elevada especificidad y fidelidad a determinados tramos (Dufrene y Legendre, 1997).

En la zona alta, las microcuencas presentaron composiciones diferenciadas. El Carmen reunió una amplia gama de especies sensibles (*Achnantheidium subatomus*, *Brachysira aponina*, *Hanea arcus*, *Pinnularia subcapitata*, *Psammothidium subatomus*, *Navicula notha*, *Navicula cryptotenelloides* y *Gomphonema subclavatum*), similares a las descritas para ríos andinos meridionales (Yaguana y Cartuche, 2022) y otros sistemas oligotróficos (Donato, 2019). Curitroje compartió únicamente *Gomphonema subclavatum* con El Carmen, lo que indica cierta semejanza ecológica, aunque con menor riqueza de especies asociadas a alta calidad del agua. Sin embargo, Jipiro mostró especies indicadoras totalmente distintas; *Luticula Goepertiana*, *Adlafia multomahii* y *Sellaphora atomoides*, que no se encontraron en ninguna otra microcuenca. Estas especies suelen estar asociadas a partes altas expuestas a perturbaciones tempranas por urbanización o pérdida de cobertura vegetal (Bere y Tundisi, 2011). San Simón, por su parte, presentó una única especie indicadora *Gomphonema pumilum*, característica de ambientes oligotróficos estables, pero que no coincide con las especies encontradas en las otras microcuencas (Chamorro et al., 2024).

En este sentido, la zona alta muestra que solo El Carmen y Curitroje comparten similitud en especies indicadoras, mientras que Jipiro mantiene un propio conjunto de especies indicadoras, lo que indica un nivel más alto de intervención humana en su zona alta. La amplia separación de las muestras de las zonas altas en el NMDS y los bajos valores de similitud de Bray-Curtis refuerzan la interpretación de que los tramos

superiores muestran una fuerte variabilidad entre microcuencas, un estudio descrito previamente para ríos andinos donde el estado de conservación del bosque ribereño ejerce un control determinante sobre la comunidad algal (Castillejo et al., 2024).

En la zona media se observó un patrón contrario, con mayor similitud entre microcuencas, producto de presiones intermedias; agricultura, caminos, alteración parcial del bosque ribereña, que tienden a homogenizar la comunidad. *Psammothidium subatomus* fue la especie indicadora más frecuente entre Curitroje y San Simón, señalando ambientes estables y mesotróficos ligeros (Muñoz y Rivera, 2022). Así mismo, *Navicula simulata* estuvo presente como especie indicadora en Curitroje y San Simón, mostrando una afinidad por aguas mesotróficas ligeras y de buena oxigenación (Donato y Jhon, 2019). *Gomphonema pumilum* unió a El Carmen y Jipiro, especie que aumenta ante la reducción ribereña (Ríos-Touma et al., 2014). Por otro lado, *Nitzschia palea* y *Navicula cryptotenella*, registradas en Jipiro y Curitroje, evidencian presiones más intensas (Blanco et al., 2024). Estos patrones explican el agrupamiento del NMDS, concordante con estudios altitudinales (Pedraza-Garzón y Donato-Rondón, 2011).

La zona baja reflejó diferencias marcadas. Jipiro y Curitroje compartieron *Gomphonema parvulum*, especie vinculada a eutrofización y aportes orgánicos (Karlík y Poschlod, 2019). El Carmen mostró *Gomphonema variostriatum* y *Gomphonema minutum*, asociadas a enriquecimiento moderado sin deterioro severo (Donato et al., 2022). San Simón mantuvo *Gomphonema subclavatum*, reforzando su estabilidad ecológica (Yaguana y Cartuche, 2022a). Jipiro fue la microcuenca con mayor presencia de especies altamente tolerantes como *Amicula vermiculata* y *Neidiomorpha*, en su zona baja, lo cual coincide con el deterioro ambiental típico de sistemas urbanos y periurbanos (Lobo et al., 2010). Esta composición se reflejó en los desplazamientos extremos del NMDS, en concordancia con lo señalado por Chamorro et al. (2024).

Estos resultados evidencian que la similitud ecológica entre microcuencas no es homogénea a lo largo del gradiente trófico. La comparación muestra que las coincidencias en especies indicadoras disminuyen en la zona alta, donde las condiciones ecológicas muestran mayor variabilidad entre microcuencas, dado que la calidad del

agua depende en gran medida del nivel de conservación local y del aporte directo de especies. En la zona media la similitud suele incrementarse, ya que presiones moderadas como agricultura, apertura de caminos y reducción parcial de la vegetación ribereña, generan ambientes comparables que favorecen la presencia de especies indicadoras compartidas. En la zona baja, la similitud entre microcuencas está dominada por especies tolerantes, lo cual es característico de áreas donde la acumulación de nutrientes, sedimentos y materia orgánica se intensifica por la mayor influencia de actividades humanas. Este patrón coincide con lo reportado en estudios que evalúan gradientes ambientales en ríos tropicales, donde las comunidades de diatomeas muestran transiciones claras desde especies sensibles en zonas superiores hacia especies tolerantes en la zona baja expuesta a mayor presión humana (Blanco et al., 2024).

En general, los resultados revelan que cada microcuenca conserva una composición particular de diatomeas epilíticas, constituyendo un rastro ecológico distintivo determinado por las condiciones físico-químicas y de cobertura vegetal. Así mismo, se observa que la composición de las comunidades varía de manera predecible a lo largo del gradiente de cobertura vegetal ribereña, demostrando que las técnicas multivariadas empleadas permiten identificar con precisión la influencia de los factores ambientales y de las formas de aprovechamiento del suelo, tanto entre las distintas microcuencas como dentro de cada una de ellas.

6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos mediante el análisis de las condiciones físico-químicas, el índice ITCA y el método IndVal permiten establecer que las cuatro microcuencas presentan contrastes ecológicos importantes a lo largo de su gradiente trófico. La zona alta mostró las diferencias significativas entre microcuencas debido al fuerte efecto de la conservación local de la vegetación ribereña. El Carmen y Curitroje presentaron la mayor concentración de especies sensibles, lo que indica ambientes ecológicamente saludables, mientras que Jipiro mostró especies características de alteración inicial, evidenciando una pérdida temprana de calidad ecológica. San Simón, aunque con menor riqueza de especies indicadoras, confirmó condiciones favorables en su zona alta.

La zona media presentó mayor similitud entre microcuencas, lo cual evidencia que las presiones moderadas como agricultura, caminos y pérdida parcial de vegetación ribereña, tienden a homogenizar la composición de las comunidades de diatomeas. Especies como *Psammothidium subatomus*, *Navicula simulata* y *Gomphonema pumilum* reflejaron esta tendencia en distintas combinaciones entre El Carmen, San Simón, Curitroje y Jipiro. Sin embargo, la presencia de especies tolerantes como *Nitzschia palea* y *Navicula cryptotenella* en Jipiro y Curitroje indicó mayor presión ambiental en comparación con San Simón.

La zona baja fue la que mostró las diferencias más fuertes en términos de presión humana acumulada. Jipiro fue la microcuenca más impactada, con especies altamente tolerantes como *Amicula vermiculata*, *Neidiomorpha* y *Gomphonema parvulum*, lo que refleja un deterioro estructural significativo. Curitroje, aunque menos afectada, compartió algunas de estas especies tolerantes. El Carmen mantuvo especies asociadas a enriquecimiento moderado, evidenciando un estado intermedio de impacto. San Simón se destacó nuevamente por conservar una composición más estable, incluso en la zona baja, con *Gomphonema subclavatum* como indicador de buena condición ecológica.

Así mismo, los análisis multivariados (NMDS, análisis de clúster) confirmaron diferencias significativas ($p = 0.001$) entre microcuencas y zonas ribereñas, demostrando que las comunidades de diatomeas están estructuradas por los gradientes ambientales y la cobertura ribereña, donde la composición de diatomeas refleja exactamente la presión antrópica y los procesos de eutrofización.

Esta investigación consolida una línea base trófica para las microcuencas abastecedoras de agua de Loja, contribuyendo con información esencial para programas de conservación, restauración y monitoreo ambiental. Además, propone un enfoque integrador entre la bioindicación y gradiente de estado de vegetación riparia, facilitando la toma de decisiones por parte de autoridades locales y regionales.

7. RECOMENDACIONES

Dado que las zonas bajas presentaron los mayores niveles de eutrofización y deterioro de la calidad ecológica, se recomienda ejecutar programas de restauración ecológica mediante la reforestación con especies nativas ribereñas. Estas acciones contribuirán a controlar la erosión, retener nutrientes y recuperar la estructura natural de los ecosistemas, priorizando los sectores más afectados por la expansión agrícola y urbana.

Se propone incorporar el uso del Índice Trófico de Calidad del Agua (ITCA) y el análisis de diatomeas epilíticas en los programas de monitoreo ambiental implementados por los GAD municipales y universidades. Esta herramienta, además de ser económica y de fácil aplicación, permite identificar de forma precisa las variaciones de la calidad del agua en los diferentes gradientes (alta, media y baja).

