



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA AGRÍCOLA



TESIS

**ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN ESPACIO – TEMPORAL DE LA
CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA-A DEL AGUA DEL LAGO TITICACA
EN EL PERIODO 1990 – 2020, UTILIZANDO IMÁGENES LANDSAT**

PRESENTADA POR:

HECTOR HUGO AÑAMURO LUQUE

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA DE RECURSOS HÍDRICOS

PUNO, PERÚ

2024

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

**ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN ESPACIO –
TEMPORAL DE LA CONCENTRACIÓN DE
CLOROFILA-A DEL AGUA DEL LAGO TITI
CACA EN EL PERIODO 1990 – 2020, UTIL
IZANDO IMÁGENES LANDSAT**

AUTOR

HECTOR HUGO AÑAMURO LUQUE

RECUENTO DE PALABRAS

13285 Words

RECUENTO DE CARACTERES

72356 Characters

RECUENTO DE PÁGINAS

78 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

7.0MB

FECHA DE ENTREGA

May 3, 2024 9:29 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

May 3, 2024 9:31 PM GMT-5

● **9% de similitud general**

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

- 8% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 3% Base de datos de trabajos entregados
- 3% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● **Excluir del Reporte de Similitud**

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


WILBER FERMIN LAQUI VILCA
INGENIERO AGRICOLA
REG. CIP. 88683



Resumen



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA AGRÍCOLA

TESIS

**ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN ESPACIO – TEMPORAL DE LA
CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA-A DEL AGUA DEL LAGO TITICACA
EN EL PERIODO 1990 – 2020, UTILIZANDO IMÁGENES LANDSAT**



PRESENTADA POR:

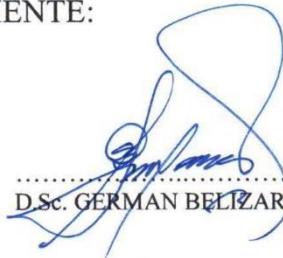
HECTOR HUGO AÑAMURO LUQUE

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA DE RECURSOS HÍDRICOS

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE


.....
D.Sc. GERMAN BELIZARJO QUISPE

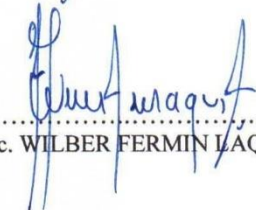
PRIMER MIEMBRO


.....
M.Sc. OSCAR RAUL MAMANI LUQUE

SEGUNDO MIEMBRO


.....
M.Sc. BERNARDO PIO COLOMA PAXI

ASESOR DE TESIS


.....
M.Sc. WILBER FERMIN LAQUI VILCA

Puno, 16 de enero de 2024.

ÁREA: Ciencias de la Ingeniería

TEMA: Análisis espacio - temporal de concentración de clorofila -a utilizando imágenes Satelitales.

LÍNEA: Sistemas de Información Geográfica.



DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mis padres: Epifanio Añamuro Añamuro y Domitila luque Solano por su apoyo y aliento incondicional.

Hector Hugo Añamuro Luque.



AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Altiplano por el conocimiento académico brindado.

Al Instituto del Mar del Perú (IMARPE) Laboratorio Continental Puno, Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca (PEBLT) por el acceso a la información utilizada en el presente trabajo.

Hector Hugo Añamuro Luque.



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	vii
RESUMEN	1
ABSTRACT	¡Error! Marcador no definido.
INTRODUCCIÓN	3
CAPÍTULO I	
REVISIÓN DE LITERATURA	
1.1 Marco teórico	5
1.1.1 Teledetección	5
1.1.2 Principios básicos de percepción remota	5
1.1.3 Google Earth Engine	9
1.2 Antecedentes	9
1.2.1 Internacionales	9
1.2.2 Nacionales	11
1.2.3 Locales	11
CAPÍTULO II	
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	
2.1 Identificación del problema	13
2.2 Enunciados del problema	14
2.2.1 Problema general	14
2.2.2 Problemas específicos	14
2.3 Justificación	14
2.4 Objetivos	15
2.4.1 Objetivo general	15
2.4.2 Objetivos específicos	15
2.5 Hipótesis	16
2.5.1 Hipótesis general	16
	iii



2.5.2	Hipótesis específicas	16
CAPÍTULO III		
MATERIALES Y MÉTODOS		
3.1	Lugar de estudio	17
3.2	Población	17
3.3	Muestra	18
3.4	Método de investigación	20
3.5	Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	20
3.5.1	Generación de Modelo Predictivo	25
3.5.2	Validación de Modelo Predictivo	25
3.5.3	Variabilidad Temporal de la concentración de Clorofila -a	26
3.5.4	Variabilidad Espacial de la concentración de Clorofila -a	29
CAPÍTULO IV		
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		
4.1	Resultados	31
4.1.1	Desarrollo y Evaluación de Algoritmos	31
4.1.2	Variabilidad Temporal de la Concentración de Clorofila -a	36
4.1.3	Variabilidad Espacial de la Concentración de Clorofila -a	45
CONCLUSIONES		57
RECOMENDACIONES		58
BIBLIOGRAFÍA		60
ANEXOS		66



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Puntos de Monitoreo de Clorofila -a in situ realizado por IMARPE	18
2. Puntos de Monitoreo de Clorofila -a in situ realizado por PEBLT	19
3. Rangos de longitud de onda de la constelación Landsat	21
4. Índices de calidad de agua	25
5. Métricas estadísticas de desempeño para evaluar los modelos predictivos	26
6. Puntos de evaluación Temporal	27
7. Correlación de modelos predictivos basados en índices y valores in situ	32
8. Validación de modelos Predictivos	33
9. Resumen de test de tendencia Man Kendall para todos los puntos de evaluación	36
10. Valores medios de concentración de Clorofila -a según periodo de análisis	45

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Espectro Electromagnético	6
2. Interacción de la Luz con el Medio Acuático	7
3. Mapa de Ubicación del Lago Titicaca	17
4. Ubicación de Puntos de Monitoreo In Situ de Instituciones	20
5. Diagrama de Flujo de la Metodología Utilizada	22
6. Ubicación de puntos de evaluación en el Lago Titicaca	28
7. Modelos predictivos mediante correlación entre índices espectrales de calidad de agua y datos in situ	31
8. Validación de modelos predictivos mediante correlación entre índices espectrales de calidad de agua y datos in situ	34
9. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Bahía Interior"	37
10. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Bahía Cohana"	38
11. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Chucuito"	39
12. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Lago Menor - Puno"	40
13. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Ancoraimés"	41
14. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Afluente río Huancané"	42
15. Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Lago Mayor - Perú"	43
16. Valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Lago Mayor - Bolivia"	44
17. Distribución espacial de la concentración de Clorofila -a	47
18. Distribución espacial de estimaciones de Clorofila -a en el Lago Titicaca en el Periodo 1990 – 2020	49
19. Diferencia de cambios de la concentración de Clorofila -a en función al periodo 1990 – 2000	55



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Script de módulo de cálculo de índices de Clorofila -a	66
2. Script de algoritmo de estimación de Clorofila -a	68

RESUMEN

La falta de información continua, dificulta un análisis preciso de la calidad del agua, en este contexto, una alternativa a los métodos tradicionales de generación de información, es el uso de herramientas de teledetección satelital, el cual mejora en la cantidad y calidad de información. El objetivo de la investigación es analizar la concentración espacio – temporal de Clorofila -a en el lago Titicaca. La investigación se realizó utilizando la plataforma Google Earth Engine, generando algoritmos predictivos basados en correlación lineal entre información tomada in situ y valores de índices espectrales de calidad de agua. La evaluación de algoritmos evidenció que el algoritmo predictivo generado a partir del índice Be16FLHblue tuvo las mejores capacidades de predicción con un $R^2 = 0.822$ y $RMSE=2.06$. Las tendencias de concentración de Clorofila -a en los puntos de evaluación, dieron un coeficiente de Mann - Kendal (τ) que varía de 0.0967 hasta 0.241; indicando una tendencia positiva significativa en la concentración de Clorofila -a. La distribución espacial de la concentración de Clorofila -a muestran zonas críticas como la Bahía interior de Puno en Perú y Bahía Cohana en Bolivia; además de la notoria estacionalidad de la concentración de Clorofila -a, siendo mayor en el periodo húmedo. Se concluye que existe una tendencia de incremento de concentración de Clorofila -a, focalizados en zonas críticas además la concentración y distribución de Clorofila -a obedecen a un comportamiento estacional.

Palabras clave: Calidad de agua, Clorofila -a, Lago Titicaca, Landsat, Teledetección.

ABSTRACT

The lack of continuous information hinders an accurate analysis of water quality, in this context, an alternative to traditional methods of generating information is the use of satellite remote sensing tools, which improves the quantity and quality of information. The objective of the research is to analyze the spatio – temporal concentration of Chlorophyll-a in Titicaca Lake. The research was carried out using the Google Earth Engine platform, generating predictive algorithms based on linear correlation between information taken in situ and values of spectral indices of water quality. The evaluation of algorithms showed that the predictive algorithm generated from the Be16FLHblue index had the best predictive capabilities with an $R^2 = 0.822$ and $RMSE=2.06$. The Chlorophyll-a concentration trends in the evaluation points, gave a Mann-Kendal coefficient (τ) ranging from 0.0967 to 0.241; indicating a significant positive trend in the concentration of Chlorophyll-a. The spatial distribution of Chlorophyll-a concentration shows critical zones such as the inner Bay of Puno in Peru and Cohana Bay in Bolivia; in addition to the notorious seasonality of Chlorophyll-a concentration, being higher in the humid period. It is concluded that there is a tendency to increase the concentration of Chlorophyll-a, focused on critical zones, in addition to the concentration and distribution of Chlorophyll-a obeying a trend of seasonality.

Keywords: Chlorophyll -a, Lake Titicaca, Landsat, Remote sensing, Water quality.



Juan Marcos Aro Aro, Ph. D.
Ing. AGROINDUSTRIAL
C.I.P. N 52422

INTRODUCCIÓN

Los lagos continentales tiene gran importancia como recurso de agua dulce que mejoran la economía y los medios de supervivencia (Zhou et al., 2019) y la presión antrópica que se da sobre estos cuerpos de agua dulce han degradado su calidad a lo largo de todo el mundo (Partnership, 2010); en ese sentido su monitoreo es un aspecto esencial para su gestión (Sriwongsitanon et al., 2011), se conocen muchos parámetros que se relacionan a la afección de la calidad del agua, entre ellos la Clorofila -a (Quispe et al., 2010).

Existen diversas técnicas para realizar monitoreos in situ, muchas de ellas establecidas mediante redes de monitoreo periódico, pero estas, carecen de la eficacia necesaria para representar realmente las condiciones de calidad del agua debido a la distribución que cuentan los puntos de monitoreo y especialmente la frecuencia con la que se realizan las campañas de monitoreo ya que estas muchas veces pueden no ser las más adecuadas para representar los parámetros de calidad de agua (Oliveira De Sá, 2018)

En ese sentido la teledetección satelital surge como una herramienta de gran capacidad en la estimación y monitoreo de los parámetros de calidad de agua como la Clorofila -a aumentando la información sobre la variabilidad espacial y la frecuencia con la que se genere esta información; existen varias constelaciones de satélites de observación de la tierra, algunos con más tiempo de observación que otros y en este caso la constelación Landsat que ha estado recopilando datos desde principios de los años 80 hasta la actualidad teniendo una continuidad bastante amplia en cuanto a tiempo siendo este el más idóneo para realizar estudios temporales. Landsat ha sido utilizado ampliamente en el monitoreo de la calidad de agua en otros estudios realizando estimaciones de Clorofila -a y otros parámetros indicadores (Ho et al., 2017).

