



UNAP



**FACULTAD DE AGRONOMÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA EN GESTIÓN
AMBIENTAL**

TESIS

**“VARIABILIDAD TEMPORAL DE FÓSFORO Y SU RELACIÓN
CON LAS AVENIDAS Y ESTIAJES DE LAS CUENCAS
HIDROGRÁFICAS DEL NANAY, CHILLÓN-RÍMAC-
LURÍN Y AZÁNGARO”**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL**

PRESENTADO POR:

GONZALO ERNESTO LOPEZ CARDENAS

ASESOR:

Ing. PEDRO ANTONIO GRATELLE SILVA, Dr.

IQUITOS, PERÚ

2023



FACULTAD DE AGRONOMÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA EN
GESTIÓN AMBIENTAL



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS No. 067-CGYT-FA-UNAP-2023.

En Iquitos, en el auditorio de la Facultad de Agronomía, a los 16 días del mes de octubre del 2023, a horas 07:00pm., se dio inicio a la sustentación pública de la Tesis titulada: “**VARIABILIDAD TEMPORAL DE FÓSFORO Y SU RELACIÓN CON LAS AVENIDAS Y ESTIAJES DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL NANAY, CHILLÓN-RÍMAC-LURÍN Y AZÁNGARO**”, aprobado con Resolución Decanal No. 073-CGYT-FA-UNAP-2022, presentado por el Bachiller: **GONZALO ERNESTO LOPEZ CARDENAS**, para optar el Título Profesional de **INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL**, que otorga la Universidad de acuerdo a la Ley y Estatuto.

El Jurado Calificador y dictaminador designado mediante Resolución Decanal No. 054-CGYT-FA-UNAP-2023, está integrado por:

- | | |
|--|------------|
| Ing. JULIO ABEL MANRIQUE DEL AGUILA, Dr. | Presidente |
| Ing. JULIO PINEDO JIMENEZ, Dr. | Miembro |
| Ing. TONY VIZCARRA BENTOS, Dr. | Miembro |

Luego de haber escuchado con atención y formulado las preguntas necesarias, las cuales fueron respondidas:

Satisfactoriamente

El jurado después de las deliberaciones correspondientes, llegó a las siguientes conclusiones:

La sustentación pública y la Tesis han sido: *Aprobado* con la calificación *Buena*

Estando el Bachiller *Apto* para obtener el Título Profesional de *Ingeniero en Gestión Ambiental*

Siendo las *7:30 pm*, se dio por terminado el acto **ACADÉMICO**.

Ing. JULIO ABEL MANRIQUE DEL AGUILA, Dr.
Presidente

Ing. JULIO PINEDO JIMENEZ, Dr.
Miembro

Ing. TONY VIZCARRA BENTOS, Dr.
Miembro

Ing. PEDRO ANTONIO GRATELLEY SILVA, Dr.
Asesor

JURADO Y ASESOR
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA AMAZONIA PERUANA
FACULTAD DE AGRONOMÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL

Tesis aprobada en sustentación pública el día 16 de octubre del 2023; por el jurado ad-hoc nombrado por el Comité de Grados y Títulos de la Facultad de Agronomía, para optar el título profesional de:

INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL


Ing. JULIO ABEL MANRIQUE DEL AGUILA, Dr.
Presidente


Ing. JULIO PINEDO JIMENEZ, Dr.
Miembro


Ing. TONY VIZCARRA BENTOS, Dr.
Miembro


Ing. PEDRO ANTONIO GRATELLE SILVA, Dr.
Asesor


Ing. FIDEL ASPAÑO VARELA, M.Sc.
Decano



RESULTADO DEL INFORME DE SIMILITUD

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

FA_TESIS_LOPEZ CARDENAS.pdf

AUTOR

GONZALO ERNESTO LOPEZ CARDENAS

RECuento de palabras

8655 Words

RECuento de caracteres

44393 Characters

RECuento de páginas

37 Pages

Tamaño del archivo

447.3KB

Fecha de entrega

Sep 7, 2023 11:46 AM GMT-5

Fecha del informe

Sep 7, 2023 11:47 AM GMT-5

● 18% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos

- 18% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 16% Base de datos de trabajos entregados
- 1% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)

Resumen

DEDICATORIA

A Dios, por haberme dado el don de la vida y por su infinito amor.

A mi madre, cuyo amor, paciencia e impulso desempeñaron un papel fundamental en la consecución de un nuevo hito en mi trayectoria profesional.

.

AGRADECIMIENTO

A mi tía Yasmine Hidalgo, por brindarme apoyo, valiosos consejos y palabras de aliento que han sido fundamentales para mantener altas mis aspiraciones personales.

Al Ingeniero Pedro Antonio Gratelly Silva, quien contribuyó con los conocimientos, experiencia y relación personal para lograr la finalización de la presente investigación.

Al Ingeniero Tony Vizcarra Bentos, por su alto profesionalismo y oportuna guía.

Al Ingeniero Joan Sánchez Matos, que en tan poco tiempo contribuyó significativamente en mi formación como un profesional comprometido y competente.

A la Autoridad Nacional del Agua por proporcionar la información de campo que fue utilizada como fundamento para el presente estudio.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Pág.
PORTADA	i
ACTA DE SUSTENTACIÓN	ii
JURADO Y ASESOR	iii
RESULTADO DEL INFORME DE SIMILITUD	iv
DEDICATORIA	v
AGRADECIMIENTO	vi
ÍNDICE DE CONTENIDO	vii
ÍNDICE DE MAPAS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	x
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO	3
1.1. Antecedentes	3
1.2. Bases teóricas	7
1.3. Definición de términos básicos	8
CAPÍTULO II: HIPÓTESIS Y VARIABLES	10
2.1. Formulación de la hipótesis	10
2.2. Variables y definiciones operacionales	10
2.2.1. Identificación de las variables	10
2.2.2. Operacionalización de variables	11
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA	12
3.1. Tipo y diseño	12
3.1.1. Tipo de investigación	12
3.1.2. Diseño de investigación	12
3.2. Diseño muestral	12
3.2.1. Área de estudio	12
3.2.2. Población	12
3.2.3. Muestra	13
3.3. Procedimientos de recolección de datos	13
3.3.1. Tipo de datos recolectados	13
3.3.2. Instrumentos de recolección	13
3.3.3. Técnicas utilizadas en la recolección de datos	13
3.4. Procesamiento y análisis de datos	14

3.5. Aspectos éticos.....	14
CAPÍTULO IV: RESULTADOS.....	15
4.1. Puntos focales de monitoreo de la variabilidad de fosforo total de los ríos en estudio	15
4.1.1. Puntos focales de monitoreo de fosforo total en el Rio Nanay-Cuenca de Pacifico.....	15
4.1.2. Puntos focales de monitoreo de fosforo total en el Rio Azángaro - Cuenca del Azángaro.....	16
4.1.3. Puntos focales de monitoreo de fosforo total en los ríos de la Cuenca Pacifico.....	17
4.1.3.1. Monitoreo de la evolución del fosforo total en la cuenca del Rio Rímac.....	18
4.1.3.2. Monitoreo de la evolución de fosforo total en la Cuenca del Rio Chillón.....	19
4.1.3.3. Monitoreo de la evolución de fosforo total en la Cuenca del Rio Lurín	20
4.2. Variabilidad temporal de fosforo y su relación con las avenidas y estiajes de las cuencas hidrográficas del Nanay, Chillón-Rímac-Lurín y Azángaro.....	21
4.2.1 Variación del contenido de fosforo total entre las cuencas hidrográficas.....	21
4.2.2. Variación del contenido de fosforo – Río Lurín	23
4.2.3. Variación del contenido de fosforo – Río Chillón.....	23
4.2.4. Variación del contenido de fosforo – Río Rímac	24
4.2.5. Variación del contenido de fosforo – Río Azángaro	26
4.2.6. Variación del contenido de fosforo – Río Nanay	26
CAPÍTULO V: DISCUSIÓN	30
CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES	33
CAPÍTULO VII: RECOMENDACIONES	34
CAPÍTULO VIII: FUENTES DE INFORMACIÓN	35
ANEXOS.....	40
Anexo 1. Operacionalización de variables	41
Anexo 2. Matriz de consistencia.....	42

ÍNDICE DE MAPAS

	Pág.
Mapa 1. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Nanay	15
Mapa 2. Puntos de monitoreo en la Cuenca del río Azángaro	16
Mapa 3. Ríos en evaluación de la cuenca del Pacífico en el centro del País.....	17
Mapa 4. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Rímac	18
Mapa 5. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Chillón.....	20
Mapa 6. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Lurín	21

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Promedios generales con sus respectivos errores estándares ($\bar{x} \pm SE$) del contenido de fosforo (P-mg/L) entre ríos (Lurín, Chillón, Rímac, Azángaro y Nanay) y entre los años de monitoreo (2011 a 2021), teniendo como referencia el límite permisible (línea negra recortada).	22
Figura 2. Variación del contenido de fosforo entre los puntos de muestreo (A) y los años de colecta de datos (B) en el rio Lurín.....	23
Figura 3. Variación del contenido de fosforo en tres zonas de muestreo a lo largo de los años 2012 a 2019 en el rio Chillón.....	24
Figura 4. Variación del contenido de fosforo en dos zonas de muestreo a lo largo de los años 2012 a 2021 en el rio Rímac.	25
Figura 5. Variación del contenido de fosforo entre los puntos de muestreo (A) y los años de colecta de datos (B) en el rio Azángaro.....	26
Figura 6. Variación del contenido de fosforo en tres zonas de muestreo (Rio Nanay, Lagos y Ríos Tributarios) a lo largo de los años 2012 a 2021 en la cuenca del Nanay.	27
Figura 7. Variación del contenido de fosforo entre los puntos de muestreo (A) y los años de colecta de datos (B) en el rio Nanay.....	28
Figura 8. Variación del contenido de fosforo entre los lagos (A) y los años de colecta de datos (B) en lagos ubicados próximos del rio Nanay.....	29
Figura 9. Variación del contenido de fosforo entre los ríos tributarios (A) y los años de colecta de datos (B) en ríos tributarios del Nanay.....	29

RESUMEN

Se monitoreó la concentración de fósforo total y su nivel de riesgo de eutrofización en aguas superficiales de cinco ríos de las cuencas hidrográficas del Pacífico (Rímac, Chillón y Lurín), Atlántico (Nanay) y Titicaca (Azángaro) entre los años 2011 y 2021. Los datos fueron obtenidos del Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (SNIRH), la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI). Se hizo el análisis de variancia simple (ANOVA one-way) y análisis factorial (ANOVA two-way) para evaluar la influencia de los puntos de muestreo (factor espacial) y de las estaciones hidrológicas (factor estacional). Los análisis fueron realizados usando el programa SYSTAT 12.0. Los resultados determinaron que la concentración de fosforo total vario entre las cuencas hidrográficas, donde los ríos de la cuenca hidrográfica del Pacífico tuvieron valores promedios mayores que los ríos de las cuencas del Atlántico y Titicaca, indicando variabilidad espacial. La concentración de fosforo total también vario dentro de cada rio entre los puntos de muestreo, principalmente en los ríos Lurín, Chillón y Rímac, mostrando un patrón espacial de distribución a lo largo del rio, cuyos valores promedios aumentaron en sentido de la zona baja o desembocadura. La concentración de fosforo total también vario temporalmente entre los años 2011 a 2021, principalmente en los ríos Chillón, Rímac y Nanay, mostrando un incremento positivo del contenido de fosforo a lo largo de los últimos años, evidenciando que la variación temporal en la concentración de fosforo total fue significativo en los ríos Chillón, Rímac y Nanay, indicando que hubo un incremento positivo a lo largo de los últimos años, a pesar de que la concentración de fosforo total en el rio Nanay estaba por debajo del límite permisible. De otro lado, los ríos Lurín y Azángaro no presentaron variación temporal en la concentración de fosforo total.

Palabras clave: Aguas superficiales, monitoreo, concentración de fósforo, riesgo de eutrofización.

