Universidad Nacional de Loja

Facultad de Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente

Vínculos entre el estado de conservación de vegetación ribereña y las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en el río Malacatos de la ciudad de Loja

Trabajo de Titulación previa a la obtención del título de Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente

Autor:
Roberth Ivan Yaguana Neira

Director:
Ing. Alonso Cartuche Ph.D.

Loja - Ecuador
2022

Certificación

Loja, 24 de marzo de 2022

Ing. Víctor Alonso Cartuche Paquí, Ph.D
DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Certifico:

Que he revisado y orientado todo proceso de la elaboración del Trabajo de Titulación del grado titulado: Vínculos entre el estado de conservación de vegetación ribereña y las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en el río Malacatos de la ciudad de Loja**,** de autoría del estudiante Roberth Ivan Yaguana Neira, portador de la cédula de ciudadanía N° 1105249856, previa a la obtención del título de Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos exigidos por la Universidad Nacional de Loja para el efecto, autorizo la presentación para la respectiva sustentación y defensa.

Firmado electrónicamente por:
VICTOR ALONSO CARTUCHE PAQUI

……

Ing. Víctor Alonso Cartuche Paquí, Ph.D.
DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Autoría

Yo, **Roberth Ivan Yaguana Neira**, declaro ser autor del trabajo de titulación: **Vínculos entre el estado de conservación de vegetación ribereña y las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en el río Malacatos de la ciudad de Loja,** y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos o acciones legales por el contenido de esta. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi tesis en el Repositorio Institucional – Biblioteca Virtual.

Nombre: Roberth Ivan Yaguana Neira

C.I.: 1105249856

Fecha: 10 de junio 2022

Correo electrónico: roberth.yaguana@unl.edu.ec

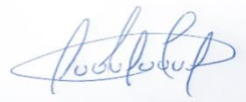
Teléfono: 0982584265

Carta de autorización del trabajo de titulación por parte del autor para la consulta de producción parcial o total, y publicación electrónica de texto completo

Yo, **Roberth Ivan Yaguana Neira**, declaro ser autor del trabajo de titulación : **Vínculos entre el estado de conservación de vegetación ribereña y las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en el río Malacatos de la ciudad de Loja,** como requisito para optar el título de **Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente** autorizo al sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que con fines académicos muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Institucional.

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Institucional, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad. La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Titulación que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja a los diez días del mes de junio del dos mil veintidós.



……..

Autor: Roberth Ivan Yaguana Neira

Cédula de identidad: 1105249856

Dirección: Sacapalca, Gonzanamá, Loja

Correo electrónico: roberth.yaguana@unl.edu.ec **Teléfono:** 2669014 - 0982584265

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Director del trabajo de titulación: Ing. Víctor Alonso Cartuche Paqui Ph.D.

Tribunal de Grado:

Blga. Aura del Carmen Paucar Cabrera, Ph.D. Presidenta

Ing. Daniela Alejandra Román Cáceres, Mg. Sc Vocal

Ing. Carlos Guillermo Chuncho Morocho, Mg. Sc Vocal

Dedicatoria

Este trabajo está dedicado a mis padres Rover Yaguana y Odilia Neira, quienes con su amor, paciencia y apoyo me han permitido realizarme profesionalmente. A mis hermanos Cristian y Carlos por ser mi fuente de superación. A mis queridos abuelitos Mateo y Humberto que han compartido su experiencia y sabiduría, que me ha permitido ser una buena persona. A mis compañeros de universidad, con los cuales he compartido experiencias y gratos momentos durante el tiempo que compartimos juntos, en especial a mis amigos Estefanía y Nixon, con los que he compartido los buenos y malos momentos de la vida universitaria.

Roberth Ivan Yaguana Neira

Agradecimiento

Agradezco a Dios por ser mí guía y acompañante durante toda mi formación académica.

Mi infinita gratitud a la Universidad Nacional de Loja, y a los docentes de la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, por su paciencia y por compartir sus conocimientos de manera profesional e invaluable.

Mis sinceros agradecimientos al Ing. Alonso Cartuche Ph.D, tutor de tesis, quién con su conocimiento, experiencia y motivación me orientó en el desarrollo de esta investigación.

A la Profesora Kalina Manoylov de Georgia College and State University, por brindarme su apoyo en este trabajo de investigación.

A los laboratorios de Anatomía de las Maderas Tropicales y de Ambiental de la Universidad Nacional de Loja, por proporcionarme los materiales y equipos necesarios para este trabajo.

Roberth Ivan Yaguana Neira

Índice de contenidos

Portada ..... **i**

Certificado ..... **ii**

Autoría ..... **iii**

Carta de autorización ..... **iv**

Dedicatoria ..... **v**

Agradecimiento ..... **vi**

Índice de contenidos ..... **vii**

Índice de tablas ..... **x**

Índice de figuras ..... **xii**

Índice de anexos ..... **xiii**

1. Título **1**

2. Resumen **2**

2.1. Abstract 3

3. Introducción **4**

4. Marco teórico **6**

4.1. La problemática de la contaminación del agua 6

4.1.1. La contaminación natural del agua 7

4.1.2. La contaminación antropogénica del agua 7

4.2. Influencia de la vegetación ribereña en la calidad de agua 8

4.3. Parámetros físicos-químicos que determinan la calidad del agua 8

4.3.1. El pH como determinante de un ambiente acuático ácido o alcalino 9

4.3.2. Influencia de la temperatura en el desarrollo de organismos acuáticos 9

4.3.3. La turbidez como indicador de calidad de agua 10

4.3.4. Los sólidos totales disueltos como indicador de calidad de agua 10

4.4. El fósforo y nitrógeno como factores limitantes de la proliferación de algas 11

4.5. Floraciones algales en ecosistemas de agua dulce 11
4.6. Las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua 12
4.6.1. Ventajas del uso de comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua 13
4.7. El índice del estado trófico o índice de Carlson (IET_{PT}) de calidad de agua 14
4.8. Límites máximos permisibles de calidad de agua en Ecuador 15

5. Metodología 15

5.1. Área de estudio 16
5.1.1. Criterio de selección de las áreas de muestreo 16
5.2. Determinación de la riqueza, diversidad y biovolumen de las comunidades de diatomeas epilíticas en un tramo de vegetación ribereña semiconservada, nativa y un tramo urbano ……...18
5.2.1. Diseño de los puntos de muestreo de los tramos de estudio 18
5.2.2. Determinación de parámetros físico-químicos 18
5.2.3. Análisis de laboratorio del fosfato y nitrato 19
5.2.4. Obtención de métricas biológicas 20
5.2.5. Análisis de muestras biológicas 20
5.2.6. Observación de las comunidades de diatomeas epilíticas 21
5.2.7. Identificación taxonómica de comunidades de diatomeas epilíticas 21
5.2.8. Determinación de la riqueza de comunidades de diatomeas epilíticas 21
5.2.9. Determinación de la diversidad y equitatividad de comunidades de diatomeas epilíticas ……...22
5.2.10. Determinación del biovolumen de comunidades de diatomeas 23
5.3. Exploración de las relaciones entre variables físico químicas y variables de riqueza, diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas 23
5.4. Determinación de la calidad de agua basado en el índice de estado trófico y la normativa ecuatoriana de calidad de agua 24
5.4.1. Determinación del índice de estado trófico 24
5.4.2. Determinación de la calidad del agua a partir de la normativa ecuatoriana de calidad de agua 25
5.5. Análisis Estadísticos 25

6. Resultados 26

6.1. Análisis de parámetros físico-químicos de los tres tramos estudiados 26

6.2. Determinación de la riqueza, la diversidad y el biovolumen de las comunidades de diatomeas epilíticas en un tramo de vegetación ribereña semiconservada, nativa y un tramo urbano ……..28

6.2.1. Análisis de variables bióticas 28

6.2.2. Tramo de vegetación ribereña nativa 32

6.2.3. Tramo de vegetación ribereña semiconservada 34

6.2.4. Tramo urbano 37

6.3. Exploración de las relaciones entre variables físico químicas y variables de riqueza, diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas epilíticas 40

6.3.1. Análisis de componentes principales entre variables físico-químicas y variables bióticas de los tres tramos estudiados 40

6.3.2. Análisis de componentes principales entre variables físico-químicas y géneros de diatomeas en los tres tramos estudiados 42

6.4. Determinación de la calidad de agua basado en el índice de estado trófico y la normativa ecuatoriana de calidad de agua 46

6.4.1. Estado trófico de los tramos de vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano 46

6.4.2. Determinación de la calidad del agua de acuerdo con la normativa ecuatoriana ……...47

7. Discusión 49

8. Conclusiones 54

9. Recomendaciones 55

10. Referencias 56

11. Anexos 66

Índice de tablas

Tabla 1. Coordenadas de puntos de muestreo para los tramos con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano. 18
Tabla 2. Categorías del índice de estado trófico para conocer la productividad biológica del agua 24
Tabla 3. Valores de la media y desviación estándar de parámetros físico-químicos de los tres tramos de estudio. 27
Tabla 4. Concentración de fosfato en los tramos con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano**.** 27
Tabla 5. Valores de índices de diversidad alfa (índice de Shannon-Wiener), equitatividad y riqueza en la zona de vegetación nativa. 32
Tabla 6. Identificación de individuos a nivel de género de diatomeas epilíticas en el tramo de vegetación ribereña nativa y obtención de su abundancia relativa. 33
Tabla 7. Valores de la biomasa a partir del biovolumen en el tramo con vegetación ribereña nativa y cantidad de biomasa algal aportada por cada género tomando en cuenta el número de individuos presentes en el tramo. 34
Tabla 8. Valores de las variables bióticas de diversidad alfa (índice de Shannon-Wiener), equitatividad y riqueza en la zona de vegetación semiconservada. 35
Tabla 9. Identificación de individuos a nivel de género de diatomeas epilíticas en el tramo de vegetación ribereña semiconservada y obtención de su abundancia relativa. 35
Tabla 10. Valores de la biomasa a partir del biovolumen en el tramo con vegetación ribereña semiconservada y cantidad de biomasa algal aportada por cada género tomando en cuenta el número de individuos presentes en el tramo. 36
Tabla 11. Valores de las variables bióticas de diversidad alfa (índice de Shannon-Wiener), equitatividad y riqueza en el tramo urbano. 37
Tabla 12. Identificación de individuos a nivel de género de diatomeas epilíticas en el tramo urbano y obtención de su abundancia relativa. 38
Tabla 13. Valores de la biomasa a partir del biovolumen en el tramo urbano y cantidad de biomasa algal aportada por cada género tomando en cuenta el número de individuos presentes en el tramo. 39

Tabla 14. Contribuciones de las variables de estudio en el análisis de componentes principales de variables fisico químicas y abundancia, diversidad, riqueza y biovolumen. 42
Tabla 15. Contribuciones de las variables de estudio en el análisis de componentes principales de variables físico-químicas y géneros de diatomeas. 44
Tabla 16. Índice del estado trófico de los tramos con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano. 46
Tabla 17. Comparación de la media de los parámetros físico-químicos con los límites máximos permisibles, de las zonas con vegetación ribereña nativa, semiconserva y tramo urbano. 48

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de ubicación de las zonas de estudio del río Malacatos de la ciudad de Loja; a) ubicación 17
Figura 2. Curva de acumulación de géneros para la zona con vegetación ribereña nativa, mediante el estimador no paramétrico ACE. 28
Figura 3. Curva de acumulación de géneros para la zona con vegetación ribereña semiconservada, mediante el estimador no paramétrico ACE. 29
Figura 4. Curva de acumulación de géneros para la zona urbana, mediante el estimador no paramétrico ACE. 29
Figura 5. Valores de los índices de equitatividad, diversidad y riqueza. 31
Figura 6. Valores del biovolumen. 32
Figura 7. Análisis de componentes principales con parámetros de riqueza, diversidad, biovolumen, abundancia y variables fisicoquímicas para las zonas nativa, semiconservada y urbana. 41
Figura 8. Análisis de componentes principales de las zonas nativas, semiconservada y urbana, con parámetros físico-químicos y géneros. 44

Índice de anexos

Anexo 1. Determinación de los parámetros físico-químicos mediante un equipo digital portátil multiparamétrico 66
Anexo 2. Criterio de recolección de las piedras coloración café oscura o verde 67
Anexo 3. Delimitador de goma a partir de un neumático 67
Anexo 4. Raspado de la piedra con 20 ml de agua destilada, sobre una fuente de plástico y recolección de la muestra biológica hasta completar 100 ml de las 5 piedras por punto de muestreo 68
Anexo 5. Preparación de la muestra biológica y microscopía óptica 68
Anexo 6. Fotomicrografías para identificación de individuos y medición del ancho, largo y espesor de las comunidades de diatomeas para obtener el biovolumen 69
Anexo 7. Modelos geométricos para obtener biovolumen 69
Anexo 8. Actividades mineras artesanales en la zona de vegetación ribereña nativa 70
Anexo 9. Fotomicrografías de los géneros del tramo de vegetación ribereña nativa y biovolumen 71
Anexo 10. Fotomicrografías de géneros del tramo de vegetación ribereña semiconservada y biovolumen 72
Anexo 11. Fotomicrografías de los géneros del tramo urbano y biovolumen 73
Anexo 12. Análisis de componentes principales entre variables bióticas con las abióticas en cada uno de los tramos de estudio. 74
Anexo 13. Certificado de traducción del resumen 75

1. Título

Vínculos entre el estado de conservación de vegetación ribereña y las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en el río Malacatos de la ciudad de Loja.

2. Resumen

En esta investigación se analizaron los efectos del estado de conservación de vegetación ribereña sobre las condiciones físico-químicas del agua, así como sobre la riqueza, diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas epilíticas en el río Malacatos. Se determinaron tres tramos de estudio: ribera de río con vegetación nativa, ribera con vegetación alterada (semiconservada) y un tramo sin vegetación ribereña (área urbana). Para cada zona se establecieron cinco réplicas en donde se tomaron muestras de sustratos (piedras pequeñas) para el análisis biológico de células de diatomeas. En la columna de agua se tomaron datos de pH, sólidos totales disueltos y temperatura, mientras que a nivel de laboratorio se midió la turbidez y concentraciones de fosfatos y nitratos. Se identificaron 21 géneros de diatomeas (4765 individuos), la mayor riqueza se registró en el tramo urbano (17 géneros). La diversidad obtuvo valores moderados (≥ 2) en la zona nativa y semiconservada. El mayor biovolumen celular se obtuvo en la zona nativa (1.32×10^{10} um^3/ml). Los géneros *Cymbella, Sellaphora, Nitzschia, Navicula, Ulnaria, Frustulia* y *Gomphonema,* presentaron mayor abundancia en el tramo urbano donde el agua reflejó un nivel de pH relativamente alcalino, así como altos valores de sólidos totales disueltos, temperatura y fosfatos. En la zona nativa y semiconservada los géneros *Hannaea, Psammothidium, Achnanthes, Pinnularia, Eunotia* y *Cocconeis* se relacionaron negativamente con las altas concentraciones de métricas como pH, sólidos totales disueltos, temperatura y fosfatos. Las condiciones ecológicas, determinaron valores de estado trófico entre niveles eutróficos para la zona nativa y semiconservada, hasta hipereutróficos en zonas sin vegetación ribereña.

Palabras clave: diatomeas epilíticas, vegetación ribereña, riqueza, diversidad, biovolumen

2.1. Abstract

This research analyzed the effects of the conservation status of riparian vegetation on the physical-chemical conditions of the water, as well as on the richness, diversity and biovolume of epilithic diatom communities in the Malacatos River. Three sections of the study were determined: riverbanks with native vegetation, banks with altered (semi-conserved) vegetation, and a section without riverside vegetation (urban area). For each zone, five repetitions were performed where samples were taken from substrates (small stones) for the biological analysis of diatom cells. Data on pH, total dissolved solids and temperature were taken from the water column, while turbidity and concentrations of phosphates and nitrates were measured at the laboratory. Twenty-one genera of diatoms (4765 individuals) were identified, the highest richness was recorded in the urban section (17 genera). Diversity obtained moderate values ($\geq$ 2) in the native and semi-conserved areas. The highest cell biovolume was obtained in the native zone (1.32×10^{10} um^3/ml). The genera *Cymbella, Sellaphora, Nitzschia, Navicula, Ulnaria, Frustulia* and *Gomphonema* presented greater abundance in the urban section where the water reflected a relatively alkaline pH level, as well as high values of total dissolved solids, temperature and phosphates. In the native and semi-conserved area, the genera *Hannaea, Psammothidium, Achnanthes, Pinnularia, Eunotia* and *Cocconeis* were negatively related to high concentrations of metrics such as pH, total dissolved solids, temperature and phosphates. The ecological conditions determined values of trophic state between eutrophic levels for the native and semi-preserved areas, up to hypereutrophic levels in areas without riparian vegetation.

Keywords: epilithic diatoms, riparian vegetation, richness, diversity, biovolume

3. Introducción

Los sistemas acuáticos están sometidos a fuertes presiones antrópicas como la agricultura, la minería, la descarga de aguas residuales, el mal manejo de los desechos sólidos e incluso los derrames de hidrocarburos, entre otros, estas actividades antrópicas afectan negativamente a la composición y estructura de la fauna y flora (Liñero et al., 2016). Al mismo tiempo, la contaminación de las aguas superficiales en zonas urbanas, puede dar a pie a una serie de enfermedades infecciosas, como las diarreicas, siendo las aguas residuales la principal fuente de microorganismos patógenos que llegan a través del agua, que es usada para beber, o utilizada en cultivos de vegetales, moluscos bivalvos, y en la preparación de alimentos, entre otros usos (Bofill-Mas et al., 2005).

La conservación de la diversidad de comunidades biológicas en ecosistemas acuáticos, implica comprender los procesos que la generan y la mantienen a un nivel local, lo cual puede ser explicada como el resultado de la conservación de la vegetación ribereña, la disponibilidad de nutrientes y la luz (Donato, 2019). La vegetación ribereña actúa como una barrera física y química, que retienen contaminantes y nutrientes mejorando la calidad del agua (Cabo et al., 2019). Adicionalmente, cumple funciones ecosistémicas, tales como la captación, el almacenamiento y la regulación hídrica (Suatunce, 2009), la estabilidad de márgenes de ríos, reducción de la escorrentía y la erosión, la protección frente a crecidas, retención de sedimentos y la formación de microhábitats para la conservación de la fauna (Gamarra et al., 2018).

De igual importancia, el perifiton, que es una comunidad compleja de microbiota, constituida por algas, bacterias, hongos, detritos orgánicos e inorgánicos adheridos a un sustrato vivo o inerte, forman parte de las comunidades bióticas acuáticas (Wetzel, 1983). Las algas, como las diatomeas, juegan un papel importante en el proceso de transferencia de la energía, por medio de las cadenas tróficas y bajo la perspectiva ecológica, el estudio de su composición y estructura sirve como bioindicador de la calidad del agua y de procesos de contaminación que afectan a ecosistemas acuáticos (Montoya-Moreno y Aguirre, 2013). Al evaluar la calidad del agua mediante el uso de parámetros físico-químicos, se determina las condiciones ecológicas al momento del muestreo, pero aquello es necesario complementarlo mediante el uso de bioindicadores (Flores-Stulzer et al., 2017).

Las diatomeas se han destacado como bioindicadores a nivel de población y comunidades (Loza et al., 2018). Por otro lado, Chen y sus colaboradores (2016), evidenciaron que cambios en la calidad de agua, así como índices de diversidad, riqueza y de uniformidad de especies, se debió al cambio del curso del río al atravesar la zona rural a urbana. Por su parte Nhiwatiwa y sus colaboradores (2017) mediante un análisis de correlaciones del rango de Spearman demostraron que la mayoría de las variables físico-químicas estuvieron fuertemente relacionadas con comunidades de diatomeas e índices de diversidad. Por otra parte, análisis estadísticos multivariados junto a variables hidroquímicas como la mineralización y el pH, se han usado para identificar ambientes, encontrándo especies de diatomeas alcalófilas y acidófilas (Chávez et al., 2016). Además, pruebas como las de permutación de Monte Carlo, muestran que la temperatura, el nitrógeno total, el potasio, el cloro y el plomo, tienen efectos directos en la distribución de diatomeas (Chen et al., 2016). Varias, investigaciones han señalado que la distribución de las especies de diatomeas, se explica de acuerdo a la profundidad del cuerpo de agua y a la presencia de compuestos como: nitritos, amonio, niveles de pH y de dureza total en sus hábitats (Segura et al., 2016).

En este contexto, el proyecto se fundamentó en el estudio de comunidades de diatomeas, que forman parte del perifiton, debido a que responden de manera inmediata a las modificaciones de las condiciones físico-químicas en los cursos de agua (Vélez et al., 2016). De acuerdo a los resultados obtenidos en esta investigación, el estado de conservación de la vegetación ribereña influyó en la riqueza, la diversidad, la equitatividad y el biovolumen de comunidades de diatomeas. Se registraron valores de diversidad moderados en la zona nativa y semiconservada. En la zona urbana, se registraron géneros exclusivos, que determinaron una mala calidad de agua, mientras que en la zona nativa aparecieron géneros que, por su ecología demostraron ser organismos propios de cuerpos de agua aún no alterados. Hasta donde conocemos existen escasos estudios relacionados con el uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en ríos de Loja, por lo que este trabajo servirá de base para futuras investigaciones de calidad de agua, considerando criterios tales como es la conservación de la vegetación ribereña y la concentración de nutrientes como fosfatos y nitratos.