Existen muchas técnicas para la estimación de Clorofila -a mediante datos satelitales, varias desde métodos bastante complejos como métodos más simples, en particular, en el presente estudio se utiliza un método simple, que es la de generar un modelo predictivo a partir de regresión lineal simple entre los valores de Clorofila -a tomadas en campo y los valores de varios índices de Clorofila -a (A110SABI, Be16FLHblue, Be16FLHviolet, Be16NDTblue y Kn07KIVU) generados para el estudio de aguas continentales por diferentes investigadores. La validación de estos modelos se realiza con la aplicación de métricas estadísticas que fueron el coeficiente de correlación



(R^2) y Raíz del Error Medio Cuadrático (RMSE). El modelo predictivo con el mejor grado de eficiencia se agrega a un algoritmo de procesamiento de imágenes desarrollado con la API de Google Earth Engine, para que luego de preparar la imagen (eliminación de nubes, extracción del cuerpo de agua, agrupamiento de colecciones y filtros temporales), se aplique el modelo predictivo y este entregue como resultado valores de Clorofila -a.

Mediante este trabajo se da a conocer la evolución espacio – temporal de la concentración de Clorofila -a del lago Titicaca en el periodo 1990 – 2023, destacando las capacidades de la teledetección para complementar la generación de información relacionada a la calidad del agua.

El capítulo I, consta en la revisión de la literatura que muestra el marco teórico y antecedentes de investigación. El capítulo II, plantea el problema de investigación, la justificación de la investigación, los objetivos del trabajo y finalmente se plantean las hipótesis. El capítulo III, se enfoca en los materiales utilizados para la realización de la investigación y la metodología utilizada. El capítulo IV, muestra los resultados obtenidos, además de la discusión y a las conclusiones a las que se llegó con la investigación, el capítulo finaliza con recomendaciones, la bibliografía utilizada en la investigación.

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico

1.1.1 Teledetección

La detección remota es una ciencia que permite identificar las características de objetos de interés o analizar dichas características sin la necesidad de un contacto directo (Congedo, 2022).

Esta técnica consiste en obtener información de objetos distantes sin establecer un contacto físico directo con ellos. Para lograrlo, se aprovecha la existencia o generación de campos de fuerza entre el dispositivo sensor y el objeto en cuestión. Estos campos de fuerza pueden ser ondas mecánicas en sólidos o líquidos, como las ondas sísmicas o de sonido, pero el método más utilizado en la teledetección es el de la energía electromagnética, descrita por las ecuaciones de Maxwell. La emisión de ondas electromagnéticas permite la captura direccional de imágenes de la radiación incidente en un sensor, lo que posibilita su generación y análisis (Konecny, 2004).

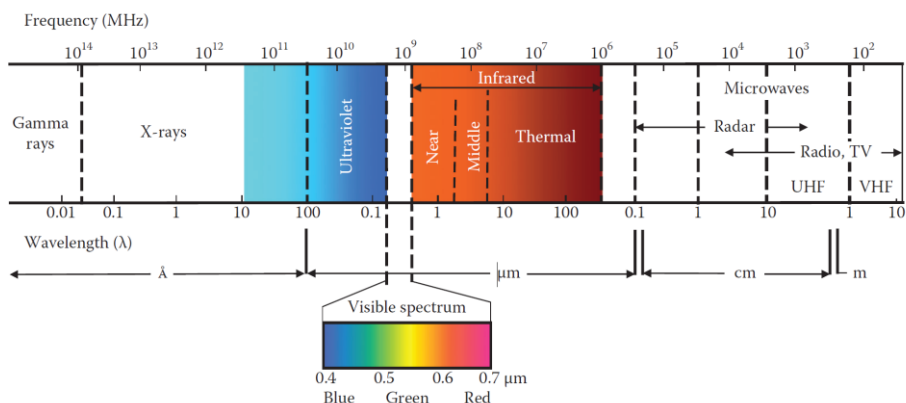
1.1.2 Principios básicos de percepción remota

A. El espectro electromagnético

Debido a la amplia variedad de fuentes de radiación y las diferentes longitudes de onda que se encuentran en el espectro electromagnético, generalmente se suelen agruparlas en categorías o regiones específicas de frecuencia. A pesar de que muchas bandas o regiones espectrales suelen expresarse en términos de longitud de onda, las microondas suelen expresarse en términos de frecuencias (Chuvieco, 2016).

Figura 1

Espectro Electromagnético



Nota. Figura extraída de Chuvieco (2016).

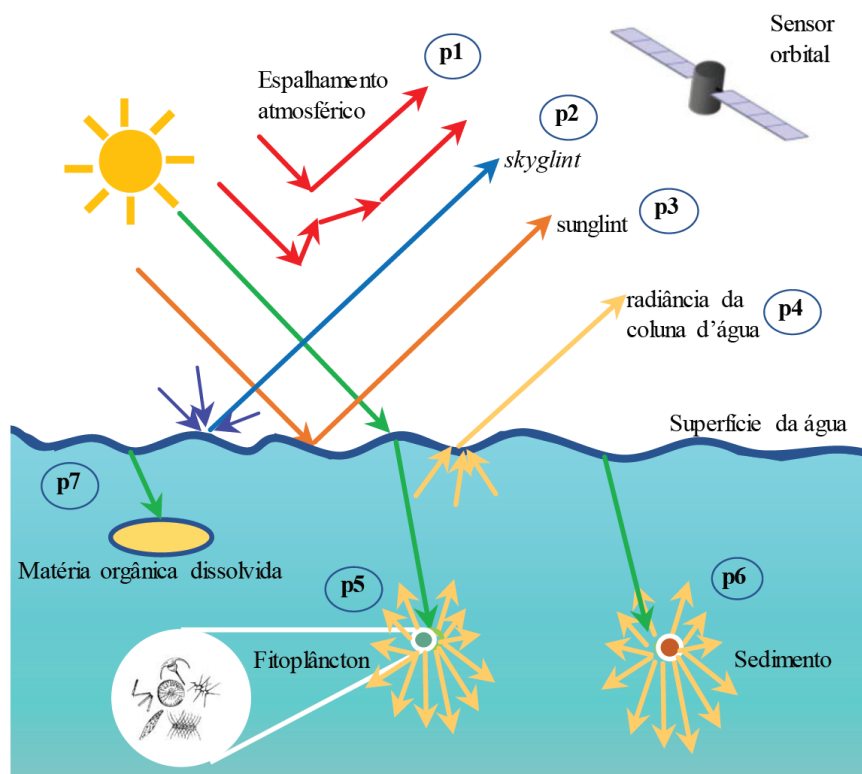
B. Interacción de luz con medios acuáticos

La luz interactúa con el medio acuático mediante 2 procesos: absorción y dispersión. Cuando se absorbe el fotón este transfiere su energía a una molécula de agua o a la de cualquier otra sustancia presente en el agua y de esta manera el fotón desaparece. Cuando el fotón se dispersa tiende a cambiar su dirección de propagación debido a la interacción de este con los componentes del medio acuático, sin embargo, continúa existiendo (Barbosa et al., 2019).

En la Figura 2 se aprecia el proceso de la interacción de la luz con el medio acuático: (1) proceso de dispersión atmosférica, (2) un proceso de reflexión especular de la luz difusa del cielo, (3) proceso de reflexión especular de la luz solar directa, (4) radiación que emerge de la columna de agua, (5) dispersión y absorción de luz por el fitoplancton, (6) proceso de difusión de la luz por sedimento, (7) proceso de absorción de luz por materia orgánica disuelta.

Figura 2

Interacción de la Luz con el Medio Acuático



Nota. Figura extraída de Barbosa et al. (2019).

C. Fitoplancton

Son aquellos organismos fotosintéticos que son productores de materia orgánica en medios acuáticos; en aguas continentales se encuentran generalmente en lagos, estanques o pantanos (Domínguez Gómez et al., 2011).

D. Principales grupos de microalgas

Las cianófitas, también conocidas como cianobacterias, son microorganismos procariotas que se caracterizan por carecer de membrana nuclear. La mayoría de las cianobacterias son organismos fotosintéticos, aunque algunas también pueden vivir de manera heterótrofa. Estas microalgas comparten con ciertas bacterias la notable capacidad de utilizar N₂ atmosférico como fuente de nitrógeno, y pueden presentarse tanto en forma unicelular como pluricelular. Su reproducción ocurre mediante la

división celular, ya sea a través de la fragmentación de colonias o filamentos, así como mediante la formación de esporas (Lee, 2008).

D.1 Cianófitas:

Las cianófitas, también conocidas como cianobacterias, son microorganismos procariotas que se caracterizan por carecer de membrana nuclear. La mayoría de las cianobacterias son organismos fotosintéticos, aunque algunas también pueden vivir de manera heterótrofa. Estas microalgas comparten con ciertas bacterias la notable capacidad de utilizar N₂ atmosférico como fuente de nitrógeno, y pueden presentarse tanto en forma unicelular como pluricelular. Su reproducción ocurre mediante la división celular, ya sea a través de la fragmentación de colonias o filamentos, así como mediante la formación de esporas (Lee, 2008).

D.2 Clorófitas:

Estas algas verdes se encuentran ampliamente distribuidas en todo el mundo, abarcando un rango de tamaños que va desde microscópicas y unicelulares hasta grandes algas formadas por filamentos de considerable longitud. Todas ellas contienen Clorofila -a, lo que les permite realizar la fotosíntesis y sintetizar sustancias alimenticias a partir de materiales minerales. Además, poseen carotenoides como la luteína y almacenan su alimento en forma de almidón (Lee, 2008). Es conocido que, dentro del grupo de las clorófitas, el 90% se encuentra en hábitats de agua dulce, mientras que solo el 10% se encuentra en hábitats marinos.

D.3 Diatomeas:

Tienen la peculiaridad de contar con paredes silíceas de las células, son unicelulares que eventualmente forman colonias, gracias al ácido silícico poseen gran dureza (Domínguez Gómez et al., 2011).

D.4 Dinoflagelados:

Los dinoflagelados son organismos unicelulares que pertenecen al fitoplancton marino y se encuentran distribuidos por todo el mundo. Estos microorganismos varían en tamaño, ubicándose en la categoría del

microplancton, y pueden ser clasificados en dos grupos principales según tengan o no placas de naturaleza celulósica en su pared celular. Estos grupos son conocidos como tecados y atecados, respectivamente (López Santana y Méndez Zepeda (2014).

D.5 Clorofila -a

Es el pigmento fotosintético primordial en todos los organismos capaces de realizar la fotosíntesis y liberar oxígeno; se encuentra principalmente en algas con eventualmente en algunas bacterias fotosintéticas. Desempeña un papel fundamental al impulsar el enriquecimiento de nutrientes en los cuerpos de agua (Domínguez Gómez et al., 2011).

1.1.3 Google Earth Engine

Earth Engine es una plataforma en línea basada en la nube que tiene principalmente el potencial de análisis geoespacial a una escala planetaria gracias a su gran capacidad computacional, poniendo a disposición el uso de las supercomputadoras de Google (Gorelick et al., 2017).