ABSTRACT

The concentration of total phosphorus and its level of risk of eutrophication were monitored in surface waters of five rivers in the hydrographic basins of the Pacific (Rímac, Chillón and Lurín), Atlántico (Nanay) and Titicaca (Azángaro) between the years 2011 and 2021. The data were obtained from the National Water Resources Information System (SNIRH), the National Water Authority (ANA) and the National Meteorology and Hydrology Service (SENAMHI). Simple analysis of variance (one-way ANOVA) and factorial analysis (two-way ANOVA) were performed to evaluate the influence of the sampling points (spatial factor) and the hydrological stations (seasonal factor). The analyzes were performed using the SYSTAT 12.0 program. The results determined that the concentration of total phosphorus varied between the hydrographic basins, where the rivers of the Pacific basin had higher average values than the rivers of the Atlantic and Titicaca basins, indicating spatial variability. The concentration of total phosphorus also varied within each river between the sampling points, mainly in the Lurín, Chillón and Rímac rivers, showing a spatial pattern of distribution along the river, whose average values increased in the direction of the lower zone or River mouth. The concentration of total phosphorus also varied temporally between the years 2011 to 2021, mainly in the Chillón, Rímac and Nanay rivers, showing a positive increase in phosphorus content over recent years, evidencing that the temporal variation in the concentration of Total phosphorus was significant in the Chillón, Rímac and Nanay rivers, indicating that there was a positive increase over recent years, despite the fact that the concentration of total phosphorus in the Nanay river was below the permissible limit. On the other hand, the Lurín and Azángaro rivers will not present temporal variation in the concentration of total phosphorus.

Keywords: Surface waters, monitoring, phosphorus concentration, risk of eutrophication.

INTRODUCCIÓN

El término "eutrofización" denota el proceso gradual y excesivo de proliferación y acumulación de algas y otras vegetaciones acuáticas en respuesta a acentuadas concentraciones de nutrientes en los sistemas acuáticos **(1,2)**. La eutrofización de las masas de agua en superficie conlleva diversas ramificaciones, entre ellas la alteración del equilibrio ecológico en ecosistemas acuáticos, la degradación de la calidad del agua, la mortandad de peces en gran medida y la generación de cuantiosas pérdidas económicas como corolario. **(3,4)**. El principal impulsor de la eutrofización es el incremento de niveles de oxígeno disuelto y la expansión desmesurada de fósforo, un componente considerado como un nutriente restringido en la mayoría de aguas continentales. El fósforo, macronutriente esencial para el florecimiento y multiplicación de vegetaciones, es indispensable para el desenvolvimiento de plantas, pero su presencia no es siempre garantizada en suelos agrícolas, demandando suministros relativamente generosos para satisfacer la producción necesaria de cultivos a fin de abastecer necesidades humanas, animales y energéticas. **(5,6)**. Además de la agricultura, los afluentes de aguas residuales procedentes de usos domésticos e industriales también tienen un rol preponderante como fuentes nutricionales y desencadenantes de eutrofización en hábitats acuáticos. Esto es atribuible a la presencia de concentraciones de fósforo y agentes limpiadores en tales vertidos. **(7,8)**.

Según **Charlton (9)**, se prevé que el consumo mundial de fósforo aumente en los años venideros debido al crecimiento poblacional y la subsiguiente demanda de cosechas tanto para alimentación humana como usos como biocombustibles y alimento animal. Esta perspectiva aumentaría la cantidad de efluentes domésticos vertidos al entorno, intensificando la amenaza de eutrofización en masas de agua en superficie. Con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 (ODS 6) de la Agenda 2030, que se enfoca en asegurar la disponibilidad y gestión sustentable del agua y saneamiento, se hace imperioso implementar medidas para salvaguardar la calidad

de los cuerpos de agua. Esto implica reducir la contaminación, eliminar descargas no tratadas y mermar las emisiones de materiales peligrosos **(10,11)**. Los actores relevantes en esta tarea son fundamentales para tomar decisiones que conserven la calidad del agua en las cuencas hidrográficas.

El Perú ostenta una amplia red de cuencas distribuidas en tres regiones hidrográficas primordiales: la Vertiente del Pacífico, la Vertiente del Atlántico y la Vertiente del Titicaca **(12,13)**. Sin embargo, aunque las cuencas del Amazonas en la Vertiente del Atlántico poseen abundante suministro hídrico, su demanda es limitada debido a la escasa densidad poblacional. Por otro lado, la Vertiente del Pacífico, caracterizada por alta densidad poblacional, experimenta niveles notables de tensión hídrica y demanda sustancial debido a actividades económicas como la agricultura e industria **(14,15)**. La liberación de aguas residuales domésticas figura actualmente como una de las primordiales fuentes de contaminación en las cuencas. En 2018, se registraron vertidos autorizados de aguas residuales domésticas y municipales en Perú, con un volumen de 810,2 hm³ y 104,5 hm³ respectivamente. No obstante, también existen vertimientos no autorizados que podrían estar exacerbando impactos negativos, como la intensificación de nutrientes en aguas superficiales, agudizando riesgos ambientales y sanitarios.

Dado este contexto y reconociendo la singularidad de cada cuenca hidrográfica, en términos de suministro y demanda de agua y fuentes de emisión de nutrientes, y conscientes de la relevancia de determinar cuencas propensas a eutrofización para decisiones informadas, surge la siguiente pregunta científica: ¿En qué medida es factible evaluar la vulnerabilidad temporal de eutrofización en cuencas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca basándose en su variabilidad? Para abordar esta cuestión, se llevó a cabo un intento de estimar el nivel de vulnerabilidad a la eutrofización inducida por fósforo en aguas superficiales en las cuencas peruanas, utilizando su variabilidad temporal como punto de partida.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes.

La eutrofización es un fenómeno ambiental que tiene un impacto negativo en la calidad del agua utilizada para fines de consumo, recreación y producción. La eutrofización de las aguas continentales se define como el proceso mediante el cual una cantidad significativa de nitrógeno, fósforo principalmente, se introduce en una masa de agua, lo cual promueve el crecimiento de algas y plancton. Este crecimiento excesivo de organismos acuáticos resulta en una reducción del nivel de oxígeno disuelto, un incremento en los niveles de clorofila y un deterioro general del cuerpo de agua. Esto conduce a la mortalidad de peces y otros recursos acuáticos vivos (16,17).

Li y equipo (18), realizaron una revisión sistemática para descubrir tendencias en la detección de eutrofización en masas de agua dulce. En el análisis previo, se identifican varios métodos ampliamente empleados, los cuales pueden ser clasificados en los siguientes grupos de métodos: a) Métodos fundamentados en cálculos matemáticos, b) Métodos sustentados en modelos y c) Métodos basados en imágenes espectrales.

En un contexto de alcance internacional, Plew (19) ha propuesto un enfoque que utiliza imágenes espectrales para evaluar la sensibilidad de los estuarios en Nueva Zelanda. Esta reciente metodología puede predecir la respuesta de las macroalgas y el fitoplancton a las posibles concentraciones de nutrientes y los tiempos de lavado derivados de modelos simples de dilución en todo el territorio nacional, que a su vez se fundamentan en el uso de modelos uso la tierra del Sistema de Información Geográfica (SIG) y en las características físicas del estuario Un estudio reveló que el 27% de los estuarios de Nueva Zelanda tenían una susceptibilidad alta o muy alta a la eutrofización, atribuida principalmente a

la proliferación de macroalgas. Además, las propiedades físicas del estuario pueden tener un impacto considerable en el grado de sensibilidad.

Por otro lado, en un estudio realizado por **Ji (20)** evaluaron el nivel de eutrofización en 27 ecosistemas mundiales de agua dulce, incluidos ríos, lagos y embalses, utilizando el Índice de Eutrofización Bacteriana (BEI), el cual se determina en función de la temperatura y la cantidad de cianobacterias actinomicetos. Los hallazgos de esta investigación revelaron que aproximadamente el 50% de los ecosistemas analizados exhibieron un grado relativo de eutrofización, además de resaltar la efectividad del Índice de Evaluación de la Calidad del Agua (BEI) como un enfoque viable para evaluar dicha calidad.

Zhang (21) realizó un estudio que examinó el marco conceptual del modelo SPARROW para describir las fuentes de fósforo y los cambios y tránsito espaciotemporales en la cuenca del lago Tianmu en el este de China. El modelo utilizado se basa en factores de cobertura del suelo, longitud del río, profundidad de escorrentía y densidad de estanques para representar el 94% de la variación espaciotemporal en la carga de fósforo en la cuenca. Los resultados del estudio revelaron que el 61% de la carga de fósforo se concentró en las tierras agrícolas de la cuenca, mientras que las tierras forestales y urbanas representaron el 21% y el 18% respectivamente. La ampliación del límite agrícola hasta un 15% podría resultar en un incremento del 50% en la carga de fósforo actual en la cuenca, lo cual incrementaría el riesgo de eutrofización. Este estudio resalta la relevancia de la expansión agrícola como un factor que puede agravar la contaminación por fósforo, además de la imperante necesidad de implementar estrategias de manejo que tengan en consideración las fuentes de fósforo con respecto a su variabilidad espacial y temporal.

En los últimos tiempos, se ha suscitado un considerable interés en la modelación de los impactos de la eutrofización, es decir, el ingreso de nutrientes de manera directa e indirecta a las actividades de producción, mediante la aplicación de enfoques basados en el análisis del ciclo de vida (ACV). En consecuencia, se han llevado a cabo diversos estudios con el propósito de adaptar enfoques para evaluar la probabilidad de eutrofización en contextos regionales, lo cual facilita la incorporación de factores prácticos específicos del destino del fósforo en cada región y la generación de información sobre la vulnerabilidad correspondiente. Este es el caso presentado por **Andrade (22)**. El presente estudio aborda la predicción del destino del fósforo en las cuencas de los ríos De Contas, Pardo, Leste, Bahía, Brasil, teniendo en cuenta las variaciones temporales y espaciales. Este estudio presenta la variabilidad temporal y espacial de un indicador de eutrofización, específicamente el factor de destino del fósforo. Además, se destaca la influencia significativa que ejercen la disponibilidad o suministro de agua y el volumen de agua en las cuencas hidrológicas al evaluar la eutrofización de dichas cuencas.

En el ámbito nacional, la exploración científica de la susceptibilidad a la eutrofización en las cuencas peruanas es limitada y se encuentra primordialmente enfocada en áreas geográficas específicas. Por ejemplo, **Mamani Larico (23)** utilizó un modelo híbrido que abarca aspectos de bioenergía y calidad del agua para cuantificar el impacto de las actividades acuícolas en el florecimiento de algas en el embalse El Pañe, localizado entre las urbes de Arequipa, Cusco y Puno. A través de este enfoque, se construyeron modelos para cuatro categorías diversas de algas (clorofilas, cianobacterias, crisófitas y criptofitas) con base en su predominancia en la columna de agua del embalse El Pañe. Empleando este modelo, se ejecutó un análisis de seis escenarios distintos de producción acuícola anual, además de un escenario extra en el cual

la proliferación de cianobacterias alcanzó niveles críticos, resultando en una producción anual de 100 toneladas. Asimismo, los resultados exhiben que la acuicultura anual contribuye con 36 toneladas, lo que aún demanda una consideración meticulosa en términos de su influencia sobre la calidad del agua en el embalse El Pañe.

De manera similar, **Mamani Larico & Zúñiga Medina (24)** emplearon un software de simulación de análisis de la calidad del agua (WASP8) para evaluar el proceso de eutrofización en el embalse El Pañe, que forma parte de la Cuenca Hidrográfica El Chili. Los resultados obtenidos señalan que las actividades acuícolas y los parámetros de calidad del agua simulados incluyen datos de amoníaco, nitrato, fosfato, fosfato total, oxígeno disuelto, temperatura del agua y clorofila-a. La región constituye fuentes significativas de nutrientes que impactan la comunidad de fitoplancton, así como el potencial de eutrofización. Los hallazgos revelan que las actividades acuícolas y las corrientes de fondo en la región constituyen fuentes significativas de nutrientes que impactan la comunidad de fitoplancton, así como el potencial de eutrofización del embalsar.

Según los análisis de pronósticos realizados utilizando el método de Holt Winter, se prevé que durante la temporada de escasez hídrica en el río Nanay se producirán aumentos moderados en los niveles de concentración de fósforo total, los cuales superarán los Límites Máximos Permisibles (LMP) y continuarán aumentando gradualmente en los años futuros. Por otro lado, durante los períodos de aumento, los niveles de concentración en el río Nanay se encuentran por debajo de los LMP y muestran una tendencia descendente en los años venideros. En relación al río Rímac, tanto durante períodos de sequía como de inundaciones, se anticipa que los niveles de concentración superarán los LMP en los años futuros. Se prevé que, en los próximos años, en el río Lurín, durante los períodos de sequía y crecida, los niveles de concentración superarán de manera

significativa los LMP. En lo que respecta al río Chillón, se prevé que, durante períodos de sequía y crecida, los niveles de concentración excederán los LMP en los próximos años. Sin embargo, durante las crecidas, se observará una tendencia a la disminución de estos niveles. En relación al río Azángaro, el análisis indica que los niveles de concentración durante las temporadas de escasez y crecida serán comparables, sin superar los LMP y mostrando una tendencia descendente en los próximos años **(25)**.