Es necesario mantener la integridad ecológica de la zona alta y media de cada microcuenca mediante medidas de protección, control y monitoreo biológico continuo. Estas áreas deben considerarse zonas de referencia ecológica para la comparación de futuros programas de restauración. En las zonas bajas urbanas y agrícolas, se recomienda instalar sistemas de tratamiento primario de aguas residuales y barreras vegetales que reduzcan el ingreso de sedimentos y nutrientes hacia los ríos.

Se sugiere fortalecer la educación ambiental y la participación comunitaria, mediante talleres y campañas en comunidades, instituciones educativas y gobiernos locales. Estas acciones buscan concienciar sobre el valor ecológico de las riberas y promover el uso responsable del recurso hídrico, fomentando una gestión compartida y sostenible.

Para mejorar el enfoque técnico y metodológico de futuros estudios, se recomienda realizar muestreos en distintas épocas del año (lluviosa y seca), e incorporar tecnologías de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) para analizar la relación entre el uso del suelo, la vegetación y la calidad del agua. Así mismo, es necesario continuar validando el ITCA en otros ecosistemas altoandinos, a fin de consolidarlo como

una herramienta estándar para el monitoreo ecológico y la gestión integral del recurso hídrico.

8. REFERENCIAS

- Aleixo, M. H. F., Quirino, B. A., Yofukuji, K. Y., Cardozo, A. L. P., & Fugi, R. (2022). Macrophyte biomass mediates trophic relationships between congeneric fishes and invertebrate communities. *Limnologica*, 93, 125957. <https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2022.125957>
- Analuisa, E., & Jácome, A. R. J. (2021). Universidad técnica de cotopaxi. *Universidad Técnica de Cotopaxi*, 1, 101. <http://repositorio.utc.edu.ec/bitstream/27000/4501/1/PI-000727.pdf>
- Anderson. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1–15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Arce & Leiva. (2009). Determinación de la calidad de agua de los ríos de la ciudad de Loja y diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo. *Tesis de Grado. Universidad Técnica Particular de Loja.*, 93. [http://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/474/3/Tesis Maria Fernanda Arce Moncada.pdf](http://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/474/3/Tesis%20Maria%20Fernanda%20Arce%20Moncada.pdf)
- Arroyave, J., Martínez, C. M., Martínez-Oriol, F. H., Sosa, E., & Alter, S. E. (2021). Regional-scale aquifer hydrogeology as a driver of phylogeographic structure in the Neotropical catfish *Rhamdia guatemalensis* (Siluriformes: Heptapteridae) from cenotes of the Yucatán Peninsula, Mexico. *Freshwater Biology*, 66(2), 332–348. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.13641>
- Arteaga, J., Ayala, G., Briseño, J., González, J., Granda, A., Luzuriaga, R., & Vásquez, C. (2014). Microcuencas abastecedoras de agua para la ciudad de Loja. *Academia*, 12.
- Bere, T., & Tundisi, J. (2011). Influence of land-use patterns on benthic diatom communities and water quality in the tropical Monjolinho hydrological basin, São

- Carlos-SP, Brazil. *Water S.A*, 37, 93–102. <https://doi.org/10.4314/wsa.v37i1.64112>
- Blanco, S. (2010). *Generador de números aleatorios para recuentos en microscopía óptica. Excel 2003*, 30–31.
- Blanco, S. (2015). Diatomeas : Bioindicación En Alguas Dulces E Invasiones Biológicas Dr . Saúl Blanco Lanza. *Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad de La Universidad de León*, 2015. <https://riuma.uma.es/xmlui/handle/10630/9809>
- Blanco, S. (2024). What do diatom indices indicate? Modeling the specific pollution sensitivity index. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(20), 29449–29459. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33115-1>
- Boyd, C. (2018). Temperatura del agua en acuicultura. *Responsible Seafood Advocate*, 1, 1–6.
- Braga, A. M., Hidrográfica, C., & España, P. De. (1984). *Benticos Como Indicadores Biologicos De La Calidad Del Agua En El Rio Viao-Piloña*.
- Cáceres, M. De, & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Calizaya, J., Avendaño, M., & Delgado, I. (2013). Evaluacion de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), una experiencia en Tacna, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 30(1), 58–63. <http://www.scielo.org.pe/pdf/rins/v30n1/a12v30n1.pdf>
- Carmona Jiménez, J., Ramírez Rodríguez, R., Bojorge-García, M. G., González Hidalgo, B., & Cantoral-Uriza, E. A. (2016). Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: Una propuesta de evaluación y aplicación en el río Magdalena, ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 32(2), 139–152. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.01>
- Cartuche-paqui, A., García-matailo, S., Hernández-ocampo, R., Burneo-saavedra, I., Yaguana-neira, R., & Chunchu-salas, S. (2025). *Impacto de las intervenciones*

antrópicas en la calidad del agua de la microcuenca El Carmen : un estudio de bioindicadores como herramienta de evaluación ecológica Impact of anthropic interventions on water quality in the El Carmen micro-watershed : A bio. 32(1), 62–74.

Cartuche, V., Manoylov, K., & Venail, P. (2025). *Changes in periphyton communities with land use in tropical mountain streams in Loja (Ecuador).* 45(2). <https://doi.org/10.23818/limn.45.17>

Castillejo, P., Ortiz, S., Ballesteros, M., Heinrich, C., Ríos, B., & Lobo, E. (2022). Diatomeas Epilíticas De Los Andes Ecuatorianos. *Universidad de Las Américas Facultad de Ingeniería y Ciencias Aplicadas*, 86.

Castillejo, P., Ortiz, S., Jijón, G., Lobo, E. A., Heinrich, C., Ballesteros, I., & Rios-Touma, B. (2024). Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hydrobiologia*, 851(2), 431–446. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>

CEPAL. (2019). Planificación para el desarrollo territorial sostenible en América Latina y el Caribe. *Instituto Latinoamericano y Del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES)*, 59. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/44731/1/S1900439_es.pdf

Céspedes-vargas, E., Umaña-villalobos, G., & Silva-benavides, A. M. (2015). *a los factores físico-químicos del agua en el Río Sarapiquí , Costa Rica.* 64(March), 105–115.

Chamorro, S., Moyón, J., Salazar, J., Chamorro, K., Vicuña, Z., Cordero, P., Bécares, E., & Blanco, S. (2024). Water Quality Monitoring in Ecuadorian Streams Using a New Diatom-Based Index. *ACS ES and T Water*, 4(9), 3816–3823. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00126>

Cirelli, F., & Volpedo, A. (2019). Evaluación de calidad de agua empleando Indicadores Físico-Químicos. *La Bioindicación En El Monitoreo y Evaluación de Los Sistemas Fluviales de La Argentina. Bases Para El Análisis de La Integridad Ecológica.*, 14.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community

- structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x)
- Clavijo Cevallos, M. P., Gallegos, D. C., & Vilela Muñoz, C. (2022). Diatomeas epilíticas asociadas a la calidad de agua del río Illuchi, Latacunga, Ecuador. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 5, e158.
<https://doi.org/10.46380/rias.vol5.e158>
- Clavijo, P., Gallegos, D., & Muñoz, C. (2022). Diatomeas epilíticas asociadas a la calidad de agua del río Illuchi, Latacunga, Ecuador. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 5, e158. <https://doi.org/10.46380/rias.vol5.e158>
- Cooper, J., Kannan, M., & Kallmeyer, D. (2010). *Bacillariophyta: The Diatoms* (pp. 207–246).
- Cueva J & Chalan L. (2010). *Cobertura vegetal*. 1–44.
- Dalu, T., Mwedzi, T., Wasserman, R. J., Madzivanzira, T. C., Nhiwatiwa, T., & Cuthbert, R. N. (2022). Land use effects on water quality, habitat, and macroinvertebrate and diatom communities in African highland streams. *Science of the Total Environment*, 846(July). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157346>
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119: 1674–1684. *Oikos*, 119, 1674–1684.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>
- Donato-R, J., Mendivelso, H., Pedraza Garzón, E., & Sabater, S. (2022). Drivers of the diversity of diatoms in an oligotrophic Andean stream. *International Journal of Limnology*, 58, 2. <https://doi.org/10.1051/limn/2022003>
- Donato, J. C. (2019). Diversidad de diatomeas en un sistema fluvial andino: los nutrientes y la conductividad como factores de explicación. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 728–736.
<https://doi.org/10.18257/raccefyn.939>
- Donato, J., & Giorgi, A. (2009). *La biota de los ríos: Los microorganismos autótrofos*. January.