1.2 Antecedentes

1.2.1 Internacionales

Grendaité et al. (2018) determinaron la concentración de Clorofila -a en lagos eutróficos en Lituania aplicando algoritmos desarrollados por otros investigadores, llegando a obtener buenos resultados.

Por otro lado, Avdan et al. (2019) aplicaron algoritmos para determinar parámetros de calidad de agua a imágenes de alta resolución, para ello utilizaron imágenes RapidEye e información tomada en campo de tomadas en el lago Borabey en Turquía,

Por otro lado en el continente europeo se desarrollaron diferentes investigaciones aplicando sensores remotos una de ellas realizada por Soria et al. (2017) y otra por Montoya et al. (2010) en las cuales analizan la aplicabilidad de

los sensores remotos LandSat para estimar y realizar el seguimiento de parámetros de calidad de agua en cuerpos de agua de España, donde ambos comparten la metodología de aplicar técnicas de regresión y correlación lineal entre información in situ y reflectividad de las imágenes satelitales, por otro lado en Alemania el estudio realizado por Dörnhöfer et al. (2018) emplean la metodología MIP (Modular Inversión and Processing System) aplicado a diferentes sensores (MODIS-Terra, MODIS-Aqua, Landsat 8, Landsat 7 and Sentinel-2^a); los diferentes autores concluyen que estas técnicas proporcionan resultados alentadores como para realizar seguimiento continuo de la calidad del agua.

Técnicas de correlación y regresión lineal entre la reflectividad de las imágenes satelitales y la información in situ han sido bastante usadas en investigaciones en Brasil, Lopes et al. (2018), Costa et al. (1998) y Oliveira De Sá (2018) comparten la afirmación de que los sensores remotos permiten una buena estimación de estos parámetros de calidad de agua y que complementan el monitoreo tradicional.

Briceño et al. (2018) demuestra la potencialidad del método de regresión entre la reflectividad de las imágenes satelitales y datos de campo para estimar parámetros de calidad de agua en escala temporal y espacial.

Toming et al. (2017) explora el algoritmo C2RCC para estimar Clorofila -a en las aguas del océano Báltico mediante imágenes satelitales Sentinel 3 OLCI evaluando la capacidad del algoritmo para obtener valores óptimos de reflectancia satelital, insumo que es necesario para obtener valores de Clorofila-a en el agua, en el trabajo concluyen que el algoritmo funciona relativamente bien y enfatiza la necesidad de entrenar el algoritmo con datos reales.

Moutzouris-Sidiris y Topouzelis (2021) utiliza las redes neuronales para estimar Clorofila -a en el mar Mediterráneo mediante imágenes Sentinel 3 OLCI obteniendo correlaciones medias entre los valores estimados y los valores de monitoreo in situ.

Uiboupin et al. (2012) realiza un estudio de estimación de Clorofila -a en el Golfo de Finlandia mediante la aplicación de correlaciones para calibrar las imágenes del sensor MERIS, obteniendo información de Clorofila -a a niveles

espacial pudiendo estimar áreas y zonas focalizadas de mayores y menores concentraciones.

Por otro lado Shi et al. (2022) realiza la estimación de Clorofila -a en pequeños cuerpos de agua de Beijín, utilizando para ello imágenes Gaofen 6 y Sentinel 2, a los cuales se le aplicaron varios algoritmos empíricos dando como resultado estimaciones bastantes próximas a las observadas en campo, concluyendo en que la fusión de ambos sensores mejoran las carencias individuales de cada sensor, por un lado Gaofen muestra una excelente resolución espacial y Sentinel 2 una excelente resolución temporal siendo el conjunto de estos una herramienta excelente para aplicarlos en cuerpos de aguas pequeños.

Lapucci et al. (2023) aplican imágenes Sentinel 3 OLCI y Machine learning para evaluar la calidad de las aguas de las costas de Italia, utilizando como indicador un indicador de estado trófico, se utilizó el algoritmo de regresión de bosque aleatorio mostrando buen desempeño, resaltando la aplicabilidad de las imágenes satelitales Sentinel 3 OLCI y técnicas de machine learning en el seguimiento y gestión ambiental del agua.

1.2.2 Nacionales

En Perú un estudio realizado por Quispe et al. (2010) realizan un análisis comparativo entre los valores de Clorofila -a estimados por el satélite SeaWiFS e información de observaciones de Clorofila -a in situ realizadas por IMARPE en diferentes estaciones del año, logrando determinar que la Clorofila-a fue sobreestimada en condiciones de verano y otoño, y subestimada en invierno y primavera por el SeaWiFS.

Quezada García (2020) realiza trabajos de estimación de parámetros de calidad de agua entre ellos Clorofila -a en los ríos amazónicos de Neshuya y Aguaytía, demostrando la aplicabilidad de las técnicas de sensoramiento remoto para la estimación y mejora de la generación de información.

1.2.3 Locales

En el ámbito local tenemos varias investigaciones aplicando Sensoramiento remoto a la estimación de la calidad del agua en el Lago Titicaca

una de ellas un estudio realizado por, Paulino et al. (2016) donde se utiliza una metodología basada en modelos de razón de bandas aplicado a imágenes

MERSI, demostrando su aplicabilidad para este tipo de análisis, señalando además que esta metodología se podría usar en imágenes LandSat por su semejanza en longitud de onda con el sensor MERSI.

Además Pereira-Sandoval et al. (2016) realiza un estudio en el Lago Titicaca ajustando algoritmos OC2 y OC3 desarrollados para el sensor MODIS para ser aplicados al sensor LandSat 8, para ello realizaron simulaciones de reflectividades del cuerpo de agua del lago validando el algoritmo resultante con productos de Clorofila -a de MODIS.

Jiménez-Muñoz et al. (2015) muestra la aplicabilidad de las imágenes MODIS y LandSat 8 para estimar Clorofila -a y temperatura superficial del agua a escala multitemporal en todo el año 2013, en la investigación se evalúa la variación multitemporal de estos parámetros estimados mediante imágenes satelitales, estos, además, reproducen el patrón de que tienen las mediciones en campo. Por lo que llegan a la conclusión de que el uso de sensores remotos representa un gran potencial para el seguimiento de alguna variable limnológicas.

Por último, Laqui Vilca (2018) muestra los avances realizados por la Autoridad Nacional del Agua en conjunto con la Agencia Espacial Europea (ESA) en cuanto al uso de tecnología satelital para el monitoreo del Lago Titicaca, mostrando productos ya generados a partir de imágenes de sensores Sentinel 2 y 3.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema

Los lagos continentales tiene gran importancia como recurso de agua dulce que mejoran la economía y los medios de supervivencia (Zhou et al., 2019) y la presión antrópica que se da sobre estos cuerpos de agua dulce han degradado su calidad a lo largo de todo el mundo (Partnership, 2010).

El monitoreo de la calidad del agua es un aspecto crucial en la gestión y manejo de los recursos hídricos, ya que permite determinar el estado en el que se encuentra el agua y tomar medidas correctivas en caso de que no cumpla con los estándares de calidad deseados. Es una herramienta vital para garantizar la preservación y uso sostenible de este recurso fundamental. (Sriwongsitanon et al., 2011).

Existen varios parámetros que afectan a la calidad del agua, entre ellos tenemos a los sedimentos suspendidos en la superficie, Clorofila -a y nutrientes (Quispe et al., 2010). Se tienen diversas técnicas para realizar monitoreos in situ, muchas de ellas establecidas mediante redes de monitoreo periódico, pero estos, carecen de la eficacia necesaria para representar realmente las condiciones de calidad del agua debido a la distribución que cuentan los puntos de monitoreo y especialmente la frecuencia con la que se realizan las campañas de monitoreo ya que estas muchas veces pueden no ser las más adecuadas para representar los parámetros de calidad de agua (Oliveira De Sá, 2018).

A diferencia de los métodos tradicionales de monitoreo, el mismo que, demanda altos costos y una gran logística; la teledetección o percepción remota puede ser utilizada como una herramienta que complementa al monitoreo de la calidad de agua, presentando esta técnica, mejoras en la frecuencia de obtención de información, representación espacial del parámetro analizado y teniendo un bajo costo (Zhao et al., 2011).

En ese sentido la teledetección satelital urge como una herramienta de gran capacidad en la estimación y monitoreo de los parámetros de calidad de agua como la Clorofila -a aumentando la información sobre la variabilidad espacial y la frecuencia con la que se genere esta información; existen varias constelaciones de satélites de observación de la tierra, algunos con más tiempo de observación que otros y en este caso

la constelación LandSat que ha estado recopilando datos desde principios de los años 80 hasta la actualidad teniendo una continuidad bastante amplia en cuanto a tiempo siendo este el más idóneo para realizar estudios temporales.

La carencia de información continua tanto espacial y temporal hace difícil el correcto análisis de la calidad del agua, debido a que no se puede conocer el estado de la calidad del agua en lugares donde no se tiene las estaciones o ubicaciones de monitoreo.

Mejorar la cantidad de información que se puede obtener sobre la calidad del agua demanda un coste económico bastante elevado; instituciones ligadas al gobierno encargadas del monitoreo del recurso hídrico realizan el monitoreo de parámetros de calidad de agua del Lago Titicaca 1 a 2 veces al año, pero, esta información no es de utilidad para evaluar la distribución espacial de la calidad del agua, mucho menos, usar esta información como un sistema de alerta. A razón de ello es importante desarrollar metodologías alternas al monitoreo de campo tradicional, complementando a estas en el monitoreo continuo tanto a escala temporal y espacial.

2.2 Enunciados del problema

En este sentido, expresa la relación entre el problema de investigación, la pregunta de investigación y la intención para investigar.

2.2.1 Problema general

- ¿Cuál es la evolución espacio - temporal de la concentración de Clorofila -a del agua del Lago Titicaca en el periodo 1990 - 2020?

2.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuál es la variabilidad Temporal de la concentración de Clorofila -a del agua del Lago Titicaca en el periodo 1990 – 2020?
- ¿Cuál es la variabilidad espacial de la concentración de Clorofila -a del agua del Lago Titicaca en el periodo 1990 – 2020?

2.3 Justificación

La calidad del agua es el resultado de la interacción de diversos procesos que ocurren en toda una cuenca hidrográfica, donde las actividades humanas en diferentes

escalas espaciales contribuyen al deterioro de los cuerpos de agua. Es decir, es una combinación de factores naturales y acciones humanas lo que influye en el estado general de los recursos hídricos (Briceño et al., 2018).

El Lago Titicaca, es un cuerpo de agua, que, como muchos otros cuerpos de agua vienen sufriendo un proceso de eutrofización natural y antropogénica, lo que amerita un monitoreo constante de la calidad de sus aguas; los sistemas de monitoreo tradicional tienen vacíos en cuando a la obtención de información a escala temporal y espacial.

Con la finalidad de complementar el monitoreo tradicional que se efectúa en Lago Titicaca, es que se realiza este trabajo de investigación, a fin de obtener información en cuanto a la concentración de Clorofila -a de manera espacial y temporal sin la necesidad de aumentar la cantidad de estaciones de monitoreo.

Generar un algoritmo capaz de estimar las concentraciones de Clorofila -a es de vital importancia, con la finalidad de poder usar imágenes satelitales para este fin, en este sentido, la presente investigación busca elaborar un algoritmo generado en base al resultado de los monitoreos tradicionales y aplicarlos en un análisis multitemporal.