Objetivo general

Analizar los efectos del estado de conservación de vegetación ribereña sobre las condiciones físico químicas y la riqueza, la diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas epilíticas en tres tramos del río Malacatos de la ciudad de Loja.

Objetivos específicos

- Determinar la riqueza, la diversidad y el biovolumen de las comunidades de diatomeas epilíticas en un tramo de vegetación ribereña semiconservada, nativa y un tramo urbano.
- Explorar las relaciones entre variables físico químicas y variables de riqueza, diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas epilíticas.
- Determinar la calidad de agua basado en el índice de estado trófico y la normativa ecuatoriana de calidad de agua.

4. Marco teórico

4.1. La problemática de la contaminación del agua

El agua es la fuente y el sustento de la vida, cubre el 70% de la superficie del planeta. El 97% se encuentra en los océanos y únicamente el 3% es dulce (Agudelo, 2005). De esta agua dulce los glaciares, la nieve y el hielo de los cascos polares representan el 80% del total, mientras que un 19% es subterránea y solamente el 1% es superficial, siendo esta última la más accesible para cubrir las necesidades humanas (Fernández, 2012).

La crisis del agua que se avecina, es un desafío de la actual sociedad, problema que tiene su inicio en el siglo pasado, donde la demanda mundial de los recursos hídricos se multiplicó por más de seis veces, mientras que la población del planeta se triplicó, así, sin una eficiente gestión de los recursos hídricos y los ecosistemas conexos, se proyecta que en el 2025, dos tercios de la población mundial tendrá problemas relacionados con la escasez de agua, en términos de calidad y cantidad (Martínez y Villalejo, 2018), teniendo consecuencias no solo en las poblaciones humanas, sino además para la diversidad de diferentes especies acuáticas (Nhiwatiwa et al., 2017). Adicionalmente, los procesos de contaminación debido a intervenciones antrópicas y fenómenos naturales agravan aún más la crisis del agua, por sus

consecuencias vinculadas con la alteración en la funcionalidad de los procesos ecológicos en los cuerpos de agua.

4.1.1. La contaminación natural del agua

La contaminación natural del agua es el resultado de las interacciones de variables geológicas, hidrológicas y climáticas, que, dependiendo del régimen hidrológico, puede contener restos de sales minerales, calcio, magnesio, hierro, entre otros, procedentes del contacto con la atmósfera y el suelo (Bartram y Pedley, 1996).

Por otro lado, los fenómenos naturales tienen efectos en la calidad del agua, donde, eventos climáticos como lluvias torrenciales provocan una erosión excesiva al suelo, causando el deslizamiento del suelo, provocando el aumento del contenido de material suspendido, de hecho, los principales factores ambientales que influyen en la contaminación natural del agua son: la distancia entre la fuente del agua y el océano, el clima, la composición de la roca del lecho, la vegetación terrestre y la acuática (Bartram y Pedley, 1996).

4.1.2. La contaminación antropogénica del agua

La contaminación antropogénica del agua es definida como la introducción por el hombre de elementos abióticos o bióticos que son dañinos y tóxicos para la salud humana y de los ecosistemas acuáticos, estos elementos afectan a la calidad del agua, a los valores estéticos y de recreación (Orta, 2002). Este tipo de contaminación tiene su origen en las actividades humanas tales, como la industria, la agricultura, el crecimiento demográfico, la urbanización, el mal manejo de las aguas residuales y la inadecuada gestión de los residuos sólidos, por ello, cada vez se hace más evidente y preocupante este tipo de problemas ambientales y sociales, producto del uso irracional de los recursos naturales que disponemos para satisfacer nuestras necesidades (Gordillo et al., 2010).

En las zonas urbanas, la principal fuente de contaminación de cuerpos de agua, son las aguas servidas las mismas que se vierten sin tratamiento alguno a los sistemas de alcantarillado. En las zonas urbanas es evidente notar que no se separan las aguas industriales y las domésticas, las mismas que son descargadas en ríos, dificultando el tratamiento de los efluentes (CEPAL, 1999). Los ríos urbanos son impactados por fuentes de contaminación difusas, recibiendo

desagües cloacales e industriales que llevan consigo una alta carga de nutrientes y materia orgánica, que causan un deterioro de la calidad del agua y la alteración y pérdida de la biodiversidad acuática (Pavé y Marchese, 2005).

4.2. Influencia de la vegetación ribereña en la calidad de agua

La vegetación ribereña es una región de transición y de interacción entre el medio terrestre y acuático, esta zona retiene sedimentos y contaminantes como nitrógeno y fósforo transportados por la escorrentía, así, una franja de vegetación ribereña de 16 m de largo, retiene el 50% del nitrógeno y un 95% del fósforo proveniente de sectores agrícolas, impidiendo la eutrofización y conservando la diversidad del ecosistema (Granados-Sánchez et al., 2006). La vegetación cumple un rol importante en la ecología fluvial, debido a que proporciona sombra, que regula la temperatura del agua y mantiene una buena oxigenación, de tal manera que, si la vegetación ribereña desaparece, los ríos se encajonan y se vuelven más estrechos, lo cual disminuye el espacio utilizable por los organismos acuáticos (Elosegi y Sabater, 2009).

La deforestación de la vegetación ribereña, modifica los ciclos de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo, altera la disponibilidad de sustratos orgánicos, incrementa la temperatura en los cuerpos de agua y ocasiona la reducción del oxígeno disuelto, conllevando a la proliferación de especies adaptadas a aguas más cálidas, desplazando a las poblaciones locales (Lozano-Peña et al., 2019). Por otra parte, se estima que la vegetación ribereña retiene en mayor cantidad sedimentos que contaminantes, debido a que las partículas de los sedimentos son más finos, permitiendo su adherencia a la superficie (Mendoza et al., 2014). La vegetación ribereña regula los flujos de materia y energía dentro de los ecosistemas acuáticos y terrestres, aportando materia orgánica como hojarasca, ramas, frutos, entre otros, que constituyen la principal fuente alimenticia para los organismos acuáticos (Blanco Garrido et al., 2003).

4.3. Parámetros físicos-químicos que determinan la calidad del agua

El análisis de los parámetros físico-químicos es la forma más usada para determinar la calidad. Los parámetros más usados para determinar la calidad del agua, son los siguientes: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), el oxígeno disuelto (OD), los nitratos (NO_3), el pH, la temperatura, los sólidos disueltos totales (SDT), los fosfatos totales y la turbiedad. La ventaja

que presentan estos parámetros se basa en que sus análisis se pueden realizar de forma rápida y su monitoreo se puede ejecutar con mayor frecuencia (Samboni et al., 2007).

4.3.1. El pH como determinante de un ambiente acuático ácido o alcalino

El pH es una medida de acidez o alcalinidad de una disolución, éste indica la concentración de iones hidronio [H_3O^+] en determinadas soluciones, puede tomar valores de 0 a 14, las disoluciones con pH menores que 7 dan como resultado ecosistemas acuáticos ácidos, donde se puede encontrar organismos acidófilos, mientras que disoluciones mayores a 7 corresponden a ecosistemas acuáticos alcalinos, ambientes donde pueden desarrollarse organismos alcalófilos (Vázquez y Rojas, 2016).

De hecho, en los ecosistemas acuáticos como los ríos, la resuspensión de sedimentos contaminados en épocas lluviosas, explica la presencia de valores de pH ácido, por lo que se han encontrado especies adaptadas a estos medios, debido a la alta disponibilidad de nutrientes y CO_2 que presenta la columna de agua (Vélez et al., 2016). Por otra parte, los desechos de la agricultura, los drenajes ácidos mineros y las emisiones de combustibles fósiles, son los principales factores que influyen en la variación del pH en el agua, sin embargo, en ríos poco contaminados los valores del pH pueden cambiar debido a la influencia del oxígeno disuelto, sulfatos, caudal, cloruro, alcalinidad y aceites (García et al., 2019).

4.3.2. Influencia de la temperatura en el desarrollo de organismos acuáticos

La temperatura se encuentra en función de la absorción de la radiación solar en las capas superiores del agua y sus variaciones afectan a la solubilidad de sales y gases en el agua (Marín, 2010). De la misma forma, el cambio de temperatura en el agua determina la viscosidad y las velocidades de las reacciones químicas de los contaminantes con el agua, puesto a que elevan el potencial tóxico de los compuestos, provocando la disminución del oxígeno disuelto (Sierra, 2011).

Además, en un sistema acuático la temperatura influye en la distribución de las especies, debido a que regula las concentraciones de oxígeno disuelto, la tasa metabólica para la producción de energía y los procesos vitales asociados al crecimiento, la maduración y la reproducción (Jill et al., 2003).

4.3.3. La turbidez como indicador de calidad de agua

La turbidez permite medir el nivel de transparencia de la luz en el agua, en relación a la materia suspendida coloidal y residual. La interacción entre la luz y las partículas depende de su tamaño, su forma y la longitud de onda de la luz del instrumento (Deloya, 2006). Esta medida varía de acuerdo a las propiedades de absorción de luz del material suspendido. De hecho, la materia suspendida en los cuerpos de agua, se deposita en los lechos del río, afectando a la reproducción de organismos acuáticos y a su cadena alimenticia (Trujillo et al., 2014).

En el caso de la materia orgánica suspendida, ésta se descompone y flota en el agua. Sin embargo, la presencia de sólidos suspendidos genera depósitos de lodos y situaciones anaeróbicas en la columna de agua (Trujillo et al., 2014). Es así como, la presencia de material coloidal como partículas de arcilla, limo, plancton y ciertos organismos microscópicos afectan a la transparencia del agua. (Severiche et al., 2013).

4.3.4. Los sólidos totales disueltos como indicador de calidad de agua

Es una medida de la cantidad de sustancias orgánicas, inorgánicas y sales inorgánicas disueltas en el agua tales como el calcio, magnesio, potasio y sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, y pequeñas cantidades de materia orgánica disueltas en el agua (Cruz et. al, 2018). Por consiguiente, el aumento de las sales mencionadas en el agua, eleva su conductividad, y es por esta razón que los sólidos totales disueltos están estrechamente relacionados con la conductividad eléctrica (García, 2013).

En efecto, ciertos niveles de sales disueltas en el agua son beneficiosos para la vida acuática, sin embargo, los cambio en las concentraciones de SDT son dañinos para la biota acuática, debido a que la densidad del agua determina el flujo del agua hacia y desde las células de los organismos, por ello, si las concentraciones de SDT son muy bajas o muy altas, el crecimiento de la vida acuática puede ser limitada, y puede ocurrir la muerte de los organismos (Gualdrón, 2018).

4.4. El fósforo y nitrógeno como factores limitantes de la proliferación de algas

El fósforo y el nitrógeno son los principales constituyentes de los fertilizantes, los detergentes y de las descargas de aguas residuales, éstos causan un enriquecimiento de nutrientes y minerales en los cuerpos de agua, dando origen a la eutrofización (Rivas et al., 2009). Las formas iónicas de nitrógeno inorgánico como amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-) se encuentran de forma natural en medios acuáticos, por efectos de la deposición atmosférica, la disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno y la descomposición biológica de la materia orgánica, sin embargo, las actividades humanas han alterado el ciclo del nitrógeno, conllevado consigo problemas como la acidificación de ríos y lagos, la eutrofización de las aguas y la proliferación de algas tóxicas (Camargo y Alonso, 2007).

El fósforo es el nutriente que limita el crecimiento de las algas y en condiciones naturales su concentración es baja. Su origen se debe a procesos de descomposición química de las rocas y sólo el 5% al 10% es soluble y utilizable (Vila, 2003). El fósforo presente en las aguas superficiales proviene de las aguas residuales y de la agricultura, de modo que, el uso excesivo de fertilizantes fosforados para aumentar el rendimiento de los cultivos, ocasiona que el fósforo se pierda adhiriéndose a las partículas del suelo, que luego es arrastrado por el riego y la escorrentía de la lluvia, conduciéndolos a ríos cercanos estimulando por lo tanto el crecimiento de las algas (Lida y Shock, 2009).

4.5. Floraciones algales en ecosistemas de agua dulce

La eutrofización es un término que describe los efectos biogeoquímicos y biológicos dentro de un ecosistema acuático, este fenómeno se debe a un incremento en el suministro y disponibilidad de nutrientes, entre ellos encontramos al nitrógeno (en forma de sales de nitrato y amonio) y el fósforo (en forma de fosfato). Entre las principales causas de la eutrofización tenemos: las descargas de aguas servidas, el uso excesivo de fertilizantes, la deforestación y la erosión de los suelos, acciones que son las responsables de aportar los nutrientes que permiten dar paso a este fenómeno (RAPAL Uruguay, 2010).

Al mismo tiempo, los efectos de la eutrofización recaen en el aumento de la biomasa y una disminución de la diversidad acuática, en tal sentido, en los ecosistemas acuáticos

eutrofizados aumenta la proliferación de algas unicelulares, provocando un enturbiamiento del agua, que impide el paso de la luz, generando consecuencias directas en el proceso de la fotosíntesis lo cual disminuye la concentración del oxígeno en el medio (RAPAL Uruguay, 2010). La proliferación de algas transforma el sistema acuático en un ambiente anaeróbico, debido al aumento de gases como anhídrido sulfuroso (H_2S), metano (CH_4) y anhídrido carbónico (CO_2), trayendo consigo procesos como la bioacumulación de sustancias tóxicas, el aumento de la sedimentación y la proliferación de organismos patógenos y vectores de enfermedades (RAPAL Uruguay, 2010).

El aumento de la concentración de fosfatos y nitratos, favorece el florecimiento de algas potencialmente nocivas (Aké-Castillo et al., 2014). Los florecimientos algales nocivos, pueden consumir el oxígeno y los nutrientes del agua indispensables para otros organismos, afectando a la biota acuática, ocasionando por ejemplo obstrucciones en las branquias e intoxicaciones por medio de sustancias químicas (Band-Schmidt et al., 2011).

4.6. Las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua

Las diatomeas son algas unicelulares microscópicas formadas por una pared celular compuesta por silicatos, la mayoría de las especies son autótrofas fotosintéticas, constituyendo casi la mitad de la biomasa fitoplanctónica, éstos organismos habitan en casi todos los ambientes acuáticos, desde aguas termales, hielos marinos, ambientes ácidos o alcalinos, dulceacuícolas, en sistemas acuáticos con pocos y altos niveles de nutrientes y materia orgánica, e incluso se pueden encontrar como endosimbiontes de organismos como dinoflagelados y foraminíferos (Lora-Vilchis et al., 2020).

Las diatomeas se clasifican de acuerdo con su simetría y forma, pudiéndose distinguir entre las céntricas y las penadas. Las céntricas se caracterizan por ser simétricas en varios planos y tienen simetría radial, pertenecen a la clase Coscinodiscophyceae; las penadas tienen simetría bilateral, y se dividen en dos clases Bacillariophycidae que presentan rafe y las Fragilariophyceae que no presentan rafe. El rafe es un soporte estructural, que les permite fijarse al sustrato mediante la secreción de sustancias mucosas y en algunos casos les permite moverse (Lora-Vilchis et al., 2020).

Las diatomeas son importantes bioindicadores debido a su tolerancia y sensibilidad a los cambios ambientales (Taboada et al., 2018). Éstas proporcionan la misma información de la condición del ecosistema acuático que los macroinvertebrados y los peces (Calizaya et al., 2013). Además, la importancia de las diatomeas radica en que son los productores primarios en los sistemas lóticos, responsables de aproximadamente el 45% de la producción primaria marina, y, a nivel global del 20% de la producción primaria (Kirkham et al., 2017). Estos organismos transforman los compuestos químicos inorgánicos en compuestos orgánicos, que aprovechan otros organismos de otros niveles tróficos superiores, además participan en los ciclos biogeoquímicos, retención de nutrientes, formación y estabilidad de sedimentos, y servicios ecosistémicos (Bojorge y Cantoral, 2016).

4.6.1. Ventajas del uso de comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua

Entre las ventajas que poseen las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores, se mencionan las siguientes:

Ubicuidad**:** A las diatomeas se las puede encontrar en todo tipo de sistemas acuáticos, conviviendo en diversas formas vitales, por ejemplo, plantónicas, coloniales, perifíticas entre otras. Por estas razones son empleadas como bioindicadoras en todo ecosistema donde forme parte del biotopo (Blanco, 2010).

Cosmopolitismo: Se las puede encontrar en lugares como los polos, aguas dulces, mares, aguas salobres, termales e hipersalinas, es decir en distintas condiciones climáticas (Blanco, 2010).

Sensibilidad: Las diatomeas son sensibles a cambios de la naturaleza química del agua y al aumento de nutrientes como el nitrógeno, fósforo y a la presencia de ciertos contaminantes (Blanco, 2010).

Ciclos vitales: Los ciclos de vida de las diatomeas son cortos, por lo que se reproducen rápidamente como respuesta a cambios eventuales en el medio acuático. Su composición determina la calidad biológica del agua y no solo de las condiciones puntuales que son dadas por los parámetros físico-químicos.

Facilidad de muestreo: Las diatomeas se pueden obtener en cualquier tramo fluvial y en una gran variedad de sustratos (Blanco, 2010).

Precisión estadística: Existen diferentes índices diatomológicos que se basan en la identificación de un mínimo de 400 individuos por muestras, esto hace que el error en la estimación de la composición de comunidades de diatomeas sea menor que 10%, facilitando la fiabilidad y precisión de este método de determinación de calidad del agua, desde el punto de vista de la estadística (Blanco, 2010).

4.7. El índice del estado trófico o índice de Carlson (IET_{PT}) de calidad de agua

El índice del estado trófico de Carlson (IET_{PT}), propuesto en 1977, registra valores entre 0 y 100, determinando cuatro ambientes acuáticos, estos son: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. Este índice se obtiene a partir del fósforo (Orquera y Cabrera, 2020).

Un ecosistema acuático oligotrófico, es aquel que posee aguas transparentes y donde el contenido de nutrientes en el agua es bajo, generando por lo tanto una baja producción de materia orgánica, por ende, el crecimiento del fitoplancton es limitado, esto favorece el desarrollo de la flora béntica a efectos de mantener el equilibrio del ecosistema acuático mediante el suministro de alimentos al hábitat y principalmente abundante oxígeno disuelto (Smith y Smith, 2007). Un sistema acuático mesotrófico es aquel donde la concentración de nutrientes es moderada, presenta mayor riqueza de especies pero menos dominancia que los ecosistemas ricos en nutrientes (Terneus, 2017).

Un sistema acuático eutrófico, es aquel que posee una abundancia de nutrientes, tales como el nitrógeno y el fósforo, los mismos que estimulan la proliferación de algas, esto hace que el fitoplancton se concentre en la capa superior del agua, la cual adquiere un color verde oscuro. Las algas, los residuos orgánicos y sedimentos descienden hasta el fondo, donde sirven para la alimentación de bacterias, fenómeno que disminuye la concentración de oxígeno en el agua (Smith y Smith, 2007). Por otro lado, un sistema acuático hipereutrófico se caracteriza por excesivas concentraciones de nutrientes y una elevada productividad biológica (González et al., 2004).

4.8. Límites máximos permisibles de calidad de agua en Ecuador

De acuerdo a la constitución del Ecuador en el capítulo siete, respecto de los derechos de la naturaleza en el Artículo 71 se menciona "La naturaleza o Pacha Mama, donde se reproduce y realiza la vida, tiene derecho a que se respete integralmente su existencia y el mantenimiento y regeneración de sus ciclos vitales, estructura, funciones y procesos evolutivos" (Asamblea Nacional, 2008).

De acuerdo al Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), los límites máximos permisibles para los parámetros físico-químicos medidos en este estudio, según el libro VI Anexo I de la norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes, recurso agua, son los siguientes: para el nitrato es de 10 mg/l y los sólidos totales disueltos es de 1000 mg/l, de acuerdo al criterio de aguas de consumo humano y uso doméstico, que únicamente requieren tratamiento convencional. Para parámetros como la temperatura en condiciones naturales es de +3 y para el pH es de 6-9, según el criterio de calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas, y en aguas marinas y de estuario. Para la turbidez el límite máximo permisible para aguas que sean usadas para uso estético es de 20 UNT (Ministerio del Ambiente, 2017). Para el fosfato según Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, el límite máximo para la protección de la vida acuática en agua dulce es de 0.1 mg/l (Centro de Calidad Ambiental, 1989).