1.2. Bases teóricas

Dado que el factor que determina la concentración de emisiones de fósforo en cuerpos de agua superficiales se refiere a la persistencia acumulativa del fósforo en sistemas acuáticos continentales, este factor puede ser definido como el recíproco de la suma de la velocidad de eliminación del fósforo **(26)**. Esta velocidad de eliminación puede calcularse a partir de información relativa a la advección, retención y uso del agua. **(27)**.

Advección

La velocidad a la que se elimina el fósforo debido a la advección es igual a la velocidad de eliminación del agua, que se expresa como la proporción entre la disponibilidad de agua (Q_i , $\text{km}^3 \text{ d}^{-1}$) y el volumen total de agua en la cuenca ($V_{\text{tot}, i}$, km^3). **(28)**.

Retención

La velocidad de retención del fósforo está determinada por la absorción de fósforo por parte de la biomasa y su adsorción a partículas en suspensión, seguida de su posterior sedimentación física **(29)**. Dado que no existen modelos actualmente disponibles que reflejen la situación específica en el contexto

peruano en cuanto a la eliminación del fósforo, esta variable se estimará utilizando el modelo SPARROW (30).

Uso de Agua

La eliminación del fósforo mediante la utilización del agua se refleja a través de la demanda de agua en los sectores agrícola, doméstico e industrial. (31,32).

1.3. Definición de términos básicos

Eutrofización. La eutrofización es un fenómeno que se enmarca dentro del ámbito de la política ambiental y la gestión ambiental, y es ocasionado por actividades antropogénicas tales como la agricultura, la urbanización y la descarga de aguas residuales. Los ecosistemas acuáticos, en particular los lagos, también experimentan procesos naturales de eutrofización. Estos procesos se caracterizan por un incremento en las concentraciones de nutrientes, como nitratos y fosfatos, debido a la erosión natural y la escorrentía proveniente de las cuencas circundantes. (33).

Gestión integrada de recursos hídricos. La gestión integrada de los recursos hídricos se refiere a un proceso que fomenta la administración del uso y desarrollo de los recursos hídricos y los recursos naturales asociados, así como el desarrollo coordinado en las cuencas hidrológicas, con el propósito de alcanzar un desarrollo sostenible de dichos recursos. Un país que no comprometa la sostenibilidad de los ecosistemas. (34).

Sistema Nacional de Recursos Hídricos. El Sistema Nacional de Recursos Hídricos constituye un elemento fundamental del Sistema Nacional de Gestión Ambiental. Su propósito radica en la orquestación de las iniciativas gubernamentales orientadas hacia la gestión holística e intersectorial. Esto comprende la explotación sostenible, preservación y enriquecimiento de los recursos hídricos. Asimismo, busca asegurar la ejecución de la Política y

Estrategia Nacional de Recursos Hídricos, así como la implementación del Plan Nacional de Recursos Hídricos a todos los niveles gubernamentales. Este cometido implica la participación de distintos beneficiarios del recurso y actores relacionados con la infraestructura hidráulica. En este contexto, las unidades de administración preponderantes son las cuencas hidrográficas y los acuíferos del territorio nacional. **(35)**.

Biodisponibilidad. La clasificación de las sustancias tóxicas indica la facilidad de entrada en los organismos por inhalación, ingestión o absorción, influida por la vía de exposición, las propiedades físicas del receptor y las propiedades químicas xenobióticas. **(36)**.

Concentración total. Los elementos químicos regulados por masa de suelo en estudio, obtenidos por fermentación ácida (agua regia) o alcalina, in un sistema común. **(37)**.

Efluente. Los residuos líquidos, tratados o no, de procesos industriales o públicos se encuentran en el suelo o en cuerpos de agua superficiales o subterráneos. **(38)**.

Agua contaminada. Agua cuya calidad y uso se han degradado debido a los contaminantes. **(39)**.

Aguas superficiales. Masas de agua, como ríos, lagos, embalses y otros materiales naturales o manufacturados, por encima del nivel del agua. **(40)**.

Red hidrográfica. Conjunto de ríos, arroyos o agua lineal conectados para crear un sistema de drenaje natural continuo y unificado como la RED 54. **(41)**.

CAPÍTULO II: HIPÓTESIS Y VARIABLES

2.1. Formulación de la hipótesis

H₀: No se evidencia una disparidad sustancial en los grados de vulnerabilidad temporal ante el proceso de eutrofización entre las cuencas hidrográficas ubicadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

H₁: Se evidencia una disparidad sustancial en los grados de vulnerabilidad temporal ante el proceso de eutrofización entre las cuencas hidrográficas ubicadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

2.2. Variables y definiciones operacionales

2.2.1. Identificación de las variables

Variable independiente (X)

Cuencas hidrográficas de las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

Variable dependiente (Y)

Variabilidad temporal de la vulnerabilidad de eutrofización por fósforo.

2.2.2. Operacionalización de variables

VARIABLES	DEFINICIÓN	TIPO DE VARIABLE POR SU NATURALEZA	INDICADORES	ESCALA DE MEDICION	CATEGORIA	VALORES DE LA CATEGORIA	MEDIOS DE VERIFICACIÓN
Variable dependiente: Variabilidad temporal de la vulnerabilidad de eutrofización por fósforo.	Fluctuaciones de tiempo, tomados en cuenta a partir de la comparación de datos cuantitativos específicos y en determinados tiempos.	Cuantitativa	Nivel de concentración de fósforo total	mg/L	Alto Medio Bajo	No definida	Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua-DECRETO SUPREMO-N° 004-2017-MINAM.
Variable independiente: Cuencas hidrográficas de las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.	Zona donde sólo existe un sistema de dragado natural, lo que significa que toda el agua de la zona fluye hacia el océano a través de un único río o de un único lago interior.	Cualitativa	Vulnerabilidad de la cuenca	- Disponibilidad hídrica (Q_i , $\text{km}^3 \text{d}^{-1}$) - Volumen total de agua en la cuenca ($V_{\text{tot}, i}$, km^3) - Demanda agrícola, doméstica, industrial.	Alto Medio Bajo	No definida	

CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño.

3.1.1. Tipo de investigación.

La investigación será de tipo observacional, sin intervención directa del investigador. Será prospectivo, ya que los datos esenciales se recopilarán como parte del proceso de investigación. Además, tendrá un enfoque longitudinal, con mediciones realizadas a lo largo de un período de 11 años (en el caso del cálculo de disponibilidad hídrica). En términos de su enfoque, será analítico, ya que se evaluarán y pondrán a prueba hipótesis explicativas.

3.1.2. Diseño de investigación.

La estructura del estudio fue de carácter descriptivo y no experimental, puesto que se enfocó en detallar el comportamiento de las variables involucradas sin realizar ninguna intervención o alteración en ellas.

3.2. Diseño muestral.

3.2.1. Área de estudio

El ámbito de investigación incluye los ríos Rímac, Lurín y Chillón del Pacífico, Río Nanay del Atlántico y Río Azángaro del lago Titicaca.

3.2.2. Población.

Engloba las cuencas hidrográficas de la Vertiente del Atlántico, la Vertiente del Pacífico y la Vertiente del Titicaca, específicamente Azángaro.

3.2.3. Muestra.

En relación a la muestra, esta comprende las cuencas hidrográficas de Nanay, así como las cuencas de los ríos Chillón, Rímac y Lurín, junto al río Azángaro. El proceso de muestreo se realizará de manera intencionada y enfocada en las cuencas de los ríos definidas de manera específica para este estudio.

3.3. Procedimientos de recolección de datos.

3.3.1. Tipo de datos recolectados

Los datos fueron obtenidos a través de entidades oficiales, específicamente el Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (SNIRH), la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI).

3.3.2. Instrumentos de recolección

Las entidades gubernamentales responsables SNIRH, ANA y SENAMHI utilizaron equipos y tecnología adecuados para recopilar los datos necesarios para este estudio. Estos datos se recogieron en una hoja de cálculo de Excel y se utilizaron para su posterior análisis.

3.3.3. Técnicas utilizadas en la recolección de datos

En la etapa inicial del estudio, se llevó a cabo una búsqueda de información secundaria relevante para el tema de investigación. Esto tuvo el propósito de respaldar el trabajo y verificar la metodología empleada. La recopilación de datos se llevó a cabo mediante el uso de los recursos proporcionados por el SNIRH, ANA y SENAMHI.

3.4. Procesamiento y análisis de datos

La variabilidad temporal de la concentración de fosfato total (mg/L) se evaluó utilizando datos registrados anualmente entre los años 2011 y 2021. Para analizar la variabilidad en el espacio, se considerarán los puntos de muestreo a lo largo de cada río. La variación estacional de la concentración de fosfato total se calcula a partir de datos recolectados en estaciones hidrológicas durante las etapas de creciente (avenida) y estiaje (vaciante). Los datos provinieron del SNIRH, ANA y SENAMHI. Se empleó un análisis de varianza simple (ANOVA de un factor) y un análisis factorial (ANOVA de dos factores) de repetidos para evaluar el impacto de los factores espaciales (ríos/puntos de muestreo) y estacionales (estaciones hidrológicas) en la concentración de fosfato total en los sucesivos monitoreos anuales. Los factores espaciales y estacionales se consideran fijos, con cinco ríos/puntos de muestreo y dos estaciones hidrológicas (avenida y estiaje). El modelo ANOVA incluyó 11 medidas repetidas (monitoreos) como factores dentro del análisis. Se aplicarán transformaciones logarítmicas adecuadas para normalizar y homogeneizar los datos antes de los análisis ANOVA. Estos procedimientos se llevaron a cabo utilizando el software SYSTAT 12.0. con cinco ríos/puntos de muestreo y dos estaciones hidrológicas (avenida y estiaje). Se aplicaron transformaciones logarítmicas adecuadas para normalizar y homogeneizar los datos antes de los análisis ANOVA. Estos procedimientos se llevaron a cabo utilizando el software SYSTAT 12.0.

3.5. Aspectos éticos.

La tesis a bordo no implicó la participación ni de individuos humanos ni de animales, y tampoco hizo uso de datos personales. Por consiguiente, no se suscitan dilemas éticos en relación a estos aspectos. El proyecto se sustentó únicamente en datos secundarios previamente documentados y adecuadamente citados en el análisis.

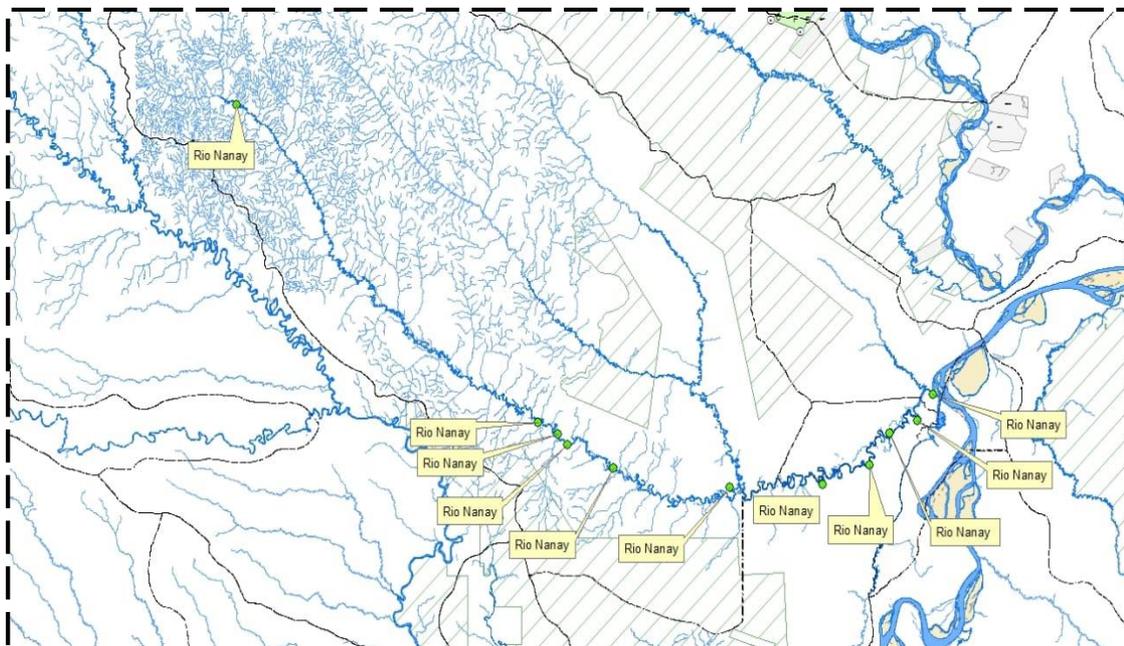
CAPÍTULO IV: RESULTADOS

4.1. Puntos focales de monitoreo de la variabilidad de fósforo total de los ríos en estudio

4.1.1. Puntos focales de monitoreo de fósforo total en el Río Nanay-Cuenca de Pacífico

El Nanay sirve como ilustración prototípica de un sistema fluvial de dimensión intermedia en la Amazonía. Este río provee suministro de agua dulce a una de las poblaciones más densamente habitadas en la región peruana amazónica. Como parte de un proceso continuo, se efectúa el monitoreo en un total de once (11) puntos discretos a lo largo del Nanay. Los parámetros ambientales son objeto de observación, y en el mapa representativo (Mapa 1), se distinguen cinco (5) puntos en la cuenca intermedia, cinco (5) en la cuenca baja y uno (1) en la cuenca superior.