Los resultados de la presente investigación contribuirán al conocimiento de la variabilidad espacio – temporal de la concentración de Clorofila -a del Lago Titicaca, a fin de poder ver la evolución del mismo, así de esta manera, ver las zonas vulnerables ante un incremento de la concentración de Clorofila -a, de igual manera identificar las zonas donde estos incrementos se manifiestan y también conocer la distribución espacial y el alcance de este incremento.

2.4 Objetivos

2.4.1 Objetivo general

- ¿Cuál es la variabilidad espacial de la concentración de Clorofila -a del agua del Lago Titicaca en el periodo 1990 – 2020?

2.4.2 Objetivos específicos

- Analizar la variabilidad Temporal de la concentración de Clorofila -a del agua del Lago Titicaca en el periodo 1990 – 2020.

- Determinar la variabilidad espacial de la concentración de Clorofila -a del agua del Lago Titicaca en el periodo 1990 - 2020.

2.5 Hipótesis

2.5.1 Hipótesis general

- La concentración de Clorofila-a en el Lago Titicaca durante el período de 1990 a 2020 ha experimentado cambios significativos en términos de su evolución espacio-temporal.

2.5.2 Hipótesis específicas

- Existe una tendencia positiva a nivel temporal en la concentración de Clorofila-a en el Lago Titicaca en el período de 1990 a 2020.
- La concentración de Clorofila-a en el Lago Titicaca presenta una variabilidad espacial en el período de 1990 a 2020, y se espera que las zonas geográficas cercanas a fuentes de contaminación muestren niveles más altos de Clorofila-a en comparación con áreas menos impactadas.

CAPÍTULO III

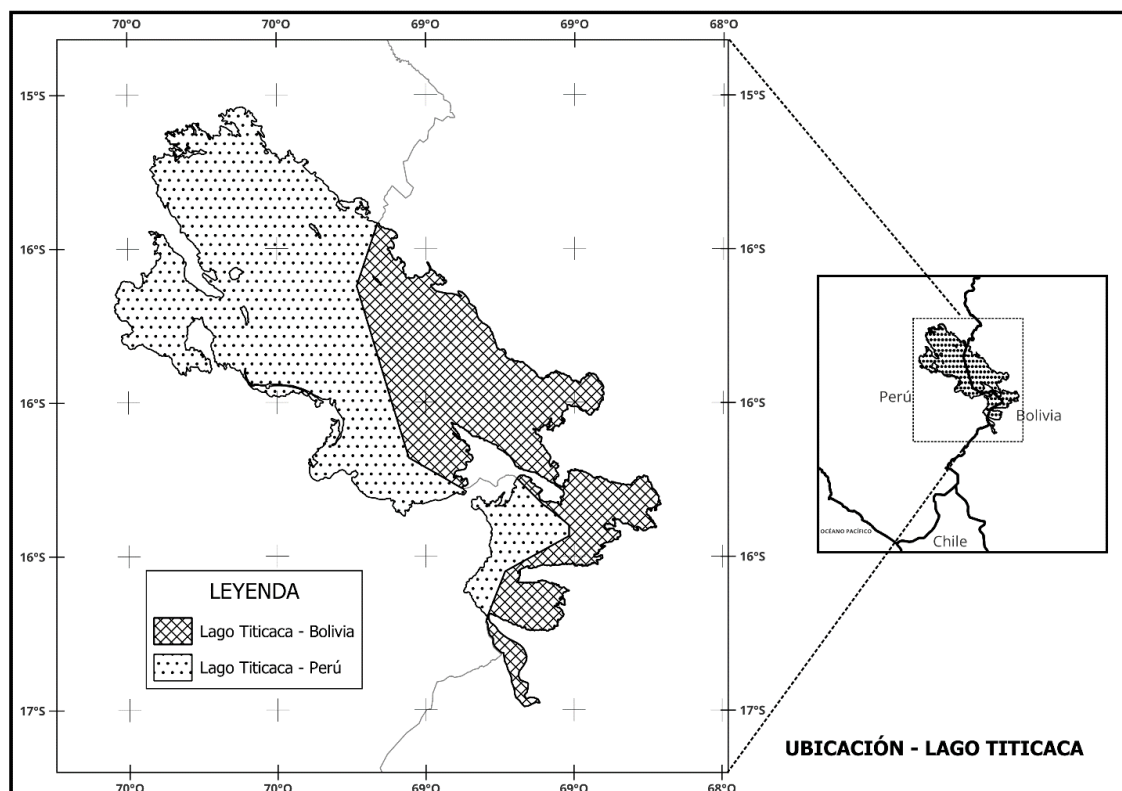
MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudio

El área de estudio se centra en el Lago Titicaca, un lago tropical de gran altitud situado en los Andes Centrales, con una elevación aproximada de 3809 metros sobre el nivel del mar. Este lago se encuentra en la región fronteriza entre Perú y Bolivia, en las coordenadas 15°47'S, 69°22'W. Posee una profundidad media de 135 metros y alcanza una profundidad máxima de 284 metros. (Pereira-Sandoval et al., 2016).

Figura 3

Mapa de Ubicación del Lago Titicaca



3.2 Población

La población para el estudio está constituida por todo el cuerpo de agua del Lago Titicaca tanto del lado peruano como del lado boliviano.

3.3 Muestra

Se tomó como muestra la información limnológica recopilada por las instituciones involucradas como el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) y el Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca (Tabla 1 y Tabla 2), así mismo se utilizó valores de índices espectrales de calidad de agua orientados específicamente a determinar Clorofila -a que se calcularon en base a ecuaciones entre bandas del sensor Landsat (Tabla 4).

Tabla 1

Puntos de Monitoreo de Clorofila -a in situ realizado por IMARPE

Código	X	Y	Código	X	Y	Código	X	Y
I-01	468121	8273425	I-27	435310	8260055	I-53	507089	8217086
I-02	451904	8258743	I-28	426716	8252763	I-54	514501	8208181
I-03	427480	8236580	I-29	418267	8245447	I-55	517518	8205879
I-04	466897	8242776	I-30	441641	8236314	I-56	521701	8209764
I-05	397159	8247089	I-31	450595	8243441	I-57	523045	8202004
I-06	400733	8247872	I-32	459571	8250156	I-58	528533	8207427
I-07	404447	8248561	I-33	467379	8257754	I-59	540338	8206913
I-08	407998	8249219	I-34	475190	8265327	I-60	523413	8194114
I-09	410292	8253697	I-35	481687	8265113	I-61	506917	8207058
I-10	416122	8258681	I-36	495195	8251806	I-62	516552	8196281
I-11	411868	8262421	I-37	485800	8243197	I-63	493581	8201656
I-12	408474	8266973	I-38	475683	8235479	I-64	501583	8197567
I-13	402885	8274570	I-39	465786	8227540	I-65	517792	8186687
I-14	404212	8287130	I-40	455377	8218755	I-66	510354	8190656
I-15	409608	8292419	I-41	445840	8210678	I-67	510359	8184334
I-16	416057	8298071	I-42	459590	8208193	I-68	499219	8189432
I-17	422668	8304114	I-43	469179	8203284	I-69	500217	8181118
I-18	426848	8308695	I-44	479075	8211623	I-70	513096	8173681
I-19	443375	8300155	I-45	488206	8219382	I-71	502454	8174221
I-20	435535	8293009	I-46	492061	8222828	I-72	508879	8169117
I-21	428296	8286622	I-47	500441	8230460	I-73	493645	8176532
I-22	420538	8279565	I-48	510526	8237763	I-74	496202	8169304
I-23	413490	8273143	I-49	512443	8227771	I-75	450595	8243441
I-24	461425	8282345	I-50	521231	8232564			
I-25	452310	8274566	I-51	485393	8207012			
I-26	444153	8267644	I-52	489023	8212775			

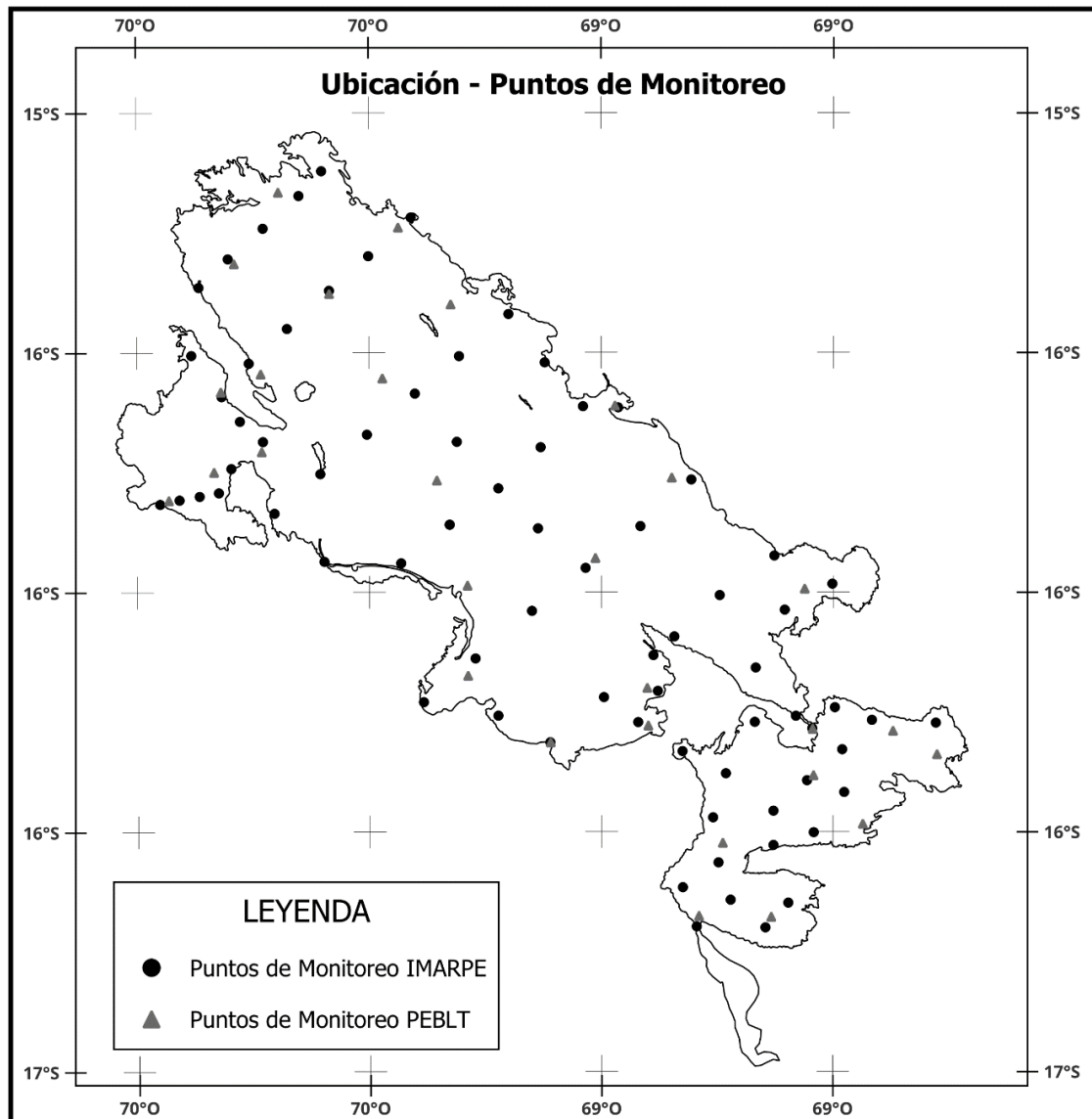
Tabla 2*Puntos de Monitoreo de Clorofila -a in situ realizado por PEBLT*

CÓDIGO	X	Y
CHB-1	398777	8247803
CHB-2	407110	8253044
CHB-3	408337	8267855
CHB-4	415909	8256835
CHB-5	415692	8271178
CHB-6	428317	8286064
CHB-7	410738	8291542
CHB-8	418872	8304762
CHB-9	441035	8298322
CHB-10	450750	8284133
CHB-11	481102	8265476
CHB-12	491586	8252173
CHB-13	516127	8231667
CHB-14	517597	8205805
CHB-15	532429	8205432
CHB-16	540558	8201112
CHB-17	526855	8188270
CHB-18	517754	8197239
CHB-19	501015	8184760
CHB-20	509953	8171090
CHB-21	496628	8171272
CHB-22	477495	8237330
CHB-23	487081	8213360
CHB-24	469250	8203294
CHB-25	454010	8215578
CHB-26	453889	8232219
CHB-27	448230	8251620
CHB-28	438150	8270462
CHB-29	487265	8206402

Los valores de los índices espectrales se obtuvieron a partir de las ubicaciones de las estaciones de monitoreo de Clorofila -a del IMARPE y PEBLT (Figura 4) de esta manera los valores de monitoreo de Clorofila -a in situ y estimados tiene una misma ubicación.