- Donato, R., & Jhon, C. (2019). Diversity of diatoms in an Andean fluvial system: Nutrients and conductivity as explanation factors. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 728–736. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.939>
- Dufrene, M., & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). SPECIES ASSEMBLAGES AND INDICATOR SPECIES: THE NEED FOR A FLEXIBLE ASYMMETRICAL APPROACH. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2)
- Elosegi, A., Sabater, S., Elosegui, A., Elosegi, A., Sabater, S., Pozo, J., Elosegi, A., Sabater, S., Martí, E., Sabater, F., Elosegi, A., Sabater, S., Pozo, J., Elosegui, A., Díez, J., Molinero, J., Romaní, A. M., Artigas, J., Camacho, A., ... Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial- Completo c/Apendices. *Conceptos y Técnicas En Ecología Fluvial*, 16. http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3017687%5Cnhttp://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:La+biota+de+los+r%26os:+otros+vertebrados#1%5Cnhttp://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=OfOUggC20_UC&oi=fnd&pg=PA11&dq=Conceptos+y+
- Encalada, A. C., Flecker, A. S., Poff, N. L., Suárez, E., Herrera-R, G. A., Ríos-Touma, B., Jumani, S., Larson, E. I., & Anderson, E. P. (2019). A global perspective on tropical montane rivers. *Science*, 365(6458), 1124–1129. <https://doi.org/10.1126/science.aax1682>
- Escalona, R. Y., Infante-Mata, D., García-Alfaro, J. R., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C. I., & Barba Macías, E. (2022). Assessment the water quality and the riparian quality in the Margaritas river basin, Chiapas, Mexico. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 38, 37–56. <https://doi.org/10.20937/RICA.54092>
- Escandón, G., Vanessa, L., Sarmiento, S., Paz, M., Vera, Á., & Salvador, M. (2020). El agua:

- Gravámenes sobre su contaminación. *Dilemas Contemporáneos: Educación, Política y Valores*, June. <https://doi.org/10.46377/dilemas.v35i1.2259>
- Faustino, J., & Jimenez, F. (2000). *Manejo de Cuencas Hidrograficas* (p. 35). https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/8431/Manejo_de_cuencas_hidrograficas.pdf?sequence=1
- Fetscher, A., Busse, L., & Ode, P. (2009). *Standard Operating Procedures for Collecting Stream Algae Samples and Associated Physical Habitat and Chemical Data for Ambient Bioassessments in California*.
- García, Cantoral-Uriza, E. A., Israde, I., & Maidana, N. (2012). Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiologica*, 22(1), 16–27.
- Gomez, N., Dominguez, E., Rodrigues, A., & Fernandez, H. R. (2021). Los indicadores biológicos. *La Bioindicación En El Monitoreo y Evaluación de Los Sistemas Fluviales de La Argentina: Bases Para El Análisis de La Integridad Ecológica*, 16. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/140318>
- Gonzaga, A. G., & Ochoa, J. F. (2019). *La cultura ambiental para el adecuado manejo de las microcuencas hidrográficas y la mitigación de la contaminación de sus aguas: una opción por la calidad de vida en Loja, Ecuador*. [https://unl.edu.ec/sites/default/files/archivo/2019-12/LA CULTURA AMBIENTAL PARA EL ADECUADO MANEJO DE LAS MICROCUENCAS.pdf](https://unl.edu.ec/sites/default/files/archivo/2019-12/LA_CULTURA_AMBIENTAL_PARA_EL_ADECUADO_MANEJO_DE_LAS_MICROCUENCAS.pdf)
- González, Saá-Yáñez, L. M., Simba-Ochoa, L. F., Barragán-Monrroy, R., & Cadme-Arevalo, M. L. (2022). Vegetación riparia y la calidad del recurso hídrico en la zona centro del litoral Ecuatoriano. *Revista Terra Latinoamericana*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1070>
- Gouws, G., & Stewart, B. A. (2007). From genetic structure to wetland conservation: a freshwater isopod *Paramphisopus palustris* (Phreatoicidea: Amphisopidae) from the Swan Coastal Plain, Western Australia. *Hydrobiologia*, 589(1), 249–263. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0742-2>

- Gutiérrez López, Á. (2024). *DIATOMEAS COMO BIOINDICADORES*.
- Guzman, B. K., & Leiva, D. (2017). Diatomeas como bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas - Perú. *Revista Científica UNTRM: Ciencias Naturales e Ingeniería*, 2(1), 16. <https://doi.org/10.25127/ucni.v2i1.220>
- Hernández-Delgado, E. A., Shivilani, M., & Sabat, A. M. (2014). Ecosystem-Based and Community-Based Model Integration to Designate Coral Reef No-Take Marine Protected Areas: A Case Study from Puerto Rico. *Natural Resources*, 05(10), 538–560. <https://doi.org/10.4236/nr.2014.510049>
- Hernández, A., & Labbé, J. I. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2), 157–173. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572014000200001>
- Hlubikova, D., Novais, M. H., Dohet, A., Hoffmann, L., & Ector, L. (2013). Effect of riparian vegetation on diatom assemblages in headwater streams under different land uses. *The Science of the Total Environment*, 475. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.004>
- Karlík, P., & Poschlod, P. (2019). Identifying plant and environmental indicators of ancient and recent calcareous grasslands. *Ecological Indicators*, 104, 405–421. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2019.05.016>
- Karthick, B., Aylor, J. C., Mahesh, M. K., & Ramachandra, T. V. (2010). *Protocols for Collection , Preservation and Enumeration of Diatoms from Aquatic Habitats for Water Quality Monitoring in India*. May 2014.
- Kelly, M., Juggins, S., Guthrie, R., PRITCHARD, S., JAMIESON, J., Rippey, B., HIRST, H., & Yallop, M. (2007). Assessment of ecological status in U.K. rivers using Diatoms. *Freshwater Biology*, 53, 403–422. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01903.x>
- Larreal, J., Rojas, M., & Romeu, B. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas. *Cenic, Ciencias Biológicas*,

44(Contaminación fecal), 24–34.

Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10595-0>

Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*, 2nd edition. (*Developments in Environmental Modelling*, 20), 24, 870. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Lemly, A. D., & Dimmick, J. F. (1982). Phytoplankton communities in the littoral zone of lakes: Observations on structure and dynamics in oligotrophic and eutrophic systems. *Oecologia*, 54(3), 359–369. <https://doi.org/10.1007/BF00380005>

Lobo, E. A., Freitas, N. W., & Salinas, V. H. (2019). Diatoms as bioindicators: Ecological aspects of the algae response to eutrophication in Latin America. *Mexican Journal of Biotechnology*, 4(1), 1–24. <https://doi.org/10.29267/mxjb.2019.4.1.1>

Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Düpont, A., Ben da Costa, A., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2016). Índice Trófico De Qualidade Da Água: Guia Ilustrado Para Sistemas Lóticos Subtropicais E Temperados Brasileiros. In *Universidade Santa Cruz do Sul* (Issue March). www.unisc.br/edunisc

Lobo, E. A., Wetze, C. E., Ector, L., Katoh, K., Blanco, S., & Mayama, S. (2010). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica*, 29(2), 323–340. <https://doi.org/10.23818/limn.29.27>

Lobo, E., Heinrich, C., Schuch, M., Wetzel, C., & Ector, L. (2016). Diatoms as Bioindicators in Rivers. In *River Algae* (pp. 245–271). https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1_11

López, G., Muñoz, D., Hernández, M., Soler, A., & López, G. (2008). Impacto De La Pérdida De La Vegetación Sobre Las Propiedades De Un Suelo Aluvial. *Terra*

- Latinoamericana*, 27, 2–10. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v27n3/v27n3a8.pdf>
- Maldonado, M., Maldonado-ocampo, J. a, Encalada, A. C., Carvajal-vallejos, F. M., Francisco, J., Acosta, F., & Jacobsen, D. (2007). 20 Biodiversity in Aquatic Systems of the Tropical Andes. *Names*, December, 276–294.
- Martinelli, L. A., Coletta, L. D., Ravagnani, E. C., Camargo, P. B., Ometto, J. P. H. B., Filoso, S., & Victoria, R. L. (2010). Dissolved nitrogen in rivers: Comparing pristine and impacted regions of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3 SUPPL.), 709–722. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842010000400003>
- Martínez, Prieto, C., Martínez, P., & Ochoa, P. (2023). Ecological Quality of the Water Supply Basins in the City of Loja – Ecuador. *Revista Politecnica*, 52(2), 77–86. <https://doi.org/10.33333/rp.vol52n2.08>
- Martínez, Y., & Villalejo, V. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica Y Ambiental*, XXXIX(1), 58–72. <http://scielo.sld.cu/pdf/riha/v39n1/riha05118.pdf>
- Mayama, S., Katoh, K., Omori, H., & Seino, S. (2011). *Progress toward the Construction of an International Web-based Educational System Featuring an Improved “ SimRiver ” for the Understanding of River Environments*. 5, 2–14.
- Morales, L. (2019). *INFLUENCIA DEL pH, CONDUCTIVIDAD, CONTENIDO DE C INORGÁNICO, MATERIA ORGÁNICA Y DE LOS METALES Fe*.
- Munné, A., & Prat, N. (2004). La diagnosis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua. *Fundación Nueva Cultura Del Agua*, November.
- Muñoz-López, C. L., & Rivera Rondón, C. A. (2022). Diatom response to environmental gradients in the high mountain lakes of the Colombia’s Eastern Range. *Aquatic Sciences*, 84. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00838-z>
- OMS. (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano. *Organización Mundial de La Salud*, 4, 608. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf?sequence=1> (accessed 12 September 2024)