5. Metodología

La investigación respondió a un estudio de carácter observacional y descriptivo no experimental, con un enfoque cuantitativo, ya que no se ejerció influencia en las variables. En el marco de los objetivos y resultados propuestos en esta investigación, se llevó a cabo jornadas de muestreo *in situ* para obtener valores de métricas físico-químicas como la temperatura, sólidos totales disueltos y pH, mientras que, a un nivel de laboratorio se determinaron parámetros como la turbidez, fosfatos y nitratos. Adicionalmente se aplicaron técnicas de microscopía de células de diatomeas para la determinación de valores como la abundancia, riqueza, la diversidad y biovolumen de las comunidades de diatomeas epilíticas.

5.1. Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el Cantón Loja, provincia de Loja, en el río Malacatos, el mismo que se origina en el Parque Nacional Podocarpus. La microcuenca Malacatos se encuentra ubicada al Suroeste de la ciudad de Loja en las coordenadas planas 9540016,03m N., a 9548701,44m N.; 695863,5m E., a 704744,46m E., a una altitud de 2400 m.s.n.m., y que baja hasta los 1200 m.s.n.m. Al norte y al este limita con la microcuenca Zamora, al sur con la microcuenca del río Vilcabamba y del río Solanda y al oeste con la microcuenca el Tambo. Esta microcuenca forma parte de la cuenca binacional Catamayo Chira, que a la vez forma parte de la vertiente del Pacífico. La microcuenca consta de las siguientes cobertura vegetales: Bosque natural, bosque plantado, matorrales, pasto, páramos y la zona urbana (Medina et al., 2009).

5.1.1. Criterio de selección de las áreas de muestreo

Bajo la premisa de que el estado de conservación de zonas de vegetación ribereña del río Malacatos influiría sobre las condiciones físico-químicas del agua y sobre la ecología de las comunidades de diatomeas, la decisión de la ubicación de los puntos de muestreo se fundamentó en información cartográfica, herramienta que brindó datos concretos de la cobertura vegetal alrededor del río Malacatos (Figura 1). En este contexto, se definieron tres zonas de estudio, las cuales fueron; tramo con vegetación ribereña nativa, una zona con bosque de ribera intervenida (zona semiconservada) y tramo sin vegetación riparia (zona urbana).

Dadas las condiciones de cobertura vegetal en las riberas del río, el tramo con vegetación ribereña nativa se estableció en uno de los principales tributarios, la quebrada Mónica, la cual presentó una cobertura vegetal de bosque nativo, sin aparentes alteraciones. Por otro lado, el tramo con vegetación ribereña semiconservada, denominada así por la presencia de pequeñas franjas de vegetación ribereña que separa las tierras agropecuarias y las áreas pobladas del cauce del río, se situó en el sector la Argelia, a 200 metros del estadio de la Universidad Nacional de Loja (UNL). La zona urbana, se ubicó en el sector del monumento “Puerta de la Ciudad de Loja”, debido a que no presentó vegetación ribereña, además, de evidenciar descargas de aguas residuales urbanas.

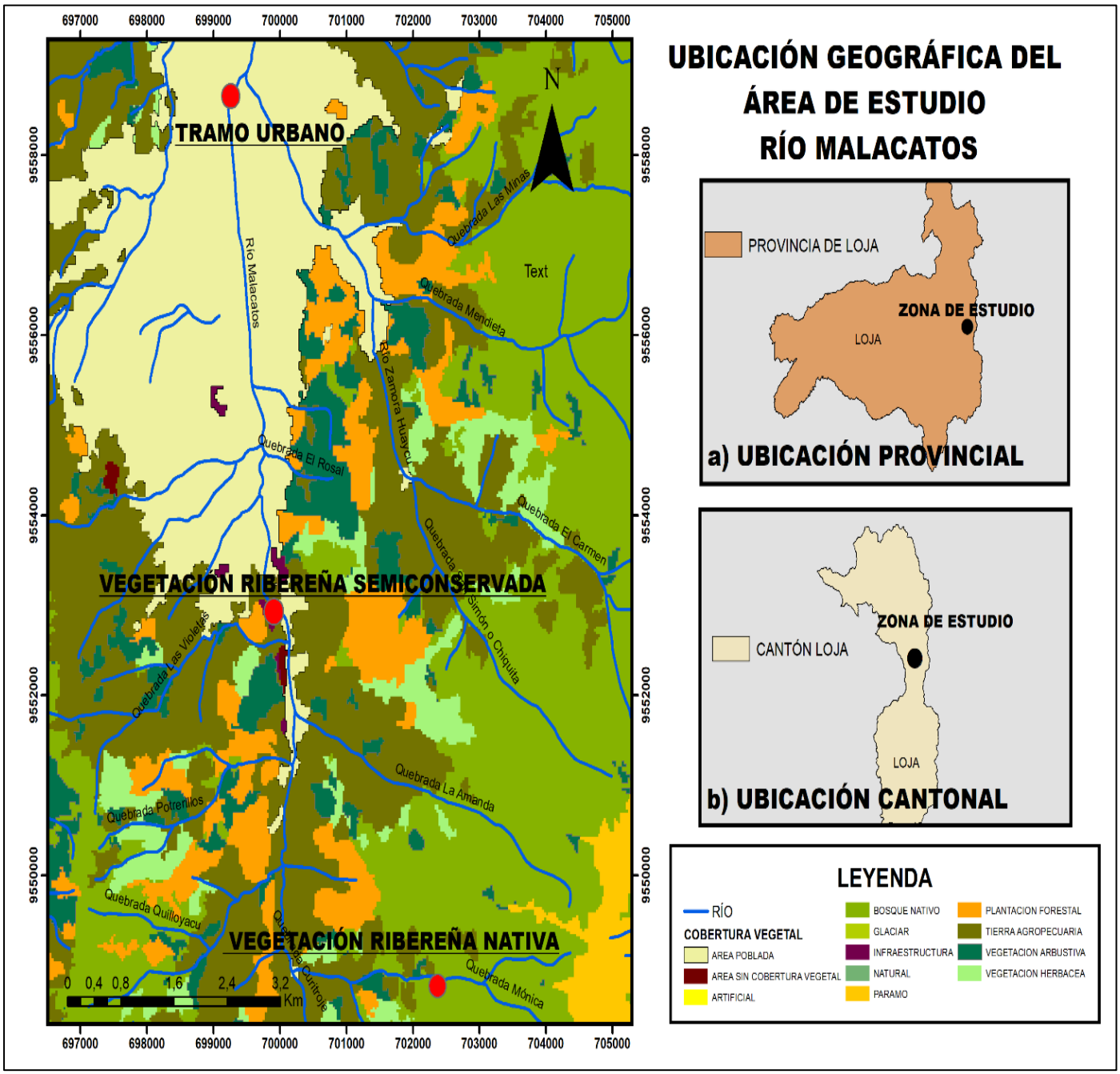


Figura 1. Mapa de ubicación de las zonas de estudio del río Malacatos de la ciudad de Loja; a) ubicación provincial del sitio de estudio; b) ubicación cantonal.
Fuente: Elaboración propia.

5.2. Determinación de la riqueza, diversidad y biovolumen de las comunidades de diatomeas epilíticas en un tramo de vegetación ribereña semiconservada, nativa y un tramo urbano

5.2.1. Diseño de los puntos de muestreo de los tramos de estudio

Una vez definidas las zonas de estudio, se establecieron los puntos de muestreo. Por cada una de las zonas definidas se determinó un transecto longitudinal de 200 metros en el río, y por cada 50 metros un punto de muestreo, en total se obtuvieron 5 réplicas en cada una de las zonas. El muestreo se realizó una sola vez en las coordenadas que se indican en la Tabla 1. El muestreo de parámetros físico-químicos y métricas biológicas se realizó durante las mañanas. En la zona con vegetación ribereña nativa se realizó el día 1 de julio, en la zona semiconservada el día 2 de julio y el tramo urbano se lo realizó el 3 de julio, todas durante el año 2021.

Tabla 1. Coordenadas de puntos de muestreo para los tramos con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano.

TRAMO DE ESTUDIO	MUESTRA	ESTE	NORTE
NATIVA	PUNTO 1	702371	9548898
NATIVA	PUNTO 2	702413	9548874
NATIVA	PUNTO 3	702454	9548832
NATIVA	PUNTO 4	702500	9548844
NATIVA	PUNTO 5	702552	9548848
SEMICONSERVADA	PUNTO 1	699708	9553354
SEMICONSERVADA	PUNTO 2	699723	9553317
SEMICONSERVADA	PUNTO 3	699751	9553283
SEMICONSERVADA	PUNTO 4	699744	9553239
SEMICONSERVADA	PUNTO 5	699730	9553197
URBANA	PUNTO 1	699348	9558799
URBANA	PUNTO 2	699321	9558755
URBANA	PUNTO 3	699293	9558711
URBANA	PUNTO 4	699269	9558666
URBANA	PUNTO 5	699248	9558617

Fuente: Elaboración propia.

5.2.2. Determinación de parámetros físico-químicos

En los puntos de muestreo señalados en la Tabla 1, se tomaron lecturas de parámetros físico-químicos tales como: pH, temperatura y sólidos disueltos totales. La determinación de estos parámetros se realizó mediante un equipo digital portátil multiparamétrico de marca

HACH (Anexo 1), el cual reposa en el laboratorio Ambiental de la Universidad Nacional de Loja. En la parte central del cauce del río por cada punto definido, se tomó una muestra del agua en un frasco de 100 ml de capacidad destinado para los análisis de métricas como fosfato, nitrato y turbidez. Los análisis se realizaron en el Laboratorio Ambiental de la UNL.

Las muestras de agua fueron colectadas según la metodología adaptada de Custodio y Chanamé (2016), la cual señala que las muestras deben ser tomadas en dirección opuesta al flujo de la corriente, en botellas de plástico de 100 ml, esterilizadas. Las muestras fueron almacenadas en un cooler, el cual contenía hielo para conservarlas en frío y posterior fueron trasladadas al laboratorio Ambiental, para ser analizadas en un espectrofotómetro HACH DR 2800.

5.2.3. Análisis de laboratorio del fosfato y nitrato

Debido a las características técnicas del equipo disponible en el laboratorio, se definió llevar a cabo el análisis de fósforo reactivo o fosfato, el mismo que se realizó aplicando el método de ácido ascórbico en un equipo marca HACH DR 2800, para ello se determinó un valor blanco de reactivo para cada análisis. En el análisis se utilizó agua desionizada en lugar de la muestra, para poder restar la lectura del blanco a la lectura de la muestra y obtener el resultado deseado. El análisis de la muestra se realizó con sobres de reactivo en polvo de fosfato PhosVer 3. Además, se usó 2 cubetas cuadradas de análisis de una pulgada y de 10 ml de capacidad con su respectivo tapón. La reacción tuvo una duración de 2 minutos y él resultado se presentó en mg/l PO_4^{3}- (HACH COMPANY, 2000).

El análisis de nitrato se realizó mediante el método de reducción de cadmio, para ello se determinó un valor en blanco por cada nuevo lote. El procedimiento utilizó agua desionizada en lugar de la muestra, para luego restar la lectura del blanco a la lectura de la muestra, debido a que el instrumento compara automáticamente con el ajuste del blanco. El análisis de la muestra requirió de un sobre de reactivo nitrato NitraVer 5 en polvo. Además, se usó 2 cubetas cuadradas de análisis de una pulgada de una capacidad de 10 ml. La reacción tuvo una duración de un minuto y el resultado se presentó en mg/l NO_3-N (HACH COMPANY, 2000).

5.2.4. Obtención de métricas biológicas

Para la obtención de las métricas en torno a las comunidades de diatomeas epilíticas, en cada punto de muestreo definido, se recolectaron al azar 5 sustratos naturales, es decir piedras pequeñas, éstas se tomaron en el eje transversal del río. El criterio de recolección de la piedra fue que debe ser de coloración café oscuro o verde (Anexo 2). Además, se consideró que el sustrato no se encuentre bajo la sombra de la vegetación ribereña.

Para la extracción de células de diatomeas epilíticas presentes en los sustratos recolectados, primero se elaboró un delimitador de goma (Anexo 3) a partir de un tubo de neumático de motocicleta, al cual se le realizó un agujero de un área de 3.79 cm^2 que se reforzó con una arandela. Luego cada sustrato se marcó con el delimitador en la superficie expuesta al agua y se procedió a raspar esta área con un cepillo de dientes. Seguido en el proceso de raspado se realizó el lavado de la piedra con 20 ml de agua destilada, sobre una fuente de plástico (Anexo 4). Para finalizar, el agua recolectada en la fuente se almacenaba en un frasco de 100 ml. El proceso se repitió hasta completar los 100 ml, de las 5 piedras seleccionadas. Por último, se etiquetó el frasco y para conservar las muestras de diatomeas epilíticas se depositaron los frascos en un cooler con hielo (Fetscher et al., 2009).

5.2.5. Análisis de muestras biológicas

El tratamiento de las muestras de agua se realizó en el laboratorio de Anatomía de las Maderas Tropicales de la Universidad Nacional de Loja, donde se usó el microscopio marca Motic BA300. Para la observación de las comunidades biológicas, se siguió la metodología adaptada de Guzman y Leiva (2017), para ello se necesitó una pipeta de 10 ml y 5 tubos de ensayo de 10 ml. El procedimiento consistió en agitar vigorosamente el frasco de la muestra de diatomeas y luego se extrajo una alícuota de 10 ml de la muestra para depositarla en un tubo de ensayo. La muestra se dejó en reposo por un periodo de 24 horas. Durante este tiempo, el sobrenadante y las células de diatomeas, precipitaron en el tubo de ensayo. Luego se procedió a extraer 9 ml de la muestra de diatomeas, dejando 1 ml para analizar en el microscopio.

5.2.6. Observación de las comunidades de diatomeas epilíticas

La observación de comunidades de diatomeas se realizó añadiendo dos gotas de la muestra en un portaobjetos, cubriéndolo con un cubreobjetos por cada gota. Seguido se procedió a realizar la microscopía por medio de una cámara de 15 píxeles integrada al microscopio Motic BA300 (Anexo 5). Para el conteo e identificación de las distintas formas de diatomeas se trazaron 10 transectos en el cubre objetos, realizando un barrido vertical por transecto. Para ello se elaboró una matriz donde se ilustraron las formas celulares y se indicó el número de veces registrada en cada transecto. La visualización de la muestra de diatomeas para las fotomicrografías se realizó por medio del software ToupView con un aumento de 20X para observar la distribución de las especies, las mismas que poseen figuras definidas, lo que facilitó su identificación. Luego se trabajaron los 10 transectos verticales con un aumento de 40X, para proceder con la obtención de fotomicrografías y la medición del ancho, largo y espesor (Anexo 6) de las distintas formas de las células de diatomeas, que se usaron para obtener el biovolumen celular (Guzman y Leiva, 2017).

5.2.7. Identificación taxonómica de comunidades de diatomeas epilíticas

La determinación del género de las comunidades de diatomeas se realizó mediante la identificación de las características morfométricas de las microfotografías de las células. Se desarrolló una identificación preliminar por medio de claves morfométricas de Steinitz-Kannan y Cooper (2007) y estudios taxonómicos de Céspedes (2014). Esta identificación se corroboró con la coordinación entre el Profesor Director de este trabajo, Alonso Cartuche y la Profesora Kalina Manoylov de Georgia College and State University, del departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales.

5.2.8. Determinación de la riqueza de comunidades de diatomeas epilíticas

En cada tramo de estudio se determinó la riqueza mediante un inventario del número de géneros encontrados en las zonas de estudio. La abundancia de los taxones se expresó mediante recuentos relativos y se calculó la abundancia relativa de los géneros de diatomeas, que indica la relación porcentual del número de individuos de los géneros con respecto al total de individuos de las comunidades de diatomeas (Ecuación 1) (Chen et al., 2016). Para estimar el esfuerzo de muestreo de las zonas de vegetación ribereña nativa, semiconservada y urbana,

se realizó una curva de acumulación de géneros, por medio del estimador no paramétrico ACE (Abundance-based Coverage Estimator) en el software EstimateS versión 9.1.0.

$$Ai\ \% = \frac{Ai}{At}\ x100\%$$ (Ecuación 1)

Donde,

Ai= número de individuos del género

At= total de individuos

5.2.9. Determinación de la diversidad y equitatividad de comunidades de diatomeas epilíticas

La diversidad de comunidades de diatomeas se determinó según la zona de estudio del río Malacatos, para ello se utilizó el índice de diversidad Alfa de Shannon-Wiener (Ecuación 2 y 3) y de equitatividad (Ecuación 4) que permitió conocer qué tramo con vegetación ribereña dominó sobre las demás (Pandey et al., 2018).

$$pi = \frac{ni}{N}$$ (Ecuación 2)

$$H' = -\sum pi \times Ln\ pi$$ (Ecuación 3)

Donde,

H´= Índice de Shannon

pi = proporción de individuos del género i respecto al total de individuo

ni = número de individuos del género i

N = número de todos los individuos de todos los géneros

Ln = logaritmo natural

$$E' = \frac{H'}{Ln\ S}$$ (Ecuación 4)

Donde,

E´ = Equitatividad

H´= Índice de Shannon

Ln = Logaritmo natural

S = Número de géneros

Tras la determinación del índice de diversidad de Shannon-Wiener, se determinó el nivel de contaminación del agua en cada tramo de estudio, considerando una escala de valores de diversidad que va de 0 a 4, donde valores de 0–1 corresponde a una contaminación severa, entre 1–2 una contaminación moderada, entre 2–3 una contaminación leve y de 3–4 una contaminación imperceptible (Calizaya et al., 2013).

5.2.10. Determinación del biovolumen de comunidades de diatomeas

La estimación del aporte de biomasa algal relativa de cada zona de estudio se obtuvo por medio del biovolumen (BV) de las células de diatomeas, para ello se requirió la estandarización de las formas geométricas, considerando que la abundancia y el BV son la mejor alternativa para representar la biomasa, que permitió precisar la importancia de los taxones de diferentes tamaños en las asociaciones de diatomeas. El BV fue calculado aproximando la morfología de la frústula a modelos geométricos (Anexo 7), usando mediciones como: ancho, largo y espesor de diatomeas de cada género (Hillebrand et al., 1999).

5.3. Exploración de las relaciones entre variables físico químicas y variables de riqueza, diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas

Para explorar las relaciones entre los parámetros físico-químicos y las variables bióticas vinculadas a las comunidades de diatomeas, se aplicó la técnica estadística de carácter multivariado, un análisis de componentes principales (ACP) que consistió en un análisis exploratorio de datos cuyo propósito fue reducir la dimensionalidad (variables), perdiendo la menor cantidad de información (varianza) posible. El análisis se fundamentó en que, si disponemos de un gran número de variables cuantitativas posiblemente correlacionadas, el ACP permite reducirlas a un número menor de variables transformadas (componentes principales) que explican gran parte de la variabilidad en los datos. El ACP nos permitió explorar relaciones mediante agrupamientos entre variables bióticas y abióticas de la zona de estudio.

5.4. Determinación de la calidad de agua basado en el índice de estado trófico y la normativa ecuatoriana de calidad de agua

5.4.1. Determinación del índice de estado trófico

La determinación del índice de estado trófico se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por Carlson (1977). En las tres zonas de estudio, se obtuvo el valor del fósforo a partir de la medición del fósforo reactivo o fosfato, medido previamente en el Laboratorio de Ambiental de la Universidad Nacional de Loja. Para convertir el valor de fosfato (PO_4^{3}-) a fósforo (P), se multiplicó por un factor de conversión de 0.326 (Hanna instruments, 2010). El índice de estado trófico o índice de Carlson (IET) (Ecuación 5), se obtuvo a partir del valor de fósforo en ug/l, el mismo que permitió determinar el grado de eutrofización de cada punto de muestreo, según el tramo de vegetación ribereña, y, de acuerdo a los varios niveles de eutrofia, Tabla 2 (Orquera y Cabrera, 2020).

$$IET_{PT} = 10 * \left(6 - \frac{ln\left(\frac{65}{PT}\right)}{\ln(2)}\right) \text{(Ecuación 5)}$$

Donde,

IET_{PT} = índice de estado trófico

PT = concentración de fósforo en ug/l

Ln = logaritmo natural

Tabla 2. Categorías del índice de estado trófico para conocer la productividad biológica del agua

IET_{PT}	Estado de Eutrofia
$IET_{PT} < 30$	Oligotrófico
$30 < IET_{PT} < 60$	Mesotrófico
$60 < IET_{PT} < 90$	Eutrófico
$90 < IET_{PT} < 100$	Hipereutrófico

Fuente: (Orquera y Cabrera, 2020).

5.4.2. Determinación de la calidad del agua a partir de la normativa ecuatoriana de calidad de agua

Para determinar la calidad del agua a través de los parámetros físico-químicos seleccionados en el estudio, se utilizó la normativa ecuatoriana de calidad ambiental, la misma que se encuentra en el capítulo VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA), donde se tomó como base los límites máximos permisibles, los mismos que fueron comparados con los valores de las métricas obtenidas (Ministerio del Ambiente, 2017). Sin embargo, en la normativa ecuatoriana de calidad ambiental, no existe un valor de referencia para el fosfato, por ello, se consideró los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 de México (Centro de Calidad Ambiental, 1989).