Mapa 1. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Nanay

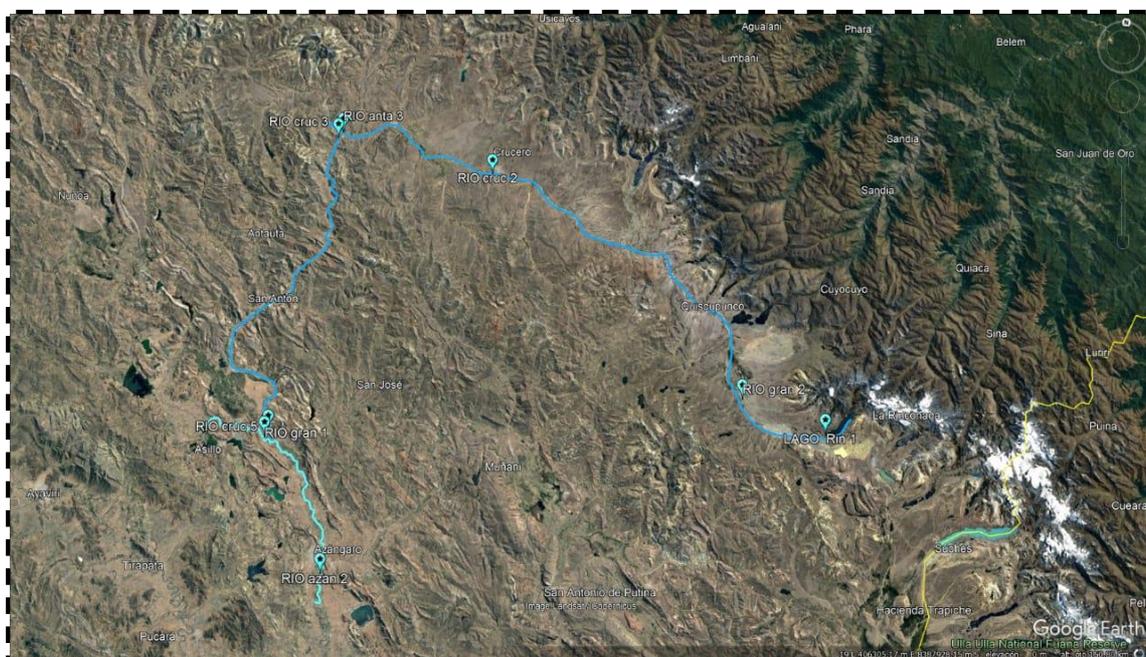


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Base Gráfica Loreto. Elaboración propia

4.1.2. Puntos focales de monitoreo de fósforo total en el Río Azángaro - Cuenca del Azángaro.

La cuenca hidrográfica del Azángaro representa la fuente de origen del río Titicaca y abarca una extensión de 8.800,86 km². Esta cuenca está situada en la cordillera oriental de la región de Puno, en la parte meridional del territorio peruano (1). La disposición contempla un total de ocho puntos de monitoreo: uno (01) en la Laguna Rinconada, tres (03) en el Río Crucero, dos (02) en el Río Grande y uno (01) en el Río Anta.

Mapa 2. Puntos de monitoreo en la Cuenca del río Azángaro

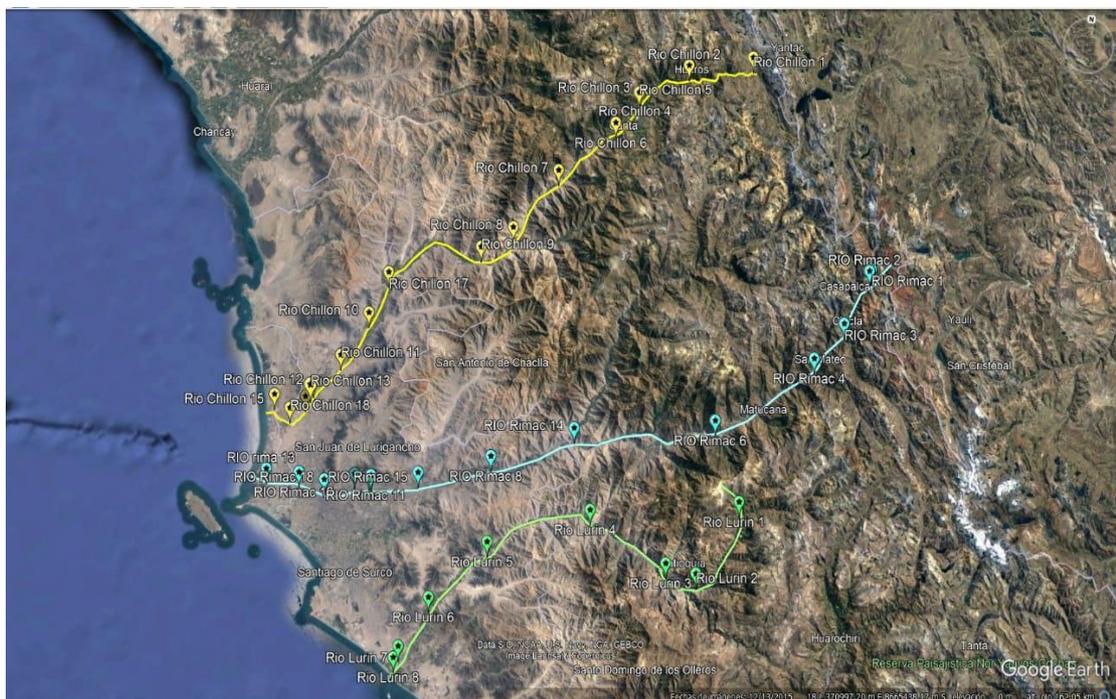


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia

4.1.3. Puntos focales de monitoreo de fósforo total en los ríos de la Cuenca Pacífico.

Los ríos que han sido objeto de investigación en la cuenca del Pacífico se encuentran representados en el Mapa 3 y están situados en la región de la costa central del país. Específicamente, estos ríos son el Rímac, Chillón y Lurín.

Mapa 3. Ríos en evaluación de la cuenca del Pacífico en el centro del País

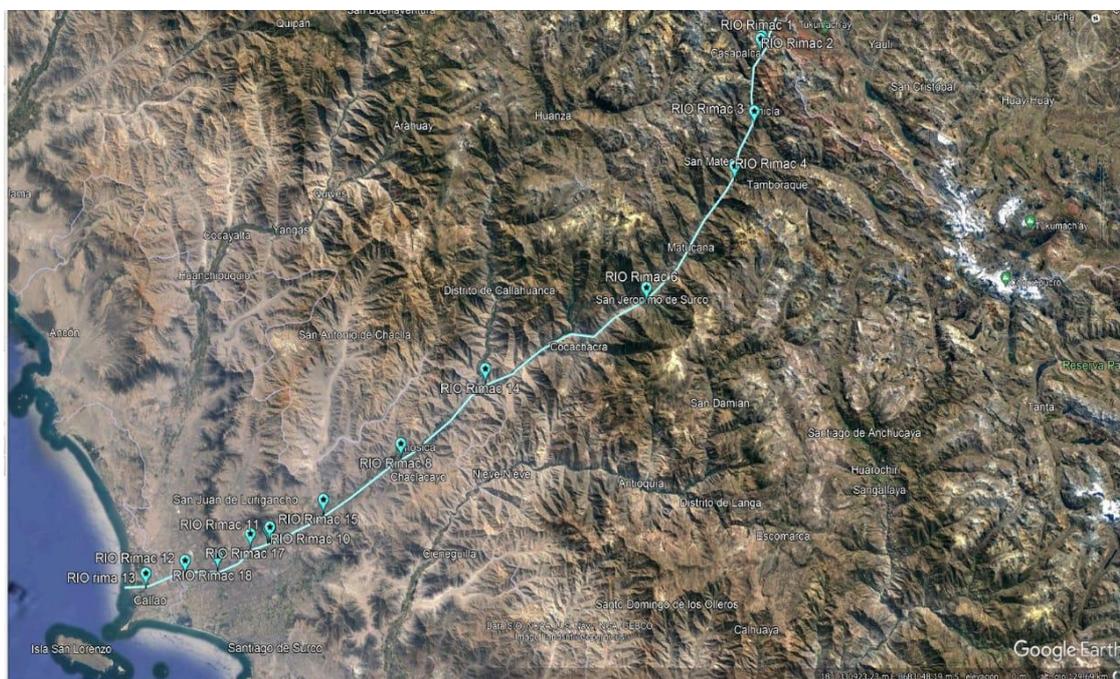


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia

4.1.3.1. Monitoreo de la evolución del fósforo total en la cuenca del Río Rímac.

Con su origen ubicado en las altas elevaciones de Ticlio, este río dirige su flujo hacia la vertiente del Pacífico, atravesando las urbes de Lima y Callao. La cuenca, con una extensión de 3312 kilómetros cuadrados, ostenta un estatus de gran relevancia a nivel nacional, en virtud de su función esencial como fuente de abastecimiento de agua destinada a consumo humano, usos agrícolas y generación de energía. La cuenca alberga una actividad minera de notoria envergadura, concentrada principalmente en las zonas de mayor altitud a lo largo de todo el trayecto del río, que se extiende desde su punto de origen en Ticlio hasta su desembocadura en el océano Pacífico, en el Departamento del Callao. En esta zona de desembocadura, se localizan dieciocho (18) puntos de monitoreo que son presentados en el Mapa 4.

Mapa 4. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Rímac



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia

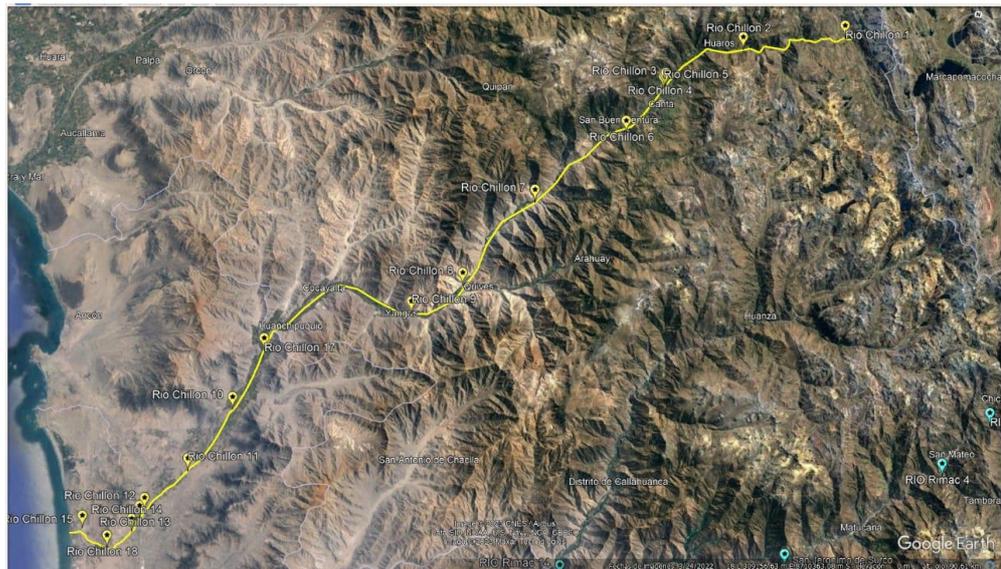
4.1.3.2. Monitoreo de la evolución de fósforo total en la Cuenca del Río Chillón.