Figura 4

Ubicación de Puntos de Monitoreo In Situ de Instituciones



3.4 Método de investigación

La investigación se enmarca principalmente en una investigación descriptiva.

3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos

La metodología se basa principalmente en el uso de índices espectrales de calidad de agua calculadas a partir de imágenes satelitales conjuntamente con el uso de datos de Clorofila -a medidas in situ.

La metodología se desarrolla mediante la plataforma Google Earth Engine, utilizando la colección 2 de imágenes Landsat (Tabla 3) MSS, TM, TM+ y OLI/TIRS (USGS/NASA Landsat Program, 2020), haciendo un total de 4528 escenas conformada por cada una de las misiones de Landsat unificadas en una sola colección nueva que cuenta todas las misiones de dicho sensor.

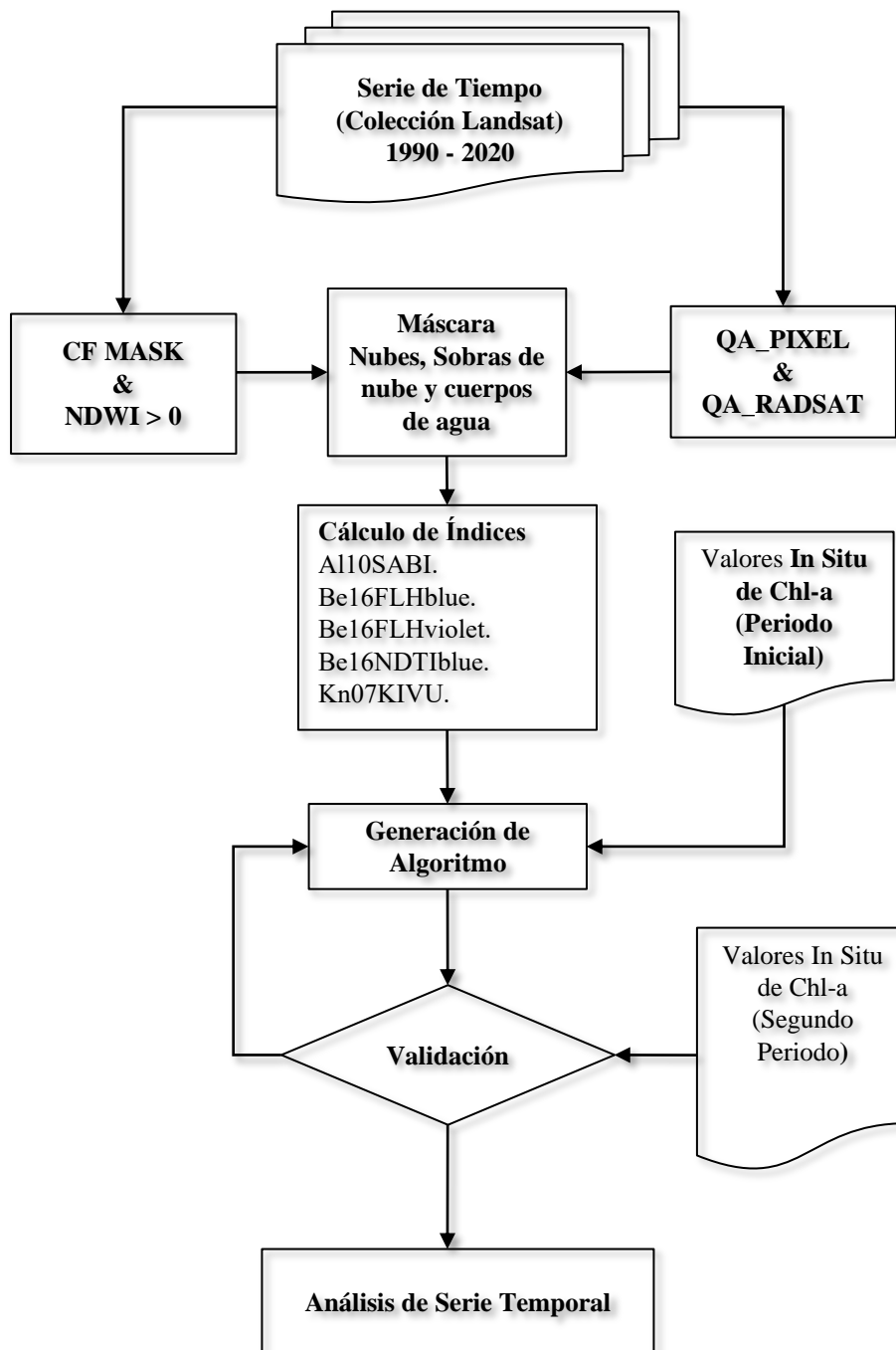
Tabla 3

Rangos de longitud de onda de la constelación Landsat

SENSOR	Longitud de Onda (nm)	DESCRIPCIÓN
Landsat 8 OLI/TIRS		
b1	435 - 451	ultra blue
b2	452 - 512	blue
b3	533 - 590	green
b4	636 - 673	red
b5	851 - 879	nir
Landsat 7 ETM+		
b1	450 - 520	blue
b2	520 - 600	green
b3	630 - 690	red
b4	770 - 900	nir
Landsat 5 TM		
b1	450 - 520	blue
b2	520 - 600	green
b3	630 - 690	red
b4	770 - 900	nir
Landsat 4 TM		
b1	450 - 520	blue
b2	520 - 600	green
b3	630 - 690	red
b4	770 - 900	nir

Figura 5

Diagrama de Flujo de la Metodología Utilizada



La metodología se desarrolló enteramente en la plataforma Google Earth Engine e inicia en una primera etapa, preparando la colección de imágenes Landsat del conjunto de datos de Google Earth Engine; es preciso señalar que cada misión de Landsat se agrupa en una colección diferente, y con fines de análisis temporal se unificaron en una sola constelación renombrando y separando solo las bandas necesarias de acuerdo Tabla 3.

Posteriormente se realizaron los enmascaramientos tanto de nubes como de cuerpos de agua mediante la banda de calidad de la colección 2 de Landsat, obteniendo de esta manera, una imagen con reflectividad del cuerpo acuático del Lago Titicaca libre de nubes.

Como segunda etapa consistió la generación de modelos predictivos en base a regresión lineal simple entre los valores de los índices espectrales de calidad de agua detallados posteriormente en la Tabla 4 y los valores de Clorofila -a obtenidos mediante monitoreo in situ en el año 2017 (Tabla 1 y Tabla 2); estos modelos regresivos se validaron con un conjunto de datos tomados por las instituciones un año después.

Finalmente se aplicó el modelo predictivo a la colección de datos preparada en la primera etapa obteniendo de esta manera una colección con los valores de Clorofila -a estimados a partir del modelo predictivo en todo el periodo de tiempo 1990 – 2020.

Información de Campo:

Los principales datos para el desarrollo de la presente investigación consisten en información limnológica recopilada en campo por instituciones encargadas del monitoreo de la calidad del agua en el ámbito del Lago Titicaca, en concreto, se utilizó información facilitada por el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) a través del Laboratorio Continental Puno, además de información del Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca (PEBLT); contando con un total de 104 puntos de monitoreo, siendo 75 puntos de monitoreo del IMARPE y 29 del PEBLT.

Software:

Qgis Desktop:

Software de licencia libre orientada a los sistemas de información geográfica y teledetección, que se utilizó para:

- Preparación de la información espacial.
- Procesamiento de imágenes satelitales.
- Aplicación de algoritmos analizados
- Elaboración de mapas.

R y RStudio:

Lenguaje y entorno de desarrollo integrado (IDE) respectivamente orientados a al análisis estadístico principalmente, pero también posee posibilidad de manipular información espacial que se utilizara para, que se utilizó para:

- Analizar el desempeño de los algoritmos analizados.

Google Earth Engine:

Plataforma de procesamiento y análisis de imágenes satelitales en la nube, que se utilizó para:

- Implementación del algoritmo de estimación de Clorofila -a utilizando la colección 2 de Landsat.

Índices de Calidad de agua:

son un conjunto de operaciones matemáticas de bandas que tienen el objetivo de realzar información de la superficie de la tierra, en este caso, estimar la calidad del agua. A continuación, se detallan los índices que se evaluaron para la estimación de Clorofila -a.

Tabla 4

Índices de calidad de agua

Índice	Ecuación	Referencia
Al10SABI	$(w857 - w644) / (w458 + w529)$	(Alawadi, 2010)
Be16FLHblue	$(w529) - (w644 + (w458 - w644))$	(Beck et al., 2016)
Be16FLHviolet	$(w529) - (w644 + (w429 - w644))$	(Beck et al., 2016)
Be16NDTIblue	$(w658 - w458) / (w658 + w458)$	(Beck et al., 2019)
Kn07KIVU	$(w458 - w644) / (w529)$	(Kneubühler et al., 2007)

3.5.1 Generación de Modelo Predictivo

La generación del modelo predictivo, se realizó utilizando regresión lineal simple entre los valores de los índices de calidad de agua (Tabla 4) y los valores de Clorofila -a proveniente de los monitoreos realizados en campo por las instituciones IMARPE y PEBLT.

Para tal fin se utilizó la siguiente ecuación de modelo de regresión lineal simple:

$$\hat{y} = b0 + b1 x \dots\dots\dots(i)$$

donde:

b0 y **b1** corresponden a constantes desconocidas llamadas coeficientes de regresión; **X** corresponde a la única variable independiente y explicativa, **ŷ** corresponde a una variable dependiente o de respuesta.

La generación de los modelos se realizó con información de una campaña de monitoreo específico, siendo este en julio del 2017; se buscó emparejar lo más posible las fechas tanto del monitoreo in situ con la toma de la imagen.