5.5. Análisis Estadísticos

La cuantificación de la abundancia de las zonas con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano, se realizó a partir de una curva de acumulación de géneros, para ello se ordenó los géneros presentes en cada unidad de muestreo de acuerdo a su abundancia, para ser analizados en el software EstimateS versión 9.1.0. Para una visión general de los resultados obtenidos en esta investigación, se obtuvo la media y la desviación estándar de las variables físico-químicas, tales como: nitrato, fosfato, temperatura, sólidos totales disueltos y turbidez. Para explorar las relaciones entre las variables se realizó un ACP que incluyó métricas físico-químicas y variables biológicas como riqueza, diversidad, biovolumen de cada zona de estudio. Adicionalmente, se realizó un ACP considerando las variables físico-químicas y géneros de diatomeas en las zonas de estudio. El análisis estadístico fue efectuado mediante el software estadístico PAST4.09.

6. Resultados

6.1. Análisis de parámetros físico-químicos de los tres tramos estudiados

De acuerdo a la Tabla 3, los resultados nos indican que el promedio de concentración de fosfato, alcanzó un valor alto en el tramo urbano, con una desviación estándar de 0.51 mg/l, mientras que la menor concentración se registró en la zona nativa. Por otra parte, la media de la concentración de nitrato, obtuvo el valor más alto en el tramo con vegetación ribereña semiconservada, con una desviación estándar de 0.37 mg/l y la menor concentración se presentó en el tramo con vegetación ribereña nativa. Respecto a la temperatura su valor más alto se presentó en el tramo urbano, con una desviación estándar de 0.79°C, y su menor valor se registró en el tramo con vegetación ribereña nativa. El pH, alcanzó un comportamiento ácido en los tramos de vegetación ribereña nativa y semiconservada, mientras que el tramo urbano tuvo un comportamiento ligeramente alcalino. La mayor concentración de sólidos totales disueltos, se presentó en el tramo urbano, con una desviación estándar de 147.98 mg /l, mientras que la menor se registró en el tramo con vegetación ribereña nativa. La turbidez, presentó su valor más alto en el tramo urbano, con una desviación estándar de 10.71 NTU, y su valor más bajo se localizó en el tramo con vegetación ribereña semiconservada.

Adicionalmente, en ciertos puntos de muestreo (Tabla 4), se detectaron valores altos de fosfato, que superaron los límites de detección (2.50 mg/l PO_4^{3-}) del equipo utilizado en esta investigación. En el punto 5 de la zona con vegetación ribereña nativa, se registró un valor alto de fosfato (> 2.50 mg/l PO_4^{3-}), concentración que podría deberse a la presencia de actividades mineras artesanales en la zona alta de la microcuenca Mónica (Anexo 8), que se pudo observar durante el día de muestreo. Por otro lado, en la zona semiconservada en el punto 1, se registró un valor de fosfato que superó la capacidad de detección del equipo, esto se debería al uso de agroquímicos en tierras destinadas a la agricultura, que se encuentran en el sector, según evidencia visual. Mientras tanto en el tramo urbano en los puntos 1, 3 y 4 se obtuvo una alta concentración de fosfato que superaron el valor de detección del equipo, esto se atribuiría a la descarga de aguas residuales que aportan nutrientes.

Tabla 3. Valores de la media y desviación estándar de parámetros físico-químicos de los tres tramos de estudio.

Parámetros físico-químicos	**Tramo con vegetación ribereña nativa**		**Tramo con vegetación ribereña semiconservada**		**Tramo urbano**	
	Media	**Desviación Estándar**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Media**	**Desviación Estándar**
Fosfato (mg/l)	0.96	0.88	1.25	0.90	2.25	0.51
Nitrato (mg/l)	0.56	0.46	0.70	0.37	0.64	0.50
Temperatura (°C)	11.88	0.28	13.78	0.26	15.40	0.79
pH	6.12	0.10	6.34	0.12	7.07	0.11
Sólidos Totales Disueltos (mg/l)	132.16	4.61	422.60	11.13	1527.00	147.98
Turbidez (UNT)	43.59	38.58	24.90	9.44	48.42	10.71

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Concentración de fosfato en los tramos con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano***.***

TRAMO DE ESTUDIO	**Fosfato (mg/l)**
TRAMO NATIVA 1	0.69
TRAMO NATIVA 2	0.33
TRAMO NATIVA 3	0.49
TRAMO NATIVA 4	0.77
TRAMO NATIVA 5	> 2.5
TRAMO SEMICONSERVADA 1	> 2.5
TRAMO SEMICONSERVADA 2	1.89
TRAMO SEMICONSERVADA 3	0.52
TRAMO SEMICONSERVADA 4	0.48
TRAMO SEMICONSERVADA 5	0.86
TRAMO URBANA 1	> 2.5
TRAMO URBANA 2	1.33
TRAMO URBANA 3	> 2.5
TRAMO URBANA 4	> 2.5
TRAMO URBANA 5	2.4

Fuente: Elaboración propia

6.2. Determinación de la riqueza, la diversidad y el biovolumen de las comunidades de diatomeas epilíticas en un tramo de vegetación ribereña semiconservada, nativa y un tramo urbano

6.2.1. Análisis de variables bióticas

La curva de acumulación de géneros, basada en el estimador ACE (Abundance-based Coverage Estimator) mostró una riqueza total esperada de 16 géneros para la zona de vegetación ribereña nativa (Figura 2), mientras que, en la zona con vegetación ribereña semiconservada de 11 géneros (Figura 3) y en la zona urbana de 18 géneros (Figura 4). Las Figuras 2–4, nos muestran una tendencia hacia una asíntota en cada zona de estudio, esto se corrobora con el estimador ACE que indica un muestreo eficiente, en tal sentido, se registró el 94% de los géneros para la zona nativa (15 géneros), el 100% (11 géneros) para la zona semiconservada y el 95 % (17 géneros) para la zona urbana.

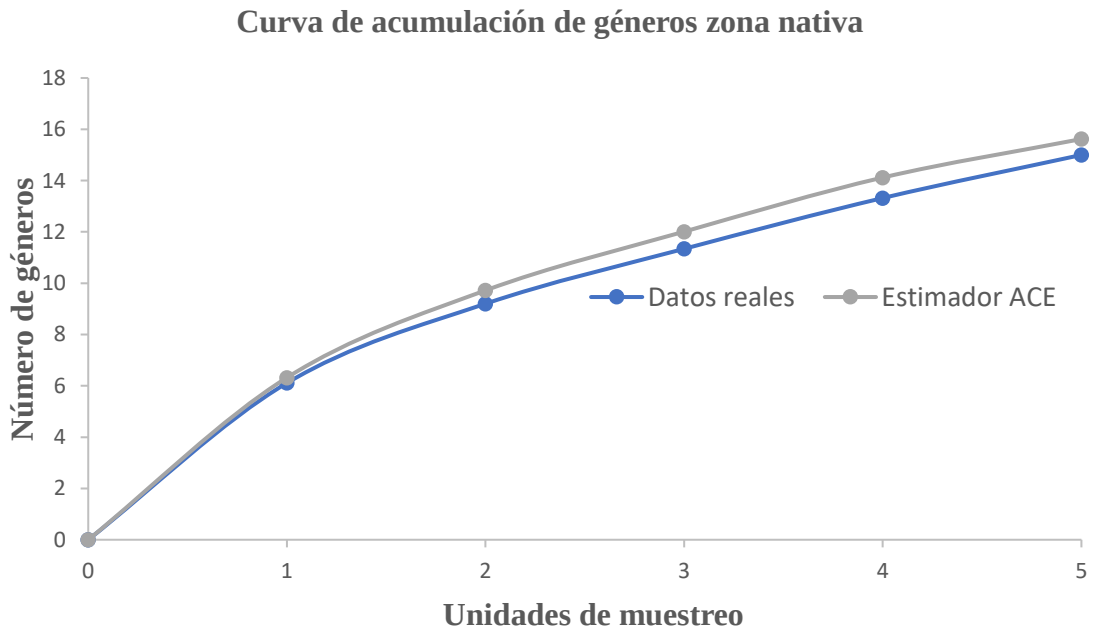


Figura 2. Curva de acumulación de géneros para la zona con vegetación ribereña nativa, mediante el estimador no paramétrico ACE.
Fuente: Elaboración propia

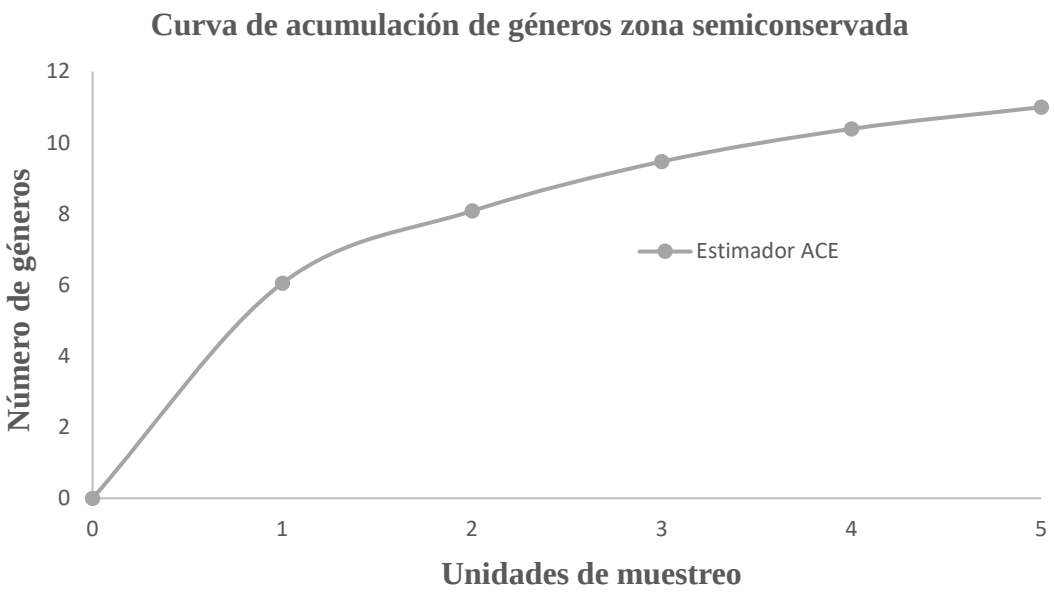


Figura 3. Curva de acumulación de géneros para la zona con vegetación ribereña semiconservada, mediante el estimador no paramétrico ACE.
Fuente: Elaboración propia.

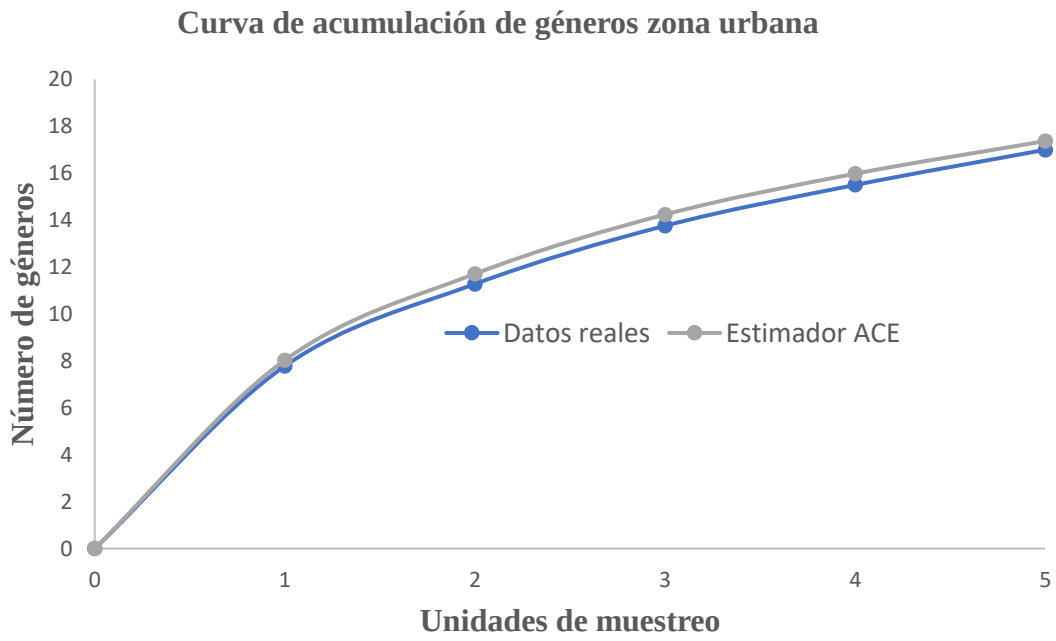


Figura 4. Curva de acumulación de géneros para la zona urbana, mediante el estimador no paramétrico ACE.
Fuente: Elaboración propia.

Bajo una perspectiva general de los datos obtenidos, en las tres zonas de estudio se registraron 21 géneros de diatomeas epilíticas, con un total de 4765 individuos. Los géneros registrados en esta investigación fueron los siguientes: *Ulnaria, Navicula, Psammothidium, Fragilaria, Eunotia, Nitzschia, Sellaphora, Achnanthes, Cocconeis, Brachysira, Hannaea, Pinnularia, Gomphonema, Achnanthidium, Craticula, Synedra, Cymbella, Amphora, Frustulia, Gyrosigma,* y un género de diatomea céntrica no identificada. La mayor cantidad de individuos se registraron en el tramo urbano con 3732 especímenes, seguido por el tramo de vegetación ribereña semiconservada con 669 especímenes, mientras la menor cantidad fue en el tramo con vegetación ribereña nativa con 364 individuos.

Además, se registraron géneros exclusivos, que aparecieron en un único tramo, así, en el tramo de vegetación ribereña nativa se encontraron los siguientes géneros: *Psammothidium, Achnanthes, Hannaea* y *Pinnularia*; mientras que para el tramo de vegetación ribereña semiconservada no se registraron géneros exclusivos, pero para el tramo urbano se registraron cuatro géneros exclusivos, estos son: *Amphora, Frustulia, Gyrosigma*, y un género de diatomea céntrica no identificada.

Con respecto a los índices (Figura 5), la riqueza alcanzó un valor alto en el tramo urbano y la menor en el tramo con vegetación ribereña semiconservada. Por otro lado, la diversidad obtuvo un valor moderado en los tramos de vegetación ribereña nativa y semiconservada, mientras que el tramo urbano alcanzó una diversidad baja. La mayor equitatividad se obtuvo en los tramos con vegetación ribereña semiconservada y nativa, mientras que la menor se registró en el tramo urbano.

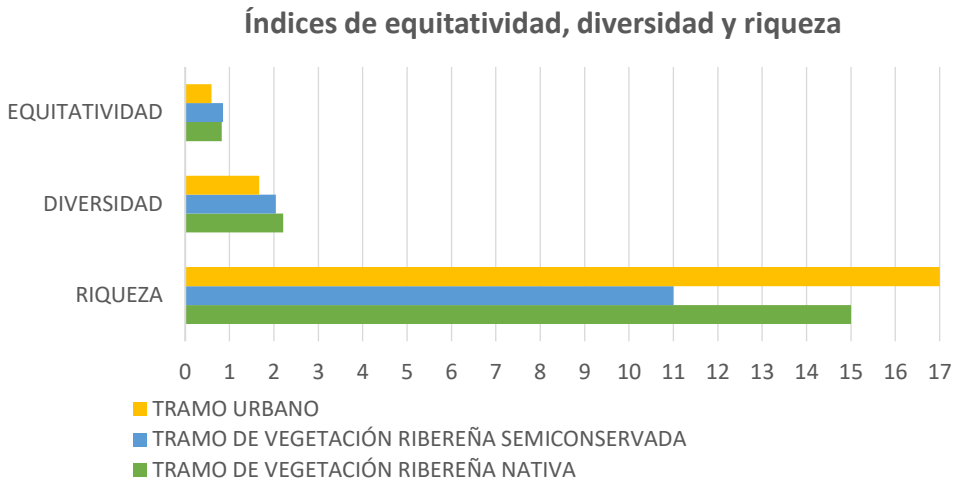


Figura 5. Valores de los índices de equitatividad, diversidad y riqueza.
Fuente: Elaboración propia.

Teniendo en cuenta la escala de valores de niveles de contaminación, de acuerdo a la diversidad de Shannon-Wiener, el tramo con vegetación ribereña nativa y semiconservada, presentan una contaminación leve (H´= 2–3), y el tramo urbano (sin vegetación ribereña) una contaminación moderada (H´= 1–2).

En cuanto al biovolumen celular total (Figura 6), parámetro que permite estimar el aporte de biomasa algal, el valor más alto se obtuvo del tramo de vegetación ribereña nativa (1.32×10^{10} um^3/ml), seguida por el tramo urbano (1.66×10^{9} um^3/ml), mientras que la menor se registró en el tramo de vegetación ribereña semiconservada (4.05×10^{8} um^3/ml). Los cálculos realizados para el biovolumen se encuentran en los Anexo 9–11.

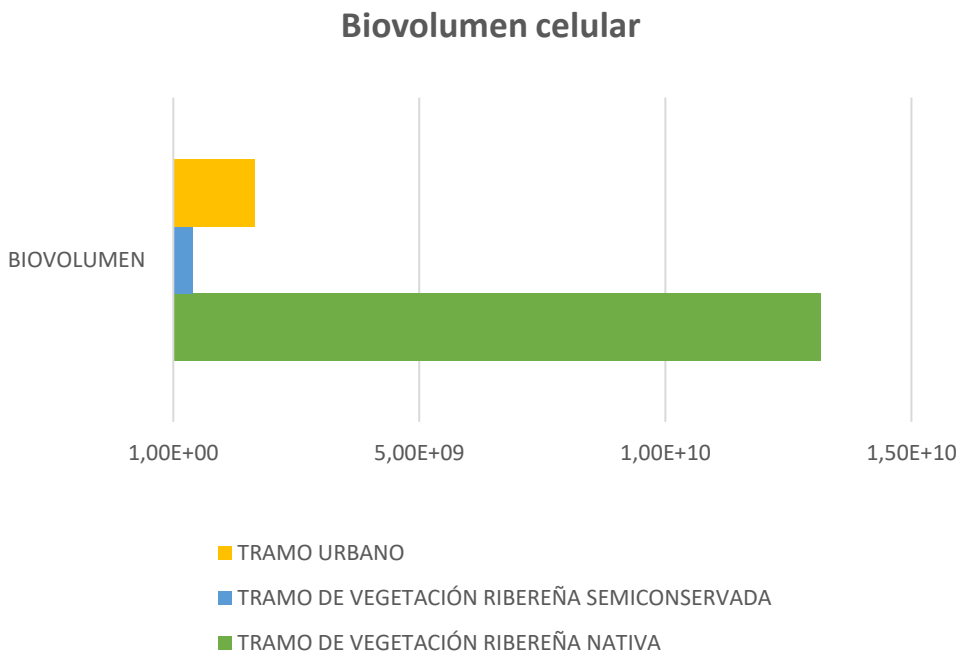


Figura 6. Valores del biovolumen.
Fuente: Elaboración propia.

6.2.2. Tramo de vegetación ribereña nativa

En esta área de estudio se obtuvo una riqueza de 15 géneros de diatomeas y una diversidad moderada (≥ 2), según Inca (2014). Se determinó además un valor alto de equitatividad en la distribución de los individuos de cada género registrado (Tabla 5).

Tabla 5.Valores de índices de diversidad alfa (índice de Shannon-Wiener), equitatividad y riqueza en la zona de vegetación nativa.

Zona de estudio	Índice Shannon-Wiener (H´)	Equitatividad (E)	Riqueza
Tramo vegetación ribereña nativa	2.21	0.82	15

Fuente: Elaboración propia.

En el tramo de vegetación ribereña nativa, el género que presentó la mayor cantidad de individuos fue el *Cocconeis*, seguido por *Navicula*, *Ulnaria*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Achnanthes*, *Achnanthidium*, *Psammothidium*, *Brachysira*, *Hannaea*, *Gomphonema*, *Craticula*, mientras la menor cantidad fue para *Nitzschia*, *Sellaphora*, *Pinnularia* (Tabla 6).

Tabla 6. Identificación de individuos a nivel de género de diatomeas epilíticas en el tramo de vegetación ribereña nativa y obtención de su abundancia relativa.

Género	**Número de Individuos**	**Abundancia Relativa (%)**
Cocconeis	90	24.73
Navicula	57	15.66
Ulnaria	56	15.38
Eunotia	49	13.46
Fragilaria	22	6.04
Achnanthes	22	6.04
Achnanthidium	16	4.40
Psammothidium	13	3.57
Brachysira	11	3.02
Hannaea	11	3.02
Gomphonema	7	1.92
Craticula	5	1.37
Nitzschia	2	0.55
Sellaphora	2	0.55
Pinnularia	1	0.27
Total de individuos		364

Fuente: Elaboración propia.

Con respecto al biovolumen, en el tramo de vegetación ribereña nativa, el género que aporta la mayor cantidad de biomasa es *Eunotia*, seguido por *Cocconeis* y *Navicula*, mientras la menor cantidad es para *Nitzschia* (Tabla 7).