El río Chillón tiene su inicio en la laguna de Chonta, ubicada a una altitud de 4.850 metros sobre el nivel del mar, y recorre una distancia total de 126 kilómetros. Su ubicación geográfica se encuentra al norte de la ciudad de Lima, a una distancia aproximada de 20 kilómetros. Dentro de esta cuenca, se desarrolla una actividad agrícola de notable importancia que sigue la ruta de la carretera Panamericana.

El río en cuestión presenta un patrón de flujos sumamente desigual y torrencial. El período de estiaje, también conocido como la temporada seca, se extiende desde mayo hasta diciembre. Durante esta fase, se experimenta una marcada carestía de agua, resultando en un significativo déficit hídrico. En contraste, el período de crecida, que abarca de enero a abril, se caracteriza por un incremento en el caudal del río, resultando en una mayor cantidad de agua liberada. La actividad agrícola y ganadera desempeña un papel fundamental en la provisión de productos alimentarios para la población de Lima.

El agua es empleada para diversos propósitos, incluyendo actividades agrícolas, domésticas, industriales y pecuarias. En la región correspondiente a esta cuenca, no se han establecido instalaciones de plantas de concentración de minerales, lo cual conlleva a que la actividad minera no esté contemplada en dicha área. La cuenca alberga un total de dieciocho (18) puntos de monitoreo, los cuales están presentados en el mapa 5 debido a su significativo papel en el ámbito agrícola.

Mapa 5. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Chillón



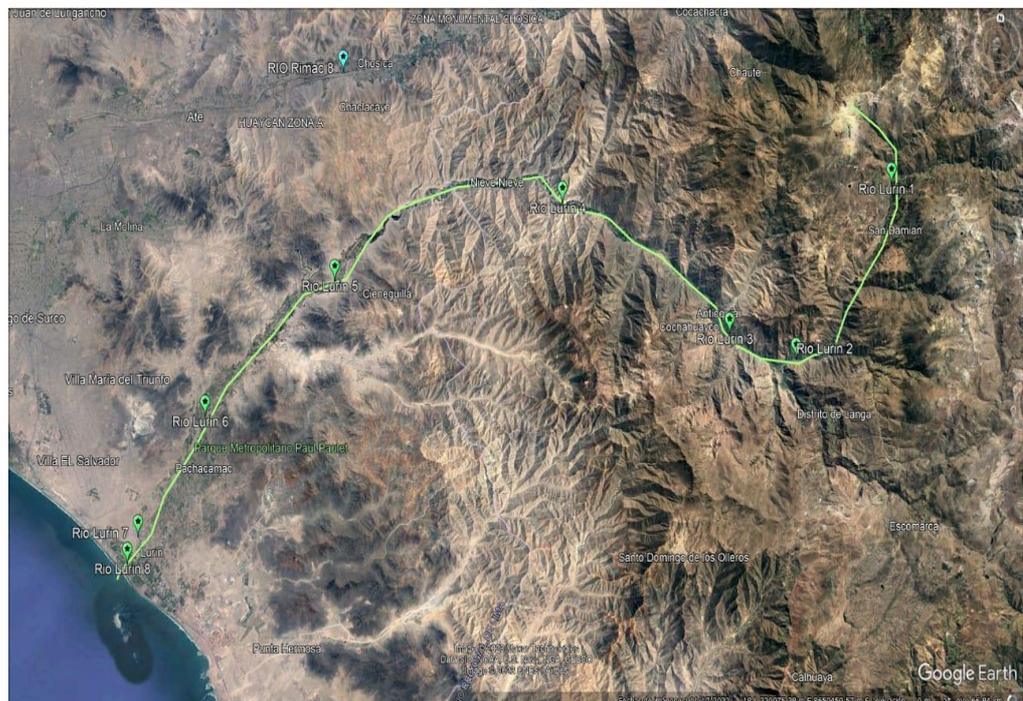
Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

4.1.3.3. Monitoreo de la evolución de fósforo total en la Cuenca del Río Lurín

El río Lurín se extiende desde el Océano Pacífico hasta los nevados Otoshmicumán y Chanape, situados en la provincia de Huarochirí. La cuenca que abarca posee una extensión aproximada de 1670 km² y su longitud es de 108,57 km. Esta corriente fluvial se halla a una distancia aproximada de 43 kilómetros al sur de Lima. Durante los episodios de crecida en esta cuenca, se han registrado lluvias de alta intensidad, resultando en descargas máximas de hasta 80 m³ en intervalos de tiempo reducidos. Estas condiciones han generado procesos erosivos y remoción de suelo y rocas. Las áreas más susceptibles a estos fenómenos se encuentran en las zonas bajas y medias de la cuenca, y se relacionan con eventos como inundaciones, desprendimientos de tierra, huaycos y erosión hídrica. Tales incidentes provocan inquietud y preocupación entre la población que reside en las zonas adyacentes y en las cercanías de las desembocaduras de ríos y quebradas.

En las partes inferiores de la cuenca se ubican áreas dedicadas a la agricultura y desarrollo urbano, las cuales experimentan los impactos más notorios derivados de deslizamientos, colapsos, huaycos e inundaciones. En esta masa de agua en particular se han designado ocho (08) puntos destinados a la observación ambiental, cuya ubicación se presenta en el Mapa 6.

Mapa 6. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Lurín



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia.

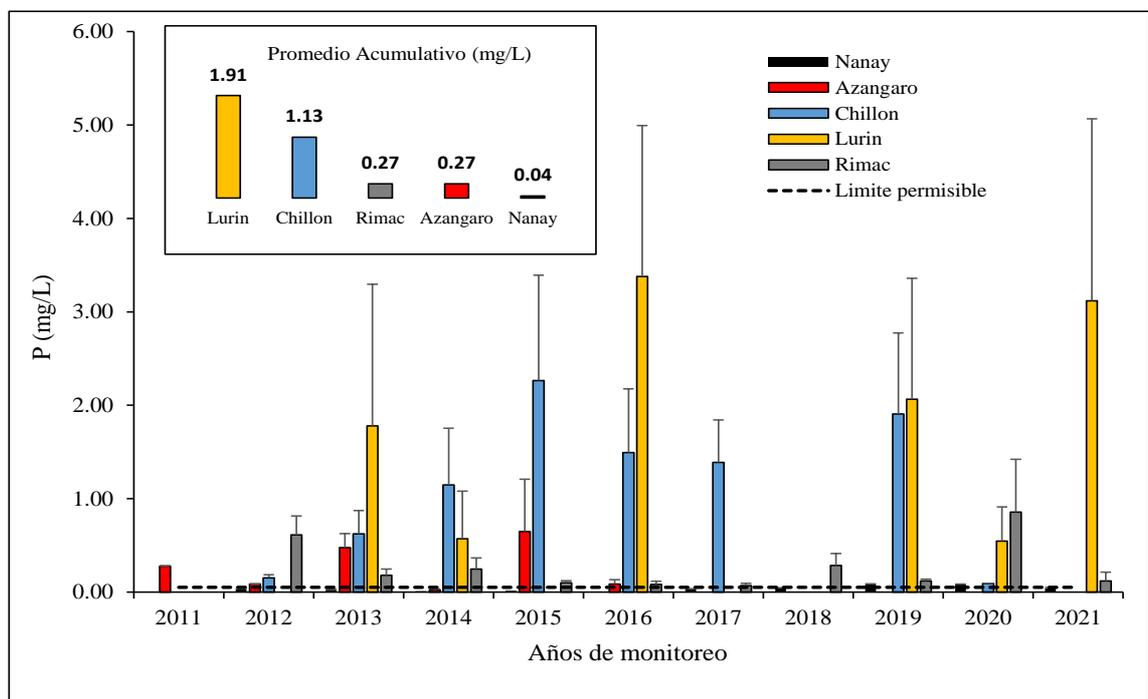
4.2. Variabilidad temporal de fósforo y su relación con las avenidas y estiajes de las cuencas hidrográficas del Nanay, Chillón-Rímac-Lurín y Azángaro.

4.2.1 Variación del contenido de fósforo total entre las cuencas hidrográficas

Los promedios acumulativos de la concentración de fósforo total entre los años 2011 y 2021, fueron mayores en los ríos Lurín y Chillón, con 1.91 ± 0.45 mg/L ($\square \pm SE$) y 1.13 ± 0.26 mg/L, respectivamente, seguidos por los ríos Rímac (0.27 ± 0.08 mg/L), Azángaro (0.27 ± 0.09 mg/L) y el Nanay

(0.04 ± 0.01 mg/L) que presento valor promedio abajo del nivel permisible (0.05 mg/L) (Figura 1). Sin embargo, estadísticamente la variación fue significativa apenas entre los ríos Lurín y Nanay ($F_{4,51} = 2.94$, $p = 0.03$). La variación temporal entre los años de monitoreo fue altamente significativa ($F_{10,510} = 16.40$, $p < 0.001$), así como su interacción con los ríos ($F_{40,510} = 8.89$, $p < 0.001$), lo cual no permitió identificar un patrón a lo largo de los años de monitoreo (Figura 1). Importante destacar que la alta variabilidad de datos y ausencia de los mismo en algunos años y en algunas cuencas, reflejo de los altos valores de errores estándares (SE), pueden haber influenciado en algunos resultados estadísticos.

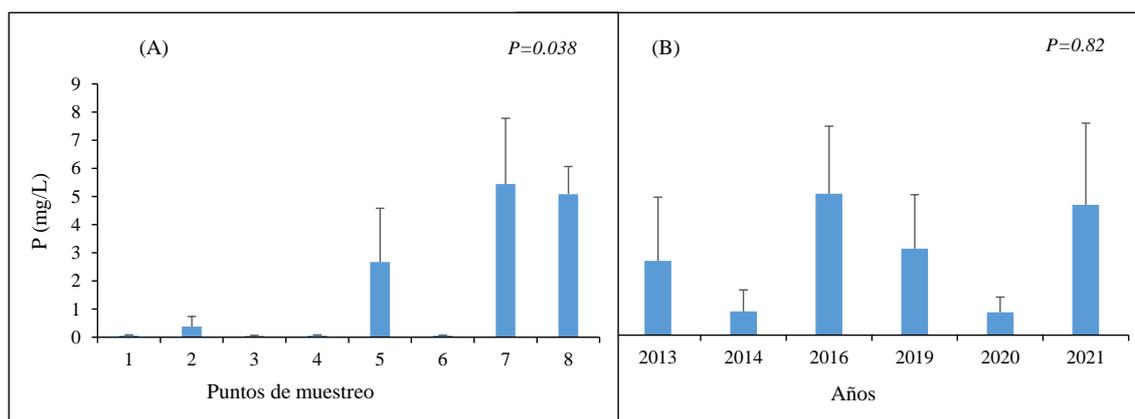
Figura 1. Promedios generales con sus respectivos errores estándares ($\square \pm SE$) del contenido de fosforo (P-mg/L) entre ríos (Lurín, Chillón, Rímac, Azángaro y Nanay) y entre los años de monitoreo (2011 a 2021), teniendo como referencia el límite permisible (línea negra recortada).



4.2.2. Variación del contenido de fósforo – Río Lurín

Especialmente hubo variación significativa entre los puntos de muestreo ($F_{7,7} = 4.23$, $p = 0.038$), siendo los puntos Lurín-7 (5.44 ± 2.34 mg/L, $\square \pm SE$) y Lurín-8 (5.08 ± 0.99 mg/L), ambos ubicados en la zona baja (desembocadura), significativamente mayores que los demás puntos ubicados en la zona alta del río (cabecera) (Figura 2^a). Sin embargo, no hubo variación significativa entre las estaciones hidrológicas (avenida y estiaje) ($F_{1,7} = 1.47$, $p = 0.27$) y ni variación temporal ($F_{5,35} = 4.23$, $p = 0.82$) a lo largo de los años 2013 a 2021 (Figura 2B).

Figura 2. Variación del contenido de fósforo entre los puntos de muestreo (A) y los años de colecta de datos (B) en el río Lurín.