- Orellana, J. (2015). Tratamiento De Las Aguas. *Ingeniería Sanitaria- UTN - FRRO*, 1–123.
https://www.frro.utn.edu.ar/repositorio/catedras/civil/ing_sanitaria/Ingenieria_Sanitaria_A4_Capitulo_06_Tratamiento_de_Aguas.pdf
- Oscos, J., Gom, J., Ector, L., Cambra, J., & Pardos, M. (2007). *Oscos et al. - 2007 - Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diat.* *pdf*. 26(1), 143–158.
- Parsons, M., & Thoms, M. C. (2007). Hierarchical patterns of physical–biological associations in river ecosystems. *Geomorphology*, 89(1–2), 127–146.
<https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2006.07.016>
- PDOT. (2014). *Plan de desarrollo y Ordenamiento Territorial de Loja 2014-2022*. 547.
<https://www.loja.gob.ec/>
- Pedraza-Garzón, E., & Donato-Rondón, J. (2011). Diversity and distribution of diatoms in a mountain stream of the Colombian Andes. *Caldasia*, 33(1), 177–191.
<http://www.icn.unal.edu.co/>
- Peña, E. P. (2007). Calidad de Agua- Oxígeno Disuelto. *Escuela Superior Politecnica Del Litoral*.
<https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/6162/5/Investigacion.pdf>
- Pereira, HOLANDA, L. B. de, SILVA, A. C. de S. da, FARIAS, N. do S. N., MOURA, A. J. da S., & SILVA, L. P. da. (2019). As diatomáceas como indicadoras da qualidade da água em rios urbanos. *Multidisciplinary Reviews*, 1(September), e2018012.
<https://doi.org/10.29327/multi.2018012>
- Piccardo, A. (2020). *Diatomeas Bentónicas Como Indicadores De Gradientes Ambientales Asociados a Actividades Antrópicas En Arroyos De La Cuenca Del Río Negro*. 1–94.
<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/25814/1/uy24-19792.pdf>
- Ramos, A. D. de J. (2024). Efectos del consumo de agua contaminada en la calidad de vida de las personas. *Polo Del Conocimiento*, 9(1), 614–632.

<https://doi.org/10.23857/pc.v9i1.6396>

Rimet, F., & Bouchez, A. (2012). *Life-forms , cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers*. 1–12. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012018>

Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(April), 249–273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>

Rivki, M., Bachtiar, A. M., Informatika, T., Teknik, F., & Indonesia, U. K. (2006). *Principios y fundamentos de la hidrología superficial*. 112.

Rodríguez, F. (2006). Cuencas hidrográficas , descentralización y desarrollo regional participativo. *Inter Sedes*, VII(12), 113–125.

Rodríguez, K., Toledo, P., & Arias, S. (2016). Isolation of two diatom species with aquaculture potential (Bacillariophyceae) from the Pacific of Costa Rica. *UNED Research Journal*, 8(1), 93–98. <https://doi.org/10.22458/urj.v8i1.1228>

Rodríguez, Molina, F., Chalarca, D., Baque, R., Simba, L., González, B., Suatunce, P., Díaz, E., Cadme, L., Viteri, M., Chalen, J., & Cevallos, Z. (2016). Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Ianas*, 9(20), 109–117. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6326670%0Ahttps://www.researchgate.net/profile/Katherine-Vammen/publication/336778235_Calidad_de_Agua_en_las_Americas_Riesgos_y_Oportunidades_IANAS/links/5db1fa25299bf111d4c1167b/Calidad-de-Agua-en-las-A

Samanez, I., Rimarachin-Ching, V., Palma, C., Maestre, J., Ortega, H., Correa Roldán, V., & Hidalgo, M. (2014). *Metodos de colecta,identificacion y análisis de comunidades biológicas:Plancton.Departamento de Limnología, departamento de Ictiología-Lima: Ministerio del Ambiente, 2014. 75p.:il (pp. 14–27).*

Sánchez, D. (2017). Calidad del agua. *Boletín Científico de La Escuela Superior Atotonilco de Tula*, 4(7). <https://doi.org/10.29057/esat.v4i7.2202>

- Saquib, S., Yadav, A. K., & Prajapati, K. B. (2021). *Emerging pollutants in water and human health* (pp. 285–299). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824058-8.00008-6>
- Segura, V., Almanza, J., & Ponce, J. (2016). Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México. *Hidrobiológica*, 26(2), 187–202. <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v26n2/0188-8897-hbio-26-02-00187.pdf>
- Segura, V., Cantoral-Uriza, E. A., Israde, I., & Maidana, N. (2012). Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiologica*, 22(1), 16–27.
- Segura, V., & Cantoral, E. (2012). Diatomeas epilíticas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca alta del río Lerma, México. *Hidrobiológica*, 22(1), 16–27. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972012000100003&script=sci_arttext
- Sepúlveda, S. (2002). *DESARROLLO SOSTENIBLE MICROREGIONAL: Métodos para la Planificación Local*.
- Stancheva, R., Busse, L., & Sheath, R. (2015). Standard Operating Procedures for Laboratory Processing and Identification of Stream Algae in California Standard Operating Procedures for Laboratory Processing , Identification , and Enumeration of Stream Algae. *SWAMP Bioassessment Procedures, November*.
- Trama, A., Gustavson, S., Demarcy, L., Cardozo, L. E., Palomino, B. A. J., Ccuro, F. E. M., Alvarado, J. R. R., & Rizo Patrón Viale, F. L. S. (2020). Índices de calidad de habitat y macroinvertebrados en siete Cuencas del Parque Nacional Yanachaga Chemillén y su Zona de Amortiguamiento:: conservación y manejo del bosque ribereño en el Perú. In *Revista Peruana de Biología* (Vol. 27, Issue 2). <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/rpb/article/view/16730>
- TULSMA, Libro VI, A. 1. (n.d.). *NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES : RECURSO AGUA*.

- UNESCO. (2017). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017: Aguas residuales: el recurso no explotado. In *A Latin American Journal of Applied Economics* (Vol. 8, Issue 18). <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>
- Yaguana, R., & Cartuche, A. (2022a). Variación de diatomeas (Bacillariophyta) en un gradiente del estado de conservación de ribera del río Malacatos, Loja- Ecuador. *CEDAMAZ*, 12. <https://doi.org/10.54753/cedamaz.v12i2.1626>
- Yaguana, R., & Cartuche, V. (2022b). Variación de diatomeas (Bacillariophyta) en un gradiente del estado de conservación de ribera del río Malacatos, Loja- Ecuador. *Cedamaz*, 12(2), 111–117. <https://doi.org/10.54753/cedamaz.v12i2.1626>
- Zuarth, G., Vallarino, A., Pérez, J. C., Antonio, J., Pfeng, L., & M, C. (2017). *Bioindicadores*. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/11/Bioindicadores-Guardianes-de-nuestro-futuro-ambiental.pdf>

ANEXOS

Anexo A. Fase de campo: toma de muestras y registros de parámetros físico-químicos y biológicas in situ de las cuatro microcuencas de estudio.



Microcuenca El Carmen



Microcuenca Jipiro



Microcuenca Curitroje



Microcuenca San Simón

Anexo B. Parámetros físico-químicos obtenidas in situ de las cuatro microcuencas de estudios.

Microcuenca	Zona/ Réplica	pH	Oxígeno disuelto (OD) mg/l	Conductividad (Cond) us/cm	Sólidos totales disueltos (STD) mg/l	Temperatura (T) °C
El Carmen	baja 1	7.89	8.37	20.00	10.00	15.26
El Carmen	baja 2	7.00	8.35	20.00	10.00	15.27
El Carmen	baja 3	7.01	8.70	21.00	10.00	15.31
El Carmen	baja 4	7.24	8.59	21.00	10.00	15.29
El Carmen	baja 5	7.72	8.66	21.00	10.00	15.31
El Carmen	Media 1	6.98	8.59	16.00	8.00	14.60
El Carmen	Media 2	7.01	8.50	18.00	9.00	14.84
El Carmen	Media 3	7.47	8.64	18.00	9.00	14.95
El Carmen	Media 4	7.79	8.79	18.00	9.00	14.99
El Carmen	Media 5	7.03	9.06	19.00	10.00	15.19
El Carmen	Alta 1	7.22	8.87	14.00	4.00	13.77
El Carmen	Alta 2	6.86	8.92	13.00	7.00	13.90
El Carmen	Alta 3	6.56	9.24	13.00	7.00	13.91
El Carmen	Alta 4	6.55	9.19	14.00	7.00	13.94
El Carmen	Alta 5	6.57	9.34	15.00	7.00	14.12
Jipiro	baja 1	7.15	8.32	32.00	16.00	16.97
Jipiro	baja 2	7.65	8.49	32.00	16.00	16.97
Jipiro	baja 3	7.90	8.46	32.00	16.00	16.98
Jipiro	baja 4	7.92	8.54	32.00	16.00	16.98
Jipiro	baja 5	7.19	8.58	32.00	16.00	16.98
Jipiro	Media 1	7.89	8.48	24.00	12.00	15.16
Jipiro	Media 2	7.44	8.66	27.00	13.00	15.13
Jipiro	Media 3	7.21	8.81	27.00	13.00	15.14