Tabla 7. Valores de la biomasa a partir del biovolumen en el tramo con vegetación ribereña nativa y cantidad de biomasa algal aportada por cada género tomando en cuenta el número de individuos presentes en el tramo.

Género	**Número de Individuos**	**Biovolumen (um^3/ml)**	**Biovolumen (%)**
Eunotia	49	4652098899.48	35.33
Cocconeis	90	3030578696.47	23.02
Navicula	57	1881810301.43	14.29
Hannaea	11	798830091.25	6.07
Fragilaria	22	746165230.97	5.67
Achnanthes	22	526030458.85	4.00
Ulnaria	56	401173066.65	3.05
Psammothidium	13	326435962.47	2.48
Achnanthidium	16	274925630.46	2.09
Craticula	5	213464026.83	1.62
Gomphonema	7	127964484.68	0.97
Brachysira	11	125702421.92	0.95
Pinnularia	1	35028647.85	0.27
Sellaphora	2	18240137.36	0.14
Nitzschia	2	8393114.05	0.06
Total de biovolumen (um^3/ml)		1.32×10^{10}	

Fuente: Elaboración propia.

6.2.3. Tramo de vegetación ribereña semiconservada

En este tramo de estudio se obtuvo una riqueza de 11 géneros de diatomeas epilíticas. La diversidad alcanzó un valor moderada (≥ 2) según investigaciones de Inca (2014) y un valor alto de equitatividad en la distribución de sus individuos (Tabla 8).

Tabla 8. Valores de las variables bióticas de diversidad alfa (índice de Shannon-Wiener), equitatividad y riqueza en la zona de vegetación semiconservada.

Zona de estudio	Índice Shannon-Wiener (H´)	Equitatividad (E)	Riqueza
Tramo vegetación ribereña semiconservada	2.04	0.85	11

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al tramo con vegetación ribereña semiconservada, el género que presentó mayor número de individuos fue el *Navicula*, seguido por *Nitzschia, Gomphonema, Synedra, Cocconeis, Achnanthidium, Eunotia, Fragilaria, Brachysira, Ulnaria*, mientras la menor cantidad fue para *Cymbella* (Tabla 9).

Tabla 9. Identificación de individuos a nivel de género de diatomeas epilíticas en el tramo de vegetación ribereña semiconservada y obtención de su abundancia relativa.

Género	Número de Individuos	Abundancia Relativa (%)
Navicula	164	24.51
Nitzschia	148	22.12
Gomphonema	101	15.10
Synedra	83	12.41
Cocconeis	51	7.62
Achnanthidium	33	4.93
Eunotia	27	4.04
Fragilaria	21	3.14
Ulnaria	20	2.99
Brachysira	15	2.24
Cymbella	6	0.90
Total de individuos	669	

Fuente: Elaboración propia.

En el tramo de vegetación ribereña semiconservada, el género *Fragilaria* aportó con más de la mitad de la biomasa, seguido por *Gomphonema* y *Navicula*, mientras la menor cantidad es para *Ulnaria* (Tabla 10).

Tabla 10. Valores de la biomasa a partir del biovolumen en el tramo con vegetación ribereña semiconservada y cantidad de biomasa algal aportada por cada género tomando en cuenta el número de individuos presentes en el tramo.

Género	**Número de individuos**	**Biovolumen (um^3/ml)**	**Biovolumen (%)**
Fragilaria	21	278638523.19	68.72
Gomphonema	101	32576221.42	8.03
Navicula	164	26208560.89	6.46
Eunotia	27	20636786.07	5.09
Cocconeis	51	17115731.33	4.22
Nitzschia	148	12317574.34	3.04
Synedra	83	7994184.02	1.97
Achnanthidium	33	4029591.08	0.99
Brachysira	15	2365574.99	0.58
Cymbella	6	2304268.08	0.57
Ulnaria	20	1288505.17	0.32
Total de biovolumen (um^3/ml)		4.05×10^{8}	

Fuente: Elaboración propia.

6.2.4. Tramo urbano

El tramo urbano o tramo sin vegetación ribereña, presentó una riqueza de 17 géneros de diatomeas epilíticas. La diversidad obtuvo un valor bajo (< 2) según Inca (2014), y una baja equitatividad en la distribución de sus individuos (Tabla 11).

Tabla 11. Valores de las variables bióticas de diversidad alfa (índice de Shannon-Wiener), equitatividad y riqueza en el tramo urbano.

Zona de estudio	Índice Shannon-Wiener (H´)	Equitatividad (E)	Riqueza
Tramo urbano	1.67	0.59	17

Fuente: Elaboración propia.

El género que presentó mayor cantidad de individuos fue el *Navicula*, seguido por *Nitzschia*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Ulnaria*, *Synedra*, *Craticula*, *Brachysira*, *Sellaphora*, *Cymbella*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Achnanthidium*, *Eunotia*, *Frustulia*, *Gyrosigma*, mientras la menor cantidad fue para un género de diatomea céntrica no identificada (Tabla 12).

Tabla 12. Identificación de individuos a nivel de género de diatomeas epilíticas en el tramo urbano y obtención de su abundancia relativa.

Género	**Número de Individuos**	**Abundancia Relativa (%)**
Navicula	1418	38.00
Nitzschia	930	24.92
Fragilaria	579	15.51
Gomphonema	324	8.68
Ulnaria	281	7.53
Synedra	70	1.88
Craticula	47	1.26
Brachysira	17	0.46
Sellaphora	16	0.43
Cymbella	12	0.32
Amphora	10	0.27
Cocconeis	9	0.24
Achnanthidium	6	0.16
Eunotia	5	0.13
Frustulia	4	0.11
Gyrosigma	3	0.08
Diatomea céntrica no identificada	1	0.03
Total de individuos	3732	

Fuente: Elaboración propia

Por otra parte, en este tramo, un solo género aportó más de la mitad de biomasa, este es el género *Navicula*, seguido por *Gomphonema* y *Fragilaria*, mientras la menor cantidad de biomasa es para *Gyrosigma* (Tabla 13).

Tabla 13. Valores de la biomasa a partir del biovolumen en el tramo urbano y cantidad de biomasa algal aportada por cada género tomando en cuenta el número de individuos presentes en el tramo.

Género	**Número de Individuos**	**Biovolumen (um^3/ml)**	**Biovolumen (%)**
Navicula	1418	1200350913.62	72.49
Gomphonema	324	130751275.03	7.90
Fragilaria	579	108026116.64	6.52
Nitzschia	930	103732553.09	6.26
Ulnaria	281	44772498.22	2.70
Craticula	47	33770038.88	2.04
Synedra	70	11153291.37	0.67
Cocconeis	9	7135099.58	0.43
Sellaphora	16	5580076.24	0.34
Amphora	10	2724706.82	0.16
Brachysira	17	2419121.77	0.15
Cymbella	12	1651830.38	0.10
Frustulia	4	1299397.09	0.08
Diatomea céntrica no identificada	1	1015462.24	0.06
Eunotia	5	834084.15	0.05
Achnanthidium	6	460953.52	0.03
Gyrosigma	3	222939.72	0.01
Total de biovolumen (um^3/ml)		1.66×10^{9}	

Fuente: Elaboración propia.

6.3. Exploración de las relaciones entre variables físico químicas y variables de riqueza, diversidad y biovolumen de comunidades de diatomeas epilíticas

6.3.1. Análisis de componentes principales entre variables físico-químicas y variables bióticas de los tres tramos estudiados

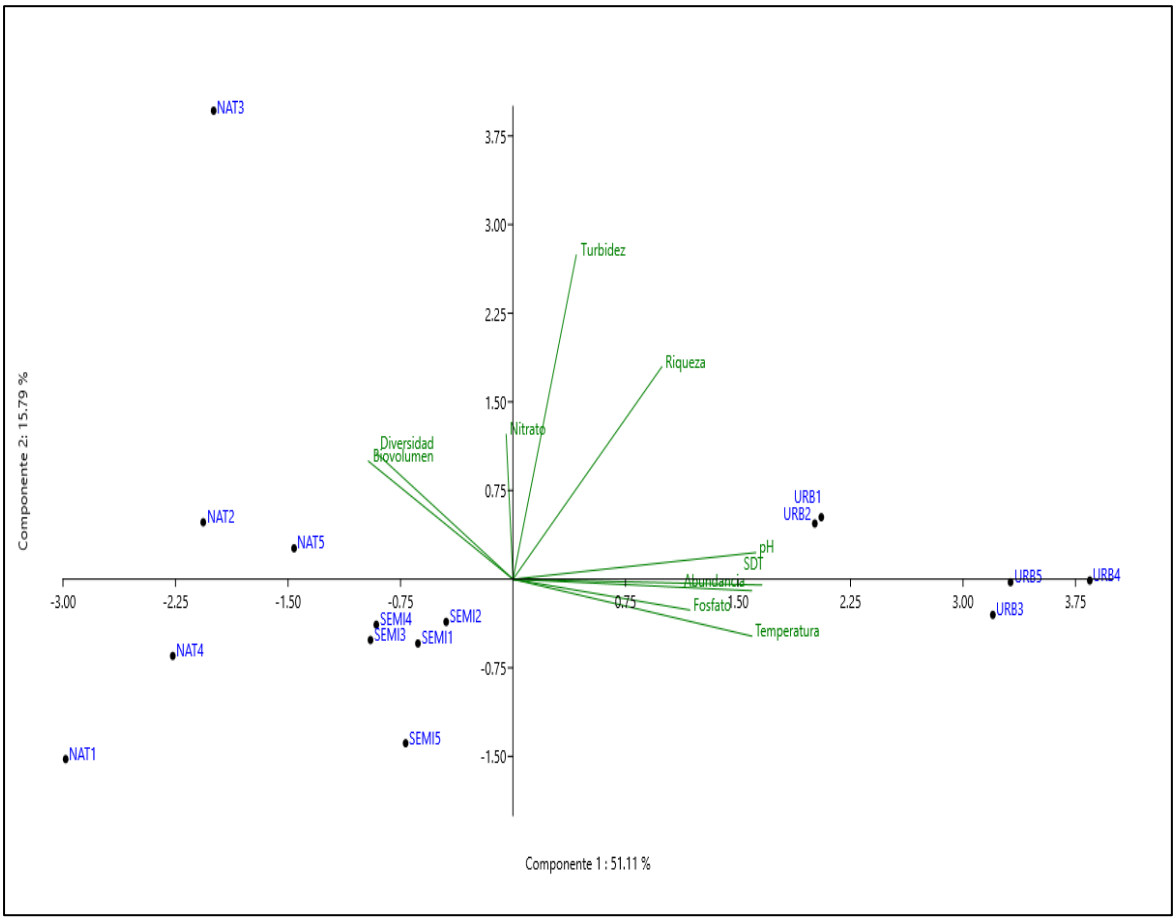
La Figura 7, muestra un análisis de componentes principales (ACP), que incluyó cuatro variables ambientales: Riqueza, diversidad, biovolumen, y abundancia celular, así como seis variables físico-químicas: turbiedad, nitrato, pH, sólidos totales disueltos, fosfato y temperatura de las tres zonas estudiadas: zona con vegetación ribereña nativa, zona semiconservada y tramo urbano (Anexo 12).

Los dos primeros componentes explican el 51.11% y el 15.79% de la variación de los datos respectivamente (juntos el 66.9%). Según la Tabla 14, el primer componente está relacionado positivamente con el fosfato, el pH, la temperatura y los sólidos totales disueltos, mientras que la variable biótica que más contribuye es la abundancia. Así mismo, el primer componente está negativamente relacionado con la diversidad y el biovolumen. Por su parte, el segundo componente está positivamente relacionado con la concentración de nitratos, turbidez y tres variables biológicas tales como la riqueza, biodiversidad y biovolumen.

Los tramos estudiados se diferencian mucho en sus características ambientales, así como por sus medidas de diversidad y productividad (biovolumen). El ACP discriminó bien las zonas urbanas del resto. El tramo urbano (sin vegetación ribereña) se relaciona con concentraciones más altas de fosfato, temperaturas más altas del agua, pH ligeramente alcalino, valores más altos de sólidos totales y altos valores de abundancia, pero, además, se relaciona negativamente con la diversidad y el biovolumen. En este sentido, el primer componente puede llamarse el eje de la *"mala calidad del agua",* debido a que presenta indicadores clave en términos de condiciones físico-químicas y biológicas. En esta zona estudiada, el ACP determina altos valores de métricas físico-químicas y una biológica (abundancia) pero también bajos niveles de diversidad y biovolumen. El fosfato y otros iones que las aguas residuales domiciliarias arrastran hacia el río, están influyendo sobre variables como la turbiedad, pH y temperatura propiciando las condiciones para que la abundancia de células de diatomeas presente valores

muy altos en comparación de las 2 zonas estudiadas, pero, además estaría influyendo sobre métricas como la diversidad y el biovolumen los mismos que son bajos para esta zona. En definitiva, la zona urbana demuestra una baja calidad de agua en comparación tanto con la zona que posee remanentes de vegetación ribereña semiconservada, así como con zonas de riberas cubiertas por vegetación nativa.

La zona nativa al estar ligada a un mayor índice de diversidad y productividad (biovolumen) y a sus condiciones físico-químicas relativamente normales, refleja una buena calidad de agua, tal y cual lo refleja el segundo componente. Es evidente además que, el punto 3 de la zona nativa se diferencia del resto de zonas debido a sus altos valores de turbidez. Adicionalmente, el ACP discrimina bien la zona semiconservada del resto, dadas las condiciones de baja turbiedad y riqueza, lo cual la ubica en un nivel intermedio en términos de calidad de agua.



NAT: Nativa, SEMI: Semiconservada, URB: Urbana, STD: Sólidos totales disueltos

Figura 7. Análisis de componentes principales con parámetros de riqueza, diversidad, biovolumen, abundancia y variables fisicoquímicas para las zonas nativa, semiconservada y urbana.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 14. Contribuciones de las variables de estudio en el análisis de componentes principales de variables fisico químicas y abundancia, diversidad, riqueza y biovolumen.

PARÁMETROS	COMPONENTE 1	COMPONENTE 2
pH	0.42126	0.058622
Temperatura	0.41475	-0.12556
Sólidos totales disueltos	0.43189	-0.012814
Turbidez	0.10981	0.71399
Nitrato	-0.01191	0.31414
Fosfato	0.3067	-0.067937
Abundancia	0.41422	-0.025397
Diversidad	-0.23725	0.27806
Riqueza	0.25841	0.46802
Biovolumen	-0.25115	0.26003

Fuente: Elaboración propia

6.3.2. Análisis de componentes principales entre variables físico-químicas y géneros de diatomeas en los tres tramos estudiados

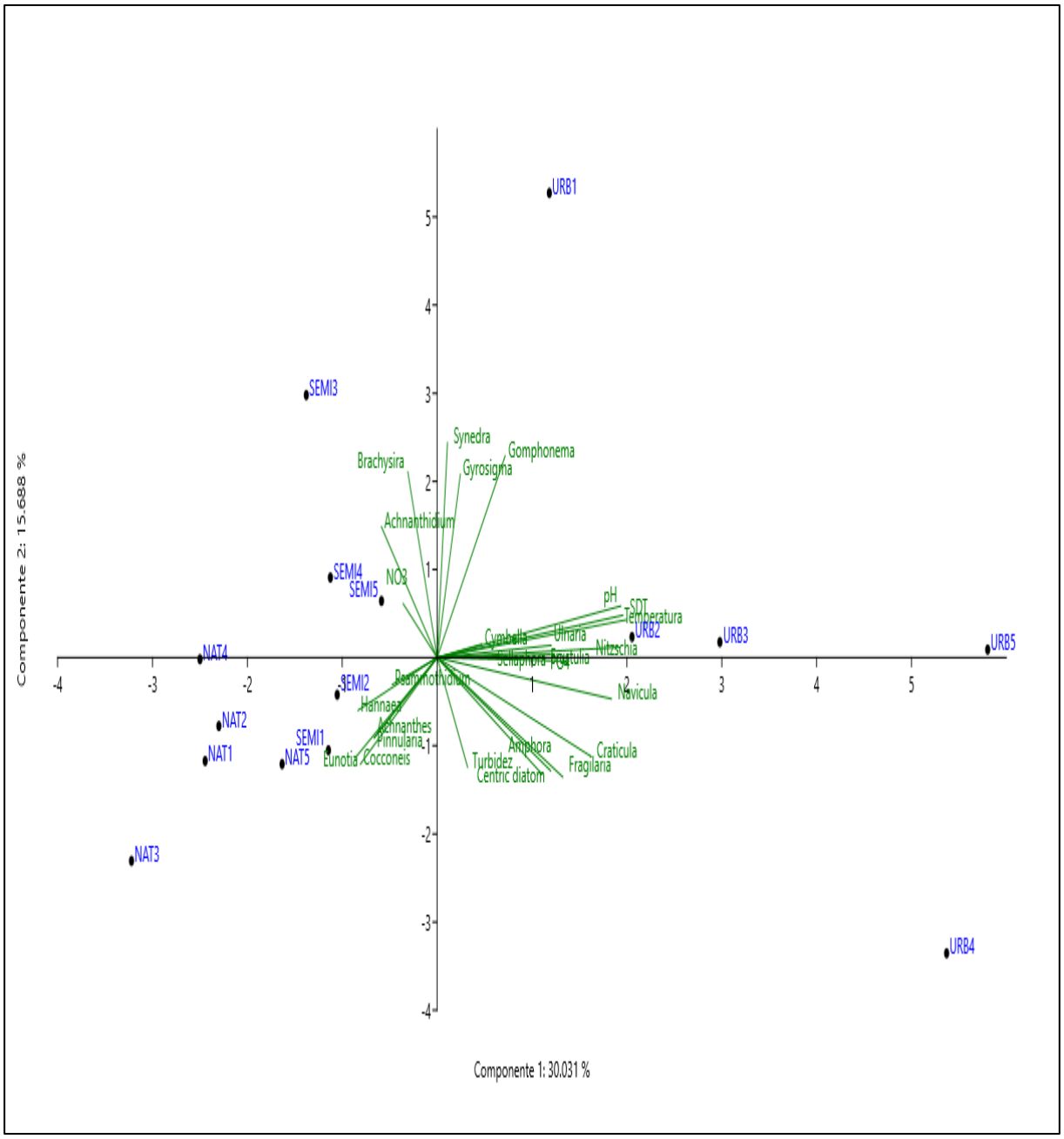
En la Figura 8, un análisis de componentes principales (ACP), muestra los vínculos entre géneros de diatomeas y variables físico-químicas obtenidas en los tramos de vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano. El primer componente del ACP explica el 30.031% y el segundo componente el 15.688% de la variación de los datos, ambos componentes explican el 45.72% de la varianza acumulada.

Según la Tabla 15, el primer componente está relacionado positivamente con variables fisico-químicas, tales como: pH, temperatura, sólidos totales disueltos y fosfato, mientras que los géneros que mayor contribuyeron, fueron: *Navícula, Ulnaria, Nitzschia, Sellaphora, Craticula, Cymbella* y *Frustulia*; además la primera componente se relaciona negativamente con géneros como *Psammothidium* y *Hannaea.*

El segundo componente está relacionado positivamente con el nitrato e individuos de géneros de *Brachysira, Gomphonema, Achnanthidium, Synedra* y *Gyrosigma*. Además, este mismo componente demostró relación inversa con la turbidez y con géneros de *Fragilaria, Eunotia, Achnanthes, Cocconeis, Pinnularia, Amphora* y una diatomea céntrica (género no identificado).

La presencia de ciertos géneros de diatomeas dependió del estado de conservación de la vegetación ribereña y las características físico-químicas propias del ambiente acuático. El ACP explicó que el tramo urbano (sin vegetación ribereña), está relacionado con altas concentraciones de fosfatos, valores elevados de sólidos totales disueltos, una alta temperatura, y un elevado pH (alcalino), por ende, estas métricas físico-químicas, han propiciado el desarrollo en mayor cantidad de géneros de diatomeas como *Nitzschia, Navicula, Ulnaria, Frustulia, Sellaphora* y *Cymbella*, las características ecológicas de estos géneros demuestran que pueden desarrollarse en ambientes eutrofizados y que toleran altas concentraciones de fosfatos y otras variables físico-químicas. Así mismo, se evidenció que, el punto 1 del tramo urbano se diferenció de los demás puntos, debido a la alta presencia de individuos del género *Gomphonema*; de la misma forma el punto 4 se diferenció por la alta presencia de individuos del género *Fragilaria* y un género de diatomea no identificado.

En las zonas nativas y semiconservada, el desarrollo de células como *Hannaea, Psammothidium, Achnanthes, Pinnularia, Eunotia* y *Cocconeis* pueden considerarse como géneros indicadores de una buena calidad del agua, debido a que mantiene una relación inversa con las altas concentraciones de las métricas físico-químicas descritas en el tramo urbano. Adicionalmente, la abundancia de géneros de *Amphora* y *Fragilaria* mantienen una relación inversa con las concentraciones de nitrato, pero mantiene una relación positiva con la turbidez. Mientras que la relación entre los géneros *Achnanthidium* y *Brachysira* es positiva con el nitrato, pero inversa a la turbidez, géneros que por su ecología se los puede encontrar en ambientes con claros indicios de contaminación.