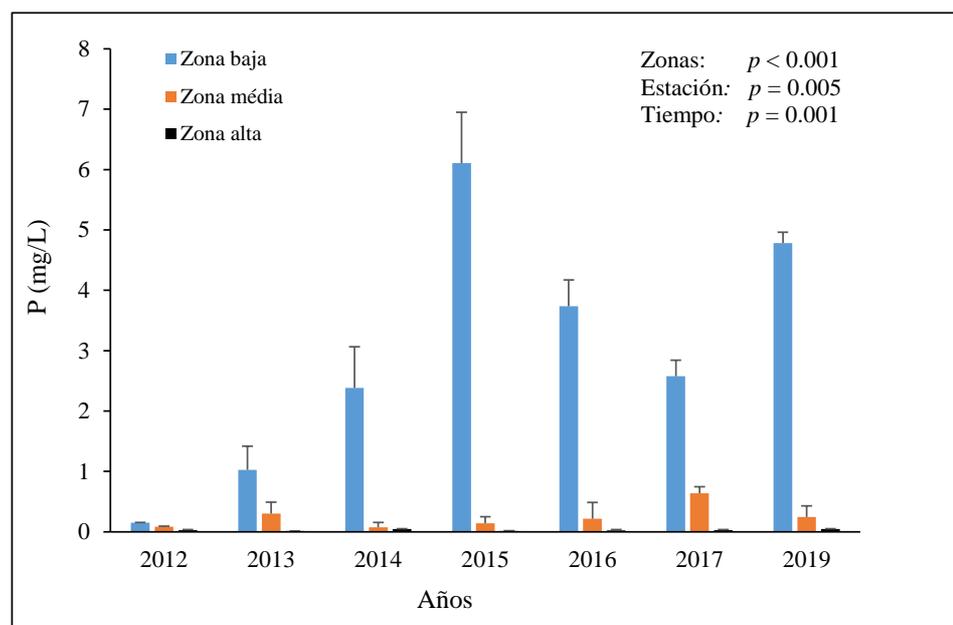


4.2.3. Variación del contenido de fósforo – Río Chillón

La Figura 3 muestra los valores promedios en tres zonas de muestreo a lo largo del río Chillón. Cada zona está conformada por varios puntos de muestreo, siendo que la zona baja (3 puntos de muestreo) representa la parte de la desembocadura del río, la zona media (6 puntos) representa la parte intermedia y la zona alta (9 puntos) representa la parte de la cabecera del río. Hubo diferencia altamente significativa entre las zonas ($F_{2,32} = 26.01$, $p < 0.001$), donde la zona baja (2.97 ± 0.79 mg/L, $\square \pm SE$)

fue significativamente mayor que la zona media (0.24 ± 0.07 mg/L) y zona alta (0.03 ± 0.01 mg/L). También hubo diferencia significativa entre las estaciones hidrológicas ($F_{1,32} = 9.13$, $p = 0.005$), siendo los valores promedios de fósforo mayores durante el estiaje en comparación con la avenida, principalmente en la zona baja donde se obtuvieron los mayores valores (Estiaje: 7.49 ± 1.61 mg/L, Avenida: 3.80 ± 3.35 mg/L). Por otra parte, hubo diferencia temporal significativa entre los años de muestreo ($F_{7,224} = 9.13$, $p = 0.001$), indicando que hubo un incremento gradual del contenido de fósforo a lo largo de los años de muestreo.

Figura 3. Variación del contenido de fósforo en tres zonas de muestreo a lo largo de los años 2012 a 2019 en el río Chillón.

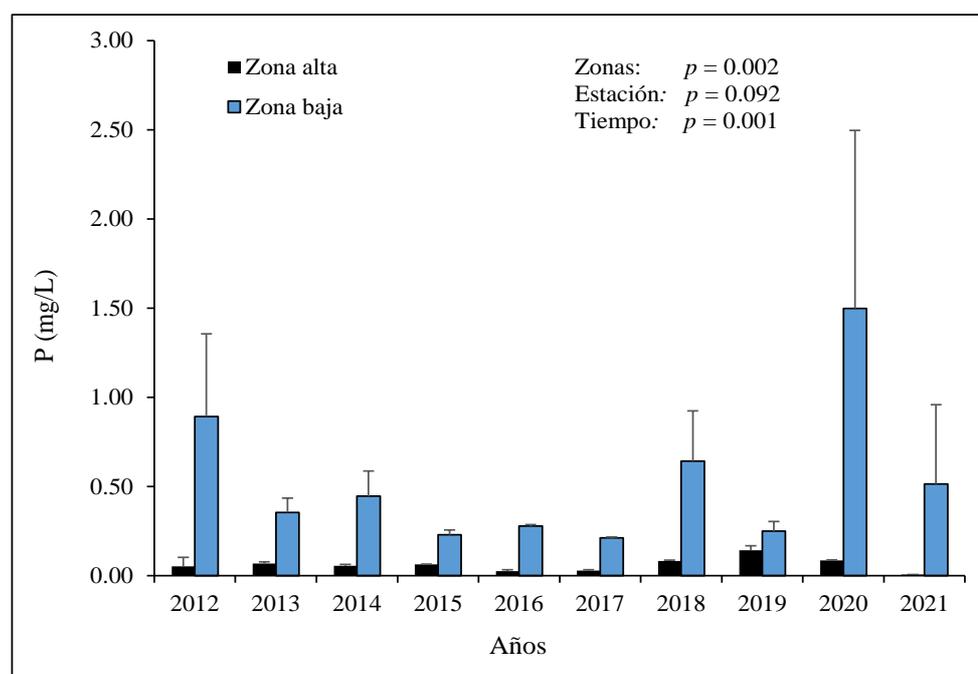


4.2.4. Variación del contenido de fósforo – Río Rímac

La Figura 4 muestra los valores promedios en dos zonas de muestreo a lo largo del río Rímac. Cada zona está conformada por varios puntos de muestreo, siendo que la zona baja (4 puntos de muestreo) representa la parte de la desembocadura del río y la zona alta (8 puntos) representa la parte de la cabecera del río. Hubo diferencia significativa entre las zonas

de muestreo ($F_{1,19} = 12.79$, $p < 0.002$), donde la zona baja (0.71 ± 0.24 mg/L, $\square \pm SE$) fue significativamente mayor que la zona alta (0.07 ± 0.01 mg/L). Sin embargo, no hubo diferencia significativa entre las estaciones hidrológicas ($F_{1,19} = 3.15$, $p = 0.09$), a pesar de los valores promedios de fósforo ser relativamente mayor durante el estiaje (0.39 ± 0.20 mg/L) en comparación con la avenida (0.22 ± 0.08 mg/L). Por otra parte, hubo diferencia temporal significativa entre los años de muestreo ($F_{9,171} = 3.23$, $p = 0.001$), indicando que hubo un incremento gradual del contenido de fósforo a lo largo de los años de muestreo.

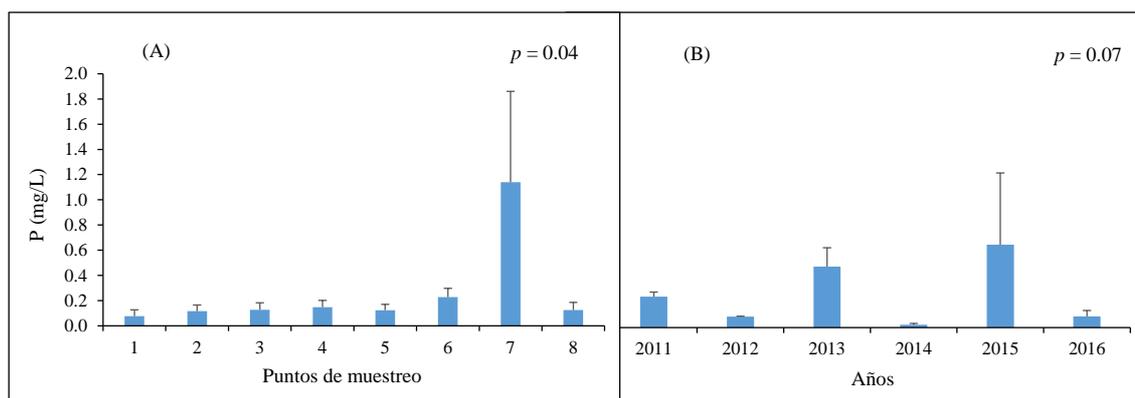
Figura 4. Variación del contenido de fósforo en dos zonas de muestreo a lo largo de los años 2012 a 2021 en el río Rímac.



4.2.5. Variación del contenido de fósforo – Río Azángaro

La Figura 5A muestra los valores promedio en los puntos de muestreo a lo largo del río Azángaro. El análisis estadístico indica que hubo variación espacial significativa ($F_{7,7} = 4.03$, $p = 0.04$), sin embargo, esa significancia parece estar relacionada al valor de fósforo registrado en el punto Azángaro-7 (1.14 ± 0.72 mg/L, $\square \pm SE$), lo cual presentó el mayor valor en comparación con los demás puntos de muestreo. Por otra parte, no hubo variación significativa entre las estaciones hidrológicas (avenida y estiaje) ($F_{1,7} = 0.71$, $p = 0.43$) y ni variación temporal ($F_{5,35} = 2.31$, $p = 0.07$) a lo largo de los años 2011 a 2016 (Figura 5B).

Figura 5. Variación del contenido de fósforo entre los puntos de muestreo (A) y los años de colecta de datos (B) en el río Azángaro.

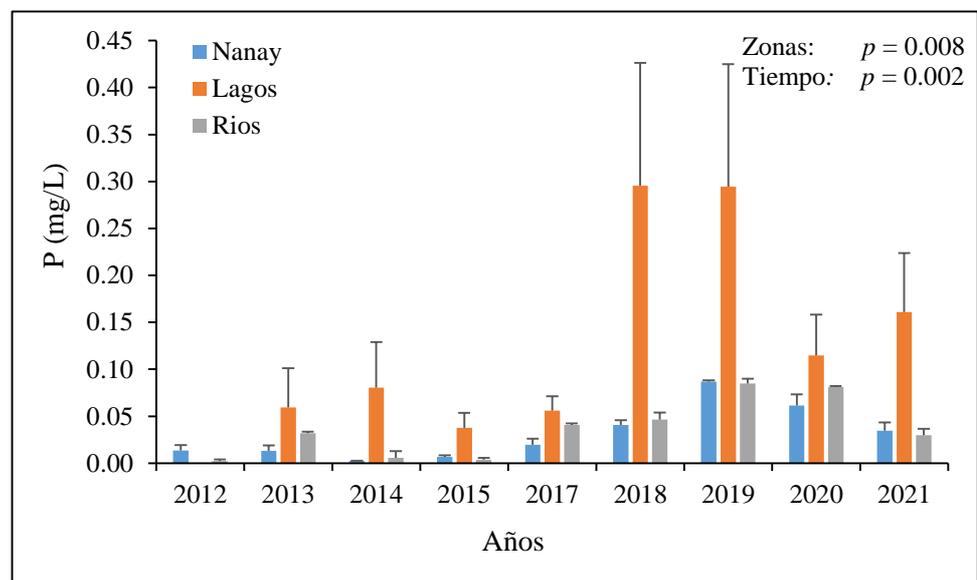


4.2.6. Variación del contenido de fósforo – Río Nanay

La Figura 6 muestra los valores promedio del contenido de fósforo en tres zonas de muestreo en la cuenca del Nanay. Como zonas fueron considerados los puntos de muestreo ubicados a lo largo del río Nanay (11 puntos), en los lagos próximos (7 lagos) y en ríos tributarios (3 ríos). Los análisis estadísticos muestran que hubo diferencia significativa entre las zonas de muestreo ($F_{2,24} = 6.01$, $p = 0.008$), donde los valores de fósforo registrados en los lagos (0.14 ± 0.04 mg/L, $\square \pm SE$) fue

significativamente mayor que del río Nanay (0.031 ± 0.003 mg/L) y los ríos tributarios (0.036 ± 0.002 mg/L). Por otra parte, hubo diferencia temporal altamente significativa entre los años de muestreo ($F_{8,192} = 7.73$, $p < 0.001$), indicando que hubo un incremento gradual del contenido de fósforo a lo largo de los años de monitoreo en las tres zonas estudiadas.