3.5.2 Validación de Modelo Predictivo

Cada uno de los modelos predictivos generados evaluaron con las siguientes métricas estadísticas:

Tabla 5

Métricas estadísticas de desempeño para evaluar los modelos predictivos

Métricas	Ecuación	Unidad	Valor Óptimo
Coefficiente de Correlación (r)	$CC = \frac{\sum[(xi - \bar{x})(yi - \bar{y})]}{\sqrt{\sum(xi - \bar{x})^2 * \sum(yi - \bar{y})^2}}$	-	+/- 1
Raíz del Error Medio Cuadrático (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=0}^n (S_i - O_i)^2}$	Mm	0

La validación de los modelos se realizó con información de una campaña de monitoreo en específico, sienta este en julio del 2018; se buscó emparejar lo más posible las fechas tanto del monitoreo in situ con la toma de la imagen.

3.5.3 Variabilidad Temporal de la concentración de Clorofila -a

Luego de tener calculada los valores de Clorofila -a en base al modelo predictivo seleccionado, se procedió a generar series en diferentes zonas críticas del lago tomando como criterio la distribución espacial de la Clorofila -a; los lugares identificados suman un total de 8 puntos (Tabla 6).

Tabla 6*Puntos de evaluación Temporal*

CÓDIGO	NOMBRE	X	Y
TTCC-01	Bahía Interior	393200	8248390
TTCC-02	Bahía Cohana	524698	8188908
TTCC-03	Chucuito	407767	8242277
TTCC-04	Lago Menor	406769	8253392
TTCC-05	Ancoraimes	521895	8233623
TTCC-06	Afluente río Huancané	419168	8304640
TTCC-07	Lago mayor Titicaca - Perú	443627	8256418
TTCC-08	Lago mayor Titicaca - Bolivia	492542	8235425

Cada uno de los puntos tienen las siguientes características:

Bahía interior de Puno: Punto de evaluación ubicado en la parte central de la bahía interior de Puno, que tiene interacción con los efluentes de las lagunas de oxidación de Puno (planta de tratamiento de aguas residuales) y efluentes clandestinos de aguas residuales ubicados alrededor de la zona urbana de la ciudad de Puno.

Bahía Cohana – Bolivia: Punto de evaluación ubicado en la bahía Cohana de la zona boliviana a del Lago Titicaca, zona con la presencia de humedales y afluente del Río Katari.

Chucuito: Punto de evaluación ubicado frente a la ciudad de Chucuito.

Lago menor – Puno: Punto de evaluación ubicada en la parte central del lago menor de Puno, zona con presencia de humedales y afluente del río Coata, además de ser la zona de intercambio entre la bahía interior de Puno y el lago Mayor.

Ancoraimes: Punto de evaluación ubicado en la zona boliviana del lago, concretamente, en el afluente del río Keka.

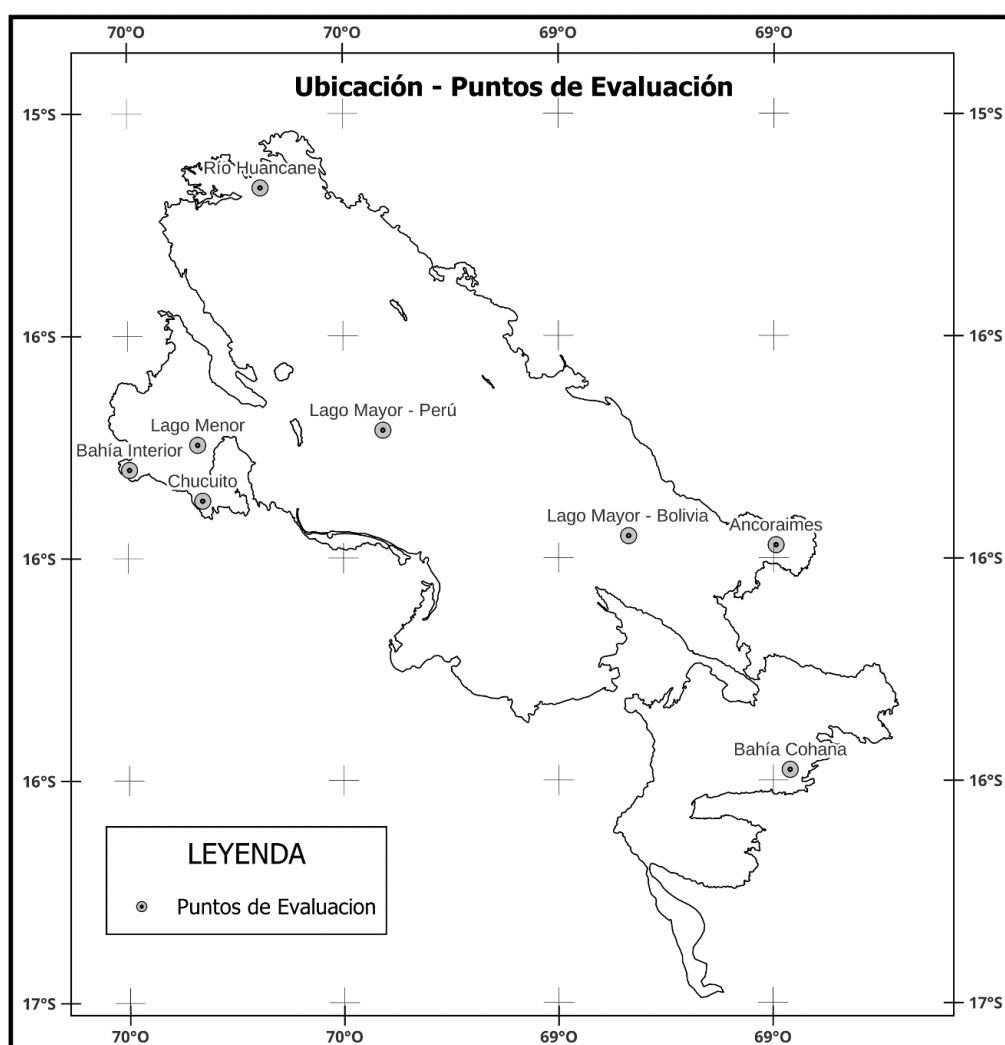
Afluente Río Huancané: Punto de evaluación ubicado en el afluente del río Huancané.

Punto aleatorio en el lago mayor Titicaca – Perú: Punto de evaluación ubicado en la parte central del lago Mayor de la zona peruana, punto de evaluación de carácter comparativo.

Punto aleatorio en el lago mayor Titicaca – Bolivia: Punto de evaluación ubicado en la parte central del lago Mayor de la zona boliviana, punto de evaluación de carácter comparativo.

Figura 6

Ubicación de puntos de evaluación en el Lago Titicaca



A. Análisis de tendencia

Se aplicó el test de Mann-Kendall en cada uno de los puntos de evaluación, utilizando la serie temporal de valores de Clorofila -a en el periodo 1990 – 2020.

Man – Kendall es una prueba para detectar tendencias (Mann, 1945; Kendall, 1948) el cual utiliza la correlación entre los rangos y la secuencia existente en una serie temporal. Para una serie temporal “ x_1, \dots, x_n ” el estadístico aplicable es el siguiente:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \dots \dots \dots (\text{ii})$$

Si el valor de $S > 0$, las posteriores observaciones en la serie de tiempo tenderán a ser más grandes que las que aparecen antes en la serie de tiempo, mientras que ocurre lo contrario si $S < 0$.

Mientras que la varianza de S está dada por:

$$\text{VAR}(S) = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(t_{p-1})(2t_{p+5}) \right] \dots \dots \dots (\text{iii})$$

La estadística de prueba normalizada Z está dada por:

$$z = \begin{cases} \frac{S-1}{[\text{VAR}(S)]^{1/2}}, & \text{if } > 0 \\ 0, & \text{if } = 0 \dots \dots \dots (\text{iv}) \\ \frac{S+1}{[\text{VAR}(S)]^{1/2}}, & \text{if } < 0 \end{cases}$$

3.5.4 Variabilidad Espacial de la concentración de Clorofila -a

Para la estimación de la variación espacial, se preparó el set de datos resultantes de valores de Clorofila -a agrupando los 10 primeros años (1990 – 2000) en un raster de valores medios del rango de tiempo, esto con la finalidad de



usarlo como un raster de referencia para determinar los cambios en el rango total del periodo de estudio (1990 - 2020).

Con la serie de tiempo restante (2000 – 2020) se generaron valores promedios cada 5 años haciendo un total de 4 raster con los valores medios del rango de tiempo establecido, esto para realizar la comparación con respecto al valor de referencia (valores medios 1990 - 2000).

Para ambos casos se utilizó la siguiente ecuación para generar los valores medios:

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n xi}{n} \dots\dots\dots(v)$$

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Resultados

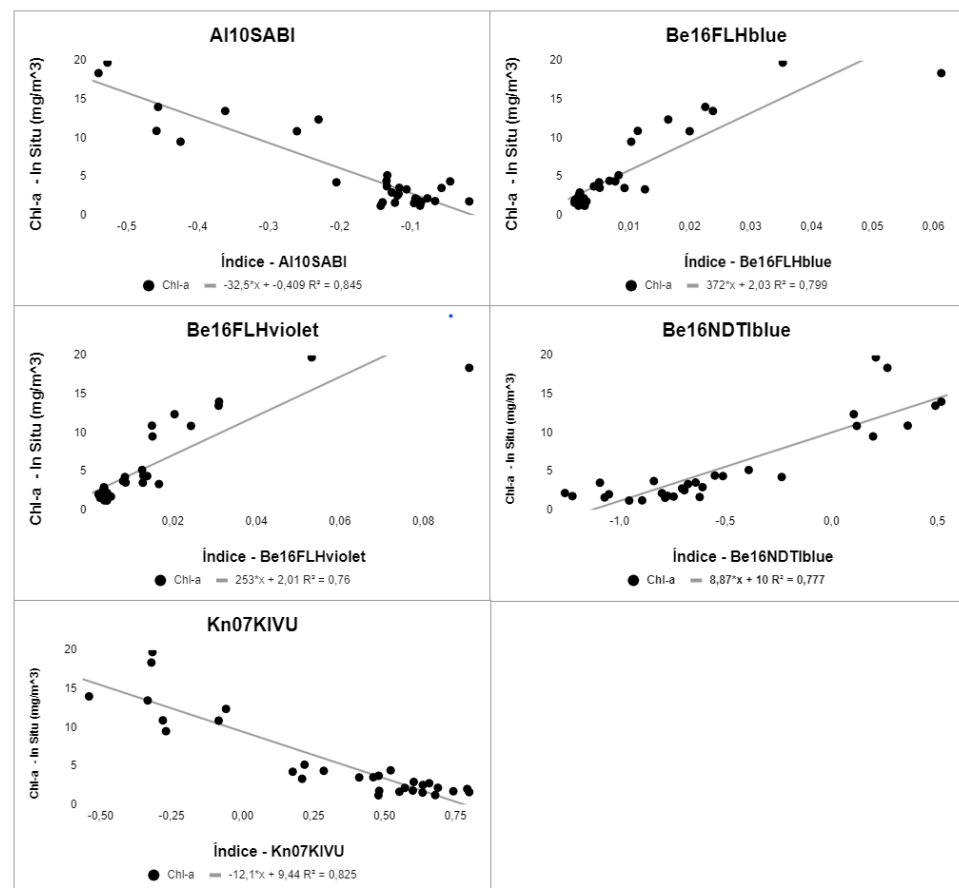
4.1.1 Desarrollo y Evaluación de Algoritmos

A. Generación de modelo predictivo

Se evaluaron 5 modelos basados en regresión lineal entre los valores de índices de calidad de agua (Figura 3) y valores de monitoreo de clorofila -a in situ; realizando las regresiones lineales, el algoritmo en base al índice A110SABI cuenta con el mayor grado de correlación (Figura 7) resultando con un valor de R^2 igual a 0,845.