NAT: Nativa, SEMI: Semiconservada, URB: Urbana, STD: Sólidos totales disueltos, NO3: Nitrato, PO4: Fosfato

Figura 8. Análisis de componentes principales de las zonas nativas, semiconservada y urbana, con parámetros físico-químicos y géneros.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 15. Contribuciones de las variables de estudio en el análisis de componentes principales de variables físico-químicas y géneros de diatomeas.

PARÁMETROS	COMPONENTE 1	COMPONENTE 2
pH	0.32072	0.097034
Temperatura	0.32424	0.079668
Sólidos totales disueltos	0.33113	0.07128
Turbidez	0.053109	-0.2058
Nitrato	-0.05937	0.10143
Fosfato	0.22709	-0.0063282
Ulnaria	0.19907	0.023144
Navicula	0.30438	-0.077346
Psammothidium	-0.078495	-0.050678
Fragilaria	0.21943	-0.22429
Eunotia	-0.14326	-0.18853
Nitzschia	0.31926	0.019414
Sellaphora	0.18838	-0.00038491
Achnanthes	-0.10991	-0.15062
Cocconeis	-0.13403	-0.20014
Brachysira	-0.051147	0.3491
Hannaea	-0.13819	-0.099003
Pinnularia	-0.10991	-0.15062
Gomphonema	0.11865	0.3791
Achnanthidium	-0.097249	0.2461
Craticula	0.26924	-0.18581
Synedra	0.017975	0.40363
Cymbella	0.078033	0.025301
Amphora	0.19811	-0.21239
Frustulia	0.19798	0.0059502
Gyrosigma	0.04036	0.34434
Centric diatom	0.18323	-0.21904

Fuente: Elaboración propia

6.4. Determinación de la calidad de agua basado en el índice de estado trófico y la normativa ecuatoriana de calidad de agua

6.4.1. Estado trófico de los tramos de vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano

De acuerdo al índice del estado trófico (Tabla 16), se obtuvo que, en la zona de vegetación ribereña nativa los puntos 1, 2, 3,4 presenta un estado eutrófico, pero el punto 5 es hipereutrófico. En la zona de vegetación ribereña semiconservada, los puntos 1, 2 muestran un estado hipereutrófico, pero, los puntos 3,4,5 un estado eutrófico. Finalmente, en el tramo urbano los puntos 1,3,4,5 se encuentran en un estado hipereutrófico, mientras que, el punto 2 presenta un estado eutrófico.

Tabla 16. Índice del estado trófico de los tramos con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano.

ZONAS DE ESTUDIO	Fósforo (mg/l)	Fósforo (ug/l)	Índice de estado trófico	Estado de Eutrofia
ZONA NATIVA 1	0.225	224.940	77.91	Eutrófico
ZONA NATIVA 2	0.108	107.580	67.27	Eutrófico
ZONA NATIVA 3	0.160	159.740	72.97	Eutrófico
ZONA NATIVA 4	0.251	251.020	79.49	Eutrófico
ZONA NATIVA 5	0.815	815.000	96.48	Hipereutrófico
ZONA SEMICONSERVADA 1	0.815	815.000	96.48	Hipereutrófico
ZONA SEMICONSERVADA 2	0.616	616.140	92.45	Hipereutrófico
ZONA SEMICONSERVADA 3	0.170	169.520	73.83	Eutrófico
ZONA SEMICONSERVADA 4	0.156	156.480	72.67	Eutrófico
ZONA SEMICONSERVADA 5	0.280	280.360	81.09	Eutrófico
ZONA URBANA 1	0.815	815.000	96.48	Hipereutrófico
ZONA URBANA 2	0.434	433.580	87.38	Eutrófico
ZONA URBANA 3	0.815	815.000	96.48	Hipereutrófico
ZONA URBANA 4	0.815	815.000	96.48	Hipereutrófico
ZONA URBANA 5	0.782	782.400	95.89	Hipereutrófico

Fuente: Elaboración propia

6.4.2. Determinación de la calidad del agua de acuerdo con la normativa ecuatoriana

Debido a que en la normativa ecuatoriana no existen límites máximos permisibles para el fosfato se consideró los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua propuestos en México para la protección de la vida acuática en agua dulce. El cual nos permite determinar que, en las zonas con vegetación ribereña nativa, semiconservada y tramo urbano, los fosfatos (PO_4^{3}-) superan el límite máximo permisible en todos los puntos de muestreo (> 0.1 mg/l). En el caso de la temperatura, indica que puede variar + 3 en condiciones naturales, tomando como base la zona nativa, la zona semiconservada cumple con la normativa (variación 1.9°C), pero la zona urbana (variación 3.52°C) no cumple la norma de calidad de agua para la protección de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas. Con respecto al pH, las tres zonas de estudio cumplen con la legislación ambiental para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas. De igual manera la concentración de nitrato en las tres zonas de estudio cumple con la normativa ambiental para aguas de consumo humano y uso doméstico, que requieren tratamiento convencional. Por otro lado, la concentración de sólidos totales disueltos, en la zona con vegetación ribereña nativa y semiconservada, cumple con la normativa ambiental, sin embargo, el tramo urbano no cumple el criterio de calidad de agua para consumo humano y uso doméstico, que requieren tratamiento convencional. Mientras tanto la turbidez en las tres zonas de estudio, no cumplen los valores permisibles para aguas de uso estético. Los límites máximos permisibles para cada variable físico-química se pueden observar en la Tabla 17.

Tabla 17. Comparación de la media de los parámetros físico-químicos con los límites máximos permisibles, de las zonas con vegetación ribereña nativa, semiconserva y tramo urbano.

PARÁMETRO	**ZONAS DE ESTUDIO**			**LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE**	**NORMATIVA**
	NATIVA	**SEMICONSERVADA**	**URBANA**		
Fosfato (mg/l)	0.96	1.25	2.25	**< 0.1 mg/l**	**Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89**
Nitrato (mg/l)	0.56	0.70	0.64	**< 10 mg/l**	**TULSMA-LIBRO VI-ANEXO 1-TABLA 1**
Temperatura (°C)	11.88	13.78	15.40	**Condiciones Naturales +3**	**TULSMA-LIBRO VI-ANEXO 1-TABLA 3**
pH	6.12	6.34	7.07	**5-9**	**TULSMA-LIBRO VI-ANEXO 1-TABLA 3**
Sólidos Totales Disueltos (mg/l)	132.16	422.60	1527	**<1000 mg/l**	**TULSMA-LIBRO VI-ANEXO 1-TABLA 1**
Turbidez (UNT)	43.59	24.90	48.42	**< 20 UNT**	**TULSMA-LIBRO VI- Aguas de uso estético**

Fuente: Elaboración propia

7. Discusión

Los resultados en esta investigación determinaron que el estado de conservación de la vegetación ribereña está vinculado con la calidad de agua en las zonas nativa, semiconservada y urbana, bajo una perspectiva del análisis de variables físico-químicas y biológicas. En términos ecológicos, varios géneros de diatomeas se registraron en diferentes gradientes ambientales de las zonas estudiadas. En tal sentido, el estado de conservación de la vegetación ribereña adyacente al curso de agua del río Malacatos influyó sobre la riqueza, composición, diversidad y biovolumen de las comunidades de diatomeas, siendo evidente que, los factores antrópicos afectaron a las relaciones entre el perifiton y las características físico-químicas del hábitat de estos organismos (Lozano-Peña et al., 2019). En consecuencia el mantenimiento y la rehabilitación de la vegetación ribereña, son factores claves del estado ecológico de los ríos, debido a su función en la retención de sedimentos y contaminantes arrastrados por la escorrentía que proviene de zonas agrícolas, urbanas y rurales (Mendoza et al., 2014).

Un caso interesante es la presencia única del género *Achnanthes* en la zona con vegetación ribereña nativa. En este sentido, autores como Hurtado y Morales (2016), señalan que este género se lo encuentra en ambientes bien oxigenados y oligotróficos, sin embargo, los resultados de esta investigación demuestran que este género también se lo puede registrar en ambientes eutróficos a hipereutróficos. Para el caso del género *Achnanthidium*, autores como Ponader y Potapova (2007), indican que sus especies se desarrollan en ambientes pobres en nutrientes, aunque, su distribución puede estar influenciada por las concentraciones de nutrientes, el pH y el contenido iónico del agua, es por ello que los resultados de este trabajo mostraron una mayor abundancia de este género en las zonas nativa y semiconservada.

Desde la perspectiva de un análisis de los gremios ecológicos, propuestos por Passy (2007), ha permitido clasificar las diatomeas de acuerdo a las concentraciones de nutrientes y las presiones físicas del cuerpo de agua. En este panorama, los géneros *Achnanthes, Achnanthidium, Cocconeis* y *Hannaea,* que se registraron en la zona de vegetación ribereña nativa y semiconservada, forman parte del gremio de “bajo perfil”. Los géneros *Fragilaria, Gomphonema, Synedra* y *Cymbella* registrados en el tramo urbano, se han clasificado dentro del gremio de “alto perfil” y los géneros *Navicula, Nitzschia* y *Sellaphora* registrados en mayor abundancia en el tramo urbano, se encuentran en el gremio “móvil”. En este contexto, el gremio

de “bajo perfil” está formado por géneros resistentes a perturbaciones físicas (turbulencia del agua), pero no tienen tolerancia al enriquecimiento de nutrientes. Sin embargo, Berthon y sus colaboradores (2011), mencionan que los individuos de este gremio, se pueden encontrar en una baja proporción al aumentar la carga orgánica y la concentración de nutrientes, por esta razón, en la zona nativa y semiconservada del río Malacatos la presencia de este gremio obtuvo una relación negativa, con altas concentraciones de fosfato y valores altos de pH (alcalino), temperatura, y sólidos totales disueltos. El gremio de “alto perfil” tiende a formar grandes colonias y su desarrollo se ve favorecido por el enriquecimiento de nutrientes, por tal razón, en el tramo urbano este gremio se relacionó positivamente con las altas concentraciones de fosfato y valores altos de pH (alcalino), temperatura y sólidos totales disueltos. Mientras que los individuos del gremio “móvil”, sus especies están adaptadas a ambientes turbulentos y altas concentraciones de nutrientes, en consecuencia, la alta concentración de nutrientes como el fosfato explicaría la presencia de los géneros descritos en el gremio.

Los géneros como *Navicula* y *Nitzschia*, registrados en los tres tramos de estudio, y en mayor abundancia en el tramo urbano, forman parte de una lista de ocho géneros tolerantes a la contaminación orgánica, propuesta por Palmer (1969), según este autor la contaminación orgánica tiende a influir en la flora algal más que otras variables físico-químicas entre las que destacan la dureza del agua, la intensidad de la luz, el pH, el oxígeno disuelto y la temperatura. Por este motivo, el género *Nitzschia* registrado en el tramo urbano se ha encontrado en una alta cantidad de individuos en aguas hipereutróficas, es decir cuerpos de agua muy ricos en nutrientes como él fosfato (Segura-García et al., 2012). Adicionalmente, el género *Gomphonema* registrado en mayor abundancia en el tramo urbano, su presencia se debe a que sus individuos se desarrollan en mayor cantidad en sistemas eutróficos y altas concentraciones de fósforo y nitrógeno en el agua (Morales y Salazar, 2012).

Por otro lado, las variaciones de las concentraciones de nitratos en los tres tramos de estudio, donde el tramo con vegetación ribereña semiconservada y el tramo urbano registraron las concentraciones más altas, puede explicarse por presencia de turbulencias en el fondo del lecho del río, debido a que la mayoría de nutrientes se precipitan y se acumulan en el sedimento, que es el lugar donde se desarrollan las interacciones biogeoquímicas de especies como las diatomeas, que hacen movilizar el nitrógeno acumulado y lo incorporan al agua, adicionalmente investigadores han reportado que la presencia de compuestos como el nitrógeno es

inversamente proporcional a la temperatura, mientras que él fósforo es mayor en periodos cálidos (Salcedo-Garduño et al., 2019).

La calidad del agua determinada por medio del índice de estado trófico, determinó que las zonas estudiadas, presentaron un estado eutrófico a hipereutrófico, mostrando un alto contenido de fósforo, que según estudios de Lucero y Paredes (2017), en el sector Lasso del río Cutuchi, el estado eutrófico, se debe a la intervención humana por medio de las actividades agropecuarias, provocando que el agua tome un aspecto verdoso, debido al crecimiento de algas y una densa vegetación acuática que puede encontrarse flotando o sumergida. De hecho, el fósforo presente en las tres zonas de estudio se debe principalmente a tres fuentes externas tales como, la interacción con la litología de la zona (características de las rocas), las deposiciones atmosféricas y las actividades antropogénicas (Prairie y Kalff, 1988). Cabe destacar que en la zona con vegetación ribereña nativa, se esperaba obtener bajas concentraciones de fosfato, debido a la presencia de bosque nativo, sin embargo, se registró un promedio de 0.96 mg/l, que superó el límite permisible de calidad de agua (< 0.1 mg/l), este resultado es similar al obtenido por Maza (2017), donde se determinó que la concentración de fosfato en las cuencas andinas altas de Ecuador toman valores altos de 0.782 mg/l, esto se debe al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, y al arrastre de excremento de ganado y productos agrícolas.

Por otro lado, Chessman y sus colaboradores (1999), señalan que los métodos de evaluación de calidad de agua se pueden basar en la identificación de géneros de diatomeas, debido a que muchas de sus especies comparten características ecológicas semejantes, aunque, Ponader y Potapova (2007), destacan la importancia de la identificación a un nivel de especie para mejorar las evaluaciones biológicas. Sin embargo, en este trabajo no se identificó a nivel de especie de diatomeas, esto se debe a la baja calidad del microscopio óptico disponible para esta investigación.

Por otra parte, Sabater y sus colaboradores (1987), consideran que cuanto mayor es la diversidad de diatomeas en un ecosistema acuático, el agua es de mejor calidad, afirmación que contrastaría con los resultados obtenidos en las zonas con vegetación ribereña nativa y semiconservada, donde los valores de diversidad fueron moderados con una alta equitatividad en la distribución de sus individuos, por lo tanto, una mejor calidad de agua. Caso contrario sucedió en el tramo urbano, donde se obtuvo una baja diversidad y equitatividad, con una

dominancia de géneros como *Nitzschia* y *Navicula*, reflejando por consiguiente una baja calidad de agua. Higgins y sus colaboradores (2005), indican que la diversidad de diatomeas en los sistemas fluviales andinos, puede ser la base para la elaboración de planes regionales para identificar áreas críticas de conservación de vegetación ribereña.

Además, según Calizaya y sus colaboradores (2013), en los ríos que atraviesan las zonas urbanas, la diversidad tiende a disminuir, aumentando el número de especies tolerantes a altas concentraciones de nutrientes como el fosfato, altos valores de turbidez, pH, temperatura y sólidos totales disueltos, por tal razón, en el tramo urbano se registraron géneros exclusivos como: *Amphora, Frustulia, Gyrosigma* y un género de diatomea céntrica no identificado, las mismas que según sus características ecológicas son tolerantes a altas concentraciones de variables físico-químicas. Por otra parte, Mengo (2017), manifiesta que la urbanización es un factor determinante de la riqueza de diatomeas, debido a que ejerce una relación inversa a la intensidad de urbanización y la modificación de las riberas del río. Sin embargo, en el río Malacatos la mayor riqueza se obtuvo en el tramo urbano, esto puede ser el resultado de las fuertes lluvias registradas en la ciudad de Loja antes del muestreo, las mismas que modificaron las condiciones físico-químicas del río, proporcionando condiciones favorables para el desarrollo de otro tipo de géneros de diatomeas.

Los altos valores de la temperatura y del fosfato en el tramo urbano (sin vegetación ribereña), se debe principalmente a las descargas de efluentes domésticos e industriales, los mismo que provocan el aumento de nutrientes, trayendo consigo el deterioro de la calidad del agua (Pham, 2017). La diferencia en la distribución de comunidades de diatomeas en las tres zonas de estudio, se debe a que estas pueden estar presentes en sitios con bajas concentraciones de nutrientes y otros con concentraciones altas (Nhiwatiwa et al., 2017).

Con respecto al biovolumen (BV) algal, su valor se encuentra en función del tamaño de las células de diatomeas, el mismo, que se reduce al aumentar la temperatura del cuerpo de agua (Atkinson, 1994). En esta investigación, la temperatura varió en las tres zonas de estudio, siendo las zonas con vegetación ribereña semiconservada y tramo urbano, donde, se registraron valores altos de temperatura y a la vez valores bajos de producción de biomasa relacionada al BV asociado a una reducción del tamaño de los organismos, a diferencia de la zona con vegetación ribereña nativa, donde las comunidades de diatomeas obtuvieron tamaños celulares grandes,

por ende, la producción de biomasa fue mayor en relación a las otras dos zonas de estudio. Por su parte, Rico y Anjoumi (2013), mencionan que existe una variabilidad intrínseca entre formas algales, al obtener el BV a partir de modelos geométricos, esto se debe, a los diferentes tamaños que presentan las especies de diatomeas a lo largo de su ciclo celular natural, que se puede encontrar condicionado por las limitaciones de algún tipo de nutriente, como el fósforo y el nitrógeno.

Adicionalmente, en la zona de vegetación ribereña nativa, el elevado biovolumen puede ser el resultado de la capacidad de ciertos géneros de diatomeas como *Cocconeis* y *Eunotia*, de asimilar, inmovilizar y reciclar el fósforo y nitrógeno del agua, con el objetivo de reducir sus concentraciones (Mendes-Santos y Ferragut, 2021), además estos géneros fueron los responsables de aportar respectivamente con el 35.33 % y 23.02 % del biovolumen total en la zona nativa. Mientras que en el tramo urbano la productividad (biovolumen) fue definida por *Navicula* un género dominante, que aportó con el 72.49 % del biovolumen total.

En este trabajo el biovolumen celular de los géneros encontrados se obtuvo mediante la aplicación de ecuaciones geométricas, y en este panorama, para Naz y sus colaboradores (2013), existe una relación positiva del biovolumen con respecto a la obtención de la biomasa, aunque Rodríguez-Gómez y Aké-Castillo (2016), indican que, para poder obtener una medida concreta de la biomasa y evitar cometer errores en explicar la producción primaria al inicio de las redes tróficas, es necesario realizar mediciones mediante espectrofotometría, la cual consiste en la extracción y determinación de la clorofila-a (Cl-a) en las diatomeas, debido a que el biovolumen genera valores por arriba y por debajo de los obtenidos por espectrofotometría.

Es por ello que Tinoco-Pérez y sus colaboradores (2019), señalan la importancia de evaluar la integridad ecológica de los sistemas acuáticos, a partir de una base de características fisico-químicas y biológicas (diversidad, riqueza, equitatividad), que pueden ser complementadas con una descripción del tamaño y la morfología de la frústula de las diatomeas, permitiendo evidenciar de una manera más clara deformaciones y reducciones en su tamaño, como una respuesta a la contaminación que presenta su hábitat. Los datos obtenidos en esta investigación permitieron identificar los géneros de diatomeas epilíticas aplicables como bioindicadores de la calidad de agua, evidenciando que estos organismos responden a las altas concentraciones de métricas fisico-químicas y nutrientes en los cuerpos de agua. Además, se

observó que el estado de conservación de la vegetación ribereña y las actividades antrópicas alrededor del río Malacatos influyen en la calidad del agua y en la ecología de las comunidades de diatomeas, por tal razón es necesario la promulgación de políticas ambientales que permitan proteger y restaurar la vegetación ribereña debido a su influencia en la salud de los ecosistemas acuáticos.

8. Conclusiones

- Se determinó una diversidad moderada y una alta equitatividad de las comunidades de diatomeas en la zona ribereña nativa y semiconservada, lo cual indica una contaminación leve del agua, a diferencia del tramo urbano, que presentó una diversidad y equitatividad baja, mostrando una contaminación moderada y un ambiente acuático con una dominancia de pocos géneros, mientras que, el tamaño celular de las diatomeas determinó el biovolumen en la zona nativa, el cual disminuyó a medida que las condiciones ambientales que determinan la calidad de agua cambian al atravesar las zonas semiconservada y tramo urbano, en total se registró 21 géneros de diatomeas epilíticas en el río Malacatos, pero se sugiere precisar las evaluaciones biológicas mediante una identificación a nivel de especies.
- Las altas concentraciones de pH (alcalino), los sólidos totales disueltos, la temperatura, el fosfato y la abundancia de individuos se relacionó a zonas urbanas, donde se encontraron géneros pertenecientes a *Cymbella, Sellaphora, Nitzschia, Navicula, Ulnaria, Frustulia* y *Gomphonema*, los cuales indican una mala calidad del agua, a diferencia de las zonas con vegetación ribereña nativa y semiconservada, donde la abundancia de géneros de *Hannaea, Psammothidium, Achnanthes, Pinnularia, Eunotia,* y *Cocconeis*, se encontraron negativamente relacionadas a las altas concentraciones de métricas físico-químicas del tramo urbano, siendo organismos indicadores de una buena calidad del agua.
- El estado trófico de Carlson determinó, un enriquecimiento de nutrientes en las tres zonas de estudio, la zona con vegetación ribereña nativa y semiconservada, presenta un estado eutrófico en la mayoría de puntos de muestreo, y en el tramo urbano un estado hipereutrófico en cuatro de los cinco puntos, el fosfato no cumplió con el límite máximo permisible para la protección de la vida acuática en agua dulce (< 0.1 mg/l) en todas las

zonas estudiadas, además, la presencia de altas concentraciones de fosfato en la zona nativa se podría deber a las actividades artesanales de minería que se logró evidenciar en la fase de muestreo.