Jipiro	Media 4	7.74	8.40	28.00	14.00	16.04
Jipiro	Media 5	8.15	8.51	26.00	13.00	16.03
Jipiro	Alta 1	8.11	9.56	26.00	13.00	13.91
Jipiro	Alta 2	7.62	9.26	25.00	12.00	14.20
Jipiro	Alta 3	7.52	9.15	17.00	9.00	14.26
Jipiro	Alta 4	7.28	9.05	20.00	12.00	14.26
Jipiro	Alta 5	7.23	8.98	25.00	12.00	14.35
Curitroje	baja 1	5.18	8.25	22.00	11.00	14.72
Curitroje	baja 2	5.15	8.23	22.00	11.00	14.73
Curitroje	baja 3	5.33	8.26	22.00	11.00	14.74
Curitroje	baja 4	5.34	8.35	22.00	11.00	14.76
Curitroje	baja 5	5.61	8.33	22.00	11.00	14.78
Curitroje	Media 1	6.51	8.40	20.00	10.00	14.35
Curitroje	Media 2	6.48	8.46	19.00	10.00	14.39
Curitroje	Media 3	6.51	8.46	20.00	10.00	14.41
Curitroje	Media 4	6.46	8.44	20.00	10.00	14.47
Curitroje	Media 5	6.75	8.47	19.00	9.00	14.58
Curitroje	Alta 1	6.88	8.92	10.00	5.00	14.01
Curitroje	Alta 2	6.98	8.82	11.00	5.00	14.04
Curitroje	Alta 3	6.88	8.69	19.00	6.00	14.01
Curitroje	Alta 4	6.91	8.96	20.00	10.00	14.12
Curitroje	Alta 5	6.93	8.62	19.00	10.00	14.24
San Simón	baja 1	7.84	8.48	22.00	11.00	15.40
San Simón	baja 2	7.41	8.52	22.00	11.00	15.42
San Simón	baja 3	8.20	8.47	19.00	9.00	15.43
San Simón	baja 4	7.58	8.64	18.00	9.00	15.53
San Simón	baja 5	7.87	8.69	22.00	11.00	15.52
San Simón	Media 1	7.85	8.54	16.00	8.00	14.70

San Simón	Media 2	7.75	8.50	16.00	8.00	14.71
San Simón	Media 3	8.01	8.61	16.00	8.00	14.68
San Simón	Media 4	8.00	8.63	16.00	8.00	14.75
San Simón	Media 5	8.09	8.73	13.00	9.00	15.01
San Simón	Alta 1	6.75	8.49	15.00	8.00	14.43
San Simón	Alta 2	7.22	8.50	15.00	8.00	14.48
San Simón	Alta 3	7.65	8.57	15.00	8.00	14.54
San Simón	Alta 4	7.84	8.67	16.00	8.00	14.60
San Simón	Alta 5	7.50	8.63	17.00	8.00	14.68

Anexo C. Fase de laboratorio: Análisis de muestras en laboratorio de cada zona de las cuatro microcuencas de estudio.

Decantación de muestras



Eliminación de líquido sobrenadante



Aplicación de hipoclorito de sodio a sedimento



Centrifugación de muestras



Anexo D. Fase de laboratorio: Análisis de taxonomía de comunidades de diatomeas en de cada zona de las cuatro microcuencas de estudio.

Colocación de muestras en portaobjetos


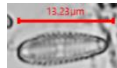
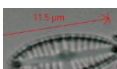
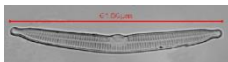
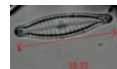




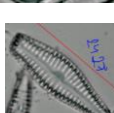


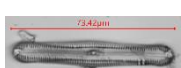




Evaporación de muestras en plancha para su posterior análisis



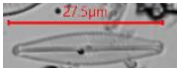
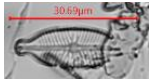
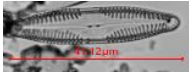



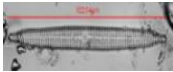
Anexo E. Fase de laboratorio: Conteo y toma de microfotografías de abundancia de especies y géneros de diatomeas epilíticas registradas en la zona (baja, media y alta) de las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón.

Microcuenca El Carmen (Zona Baja)

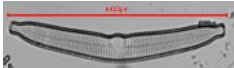
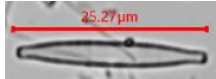
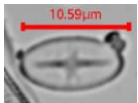
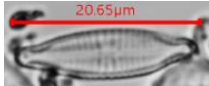
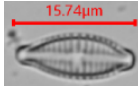
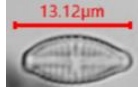
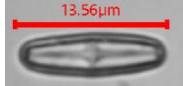
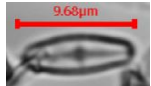
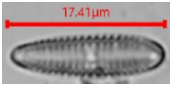
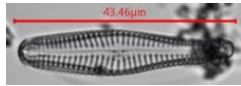
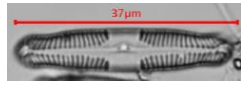
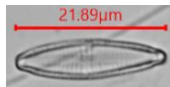
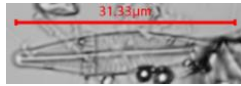
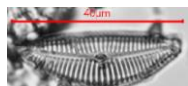
Microfotografía	Género especie	Zona Baja 1	Zona Baja 2	Zona Baja 3	Zona Baja 4	Zona Baja 5	Total
	<i>Gomphonema subclavatum</i>	313	230	359	219	241	1362
	<i>Gomphonema variostriatum</i>	42	110	6	63	92	313
	<i>Gomphonema parvulum</i>	14	37	9	45	33	138
	<i>Hannea arcus</i>	12	12	7	24	7	62
	<i>Gomphonema lagenula</i>	0	3	6	13	0	22
	<i>Gomphonema pumilum</i>	4	4	7	6	0	21
	<i>Gomphonema minutum</i>	0	2	6	4	0	12
	<i>Psammothidium subatomus</i>	4	0	0	5	2	11
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	2	1	0	4	3	10
	<i>Gomphonema clavatum</i>	1	0	0	0	6	7
	<i>Ulnaria ulna</i>	2	0	0	0	0	2
	<i>Planothidium delicatulum</i>	2	0	0	0	0	2
	<i>Pinnularia subcapitata</i>	0	0	0	1	0	1
	<i>Navicula simulata</i>	0	1	0	0	0	1
	<i>Frustulia amphipleuroides</i>	0	0	0	1	0	1

Microcuenca El Carmen (Zona Media)




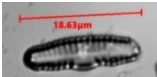
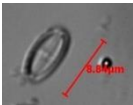


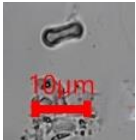

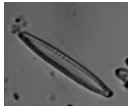
Microfotografía	Género especie	Zona Media 1	Zona Media 2	Zona Media 3	Zona Media 4	Zona Media 5	Total
	<i>Gomphonema pumilum</i>	206	242	101	0	17	566
	<i>Gomphonema subclavatum</i>	13	48	90	142	127	420
	<i>Gomphonema parvulum</i>	28	25	108	79	133	373
	<i>Hannea arcus</i>	42	48	36	72	61	259
	<i>Gomphonema lagenula</i>	11	16	51	47	27	152
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	57	12	8	19	23	119
	<i>Cymbopleura amphicephala</i>	33	3	0	0	0	36
	<i>Achnanthyidium pyrenaicum</i>	3	0	0	17	0	20
	<i>Nitzschia palea</i>	0	1	0	8	8	17
	<i>Planothidium bagualense</i>	6	0	1	6	3	16
	<i>Luticola mutica</i>	0	0	0	5	0	5
	<i>Luticola goeppertiana</i>	0	0	0	5	0	5
	<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0	0	0	5	0	5

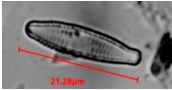
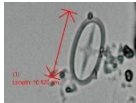
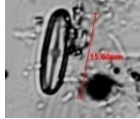

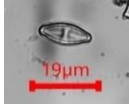
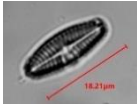
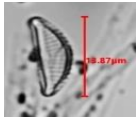

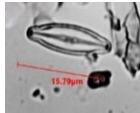
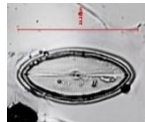
	<i>Navicula simulata</i>	0	2	3	0	0	5
	<i>Navicula cryptotenella</i>	0	0	0	5	0	5
	<i>Pinnularia parvulissima</i>	0	1	0	0	0	1
	<i>Pinnularia divergentissima</i>	0	0	0	0	1	1
	<i>Pinnularia subanglica</i>	0	1	0	0	0	1
	<i>Pinnularia borealis</i>	1	0	0	0	0	1
	<i>Ulnaria ulna</i>	0	1	0	0	0	1

Microcuenca El Carmen (Zona Alta)



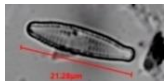

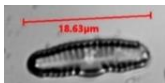
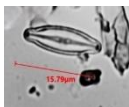

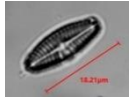
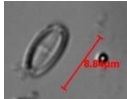
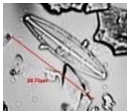
Microfotografía	Género especie	Zona Alta 1	Zona Alta 2	Zona Alta 3	Zona Alta 4	Zona Alta 5	Total
	<i>Hannea arcus</i>	244	275	183	189	279	1170
	<i>Nitzschia palea</i>	42	18	5	68	31	164
	<i>Psammothidium subatomus</i>	6	15	89	24	29	163
	<i>Navicula notha</i>	61	24	6	27	9	127
	<i>Navicula cryptotenelloides</i>	9	23	36	6	0	74
	<i>Gomphonema parvulum</i>	4	20	9	14	14	61
	<i>Achnanthidium subatomus</i>	5	3	19	11	8	46
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	8	0	21	3	0	32
	<i>Gomphonema variostriatum</i>	4	7	7	3	8	29
	<i>Gomphonema subclavatum</i>	5	2	4	7	8	26
	<i>Pinnularia subcapitata</i>	0	2	7	5	9	23
	<i>Gomphonema pumilum</i>	0	5	0	3	0	8
	<i>Brachysira aponina</i>	0	3	3	2	0	8
	<i>Cymbella excisa</i>	0	0	2	0	0	2