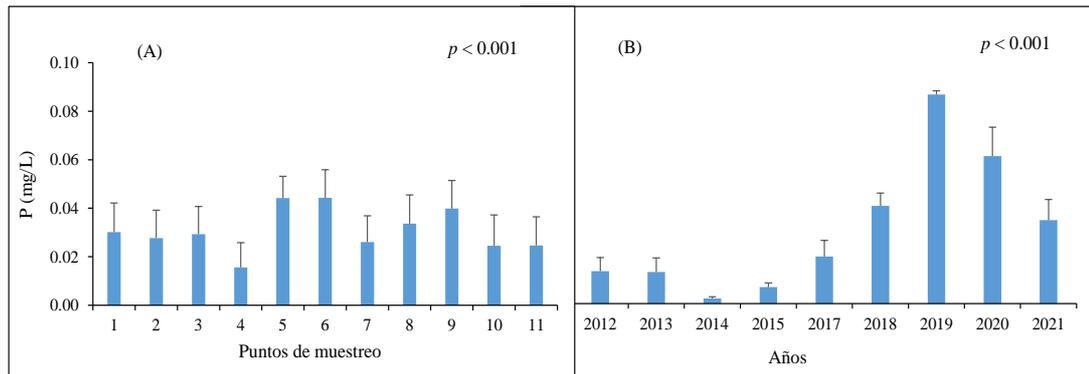
Figura 6. Variación del contenido de fósforo en tres zonas de muestreo (Río Nanay, Lagos y Ríos Tributarios) a lo largo de los años 2012 a 2021 en la cuenca del Nanay.



La **Figura 7A** muestra los valores promedios del contenido de fósforo en los puntos de muestreo a lo largo del río Nanay. El análisis estadístico indica que hubo variación significativa entre los puntos de muestreo ($F_{10,10} = 12.35$, $p < 0.001$), donde el punto-5 (0.044 ± 0.01 mg/L, $\square \pm SE$) y punto-6 (0.044 ± 0.01 mg/L) presentaron los mayores valores y el punto-4 (0.016 ± 0.01 mg/L) el menor valor, indicando que no hubo una tendencia de distribución del contenido de fósforo entre la cabecera y desembocadura del río Nanay. También hubo variación significativa entre las estaciones hidrológicas (avenida y estiaje) ($F_{1,10} = 41.79$, $p < 0.001$), siendo el contenido de fósforo mayor durante la avenida (0.036 ± 0.01 mg/L) y

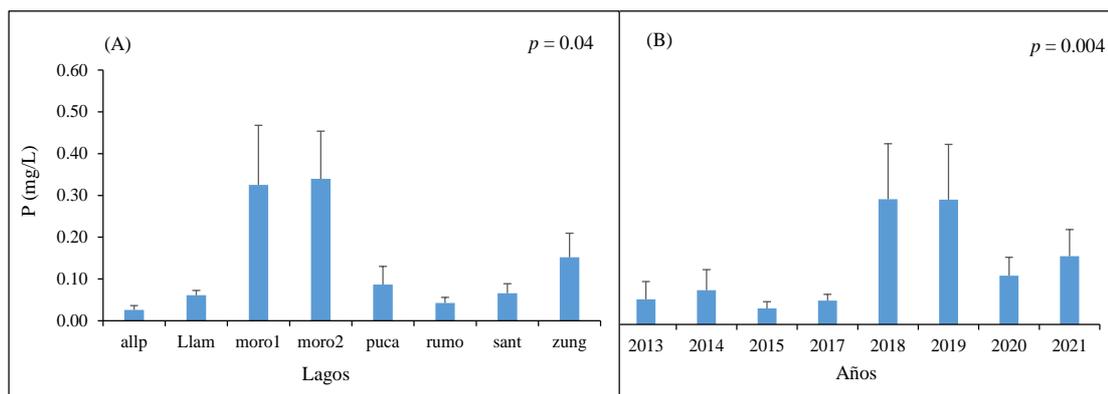
menor durante el estiaje (0.026 ± 0.01 mg/L). Por otra parte, hubo variación temporal ($F_{8,80} = 30.53$, $p < 0.001$) a lo largo de los años 2012 a 2021 (**Figura 7B**), indicando que hubo un incremento gradual del contenido de fósforo a lo largo de los años de monitoreo en el río Nanay.

Figura 7. Variación del contenido de fósforo entre los puntos de muestreo (A) y los años de colecta de datos (B) en el río Nanay.



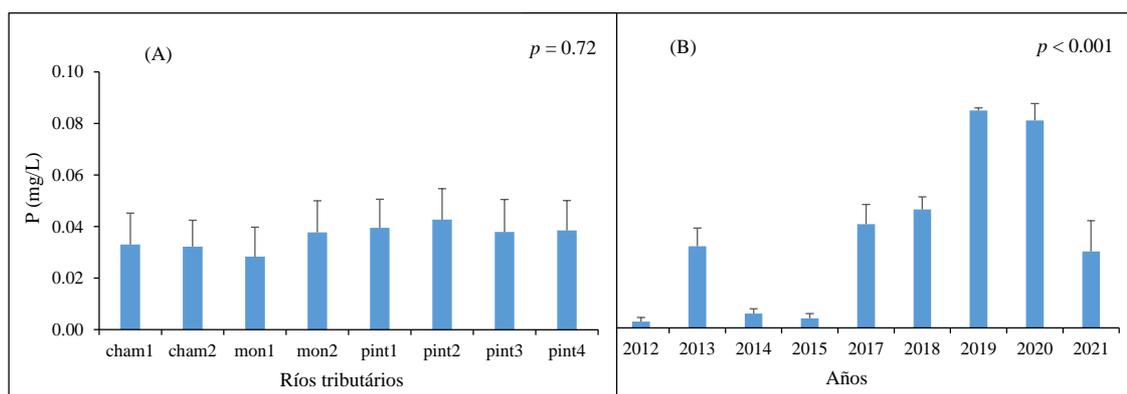
La **Figura 8A** muestra los valores promedios del contenido de fósforo en siete lagos ubicados próximos del río Nanay. El análisis estadístico indica que hubo variación significativa entre los lagos ($F_{7,7} = 4.38$, $p = 0.04$), siendo los dos puntos de colecta en el lago Moronacocha los que tuvieron los valores más altos con 0.33 ± 0.14 mg/L y 0.34 ± 0.11 mg/L, respectivamente. Sin embargo, no hubo variación significativa entre las estaciones hidrológicas (avenida y estiaje) ($F_{1,7} = 2.62$, $p < 0.15$), pero si hubo variación temporal ($F_{7,49} = 3.55$, $p = 0.004$) a lo largo de los años 2013 a 2021 (**Figura 8B**), indicando que hubo un incremento gradual del contenido de fósforo a lo largo de los años de monitoreo en los lagos próximos del río Nanay.

Figura 8. Variación del contenido de fósforo entre los lagos (A) y los años de colecta de datos (B) en lagos ubicados próximos del río Nanay.



La **Figura 9A** muestra los valores promedio del contenido de fósforo en tres ríos tributarios del río Nanay. El análisis estadístico indica que no hubo variación significativa entre los ríos ($F_{7,7} = 0.64$, $p = 0.72$) y entre las estaciones hidrológicas (avenida y estiaje) ($F_{1,7} = 1.06$, $p = 0.34$), pero si hubo variación temporal ($F_{8,56} = 33.80$, $p < 0.001$) a lo largo de los años 2012 a 2021 (**Figura 9B**), indicando que hubo un incremento gradual del contenido de fósforo a lo largo de los años de monitoreo en los ríos tributarios del Nanay.

Figura 9. Variación del contenido de fósforo entre los ríos tributarios (A) y los años de colecta de datos (B) en ríos tributarios del Nanay.



CAPÍTULO V: DISCUSIÓN

1. Los ríos que hacen parte de la cuenca hidrográfica del pacífico, donde se concentra la mayor población y actividad agrícola industrial del Perú, son los que presentaron las mayores concentraciones de fosforo total en comparación con los ríos que hacen parte de la cuenca del Titica y Atlántico en 11 años de monitoreo, confirmando la variabilidad espacial de la concentración de fosforo total. Este resultado corrobora con los resultados encontrado por Vásquez (2023), quien al evaluar el grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas hidrográficas del Pacífico, Atlántico y Titicaca, también evidencio variabilidad espacial en los niveles de eutrofización, con destaque para los ríos de la cuenca del pacífico que mostraron las mayores concentraciones de fósforo.
2. La variabilidad espacial fue significativa apenas entre los ríos Lurín y Nanay, indicando que el nivel de contaminación por fosforo varía desde niveles permisibles aceptables como es el caso del rio Nanay hasta valores críticos como es el caso de los ríos Lurín. Estas diferencias en el contenido de fosforo a nivel de cuenca pueden estar relacionados al uso variado de productos fosfatados en la actividad agrícola, a la variación población y a los diferentes volúmenes de agua en movimiento que permite la rápida o lenta dispersión de este elemento a lo largo de los ríos (Dupas et al. 2018).
3. La variabilidad temporal del contenido de fosforo (considerando todos los ríos) a lo largo de 11 años, parecen no seguir un patrón de distribución, indicando que la variabilidad temporal puede ser especifica en cada cuenca hidrográfica, pues cada rio tiene sus características propias de régimen hidrológico, variación del caudal, la profundidad del agua, la turbidez, la temperatura, la cobertura ribereña, la presión por pastoreo, la concentración de otros nutrientes y la ocupación

poblacional, que juntas pueden determinan el comportamiento y destino del fosforo en el agua y en el tiempo (O'Farrell et al. 2012, Rodríguez Castro 2015, Dupas et al. 2018).

4. De otro lado, también la concentración de fosforo vario entre los puntos de muestreo en los ríos Lurín, Chillón y Rímac, mostraron un patrón espacial de distribución, cuyos valores promedios aumentaron en sentido de la zona baja o desembocadura. La zona de desembocadura de estés tres ríos está relacionada con la proximidad de las áreas urbanas y ciudades más pobladas, lo que probablemente contribuye con las concentraciones elevadas de fósforo en estas zonas (Westphal et al. 2019) y con la consecuente alteración de los parámetros acuíferos y del orden ecológico (Moronta-Riera & Riverón-Zaldivar 2016). Además, en estas zonas, el vertido continuo de detergentes, fertilizantes, pesticidas, aguas residuales urbanas (Mockler et al. 2017) y desechos industriales (Valencia-Quintana et al. 2007) a las cuencas fluviales añaden cantidades desorbitantes de fósforo (Cassidy et al. 2019), lo que contribuye con la eutrofización de los ríos.
5. Sin embargo, en los ríos Azángaro y Nanay, la variabilidad registrada no siguió un padrón consiste, más bien fue una consecuencia de valores elevados de fosforo en algunos puntos de muestreo que no tienen relación directa con la proximidad de las zonas urbanas. El rio Azángaro, solo mostro variabilidad como consecuencia de un punto de muestreo (punto 7) que presento la mayor concentración de fosforo, en cuanto que en el rio Nanay, la variabilidad fue consecuencia de dos puntos de muestreo (punto 5 y 6) localizados en la zona media de la cuenca.
6. La variación temporal en la concentración de fosforo total fue significativo en los ríos Chillón, Rímac y Nanay, indicando que hubo un incremento positivo a lo largo de los últimos años, a pesar de que la concentración de fosforo total en el rio

Nanay estaba por debajo del límite permisible. De otro lado, los ríos Lurín y Azángaro no presentaron variación temporal en la concentración de fósforo total. Estos resultados también corroboran de forma parcial con el estudio de Vásquez (2023), quien al evaluar la evolución de la concentración del fósforo en la época de estiaje e avenidas en la última década, muestra que estos ríos no tuvieron previsiones significativas de incrementos para los próximos años cuanto al fósforo total en época de estiajes y avenidas. Por lo que la variación temporal en la concentración de fósforo es un indicador importante en las previsiones a largo plazo, principalmente para tomar medidas preventivas en las cuencas hidrográficas cuyas concentraciones de fósforo viene aumentando lentamente como en el caso del río Nanay y rápidamente en los ríos Chillón y Rímac.

7. En este estudio, la concentración de fósforo total también fue evaluado en algunos lagos y ríos tributarios del río Nanay. Los resultados muestran que la concentración de fósforo tanto en el río Nanay como en los ríos tributarios (Chambira, Monón y Pintuyacu) muestran valores abajo del nivel permisible, sin embargo, hay una diferencia significativa cuando comparamos con los lagos, principalmente con el lago Moronacocha que mostró las mayores concentraciones de fósforo total. De hecho, en los lagos, el proceso de eutrofización ha incrementado considerablemente en las últimas décadas a lo largo de todo el mundo (Smith y Smith, 2007), principalmente en lagos próximos o dentro de los centros urbanos, lo que facilita su contaminación por residuos sólidos y aguas residuales de viviendas. Hoy en día, las orillas del lago Moronacocha son ocupadas por viviendas cuyas aguas residuales y residuos sólidos son desechadas directamente en el lago.

CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES

- La concentración de fosforo total varió entre las cuencas hidrográficas, donde los ríos de la cuenca hidrográfica del Pacífico tuvieron valores promedios mayores que los ríos de las cuencas del Atlántico y Titicaca, indicando variabilidad espacial.
- La concentración de fosforo total también varió dentro de cada rio entre los puntos de muestreo, principalmente en los ríos Lurín, Chillón y Rímac, lo cual mostraron un patrón espacial de distribución a lo largo del rio, cuyos valores promedios aumentaron en sentido de la zona baja o desembocadura.
- La concentración de fosforo total también varió temporalmente entre los años 2011 a 2021, principalmente en los ríos Chillón, Rímac y Nanay, quienes mostraron un incremento positivo del contenido de fosforo a lo largo de los últimos años.

CAPÍTULO VII: RECOMENDACIONES

- Se recomienda continuar haciendo monitoreo de los niveles de contaminación del agua a través de evaluaciones espaciales y temporales del contenido de fosforo total y de otros elementos contaminantes en las cuencas cuyos valores de fosforo total estaba por debajo de los niveles permisibles.
- Se recomienda realizar evaluaciones de los niveles de contaminación del agua considerando la variación poblacional, variación de actividades agropecuarias y variaciones de las características de los ríos principalmente dentro de una misma cuenca hidrográfica.

CAPÍTULO VIII: FUENTES DE INFORMACIÓN

1. **Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Odoux, C.** (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407.
2. **Huang, J., Xu, C. chun, Ridoutt, B. G., Wang, X. chun, & Ren, P. an.** (2017). Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. *Journal of Cleaner Production*, 159, 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.008>.
3. **Du, H., Chen, Z., Mao, G., Chen, L., Crittenden, J., Li, R. Y. M., & Chai, L.** (2019). Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. *Ecological Indicators*, 102(December 2018), 686–692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.032>.
4. **Tekile, A., Kim, I., & Kim, J.** (2015). Mini-review on river eutrophication and bottom improvement techniques, with special emphasis on the Nakdong River. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 30, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.014>.
5. **Bhagowati, B., & Ahamad, K. U.** (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 19(1), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>.
6. **Ortiz-Reyes, E., & Anex, R. P.** (2018). A life cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production. *Journal of Cleaner Production*, 177, 474–482. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.255>.
7. **Bhagowati, B., & Ahamad, K. U.** (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 19(1), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>.
8. **Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z.** (2020). Analysis of eutrophication potential of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 81(9), 1994–2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.254>
9. **Charlton, M. B., Bowes, M. J., Hutchins, M. G., Orr, H. G., Soley, R., & Davison, P.** (2018). Mapping eutrophication risk from climate change: Future phosphorus concentrations in English rivers. *Science of the Total Environment*, 613–614, 1510–1526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.218>.

10. **ONU.** (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe (Issue 10). <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2018.52077>
11. **ONU.** (2020). Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020. ONU, 64. <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2018/TheSustainableDevelopmentGoalsReport2018-ES.pdf>.
12. **ANA** (2008). Delimitación y codificación de las unidades hidrográficas del Perú. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/597>
13. **ANA** (2013). Plan Nacional de Recursos Hídricos del Perú: Memoria 2013. Autoridad Nacional Del Agua, 255. <http://www.ana.gob.pe/portal/gestion-del-conocimiento-girh/plan-nacional-de-recursos-hidricos>.
14. **ANA** (2013). Plan Nacional de Recursos Hídricos del Perú: Memoria 2013. Autoridad Nacional Del Agua, 255. <http://www.ana.gob.pe/portal/gestion-del-conocimiento-girh/plan-nacional-de-recursos-hidricos>.
15. **Llauca, H., Lavado-Casimiro, W., Montesinos, C., Santini, W., & Rau, P.** (2021). PISCO_HyM_GR2M: A model of monthly water balance in Peru (1981–2020). *Water (Switzerland)*, 13(8), 1–19. <https://doi.org/10.3390/w13081048>.
16. **Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Oudou, C.** (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407.
17. **Li, M., Dong, J., Zhang, Y., Yang, H., Van Zwieten, L., Lu, H., Alshameri, A., Zhan, Z., Chen, X., Jiang, X., Xu, W., Bao, Y., & Wang, H.** (2021). A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water (Switzerland)*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/w13020225>.
18. **Li, M., Dong, J., Zhang, Y., Yang, H., Van Zwieten, L., Lu, H., Alshameri, A., Zhan, Z., Chen, X., Jiang, X., Xu, W., Bao, Y., & Wang, H.** (2021). A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water (Switzerland)*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/w13020225>.
19. **Plew, D. R., Zeldis, J. R., Dudley, B. D., Whitehead, A. L., Stevens, L. M., Robertson, B. M., & Robertson, B. P.** (2020). Assessing the Eutrophic Susceptibility of New Zealand Estuaries. *Estuaries and Coasts*, 43(8), 2015–2033. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00729-w>.
20. **Ji, B., Liang, J., & Chen, R.** (2020). Bacterial eutrophic index for potential water quality evaluation of a freshwater ecosystem. *Environmental Science and*

- Pollution Research, 27(26), 32449–32455. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09585-4>.
21. **Zhang, W., Pueppke, S. G., Li, H., Geng, J., Diao, Y., & Hyndman, D. W.** (2019). Modeling phosphorus sources and transport in a headwater catchment with rapid agricultural expansion. *Environmental Pollution*, 255, 113273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113273>
 22. **Andrade, M. C. de, Ugaya, C. M. L., de Almeida Neto, J. A., & Rodrigues, L. B.** (2021). Regionalized phosphorus fate factors for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(5), 879–898. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01912-2>.
 23. **Mamani Larico, A. J., Rendón Dávila, V. O., Figueroa Tapia, Á. M., Quiroz Valdivia, J., & Zúñiga Medina, S. A.** (2021). Bioenergetic and water quality modeling for eutrophication assessment of El Pañe Reservoir, Peru. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 21(1), 114–128. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.08.004>.
 24. **Mamani Larico, A. J., & Zúñiga Medina, S. A.** (2019). Application of WASP model for assessment of water quality for eutrophication control for a reservoir in the Peruvian Andes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 24(1), 37–47. <https://doi.org/10.1111/lre.12256>.
 25. **Villa Vásquez, Flavio** (2022). Variabilidad espacial del fósforo y su relación con las avenidas y estiajes de las cuencas hidrográficas del Nanay, Chillón-Rímac-Lurín y Azángaro. Tesis de Pregrado. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.
 26. **Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O.** (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 646–654. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>.
 27. **Andrade, M. C. de, Ugaya, C. M. L., de Almeida Neto, J. A., & Rodrigues, L. B.** (2021). Regionalized phosphorus fate factors for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(5), 879–898. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01912-2>.
 28. **Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O.** (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the

- global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 646–654.
<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>.
29. **Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O.** (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 646–654.
<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>.
30. **Alexander, R. B., Smith, R. A., & Schwarz, G. E.** (2004). Estimates of diffuse phosphorus sources in surface waters of the United States using a spatially referenced watershed model. *Water Science and Technology*, 49(3), 1–10.
<https://doi.org/10.2166/wst.2004.0150>.
31. **Andrade, M. C. de, Ugaya, C. M. L., de Almeida Neto, J. A., & Rodrigues, L. B.** (2021). Regionalized phosphorus fate factors for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(5), 879–898.
<https://doi.org/10.1007/s11367-021-01912-2>.
32. **Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O.** (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 646–654.
<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>.
33. **MINAM** (2016). Glosario de términos de sitios contaminados.
<https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>.
34. **MINAM** (2016). Glosario de términos de sitios contaminados.
<https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>.
35. **MINAM** (2016). Glosario de términos de sitios contaminados.
<https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>.
36. **MINAM** (2016). Glosario de términos de sitios contaminados.
<https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>.
37. **MINAM** (2016). Glosario de términos de sitios contaminados.
<https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>.

38. **Bordino, J.** (2023). Efluentes: qué son y características. geoenciclopedia.com.
<https://www.geoenciclopedia.com/efluentes-que-son-y-caracteristicas-668.html>
39. **Camacho, A. Ariosa, L.** 2000. Habana, Cuba. Centro Félix Valera. Instituto de literatura y lingüística. Centro de información, gestión y educación Ambiental.
https://hogaresjuvenilescampesinos.org/gallery/diccionario_ambiental.pdf.
40. **Camacho, A. Ariosa, L.** 2000. Habana, Cuba. Centro Félix Valera. Instituto de literatura y lingüística. Centro de información, gestión y educación Ambiental.
https://hogaresjuvenilescampesinos.org/gallery/diccionario_ambiental.pdf.
41. **Camacho, A. Ariosa, L.** 2000. Habana, Cuba. Centro Félix Valera. Instituto de literatura y lingüística. Centro de información, gestión y educación Ambiental.
https://hogaresjuvenilescampesinos.org/gallery/diccionario_ambiental.pdf.

ANEXOS

Anexo 1. Operacionalización de variables

VARIABLES	DEFINICION	TIPO DE VARIABLE POR SU NATURALEZA	INDICADORES	ESCALA DE MEDICION	CATEGORIA	VALORES DE LA CATEGORIA	MEDIOS DE VERIFICACION
Variable dependiente: Variabilidad temporal de la vulnerabilidad de eutrofización por fósforo.	Fluctuaciones de tiempo, tomados en cuenta a partir de la comparación de datos cuantitativos específicos y en determinados tiempos.	Cuantitativa	Nivel de concentración de fósforo total	mg/L	Alto Medio Bajo	No definida	Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua- DECRETO SUPREMO-N° 004- 2017-MINAM.
Variable independiente: Cuencas hidrográficas de las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.	Zona donde sólo existe un sistema de dragado natural, lo que significa que toda el agua de la zona fluye hacia el océano a través de un único río o de un único lago interior.	Cualitativa	Vulnerabilidad de la cuenca	- Disponibilidad hídrica (Q_i , $\text{km}^3 \text{d}^{-1}$) - Volumen total de agua en la cuenca ($V_{\text{tot},i}$, km^3) - Demanda agrícola, doméstica, industrial.	Alto Medio Bajo	No definida	

Anexo 2. Matriz de consistencia

Título de la investigación	Pregunta de investigación	Objetivos de la Investigación	Hipótesis (cuando corresponda)	Tipo y diseño de estudio	Población de estudio y procesamiento de datos	Instrumento de recolección
¿En qué medida es posible conocer el nivel de vulnerabilidad de eutrofización de las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Típacaca, basados en su variabilidad temporal?	¿En qué medida es posible conocer el nivel de vulnerabilidad de eutrofización de las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Típacaca, basados en su variabilidad temporal?	OBJETIVO GENERAL: Estimar el grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas hidrográficas de los ríos Chillón, Rimac, Lurín, Nanay y Azángaro, basado en su variabilidad temporal.	H0: No se evidencia una disparidad sustancial en los grados de vulnerabilidad temporal ante el proceso de eutrofización entre las cuencas hidrográficas ubicadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Típacaca.	tipo observacional, retrospectivo y prospectivo	El estudio comprende las cuencas hidrográficas Nanay (Vertiente del Atlántico), Chillón-Rimac-Lurín (Vertiente del Pacífico) y Azángaro (Vertiente del Típacaca). Los datos serán procesados a partir del cálculo de la incertidumbre cualitativa y cuantitativa de los datos, así como de la correlación entre los resultados de vulnerabilidad con sus datos de entrada (input data), por lo que se utilizarán los siguientes análisis estadísticos: Análisis de Monte Carlo y Correlación de Spearman.	SNIRH-Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos ANA-Autoridad Nacional del Agua SENAMHI-Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología
		OBJETIVOS ESPECIFICOS: Determinar la variabilidad temporal del grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas hidrográficas de los ríos Chillón, Rimac, Lurín, Nanay y Azángaro	H1: Se evidencia una disparidad sustancial en los grados de vulnerabilidad temporal ante el proceso de eutrofización entre las cuencas hidrográficas ubicadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Típacaca	no experimental descriptivo		