- Consideramos que, este trabajo marca la pauta para plantear e implementar nuevas líneas de investigación en cuanto a ecología acuática, en tal sentido, los resultados logrados aportan información científica relevante y necesaria para la generación de una línea base sobre los géneros y aspectos ecológicos de las comunidades de diatomeas presentes en los ríos andinos y sus vínculos con el estado de conservación de vegetación ribereña. Los resultados, por lo tanto, serían aplicables para futuras investigaciones relacionadas con el biomonitoreo de la calidad del agua.

9. Recomendaciones

- Generar estrategias para dar continuidad a la evaluación de la calidad del agua de los ríos Altos Andinos a través de bioindicadores, teniendo como base el estudio de comunidades de diatomeas.
- Evaluar la integridad ecológica de los tramos estudiados mediante proyectos más completos que describan la ecología de las comunidades biológicas, pero además con un muestreo más completo de otras variables físico-químicas que pueden estar influyendo en el comportamiento ecológico, poniendo especial atención en el análisis de la disolución del silicio de las diatomeas que está asociado al incremento del pH, a la presencia de carbonatos, salinidad, alcalinidad y conductividad en los cuerpos de agua.
- Para obtener una mejor calidad de las microfotografías se debe utilizar un microscopio de alta tecnología y una cámara con mayor pixelado, para llegar a identificar de manera más certera las especies y géneros de diatomeas.
- Realizar estudios relacionados con las diferentes formas de fósforo y nitratos disponibles en la columna de agua, debido a que son nutrientes limitantes que ocasionan florecimientos algales nocivos para la biota acuática.
- Evaluar la capacidad de las comunidades de diatomeas epilíticas en la asimilación, inmovilización y eliminación de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno, dentro de biorreactores para el tratamiento de aguas residuales.

10. Referencias

Agudelo, R. (2005). El agua, recurso estratégico del siglo XXI. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública, MEDELLÍN, COLOMBIA.*, *23*, 91–102. https://revistas.udea.edu.co/index.php/fnsp/article/view/522/457

Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y., Rodríguez-Gómez, C., y Campos-Bautista, G. (2014). Florecimientos algales nocivos en Veracruz: especies y posibles causas (2002-2012). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, *1*, 1174. https://www.researchgate.net/publication/270285936_Florecimientos_algales_nocivos_en_Veracruz_especies_y_posibles_causas_2002-2012

Asamblea Nacional. (2008). *Constitución del Ecuador*. https://www.defensa.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2021/02/Constitucion-de-la-Republica-del-Ecuador_act_ene-2021.pdf

Atkinson, D. (1994). Temperature and organism size-A biological law for ectotherms? Advances in Ecological Research 25: 1. *Res.*, *25*. https://sci-hub.se/10.1016/s0065-2504(08)60212-3

Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E., y Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica*, *21*(3), 381–413. http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v21n3/v21n3a13.pdf

Bartram, J., y Pedley, S. (1996). Water Quality Monitoring- A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. En *United Nations Environment Programme; World Health Organization* (Número January 1996). https://doi.org/10.1002/ejoc.201200111

Berthon, V., Bouchez, A., y Rimet, F. (2011). Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia*, *673*(1), 259–271. http://link.springer.com/10.1007/s10750-011-0786-1

Blanco Garrido, F., López Albacete, I., Magdaleno Mas, F., y Martínez, R. (2003). Relación entre vegetación riparia y caudales: resultados preliminares en tramos fluviales del sur de España. *MEDIODES, Consultoría Ambiental y Paisajismo S. L. c/*, 1–13. https://www.mediodes.com/pdfs/es/cientificas/Vegetacion riparia y caudales_texto

completo.pdf

Blanco, S. (2010). *Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero*. https://www.researchgate.net/publication/232571035_Guia_de_las_diatomeas_de_la_cuenca_del_Duero

Bofill-Mas, S., Clemente-Casares, P., Albiñana-Giménez, N., Maluquer de Motes Porta, C., Hundesa Gonfa, A., y Girones Llop, R. (2005). Efectos sobre la salud de la contaminación de agua y alimentos por virus emergentes humanos. *Revista Española de Salud Pública*, *79*(2), 253–269. https://doi.org/10.1590/S1135-57272005000200012

Bojorge, M., y Cantoral, E. (2016). La importancia ecológica de las algas en los ríos. *Hidrobiológica*, *26*(1), 1–8. http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v26n1/0188-8897-hbio-26-01-00001.pdf

Cabo, L., Faggi, A., Miguel, S., y Basílico, G. (2019). Rehabilitación de las riberas de un sitio de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. *Biología Acuática*, *33*(33), 14. https://doi.org/10.24215/16684869e005

Calizaya, J., Avendaño, M., y Delgado, I. (2013). Evaluación 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/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-46342013000100012

Camargo, J. A., y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, *16*(2), 1–13. http://revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/457

Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, *22*(2), 361–369. https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.1977.22.2.0361

Centro de Calidad Ambiental. (1989). Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001 / 89. *Diario Oficial de la Federación*, 1–18. http://legismex.mty.itesm.mx/acu/acca001.pdf

CEPAL. (1999). Gestión de cuencas y ríos vinculados con centros urbanos. *Journal of Solution Chemistry*, *24*(7), 641–649. https://doi.org/10.1007/BF00973232

Céspedes, E. (2014). Análisis taxonómico de las principales especies de diatomeas (Bacillariophyceae) en seis sitios en la cuenca del río Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. En *Escuela De Historia: Vol. I.*

http://www.biologia.ucr.ac.cr/TesisLic/EdwinCespedesVargas.pdf

Chávez, G., Zeballos, M. E., y Fernández, E. (2016). Comunidades de diatomeas bentónicas (Algas , Bacillariophyta) en el Parque Nacional Sajama ,Oruro, Bolivia. *Sociedad Boliviana de Botánica*, *9*(1), 26–38. http://resbbo.sbb.org.bo/wp-content/uploads/2020/08/3.-Vol.-9-pp-26-38.pdf

Chen, X., Zhou, W., Pickett, S., Li, W., Han, L., y Ren, Y. (2016). Diatoms are better indicators of urban stream conditions: A case study in Beijing, China. *Ecological Indicators*, *60*, 265–274. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.039

Chessman, B., Growns, I., Currey, J., y Plunkett-cole, N. (1999). Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology*, *41*(1999), 317–331. https://sci-hub.se/https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1365-2427.1999.00433.x

Cruz, A., Troyo, E., Murillo, J., García, J., y Murillo, B. (2018). Familias de agua subterránea y distribución de sólidos totales disueltos en el acuífero de La Paz Baja California Sur, México. *Revista Terra Latinoamericana*, *36*(1), 39. https://doi.org/10.28940/terra.v36i1.316

Deloya, A. (2006). Métodos de análisis físicos y espectrofotométricos para el análisis de aguas residuales. *Tecnología en Marcha*, *19*(2), 31–40. https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/4835509.pdf

Donato, J. (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

Elosegi, A., y Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/dat/DE_2009_conceptos_ecologia_fluvial.pdf

Fernández, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, *11*(3), 147–170. https://www.redalyc.org/pdf/863/86325090002.pdf

Fetscher, A., Busse, L., Fetscher, A., y Ode, P. (2009). Standard Operating Procedures for Collecting Stream Algae Samples and Associated Physical Habitat and Chemical Data for Ambient Bioassessments in California. En *In California State Water Resources Control Board Surface Water Ambient Monitoring Program (SWAMP) Bioassessment SOP*, *2*.

https://www.researchgate.net/publication/271078928_Standard_Operating_Procedures_for_Collecting_Stream_Algae_Samples_and_Associated_Physical_Habitat_and_Chemical_Data_for_Ambient_Bioassessments_in_California

Flores-Stulzer, E., Villalobos-Sandi-, N., Piedra-Castro, L., y Scholz, C. (2017). Evaluación breve de la presencia de diatomeas y su relación con algunos parámetros físico-químicos en el río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Uniciencia*, *31*(2), 1–11. https://doi.org/10.15359/ru.31-2.7

Gamarra, O., Barrena, M., Ordinola, C., Barboza, E., Eiva, D., Tafur, L., Rascón, J., y Corroto, F. (2018). Calidad del bosque de ribera en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, *25*(2), 653–678. https://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25218

García, C. (2013). Parámetros fisicoquímicos del agua. *Pv Albeitar*, 1–4. https://www.adiveter.com/ftp_public/A3081113.pdf

García, S., Arguello, A., Parra, R., y Pincay, M. (2019). Factores que influyen en el pH del agua mediante la aplicación de modelos de regresión lineal. *INNOVA Research Journal*, *4*(2), 59–71. https://doi.org/https://doi.org/10.33890/innova.v4.n2.2019.909

González, E. J., Ortaz, M., Peñaherrera, C., y Matos, M. L. (2004). Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrófico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y producción primaria. En *Interciencia* (Vol. 29, pp. 548–555). scielon. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442004001000002

Gordillo, A., Cabrera, R., Hernández, M., Galindo, E., Otazo, E., y Prieto, F. (2010). Evaluación regional del impacto antropogénico sobre aire, agua y suelo. Caso: Huasteca Hidalguense, México. *Centro de Investigaciones Químicas*, *26*(3), 229–251. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992010000300006

Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. Á., y López-Ríos, G. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, *12*(1), 55–69. https://revistas.chapingo.mx/forestales/phpscript/download.php?file=completo&id=Njc2

Gualdrón, L. (2018). Evaluación de la calidad de agua de ríos de colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. *Dinamica ambiental*, *1*, 83–102. https://doi.org/10.18041/2590-6704/ambiental.1.2016.4593

Guzman, B., y 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://www.researchgate.net/publication/321204426_Diatomeas_como_bioindicadores_para_la_evaluacion_de_la_calidad_del_agua_en_la_cuenca_del_rio_Utcubamba_Amazonas_-_Peru

HACH COMPANY. (2000). Manual de análisis de agua. *Cell*, *3*(970), 220. https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639984469

Hanna instruments. (2010). *Manual de instrucciones : Fotómetro Multiparámetro de Sobremesa*. https://www.cromakit.es/descarga.php?documento=%A2%A4%95%A4%AC%99%9F%9E%A6%A2%7F%7Dhghffc%A5e%A4%9A%9D

Higgins, J., Bryer, M., Khoury, M., y Fitzhugh, T. (2005). A Freshwater Classification Approach for Biodiversity Conservation Planning. *Conservation Biology*, *19*(2), 432–445. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2005.00504.x

Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Pollingher, U., y Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, *35*(2), 403–424. http://doi.wiley.com/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x

Hurtado, M., y Morales, L. (2016). Influencia de las variables físico-químicas sobre la estructura de la comunidad de algas perifíticas en las cuencas altas de los ríos Ishcayrumi-Yanuncay y Matadero del Parque Nacional Cajas. En *Universidad Del Azuay*. https://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/5210

Inca, S. (2014). *Diversidad de Diatomeas como Bioindicadores de Contaminación Orgánica y por Metales Pesados en los Humedales de Ite, Tacna* [Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann]. http://repositorio.unjbg.edu.pe/handle/UNJBG/2998

Jill, S., Baron, N., Leroy Poff, L., C, A., Dahm, P., Gleick, N., R, H., Jackson, C. Johnston, B., Steinman, R., y Steinman. (2003). Sustaining Healthy Freshwater Ecosystems. *Issues in Ecology, Ecological Society of America. Washington DC-EEUU*. https://www.esa.org/wp-content/uploads/2013/03/issue10.pdf

Kirkham, A. R., Richthammer, P., Schmidt, K., Wustmann, M., Maeda, Y., Hedrich, R., Brunner, E., Tanaka, T., Van Pée, K. H., Falciatore, A., y Mock, T. (2017). A role for the cell-wall protein silacidin in cell size of the diatom Thalassiosira pseudonana. *ISME Journal*, *11*(11), 1–13. https://doi.org/10.1038/ismej.2017.100

Lida, C. L., y Shock, C. C. (2009). El Dilema del Fósforo. *Panacea*, *16*(42), 189.

https://ir.library.oregonstate.edu/concern/open_educational_resources/b2773w01b

Liñero, L., Balarezzo, V., Eraso, H., Pacheco, F., Ramos, C., Muzo, R., y Calva, C. (2016). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados. *Cuadernos de Investigación UNED*, *8*(1), 69–75. https://www.scielo.sa.cr/pdf/cinn/v8n1/1659-4266-cinn-8-01-00068.pdf

Lora-Vilchis, M. ., López-Fuerte, F. O., y Pérez-Rojas, C. (2020). Algas de Cristal; diatomeas. *Recursos Naturales y Sociedad*, *6*(1), 25–42. https://doi.org/https://doi.org/10.18846/renaysoc.2020.06.06.01.0003

Loza, S., Benavides, R., Brenes, C., y Ballestero, D. (2018). Estructura del fitoplancton en las épocas seca y lluviosa en el golfo de Papagayo, Costa Rica. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, *10*(2), 9. https://doi.org/10.15359/revmar.10-2.1

Lozano-Peña, S., Vasquez-Moscoso, C., Rivera-Rondom, C., Zapata, A., y Ortiz-Moreno, M. (2019). Efecto de la vegetación riparia sobre el fitoperifiton de humedales en la Orinoquía colombiana. *Acta Biológica Colombiana*, *24*(1), 67–85. https://doi.org/10.15446/abc.v24n1.69086

Lucero, M., y Paredes, M. (2017). *Determinación del índice trófico de la calidad de agua a partir de la presencia de diatomeas epilíticas en el río Cutuchi, sector Lasso, cantón Latacunga*. http://repositorio.utc.edu.ec/bitstream/27000/4206/1/UTC-PC-000087.pdf

Marín, R. (2010). Características Físicas, Químicas Y Biológicas de las aguas. *Emacsa*, *1*(c), 37. https://static.eoi.es/savia/documents/componente48099.pdf

Martínez, Y., y Villalejo, V. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, *39*(1), 58–72. http://scielo.sld.cu/pdf/riha/v39n1/riha05118.pdf

Maza, J. (2017). *Cuantificación de la variabilidad espacial y temporal de iones de fosfato en dos cuencas andinas altas del sur del Ecuador* [Universidad Politécnica Salesiana]. https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/14968/1/UPS-CT007384.pdf

Medina, M., Andrade, M., y Poma, M. (2009). *Determinación de la calidad del agua del Río Malacatos mediante Fauna Bentónica como bioindicadora y alternativas de mitigación de la contaminación.* [Universidad Nacional de Loja]. https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/5046/1/DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MALACATOS.pdf

Mendes-Santos, S., y Ferragut, C. (2021). Evaluating the periphyton as a bioreactor for removal

of nutrients in a shallow hypereutrophic reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *33*. https://www.scielo.br/j/alb/a/rjM5GwqMthdYBZV3Hj9XCjS/?lang=en

Mendoza, M., Quevedo, A., Bravo, A., Flores, H., De La Isla De Bauer, M., Gavi, F., y Zamora, B. (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *30*(4), 11–16. http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v30n4/v30n4a10.pdf

Mengo, L. (2017). *Composición taxonómica y riqueza de diatomeas en el Río Suquía, Córdoba (Argentina)*. *4*(2), 55–62. https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFyN/article/view/16626

Ministerio del Ambiente. (2017). TULSMA. En *Registro Oficial Edición Especial 2 de 31-mar.-2003* (Número 3399). https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf

Montoya-Moreno, Y., y Aguirre, N. (2013). Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia. *Gestión y ambiente*, *16*(3), 91–117. https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/30155

Morales, S., y Salazar, M. (2012). Diatomeas Perifíticas De Lagos Con Diferente Estado Trófico En El Departamento Del Cauca (Colombia). *Luna Azul*, *35*, 10–27. https://doi.org/10.17151/luaz.2012.35.2

Naz, T., Burhan, Z.-N., Munir, D. S., Jamal, P., y Siddiqui, A. (2013). Biovolume and biomass of common diatom species from the coastal waters of Karachi, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, *45*, 325–328. https://www.researchgate.net/publication/235712168_Biovolume_and_biomass_of_common_diatom_species_from_the_coastal_waters_of_Karachi_Pakistan

Nhiwatiwa, T., Dalu, T., y Sithole, T. (2017). Assessment of river quality in a subtropical Austral river system: a combined approach using benthic diatoms and macroinvertebrates. *Applied Water Science*, *7*(8), 4785–4792. https://doi.org/10.1007/s13201-017-0599-0

Orquera, E., y Cabrera, M. (2020). Caracterización del estado trófico de la laguna de Yambo mediante análisis de fósforo. *infoANALÍTICA*, *8*(1), 99–111. https://doi.org/10.26807/ia.v8i1.119

Orta Arrazcaeta, L. (2002). Contaminación de las aguas por plaguicidas químicos. *Fitosanidad*, *6*, 55–62. https://www.redalyc.org/pdf/2091/209118292006.pdf

Palmer, C. M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of*

Phycology, *5*(1), 78–82. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1969.tb02581.x

Pandey, L. K., Lavoie, I., Morin, S., Park, J., Lyu, J., Choi, S., Lee, H., y Han, T. (2018). River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*, *84*(March 2017), 140–151. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.043

Passy, S. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, *86*, 171–178. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018

Pavé, P. J., y Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecologia Austral*, *15*(2), 183–197. http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1465/823

Pham, T. . (2017). Comparison between Water Quality Index (WQI) and biological indices, based on planktonic diatom for water quality assessment in the Dong Nai River, Vietnam. *Pollution*, *3*(2), 311–323. https://jpoll.ut.ac.ir/article_60380_b74dfaf2099e0f500f5266b16366d1b6.pdf

Ponader, K. C., y Potapova, M. G. (2007). Diatoms from the genus Achnanthidium in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologica*, *37*(3), 227–241. https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.01.004

Prairie, Y., y Kalff, J. (1988). Dissolved phosphorus dynamics in headwater Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*, *45*(2), 200–209. https://doi.org/10.1139/f88-023

RAPAL Uruguay. (2010). Contaminación y eutrofización del agua. En *Virtual Pro2*. https://www.rapaluruguay.org/sitio_1/agrotoxicos/Uruguay/Eutrofizacion.pdf

Rico, E., y Anjoumi, A. (2013). Evaluación del biovolumen fitoplanctónico en lagos y humedales interiores de la Comunidad Autónoma del País Vasco y determinación de condiciones de referencia. En *Informe de la Fundación Universidad Autónoma de Madrid (Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid) para la Agencia Vasca del Agua*. https://www.uragentzia.euskadi.eus/contenidos/documentacion/2013_fitoplancton/eu_def/adjuntos/20130310_BIOVOLUMEN_HUMEDALES_INTERIORES_CAPV.pdf

Rivas, Z., Sánchez, J., Troncone, F., Márquez, R., De Medina, H. L., Colina, M., y Gutiérrez, E. (2009). Nitrógeno y fósforo totales de los ríos tributarios al sistema lago de maracaibo,

Venezuela. *Interciencia*, *34*(5), 308–314. https://www.redalyc.org/pdf/339/33911403002.pdf

Rodríguez-Gómez, C., y Aké-Castillo, J. (2016). Cálculo del contenido celular de carbono de cuatro taxones de diatomeas: biovolumen y espectrofotometría. *Hidrobiológica*, *26*(2), 251–257. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972016000200251&script=sci_abstract

Sabater, S., Sabater, F., y Tomas, X. (1987). Water quality and diatom communities in two catalan rivers (N.E. Spain). *Water Research*, *21*(8), 901–911. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135487800076?via%3Dihub

Salcedo-Garduño, M. G., Castañeda-Chávez, M. R., Lango-Reynoso, F., Sosa-Villalobos, C. A., Landeros Sánchez, C., y Galaviz-Villa, I. (2019). Influence of physicochemical parameters on phytoplankton distribution in the lagoon system of Mandinga, Mexico. *Revista bio ciencias*, *6*, 1–25. https://doi.org/https://doi.org/10.15741/revbio.06.e427

Samboni, N., Carvajal, Y., y Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación ISSN:*, *27*(3), 172–181. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-56092007000300019&script=sci_abstract&tlng=es

Segura-García, V., Cantoral-Uriza, E. A., Israde, I., y Maidana, N. (2012). Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiologica*, *22*(1), 16–27. https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/676/267

Segura, V., Almanza, J., y 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/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000200187

Severiche, C., Castillo, M., y Acevedo, R. (2013). *Manual de Métodos Analíticos para la Determinación de Parámetros Fisicoquímicos Básicos en Aguas*. https://doi.org/Biblioteca Virtual EUMED.NET

Sierra, C. A. (2011). Calidad del agua evaluación y diagnóstico. En *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53, Número 9). https://www.academia.edu/9511155/Calidad_del_agua_evaluación_y_diagnóstico

Smith, T., y Smith, R. (2007). Ecologia. En *Dictionary Geotechnical Engineering/Wörterbuch GeoTechnik*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-41714-6_90677

Steinitz-Kannan, M., y Cooper, J. (2007). The diatoms (Bacillariophyta). *New Survey of Clare Island*, *6*, 115-139,200,217-232.