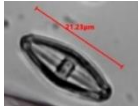
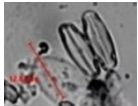
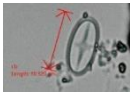
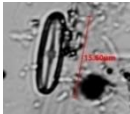
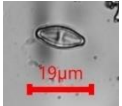

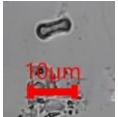
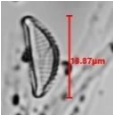
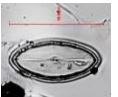
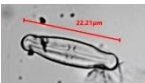
Microcuenca Jipiro (Zona Baja)

Microfotografía	Género especie	Zona Baja 1	Zona Baja 2	Zona Baja 3	Zona Baja 4	Zona Baja 5	Total
	<i>Gomphonema pumilum</i>	170	124	116	233	97	740
	<i>Gomphonema lagenula</i>	46	82	73	56	42	299
	<i>Mayamaea atomus</i>	33	26	42	13	23	137
	<i>Remeira sinuata</i>	9	54	17	2	9	91
	<i>Amicula vermiculata</i>	35	18	21	3	13	90
	<i>Gomphonema minutum</i>	17	8	6	24	24	79
	<i>Neidiomorpha</i>	6	26	21	4	17	74
	<i>Humidophila contenta</i>	0	1	5	0	67	73
	<i>Navicula cryptotenella</i>	10	8	24	8	6	56
	<i>Nitzschia palea</i>	7	6	16	5	15	49


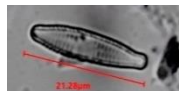



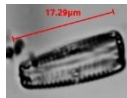
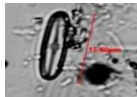
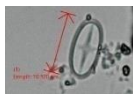
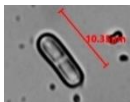
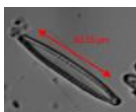

	<i>Fragilaria rumpens</i>	12	8	5	2	9	36
	<i>Psammothidium subatomoides</i>	12	4	2	1	14	33
	<i>Sellaphora Atomoides</i>	10	5	7	1	8	31
	<i>Pinnularia subcapitata</i>	0	0	6	1	4	11
	<i>Luticula mutica</i>	0	1	1	3	6	11
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	5	1	2	1	2	11
	<i>Encyonema minutum</i>	2	0	3	0	4	9
	<i>Luticula goeppertiana</i>	0	1	1	0	6	8
	<i>Adlafia multomahii</i>	1	1	1	2	0	5
	<i>Cocconeis placentula</i>	0	0	0	0	1	1

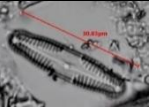


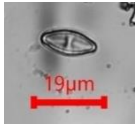
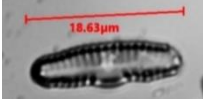
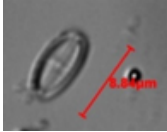
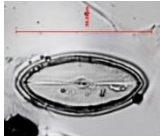
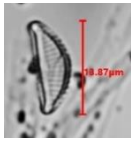

Microcuenca Jipiro (Zona Media)

Microfotografía	Género especie	Zona Media 1	Zona Media 2	Zona Media 3	Zona Media 4	Zona Media 5	Total
	<i>Gomphonema pumilum</i>	266	154	206	164	147	937
	<i>Mayamaea atomus</i>	18	43	48	27	60	196
	<i>Fragilaria rumpens</i>	6	40	16	53	58	173
	<i>Gomphonema minutum</i>	22	8	22	12	17	81
	<i>Remeira sinuata</i>	14	3	16	9	8	50
	<i>Adlafia multomahii</i>	3	12	12	6	9	42
	<i>Gomphonema lagenula</i>	8	8	2	12	11	41
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	10	14	2	10	4	40
	<i>Amicula vermiculata</i>	1	6	2	9	11	29
	<i>Navicula cryptotenella</i>	3	12	0	5	8	28

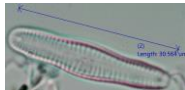
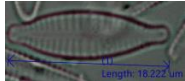

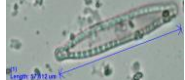

	<i>Luticola goeppertiana</i>	4	6	4	7	6	27
	<i>Neidiomorpha</i>	4	8	5	2	6	25
	<i>Psammothidium subatomoides</i>	5	5	9	1	3	23
	<i>Sellaphora Atomoides</i>	2	6	2	6	4	20
	<i>Luticola mutica</i>	0	13	0	5	1	19
	<i>Nitzschia palea</i>	5	4	2	3	3	17
	<i>Humidophila contenta</i>	0	15	0	1	0	16
	<i>Encyonema minutum</i>	0	0	5	6	3	14
	<i>Cocconeis placentula</i>	0	1	3	5	0	9
	<i>Pinnularia subcapitata</i>	1	3	1	1	0	6

Microcuenca Jipiro (Zona Alta)

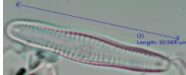
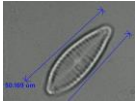
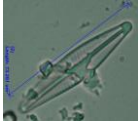
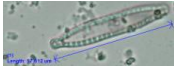


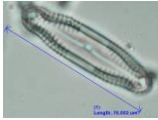

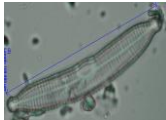
Microfotografía	Género especie	Zona Alta 1	Zona Alta 2	Zona Alta 3	Zona Alta 4	Zona Alta 5	Total
	<i>Gomphonema pumilum</i>	109	94	82	41	21	347
	<i>Fragilaria rumpens</i>	0	50	127	31	49	257
	<i>Mayamaea atomus</i>	1	30	19	80	98	228
	<i>Luticola goeppertiana</i>	11	56	16	49	17	149
	<i>Adlafia multomahii</i>	15	17	9	40	68	149
	<i>Gomphonema minutum</i>	91	5	3	15	9	123
	<i>Sellaphora Atomoides</i>	1	18	77	9	11	116
	<i>Psammothidium subatomoides</i>	1	13	11	19	8	52
	<i>Humidophila contenta</i>	12	25	1	0	11	49
	<i>Nitzschia palea</i>	0	7	2	20	5	34
	<i>Gomphonema lagenula</i>	5	4	3	15	1	28

	<i>Pinnularia subcapitata</i>	12	3	2	0	5	22
	<i>Navicula cryptotenella</i>	1	7	0	6	5	19
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	1	11	2	3	1	18
	<i>Luticula mutica</i>	0	8	5	3	1	17
	<i>Remeira sinuata</i>	4	5	4	2	1	16
	<i>Amicula vermiculata</i>	2	3	0	7	2	14
	<i>Cocconeis placentula</i>	2	0	2	2	4	10
	<i>Encyonema minutum</i>	0	2	1	5	2	10
	<i>Neidiomorpha</i>	1	0	0	0	0	1

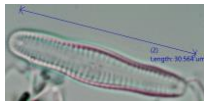
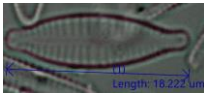
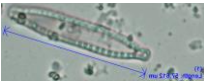

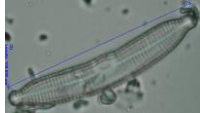



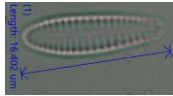

Microcuenca San Simón (Zona Baja)

Microfotografía	Género Especie	Zona Baja 1	Zona Baja 2	Zona Baja 3	Zona Baja 4	Zona Baja 5	Total
	<i>Gomphonema subclavatum</i>	325	412	335	326	316	1714
	<i>Gomphonema pumilum</i>	59	18	21	30	55	183
	<i>Navicula simulata</i>	17	13	5	6	10	51
	<i>Nitzschia palea</i>	0	11	12	9	10	42
	<i>Psammothidium subatomus</i>	0	8	21	2	2	33

Microcuenca San Simón (Zona Media)

Microfotografía	Género Especie	Zona Media 1	Zona Media 2	Zona Media 3	Zona Media 4	Zona Media 5	Total
	<i>Gomphonema subclavatum</i>	273	239	246	236	239	1233
	<i>Gomphonema olivaceum</i>	99	52	54	37	90	332
	<i>Navicula simulata</i>	12	15	14	23	15	79
	<i>Nitzschia palea</i>	3	26	12	8	8	57
	<i>Psammothidium subatomus</i>	3	15	8	1	29	56
	<i>Nitzschia angustata</i>	2	16	12	7	8	45
	<i>Pinnularia undula</i>	3	0	10	4	2	19
	<i>Ulnaria ulna</i>	2	5	4	3	0	14
	<i>Fragilaria arcus</i>	0	4	5	1	2	12

Microcuenca San Simón (Zona Alta)

Microfotografía	Género especie	Zona Alta 1	Zona Alta 2	Zona Alta 3	Zona Alta 4	Zona Alta 5	Total
	<i>Gomphonema subclavatum</i>	275	200	287	273	280	1315
	<i>Gomphonema pumilum</i>	61	36	28	35	45	205
	<i>Nitzschia palea</i>	7	9	18	13	4	51
	<i>Navicula simulata</i>	3	2	4	11	0	20
	<i>Fragilaria arcus</i>	0	1	8	1	1	11
	<i>Nitzschia angustata</i>	0	1	8	1	1	11
	<i>Psammothidium subatomus</i>	0	2	2	6	0	10
	<i>Pinnularia undula</i>	0	0	0	6	0	6
	<i>Gomphonema olivaceum</i>	1	3	0	1	0	5
	<i>Planothidium lanceolatum</i>	0	0	0	2	1	3

Anexo F. Valores del índice trófico de calidad del agua (ITCA) de diatomeas epilíticas registrados por zona y réplica en las microcuencas El Carmen, Jipiro, Curitroje y San Simón.