Figura 7

Modelos predictivos mediante correlación entre índices espectrales de calidad de agua y datos in situ



En cuanto a los demás modelos predictivos evaluados, obtuvieron valores de correlación muy cercanos al modelo predictivo A110SABI (Tabla 7), siendo estos, de $R^2=0,799$ para el modelo Be16FLHblue, $R^2=0,777$ para el modelo Be16NDTIblue y $R^2=0,825$ para el modelo Kn07KIVU. Por otro lado, no se realizaron las evaluaciones al modelo Be16FLHviolet, puesto que, la ecuación del índice (Tabla 4) requiere reflectancia en la longitud de onda de 429, el cual no se presenta en todas las colecciones Landsat, estando presente este solo en el sensor OLI/TIRS.

Tabla 7

Correlación de modelos predictivos basados en índices y valores in situ

Índice	Modelo Predictivo	R2
A110SABI	$-32,5 * A110SABI + -0,409$	0,845
Be16FLHblue	$372 * Be16FLHblue + 2,03$	0,799
Be16FLHviolet	--	--
Be16NDTIblue	$8,87 * Be16NDTIblue + 10$	0,777
Kn07KIVU	$-12,1 * Kn07KIVU + 9,44$	0,825

La Tabla 7 presenta los índices y su grado de correlación respecto a los valores de monitoreo de Clorofila -a in situ, además de la ecuación predictora en un periodo inicial (julio - 2017).

B. Validación de modelo predictivo

Se calcularon el RMSE y R^2 de cada uno de los conjuntos de valores de Clorofila -a calculados a partir de las ecuaciones de modelo predictor, en la Tabla 8 se muestran las métricas estadísticas de desempeño evaluados.

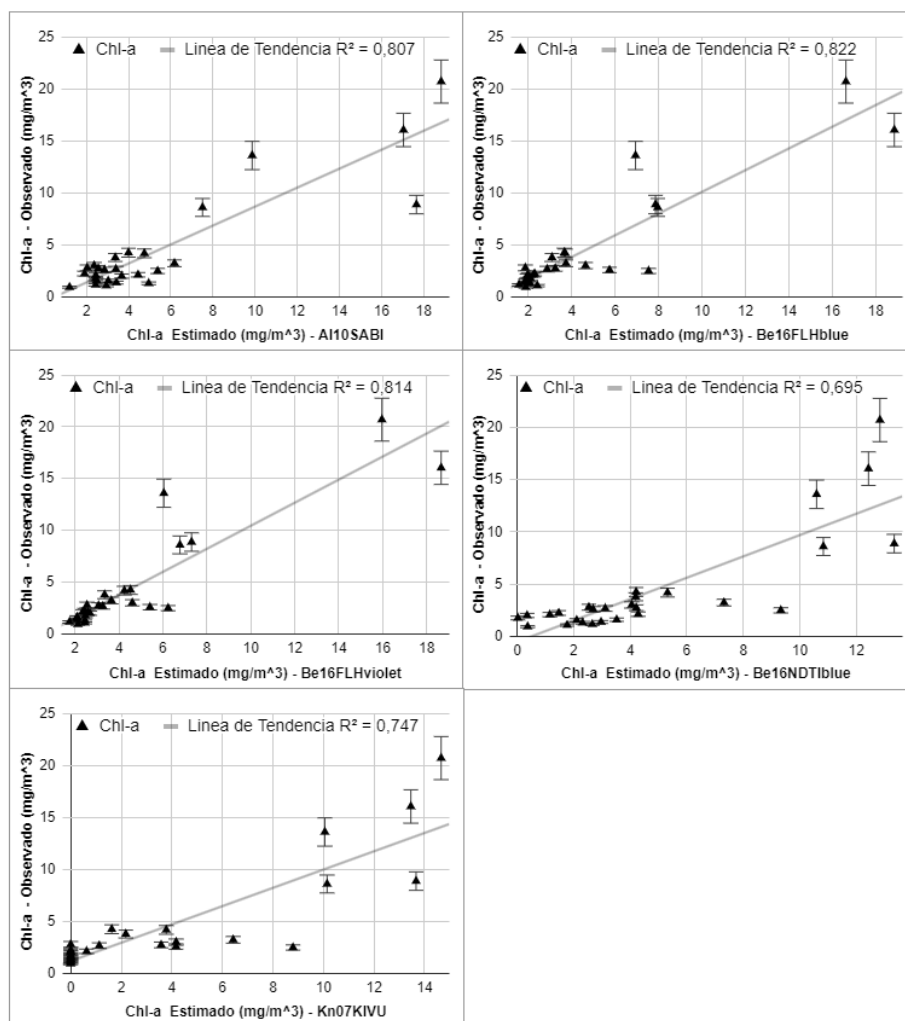
Tabla 8*Validación de modelos Predictivos*

ÍNDICE	R2	RMSE
A110SABI	0,807	2,36
Be16FLHblue	0,822	2,06
Be16FLHviolet	--	--
Be16NDTIblue	0,695	2,72
Kn07KIVU	0,747	2,62

La Tabla 8 presenta los índices y su eficiencia para estimar valores de Clorofila -a, validado en un periodo 2 (julio - 2018), un año después del periodo inicial de entrenamiento. Como resultado del análisis de desempeño de los modelos predictivos se obtuvieron coeficientes de correlación, siendo el modelo predictivo generado a partir del índice Be16FLHblue el que obtuvo el coeficiente de correlación más alto, siendo este de $R^2=0,822$, “Correlación muy buena”, tal como se muestra en la Figura 8, además de un error cuadrático medio de $RMSE = 2,06$ (Tabla 8), siendo este el modelo utilizado para realizar la estimación temporal de Clorofila -a en todo el periodo de análisis.

Figura 8

Validación de modelos predictivos mediante correlación entre índices espectrales de calidad de agua y datos in situ



Por otro lado, el modelo predictivo generado a partir del índice AI10SABI obtuvo un coeficiente de correlación igual a $R^2=0,807$, “Correlación buena a muy buena” y un error cuadrático medio de RMSE = 2,36 (Tabla 8) siendo este el segundo mejor modelo predictivo, tal como se muestra en la Figura 8.

Los modelos predictivos Be16NDTlblue y Kn07KIVU obtuvieron valores de coeficiente de correlación de $R^2=0,695$ y $R^2=0,747$ respectivamente además de un error cuadrático medio de RMSE = 2,72 y RMSE = 2,62 respectivamente (Tabla 8), descartando estos 2 modelos para la estimación de Clorofila -a debido a ser los modelos con menor grado de correlación y tener un error cuadrático medio superior a pesar que estos

índices hayan sido creados específicamente para el estudio de aguas continentales.

Se evaluaron los modelos predictivos basados en índices espectrales de calidad de agua, obteniendo 2 modelos con alta correlación entre valores del índice y valores de monitoreo de Clorofila -a in situ, siendo el modelo predictivo A110SABI el que presentó la mejor correlación al momento de realizar los entrenamientos de los modelos con un grupo inicial de valores de Clorofila -a in situ (Julio del 2017), pero al momento de realizar la validación con un segundo grupo de datos 1 año después (julio del 2018) el modelo bajó su desempeño predictivo; por otro lado el modelo predictivo Be16FLHblue la segunda mejor correlación al momento de realizar los entrenamientos del modelo con el primer grupo de valores de Clorofila -a in situ, al momento de realizar la validación con el segundo grupo de datos, este obtuvo una correlación más alta que el índice A110SABI conservando su desempeño con respecto al tiempo; razón por la cual se utilizó el modelo predictivo Be16FLHblue generado a partir del índice del mismo nombre para la estimación de la concentración del Clorofila -a; estos resultados guardan relación a lo de los autores de los índices Alawadi (2010) y Beck et al. (2016) para los índices A110SABI y Be16FLHblue respectivamente, obteniendo buenos resultados en la estimación de Clorofila -a en base a de modelos estimadores empíricos.

Por otro lado Grendaité et al. (2018) ; Montoya et al. (2010); Dörnhöfer et al. (2018) y Oliveira De Sá (2018) también obtuvieron buenos resultados en la correlación entre reflectancia, índices y datos in situ, si bien es cierto, es necesario un gran conjunto de datos para entrenar y validar los modelos predictivos de Clorofila -a en base a imágenes satelitales, la aplicabilidad de estos son bastantes útiles para el monitoreo de la calidad del agua y la mejora de la cantidad de información, siendo la información tomada in situ un parámetro condicionante de la calidad de los resultados de estimación de Clorofila -a en base a reflectancia e índices espectrales de las imágenes satelitales.

4.1.2 Variabilidad Temporal de la Concentración de Clorofila -a

Los resultados del test de Mann-Kendall aplicados a los diferentes puntos de evaluación (Figura 6) de valores de Clorofila -a en el periodo 1990 – 2020 nos muestran que en la totalidad de los puntos de evaluación existe una tendencia positiva ya que los valores de coeficiente de Mann-Kendall varían de 0,0967 hasta 0,241 (Tabla 9).

Por otro lado, valor de probabilidad observada (Tabla 9) en todos los puntos de evaluación son bastante pequeños (menores a $2,22e-16$), dándonos a entender que existe una muy baja probabilidad de que los resultados del coeficiente de Mann – Kendall se deban a una aleatoriedad en la serie de datos.

Tabla 9

Resumen de test de tendencia Man Kendall para todos los puntos de evaluación

Punto de Evaluación	Coefficiente de Mann – Kendall (τ)	valor de probabilidad observada (p)
Bahía Interior - Puno	0,112	0,000012636
Bahía Cohana	0,11	0,00000035763
Chucuito	0,16	2,22E-16
Lago Menor Puno	0,0967	0,00012147
Ancoraimes	0,187	2,22E-16
Afluyente Río Huancané	0,241	2,22E-16
Lago Mayor - Perú	0,144	2,22E-16
Lago Mayor - Bolivia	0,163	2,22E-16

A continuación, se detalla los resultados de la aplicación del test de Mann – Kendall en cada uno de los puntos de evaluación detallados en la Figura 6:

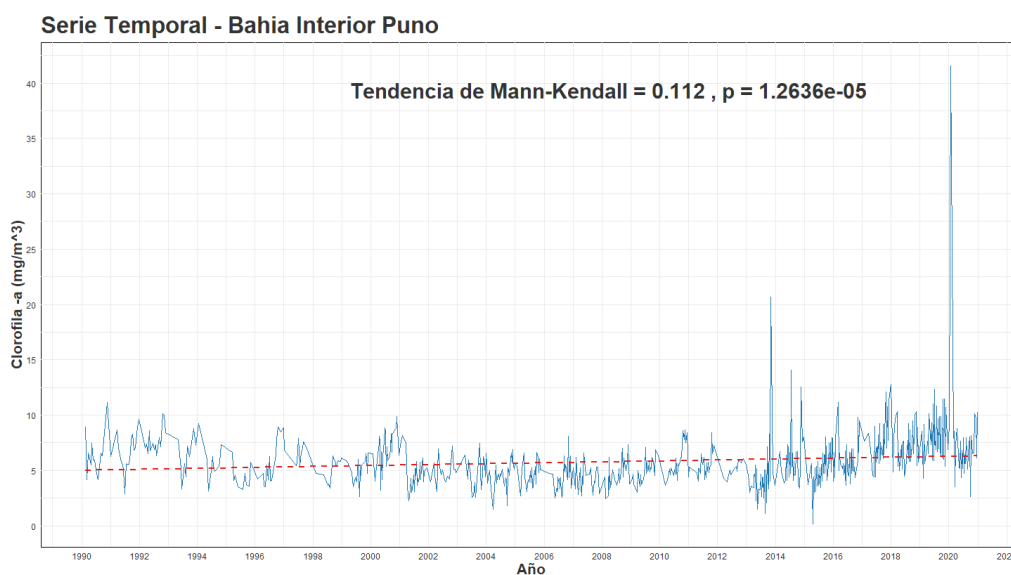
Bahía interior de Puno

Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,112 y valor de probabilidad observada (p) = 1,2636e-05 (Figura 9) lo que nos indica que existe una tendencia positiva, es decir, que los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 9 que existe una mayor variabilidad a partir del año 2014 hasta el final del periodo de evaluación (2020), existiendo picos de 01 mg/m³ a 15 mg/m³, se aprecia también que las máximas concentraciones se dan entre los meses de diciembre – Marzo (periodo húmedo) siendo esto recurrente anualmente considerándose una estacionalidad en la serie temporal, además de una visible reducción de la concentración del 2001 al 2014 manteniéndose por debajo de la línea de tendencia.