Suatunce, J. (2009). *Composición Florística y Estructura del Remanente de Bosque de Galería de la Corporación Agrícola San Juan, Cantón La Maná, Provincia de Cotopaxi, Ecuador*. *22*. http://200.10.147.88/index.php/tecnologica/article/view/89/52

Taboada, M., Martínez, S., Alderete, M., Gultemirian, M., y Tracanna, B. (2018). Evaluación del fitoplancton y la calidad del agua de un arroyo subtropical del Noroeste Argentino. *Bonplandia*, *27*(2), 135. https://doi.org/10.30972/bon.2723536

Terneus, E. (2017). Vegetación acuática y estado trófico de las lagunas andinas de San Pablo y Yahuarcocha, provincia de Imbabura, Ecuador. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, *35*(1–2), 121–131. https://doi.org/10.26807/remcb.v35i1-2.255

Tinoco-Pérez, L., Salvat, K., Hernández, I., Hernández, M., Mejía, G., y Castro, J. (2019). Water quality study of the Actopan river in the localities of Santa Rosa and La Linda , Veracruz using macroinvertebrates and diatoms as bioindicators. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, *7*(1), 146–150. https://www.entomoljournal.com/archives/2019/vol7issue1/PartC/6-5-265-205.pdf

Trujillo, D., Duque, L. F., Arcila, J. S., Rincón, A., Pacheco, S., y Herrera, O. F. (2014). Remoción de turbiedad en agua de una fuente natural mediante coagulación / floculación usando almidón de plátano. *Revista ION*, *27*(1), 17–34. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-100X2014000100003

Vázquez, E., y Rojas, T. (2016). *pH:Teoría y 232 problemas*. https://www.studocu.com/co/document/universidad-del-magdalena/bioquimica/p-h-teoria-y-232-problemas-2019/5641677

Vélez, A., Lozano, S., y Cáceres, K. (2016). Diversidad De Fitoplancton Como Indicador De Calidad De Agua En La Cuenca Baja Del Río Lurín , Lima , Perú. *Ecología Aplicada*, *15*(2), 1–12. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.745

Vila, I. (2003). Los sistemas acuáticos continentales. Su ontogenia natural acelerada por efecto antrópico: la eutrofización y la salinización. *Sitio Argentino de Producción Animal*, 1–10. http://www.produccion-animal.com.ar/agua_cono_sur_de_america/08-

sistemas_acuaticos_efecto_antropico.pdf

Wetzel, R. G. (1983). Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how? *Periphyton of Freshwater Ecosystems*, 356. https://sci-hub.hkvisa.net/https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-7293-3_28

11. ANEXOS

Anexo 1. Determinación de los parámetros físico-químicos mediante un equipo digital portátil multiparamétrico

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2. Criterio de recolección de las piedras coloración café oscura o verde

Fuente: Elaboración propia

Anexo 3. Delimitador de goma a partir de un neumático

Fuente: Elaboración propia

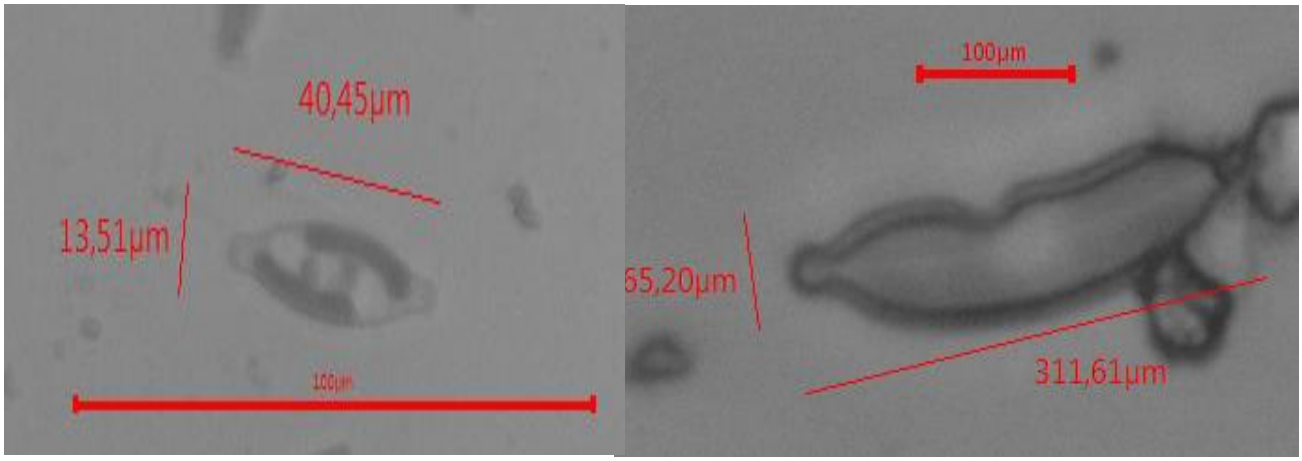
Anexo 4. Raspado de la piedra con 20 ml de agua destilada, sobre una fuente de plástico y recolección de la muestra biológica hasta completar 100 ml de las 5 piedras por punto de muestreo

Fuente: Elaboración propia

Anexo 5. Preparación de la muestra biológica y microscopía óptica

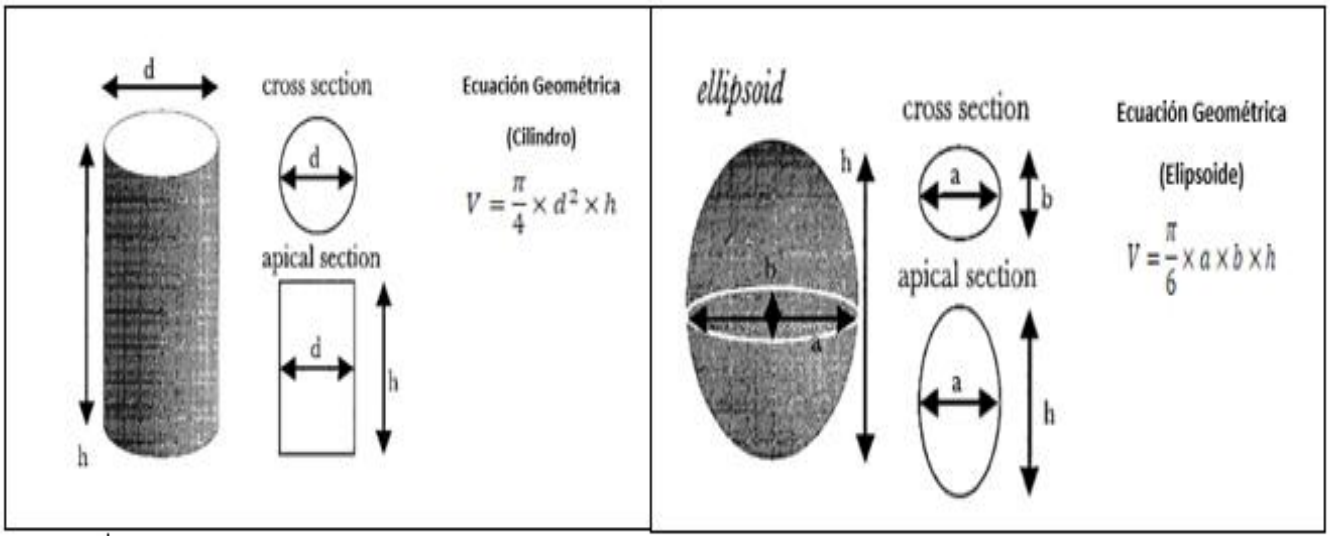
Fuente: Elaboración propia

Anexo 6. Fotomicrografías para identificación de individuos y medición del ancho, largo y espesor de las comunidades de diatomeas para obtener el biovolumen



Fuente: Elaboración propia

Anexo 7. Modelos geométricos para obtener biovolumen

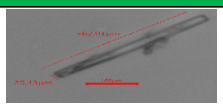
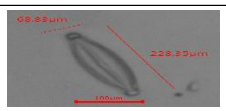
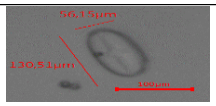
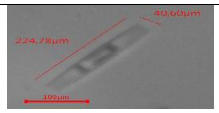
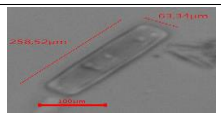
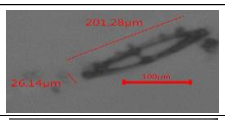
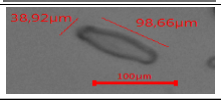
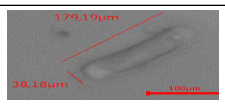
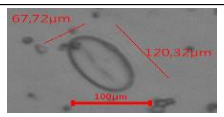
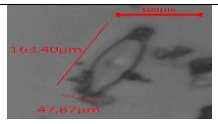
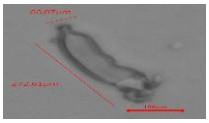
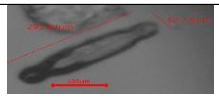
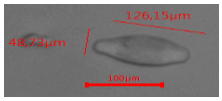
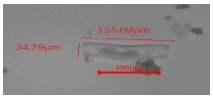
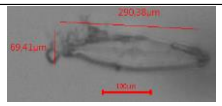


Fuente: (Hillebrand et al., 1999)

Anexo 8. Actividades mineras artesanales en la zona de vegetación ribereña nativa

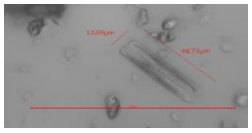
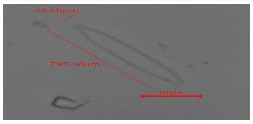
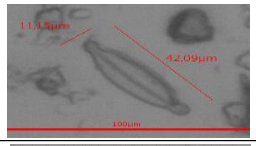
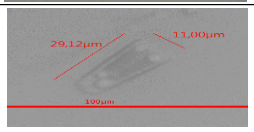
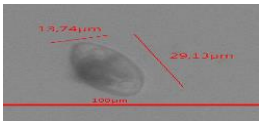
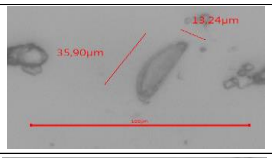
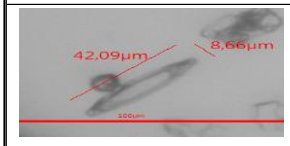
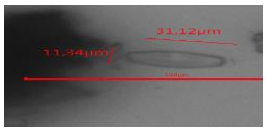
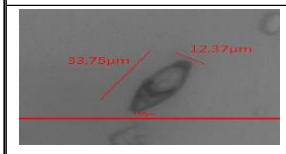
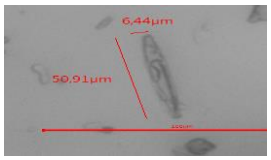
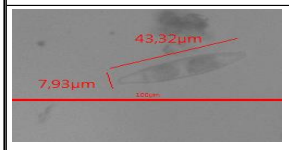
Fuente: Elaboración propia

Anexo 9. Fotomicrografías de los géneros del tramo de vegetación ribereña nativa y biovolumen

Diatomea/fotografía	Género	Número de Individuos	Biovolumen Total (um3/mL)			
			Formula	Volumen (um3)	Volumen total (um3)	Biovolumen (um3/mL)
	Ulnaria	56	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	61465.4	3442064.9	401173066.7
	Navicula	57	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	283262.0	16145932.4	1881810301
	Psammothidium	13	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	215447.7	2800820.6	326435962.5
	Fragilaria	22	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	291004.4	6402097.7	746165231
	Eunotia	49	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	814592.0	39915008.6	4652098899
	Nitzchia	2	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	36006.5	72012.9	8393114.053
	Sellaphora	2	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	78250.2	156500.4	18240137.36
	Achnanthes	22	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	205151.9	4513341.3	526030458.8
	Cocconeis	90	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	288915.2	26002365.2	3030578696
	Brachysira	11	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	98047.9	1078526.8	125702421.9
	Hannea	11	$V = \frac{4}{6} \times \pi \times b^2 \times a \times \frac{\beta}{360}$	623087.5	6853962.2	798830091.2
	Pinnularia	1	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	300545.8	300545.8	35028647.85
	Gomphonema	7	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	156847.9	1097935.3	127964484.7
	Achnanthidium	16	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	147428.9	2358861.9	274925630.5
	Craticula	5	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	366304.3	1831521.4	213464026.8
			Biovolumen Total (um3/mL)			1.3167E+10

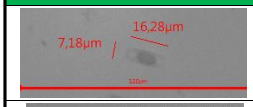
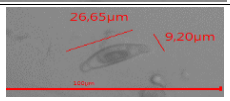
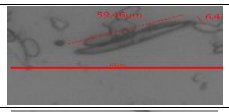
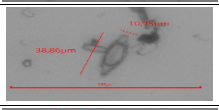
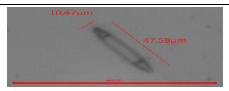
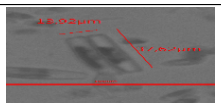
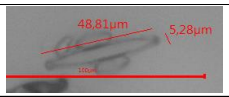
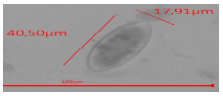
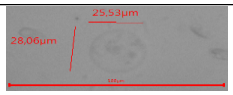
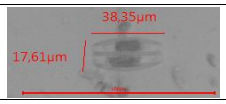
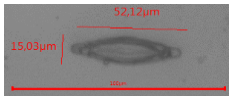
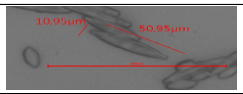
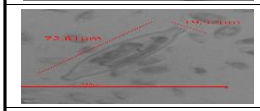
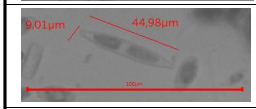
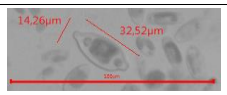
Fuente: Elaboración propia

Anexo 10. Fotomicrografías de géneros del tramo de vegetación ribereña semiconservada y biovolumen

Diatomea/Fotografía	Género	Número de Individu	Biovolumen Total (um3/mL)			
			Ecuación	Volumen (um3)	Volumen total (um3)	Biovolumen (um3/mL)
	Eunotia	27	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	6557.912	177063.625	20636786.07
	Fragilaria	21	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	113843.74	2390718.53	278638523.2
	Navicula	164	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1371.1552	224869.452	26208560.89
	Gomphonema	101	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	2767.3661	279503.98	32576221.42
	Cocconeis	51	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	2879.4701	146852.975	17115731.33
	Cymbella	6	$V = \frac{4}{6} \times \pi \times b^2 \times a \times \frac{\beta}{360}$	3295.1034	19770.6201	2304268.079
	Synedra	83	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	826.38673	68590.0989	7994184.016
	Achnanthidium	33	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1047.6937	34573.8914	4029591.076
	Brachysira	15	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1353.1089	20296.6334	2365574.987
	Ulnaria	20	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	552.76872	11055.3744	1288505.172
	Nitzschia	148	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	714.0864	105684.788	12317574.34
			Biovolumen Total (um3/mL)			405475520.57

Fuente: Elaboración propia

Anexo 11. Fotomicrografías de los géneros del tramo urbano y biovolumen

Diatomea/Fotografía	Género	Número de Individuos	Biovolumen total (um3/mL)			
			Ecuación	Volumen (um3)	Volumen total	Biovolumen (um3/mL)
	Achnanthidium	6	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	659,1635293	3954,981176	460953,517
	Cymbella	12	$V = \frac{4}{6} \times \pi \times b^2 \times a \times \frac{\beta}{360}$	1181,05872	14172,70464	1651830,377
	Gyrosigma	3	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	637,6075919	1912,822776	222939,7174
	Brachysira	17	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1220,944987	20756,06479	2419121,77
	Synedra	70	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1367,074857	95695,23996	11153291,37
	Eunotia	5	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	1431,288401	7156,442005	834084,1497
	Ulnaria	281	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1367,074857	384148,0347	44772498,22
	Cocconeis	9	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	6802,128269	61219,15442	7135099,582
	Centric diatom	1	$V = \frac{\pi}{6} \times d^3$	8712,666021	8712,666021	1015462,24
	Amphora	10	$V = \frac{\pi}{4} \times d^2 \times h$	2337,798451	23377,98451	2724706,819
	Craticula	47	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	6164,828374	289746,9336	33770038,88
	Fragilaria	579	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	1600,801521	926864,0807	108026116,6
	Navicula	1418	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	7263,054188	10299010,84	1200350914
	Nitzschia	930	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	957,0164575	890025,3055	103732553,1
	Gomphonema	324	$V = \frac{\pi}{6} \times d^2 \times h$	3462,487468	1121845,94	130751275
	Sellaphora	16	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	2992,315883	47877,05412	5580076,238
	Frustulia	4	$V = \frac{\pi}{6} \times a \times b \times h$	2787,206755	11148,82702	1299397,089
				Biovolumen total (um3/mL)		1655900358

Fuente: Elaboración propia

Anexo 12. Análisis de componentes principales entre variables bióticas con las abióticas en cada uno de los tramos de estudio.

ZONAS DE ESTUDIO	pH	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	Turbidez (UNT)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Reactivo (mg/L)	Abundancia (Ind/mL)	Biodiversidad (In. Shannon)	Riqueza (Géneros)	Biovolumen (um3/mL)
ZONA NATIVA 1	5,96	11,6	135	9,74	0,3	0,69	12820,51	1,35	4	3961882450,38
ZONA NATIVA 2	6,1	12	137,9	46,1	1	0,33	3846,15	1,46	6	1501464833,03
ZONA NATIVA 3	6,24	11,7	126,6	108	1,1	0,49	9324,01	1,80	8	3401702598,94
ZONA NATIVA 4	6,16	11,8	132,7	19,8	0,1	0,77	7226,11	1,68	6	1680519044,41
ZONA NATIVA 5	6,13	12,3	128,6	34,3	0,3	2,5	9207,46	1,65	7	2621272243,94
ZONA SEMICONSERVADA 1	6,17	13,7	408	38,5	0,2	2,5	11655,01	1,72	6	230930380,51
ZONA SEMICONSERVADA 2	6,29	13,7	438	30,9	1,1	1,89	13286,71	1,50	6	28903156,15
ZONA SEMICONSERVADA 3	6,31	14,2	417	19,2	1	0,52	16899,77	1,65	6	23475519,00
ZONA SEMICONSERVADA 4	6,47	13,8	426	16,2	0,5	0,48	12121,21	1,77	7	95343673,77
ZONA SEMICONSERVADA 5	6,44	13,5	424	19,7	0,7	0,86	24009,32	1,40	5	26822791,14
ZONA URBANA 1	6,95	14,2	1264	36,2	0,6	2,5	50815,85	1,53	9	161918477,30
ZONA URBANA 2	7,18	15,2	1564	55,6	1,4	1,33	53613,05	1,39	6	220518811,64
ZONA URBANA 3	6,97	15,4	1598	49,4	0,8	2,5	98951,05	1,10	7	547867310,35
ZONA URBANA 4	7,09	16	1605	61,6	0,1	2,5	120745,92	1,22	8	491917940,06
ZONA URBANA 5	7,16	16,2	1604	39,3	0,3	2,4	110839,16	1,57	8	482764855,40

Fuente: Elaboración propia

Anexo 13. Certificado de traducción del resumen

CERTIFICACION DE TRADUCCIÓN DEL ABSTRACT

Lic. Mirna Carola Romero Coloma,
MASTER EN ENSENANZA DE INGLES COMO IDIOMA EXTRANJERO

Certifico:

Que he traducido minuciosamente el Resumen del Trabajo de Titulación titulado: "VÍNCULOS ENTRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE VEGETACIÓN RIBEREÑA Y LAS COMUNIDADES DE DIATOMEAS EPILÍTICAS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA EN EL RÍO MALACATOS DE LA CIUDAD DE LOJA," de autoría del estudiante Roberth Ivan Yaguana Neira previa a la obtencion del titulo de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente.

Es todo lo que puedo certificar en honor a la verdad, autorizando al interesado hacer uso del presente en lo que estime conveniente.

Duran, 26 de mayo del 2022

Firmado electrónicamente por:
MIRNA CAROLA
ROMERO COLOMA

Lic. Mirna Carola Romero Coloma
MAGISTER EN ENSENANZA DE INGLES COMO IDIOMA EXTRANJERO
CI: 0919164426
Celular: 0997366437

Fuente: (Romero, 2022)