Microcuenca	Zona/Réplica	ITCA
El Carmen	baja 1	1.70
El Carmen	baja 2	1.50
El Carmen	baja 3	1.60
El Carmen	baja 4	1.90
El Carmen	baja 5	1.40
El Carmen	Media 1	1.90
El Carmen	Media 2	3.40
El Carmen	Media 3	2.60
El Carmen	Media 4	1.90
El Carmen	Media 5	2.00
El Carmen	Alta 1	1.10
El Carmen	Alta 2	1.20
El Carmen	Alta 3	1.20
El Carmen	Alta 4	1.30
El Carmen	Alta 5	1.20
Jipiro	baja 1	3.80
Jipiro	baja 2	3.00
Jipiro	baja 3	3.10
Jipiro	baja 4	2.60
Jipiro	baja 5	2.50
Jipiro	Media 1	4.00
Jipiro	Media 2	3.40
Jipiro	Media 3	3.70
Jipiro	Media 4	3.60

Jipiro	Media 5	3.50
Jipiro	Alta 1	3.40
Jipiro	Alta 2	2.80
Jipiro	Alta 3	3.00
Jipiro	Alta 4	3.90
Jipiro	Alta 5	3.10
Curitroje	baja 1	2.00
Curitroje	baja 2	2.10
Curitroje	baja 3	1.90
Curitroje	baja 4	1.80
Curitroje	baja 5	1.50
Curitroje	Media 1	2.10
Curitroje	Media 2	1.90
Curitroje	Media 3	2.00
Curitroje	Media 4	2.00
Curitroje	Media 5	2.00
Curitroje	Alta 1	2.30
Curitroje	Alta 2	2.40
Curitroje	Alta 3	2.50
Curitroje	Alta 4	2.20
Curitroje	Alta 5	2.20
San Simón	baja 1	1.70
San Simón	baja 2	1.70
San Simón	baja 3	1.50
San Simón	baja 4	1.50
San Simón	baja 5	1.50
San Simón	Media 1	1.90
San Simón	Media 2	1.80

San Simón	Media 3	1.70
San Simón	Media 4	1.50
San Simón	Media 5	1.90
San Simón	Alta 1	1.50
San Simón	Alta 2	1.20
San Simón	Alta 3	1.30
San Simón	Alta 4	1.40
San Simón	Alta 5	1.60

Anexo G. Matriz de abundancia de especies de diatomeas epilíticas empleada para los análisis estadísticos multivariados (NMDS, análisis de clúster e IndVal) en las cuatro microcuencas de estudio.

Microcuenca El Carmen

Microcuenca		El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	El_Carmen	
Zona		CB	CB	CB	CB	CB	CM	CM	CM	CM	CM	CA	CA	CA	CA	
<i>Achnanthes dium pyrenaicum</i>	Ach_py	0	0	0	0	0	3	0	0	17	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes dium subatomus</i>	Ach_su	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	19	11	8
<i>Adlafia multomahii</i>	Ad_mu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amicula vermiculata</i>	Ami_v	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachysira aponina</i>	Bra_a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	2	0
<i>Cymboplectura amphicephala</i>	Cym_a	0	0	0	0	0	33	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i>	Coc_p	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella excisa</i>	Cym_e	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Fragilaria rumpens</i>	Fra_r	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema minutum</i>	Enc_m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eutonia incisa</i>	Eut_i	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	Fru_a	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria arcus</i>	Fra_a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geissleria punctifera</i>	Gei_p	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema variostriatum</i>	Gom_v	42	110	6	63	92	0	0	0	0	0	4	7	7	3	8
<i>Gomphonema minutum</i>	Gom_m	0	2	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema lagenula</i>	Gom_l	0	3	6	13	0	11	16	51	47	27	0	0	0	0	0

<i>Gomphonema pumilum</i>	Gom_pu	4	4	7	6	0	206	242	101	0	17	0	5	0	3	0
<i>Gomphonema subclavatum</i>	Gom_su	313	230	359	219	241	13	48	90	142	127	5	2	4	7	8
<i>Gomphonema clavatum</i>	Gom_cl	1	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	Gom_pa	14	37	9	45	33	28	25	108	79	133	4	20	9	14	14
<i>Gomphonema reichardtii</i>	Gom_re	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema soprophilum</i>	Gom_so	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema affine</i>	Gom_af	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema longiceps</i>	Gom_lo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i>	Gom_ol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hanea arcus</i>	Han_ar	12	12	7	24	7	42	48	36	72	61	244	275	183	189	279
<i>Humidophila contenta</i>	Hum_co	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticula goeppertiana</i>	Lu_go	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Mayamaea atomus</i>	May_at	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticula mutica</i>	Lut_mu	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Neidiomorpha</i>	Nei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	Nit_pa	0	0	0	0	0	0	1	0	8	8	42	18	5	68	31
<i>Nitzschia angustata</i>	Nit_an	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	Nav_cr	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	9	23	36	6	0
<i>Navicula simulata</i>	Nav_si	0	1	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenella</i>	Nav_crila	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula natha</i>	Nav_no	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	24	6	27	9
<i>Navicula erifuga</i>	Nav_er	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Odontidium mesodom</i>	Odo_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia parvulissima</i>	Pin_pa	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subcapitata</i>	Pin_sub	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	7	5	9
<i>Pinnularia divergentissima</i>	Pin_di	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subanglicata</i>	Pin_subca	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i>	Pin_bo	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia latarea</i>	Pin_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia undula</i>	Pin_un	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psammotidium subatomus</i>	Psa_su	4	0	0	5	2	0	0	0	0	0	6	15	89	24	29
<i>Psammotidium subatomoides</i>	Psa_sudes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium baguiale</i>	Pla_ba	0	0	0	0	0	6	0	1	6	3	0	0	0	0	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	Pla_de	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium lanceolatum</i>	Pla_la	2	1	0	4	3	57	12	8	19	23	8	0	21	3	0
<i>Remeira sinuata</i>	Rem_si	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopodiella musculus</i>	Rho_mu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora atomoides</i>	Sel_at	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora capitata</i>	Sel_ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	Uln_ul	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Microcuenca Jipiro

Microcuenca		Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro	Jipiro
Zona		JB	JB	JB	JB	JB	JM	JM	JM	JM	JM	JA	JA	JA	JA
<i>Achnanthidium pyrenaicum</i>	Ach_py	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthidium subatomus</i>	Ach_su	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adlafia multomahii</i>	Adl_mul	1	1	1	2	0	3	12	12	6	9	15	17	9	40
<i>Amicula vermiculata</i>	Ami_ver	35	18	21	3	13	1	6	2	9	11	2	3	0	7
<i>Brachysira aponina</i>	Bra_ap	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbopleura amphicephala</i>	Cym_am	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i>	Coc_pl	0	0	0	0	1	0	1	3	5	0	2	0	2	2
<i>Cymbella excisa</i>	Cym_ex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria rumpens</i>	Fra_rum	12	8	5	2	9	6	40	16	53	58	0	50	127	31
<i>Encyonema minutum</i>	Enc_min	2	0	3	0	4	0	0	5	6	3	0	2	1	5
<i>Eutonia incisa</i>	Eut_in	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	Fru_am	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria arcus</i>	Fra_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geissleria punctifera</i>	Gei_pu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema variostriatum</i>	Gom_va	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema minutum</i>	Gom_mi	17	8	6	24	24	22	8	22	12	17	91	5	3	15
<i>Gomphonema lagenula</i>	Gom_la	46	82	73	56	42	8	8	2	12	11	5	4	3	15
<i>Gomphonema pumilum</i>	Gom_pu	170	124	116	233	97	266	154	206	164	147	109	94	82	41
<i>Gomphonema subclavatum</i>	Gom_su	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema clavatum</i>	Gom_cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	Gom_pa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema reichardtii</i>	Gom_re	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema soprophilum</i>	Gom_so	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema affine</i>	Gom_af	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema longiceps</i>	Gom_lo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i>	Gom_ol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hannea arcus</i>	Han_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Humidophila contenta</i>	Hum_co	0	1	5	0	67	0	15	0	1	0	12	25	1	0

<i>Luticola goeppertiana</i>	Lu_go	0	1	1	0	6	4	6	4	7	6	11	56	16	49	17
<i>Mayamaea atomus</i>	May_at	33	26	42	13	23	18	43	48	27	60	1	30	19	80	98
<i>Luticola mutica</i>	Lut_mu	0	1	1	3	6	0	13	0	5	1	0	8	5	3	1
<i>Neidiomorpha</i>	Nei	6	26	21	4	17	4	8	5	2	6	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	Nit_pa	7	6	16	5	15	5	4	2	3	3	0	7	2	20	5
<i>Nitzschia angustata</i>	Nit_an	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	Nav_cr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula simulata</i>	Nav_si	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenella</i>	Nav_crlla	10	8	24	8	6	3	12	0	5	8	1	7	0	6	5
<i>Navicula notha</i>	Nav_no	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula erifuga</i>	Nav_er	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontidium mesodom</i>	Odo_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia parvulissima</i>	Pin_pa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subcapitata</i>	Pin_sub	0	0	6	1	4	1	3	1	1	0	12	3	2	0	5
<i>Pinnularia divergentissima</i>	Pin_di	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subanglica</i>	Pin_subca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i>	Pin_bo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia latarea</i>	Pin_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia undula</i>	Pin_un	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psammothidium subatomus</i>	Psa_su	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psammothidium subatomoides</i>	Psa_sudes	12	4	2	1	14	5	5	9	1	3	1	13	11	19	8
<i>Planothidium bagualense</i>	Pla_ba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	Pla_de	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium lanceolatum</i>	Pla_la	5	1	2	1	2	10	14	2	10	4	1	11	2	3	1
<i>Remeira sinuata</i>	Rem_si	9	54	17	2	9	14	3	16	9	8	4	5	4	2	1
<i>Rhopoldia musculus</i>	Rho_mu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora Atomoides</i>	Sel_at	10	5	7	1	8	2	6	2	6	4	1	18	77	9	11
<i>Sellaphora capitata</i>	Sel_ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	Uln_ul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Microcuenca Curitroje

Microcuenca		Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	Curitroje	
Zona		CuB	CuB	CuB	CuB	CuB	CuM	CuM	CuM	CuM	CuM	CuA	CuA	CuA	CuA	
<i>Achnanthis pyrenaicum</i>	Ach_py	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthis subatomus</i>	Ach_su	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Adlafia multomahii</i>	Adl_mul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Amicula vermiculata</i>	Ami_ver	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Brachysira aponina</i>	Bra_ap	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cymbopleura amphicephala</i>	Cym_a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cocconeis placentula</i>	Coc_pl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cymbella excisa</i>	Cym_ex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria rumpens</i>	Fra_rum	99	59	37	27	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Encyonema minutum</i>	Enc_min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Eutonia incisa</i>	Eut_in	6	8	0	12	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	Fru_a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria arcus</i>	Fra_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Geissleria punctifera</i>	Gei_pu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	193	0	0	0	0	
<i>Gomphonea variostriatum</i>	Gom_v	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gomphonea minutum</i>	Gom_mi	0	0	0	0	0	26	27	16	23	25	15	55	48	14	27
<i>Gomphonea lagenula</i>	Gom_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gomphonea pumilum</i>	Gom_pu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gomphonea subclavatum</i>	Gom_su	9	2	9	2	11	0	0	0	0	0	50	46	58	18	26
<i>Gomphonea clavatum</i>	Gom_cl	80	21	16	29	28	9	11	3	7	0	0	0	0	0	

<i>Gomphone ma parvulum</i>	Gom_p a	47	109	63	82	70	32	43	22	34	39	0	3	16	86	37
<i>Gomphone ma reichardtii</i>	Gom_r e	2	10	2	7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphone ma soprophilum</i>	Gom_s o	0	0	0	0	0	27	51	58	39	48	0	0	0	0	0
<i>Gomphone ma affine</i>	Gom_a f	13	15	0	0	17	33	40	28	37	34	29	29	18	41	34
<i>Gomphone ma longiceps</i>	Gom_l o	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
<i>Gomphone ma olivaceum</i>	Gom_o l	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hannea arcus</i>	Han_ar	0	8	5	10	5	0	2	2	5	11	39	0	0	0	0
<i>Humidophila contenta</i>	Hum_c o	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticula goeppertiana</i>	Lu_go	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mayamaea atomus</i>	May_a t	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticula mutica</i>	Lut_m u	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neidiomorpha</i>	Nei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	Nit_pa	0	0	0	0	0	37	18	47	32	28	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia angustata</i>	Nit_an	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	Nav_cr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula simulata</i>	Nav_si	0	0	0	0	0	31	39	47	49	45	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenellia</i>	Nav_cr l l a	0	0	0	0	0	37	27	16	26	32	0	0	0	0	0
<i>Navicula notha</i>	Nav_n o	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula erifuga</i>	Nav_er	13	6	10	15	20	32	35	53	36	49	0	0	0	0	0
<i>Odontidium mesodom</i>	Odo_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	9	22	54	49
<i>Pinnularia parvulissima</i>	Pin_pa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subcapitata</i>	Pin_su b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia divergentissima</i>	Pin_di	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subanglica</i>	Pin_su b c a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pinnularia borealis</i>	Pin_bo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia latarea</i>	Pin_la	0	0	0	0	0	19	10	8	11	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia undula</i>	Pin_un	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psammothidium subatomus</i>	Psa_su	0	0	0	0	0	4	12	15	14	40	0	0	0	0	0
<i>Psammothidium subatomoides</i>	Psa_sudes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium bagualense</i>	Pla_ba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	Pla_de	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium lanceolatum</i>	Pla_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Remeira sinuata</i>	Rem_si	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopoladia musculus</i>	Rho_mu	20	2	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora Atomoides</i>	Sel_at	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora capitata</i>	Sel_ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Ulnaria ulna</i>	Uln_ul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Microcuenca San Simón

Microcuenca		San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	San_Si món	
Zona		SB	SB	SB	SB	SB	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SA	SA	SA	SA
<i>Achnanthe dium pyrenaicum</i>	Ach_py	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthe dium subatomus</i>	Ach_su	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adlafia multomahii</i>	Adl_mul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amicula vermiculata</i>	Ami_ver	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachysira aponina</i>	Bra_ap	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbopleura amphicephala</i>	Cym_am	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i>	Coc_pl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella excisa</i>	Cym_ex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria rumpens</i>	Fra_rum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema minutum</i>	Enc_min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eutonia incisa</i>	Eut_in	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	Fru_am	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria arcus</i>	Fra_ar	0	0	0	0	0	0	4	5	1	2	0	1	8	1	1
<i>Geissleria punctifera</i>	Gei_pu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema variostratum</i>	Gom_va	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema minutum</i>	Gom_mi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema lagenula</i>	Gom_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema pumilum</i>	Gom_pu	59	18	21	30	55	0	0	0	0	0	61	36	28	35	45
<i>Gomphonema subclavatum</i>	Gom_su	325	412	335	326	316	273	239	246	236	239	275	200	287	273	280

<i>Gomphonema clavatum</i>	Gom_cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	Gom_pa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema reichardtii</i>	Gom_re	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema soprophilum</i>	Gom_so	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema affine</i>	Gom_af	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema longiceps</i>	Gom_lo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i>	Gom_ol	0	0	0	0	0	99	52	54	37	90	1	3	0	1	0
<i>Hanea arcus</i>	Han_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Humidophila contenta</i>	Hum_co	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticola goeppertiana</i>	Lu_go	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mayamaea atomus</i>	May_at	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticola mutica</i>	Lut_mu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neidiomorpha</i>	Nei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	Nit_pa	0	11	12	9	10	3	26	12	8	8	7	9	18	13	4
<i>Nitzschia angustata</i>	Nit_an	0	0	0	0	0	2	16	12	7	8	0	1	8	1	1
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	Nav_cr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula simulata</i>	Nav_si	17	13	5	6	10	12	15	14	23	15	3	2	4	11	0
<i>Navicula cryptotenella</i>	Nav_crli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula notha</i>	Nav_no	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula erifuga</i>	Nav_er	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontidium mesodom</i>	Odo_ar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia parvulissima</i>	Pin_pa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pinnularia subcapitata</i>	Pin_sub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia divergentissima</i>	Pin_d_i	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subanglica</i>	Pin_subca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i>	Pin_bo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia latarea</i>	Pin_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia undula</i>	Pin_un	0	0	0	0	0	3	0	10	4	2	0	0	0	6	0
<i>Psammotidium subatomus</i>	Psa_s_u	0	8	21	2	2	3	15	8	1	29	0	2	2	6	0
<i>Psammotidium subatomoides</i>	Psa_s_udes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planorhynchium baguiale</i>	Pla_ba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planorhynchium delicatulum</i>	Pla_de	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planorhynchium lanceolatum</i>	Pla_la	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
<i>Remeira sinuata</i>	Rem_si	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopalodia musculus</i>	Rho_mu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora atomoides</i>	Sel_at	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora capitata</i>	Sel_ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	Uln_ul	0	0	0	0	0	2	5	4	3	0	0	0	0	0	0