Figura 9

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación “Bahía Interior”



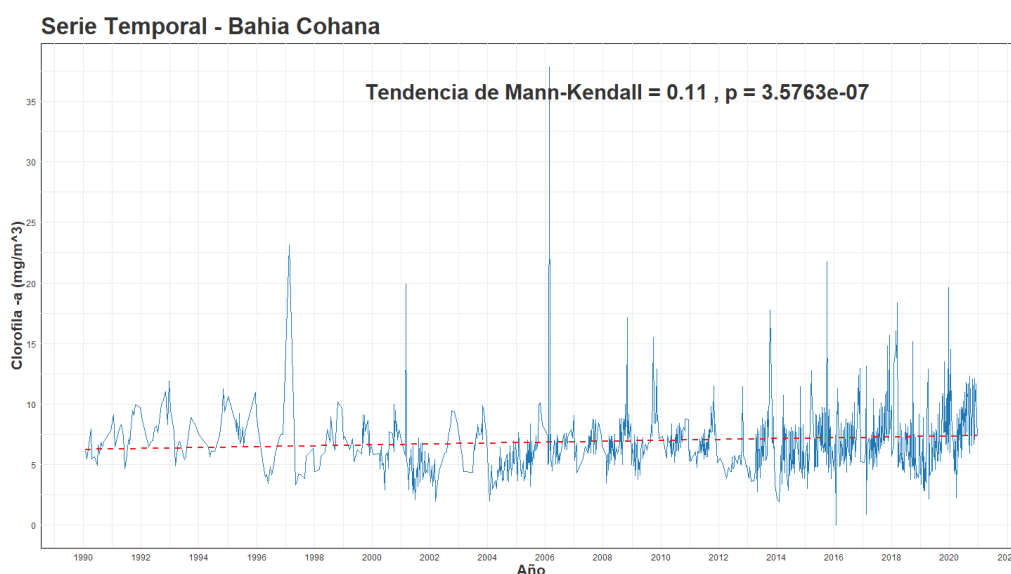
Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,11 y el valor de probabilidad observada (p) = 3,5763e-07 (Figura 10) lo que nos indica que existe una tendencia

positiva, es decir, que los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 10 que existe una mayor variabilidad a partir del año 2014 hasta el final del periodo de evaluación (2020), existiendo picos de 01 mg/m³ a 20 mg/m³, se aprecia también que las máximas concentraciones se dan en diferentes periodos del año tanto en el periodo húmedo como seco, además de presentar mayor número de picos que podrían representar valores atípicos o afloramiento de algas.

Figura 10

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Bahía Cohana"



Chucuito

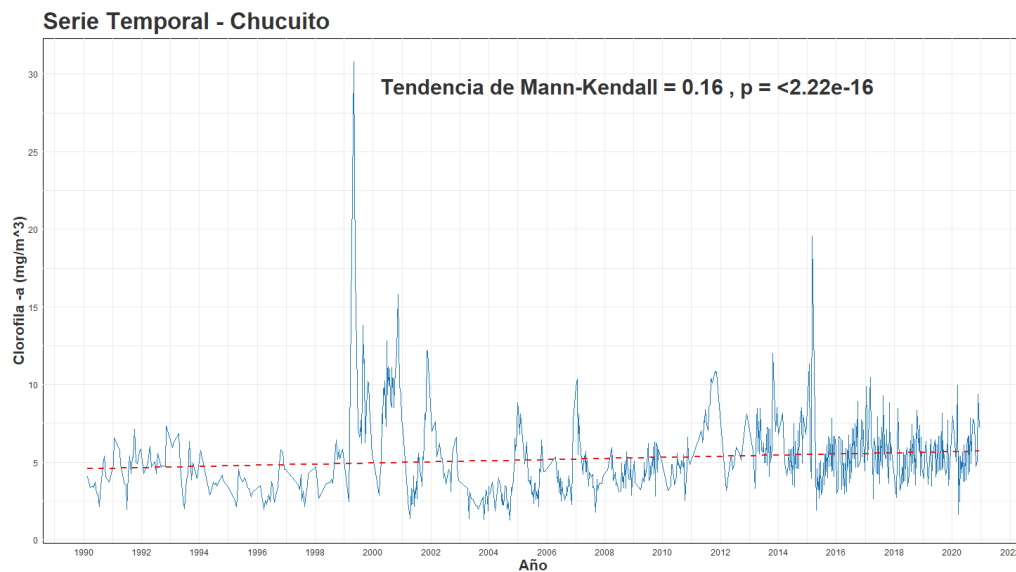
Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,16 y el valor de probabilidad observada (p) = 2,22E-16 (Figura 11) lo que nos indica que existe una tendencia positiva extremadamente significativa, es decir que, los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 11 una variación considerable desde el año 2000 hasta el 2003, luego en el año 2005 pero de menor dimensión, y finalmente desde el año 2012 hasta 2020 se aprecia una variabilidad continua,

existiendo picos de 01 mg/m³ a 15 mg/m³; pero siempre dentro de la línea de tendencia.

Figura 11

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Chucuito"



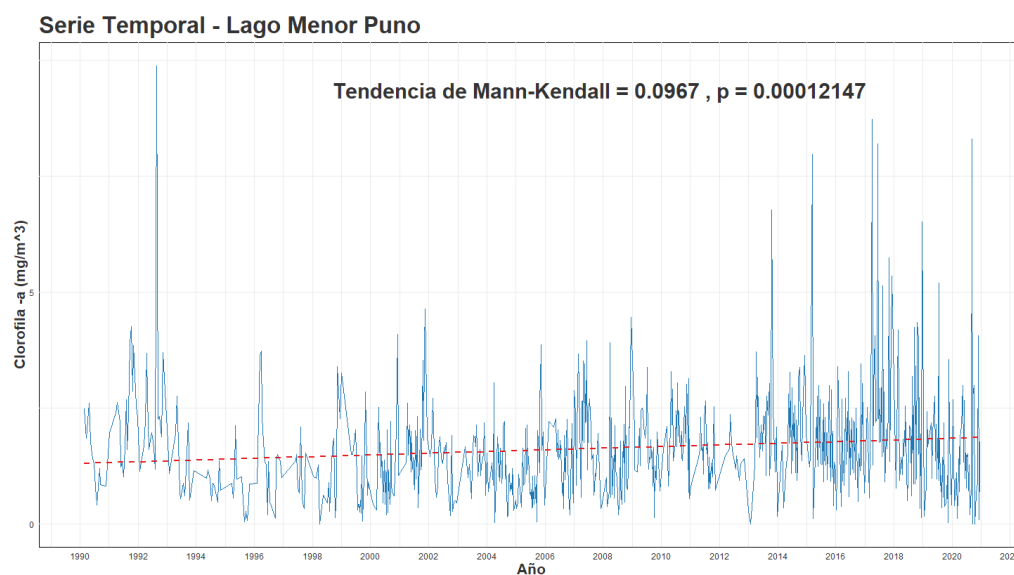
Lago Menor Puno

Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,0967 y el valor de probabilidad observada (p) = 0,00012147 (Figura 12) lo que nos indica que existe una tendencia positiva significativa, es decir que, los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 12 una variación desde el año 2000 hasta el hasta 2020 acrecentándose aún más desde el año 2014, no obstante, la variación se mantiene constante existiendo variaciones grandes y pequeñas sin seguir un patrón concreto a lo largo de la serie de tiempo.

Figura 12

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Lago Menor - Puno"



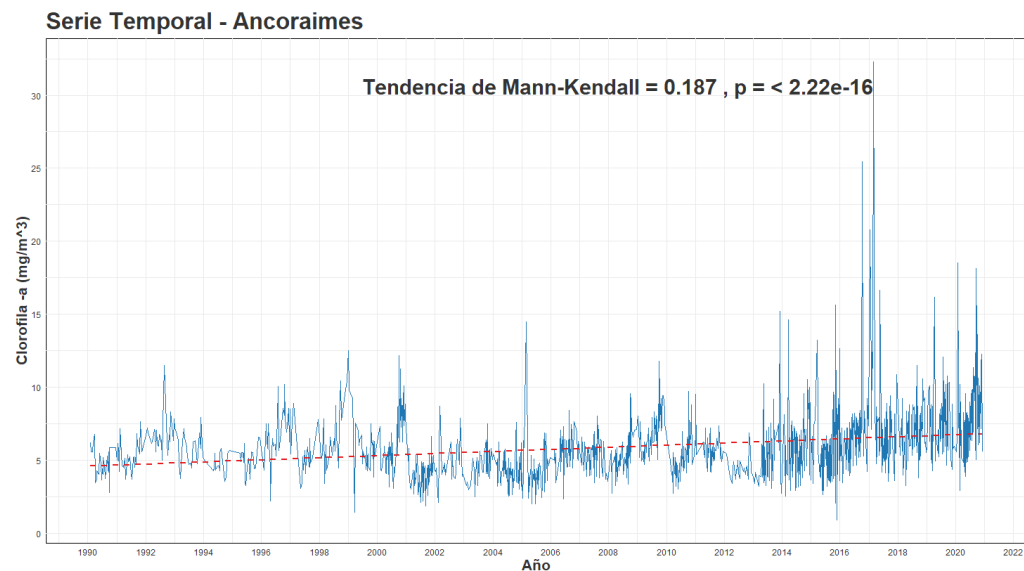
Ancoraimos

Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,187 y el valor de probabilidad observada (p) < 2,22e-16 (Figura 13) lo que nos indica que existe una tendencia positiva extremadamente significativa, es decir que, los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 13 que existe una mayor variabilidad a partir del año 2014 hasta el final del periodo de evaluación (2020), existiendo picos de 01 mg/m³ a 25 mg/m³, se aprecia también que las máximas concentraciones se dan en el periodo húmedo.

Figura 13

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Ancoraimes"



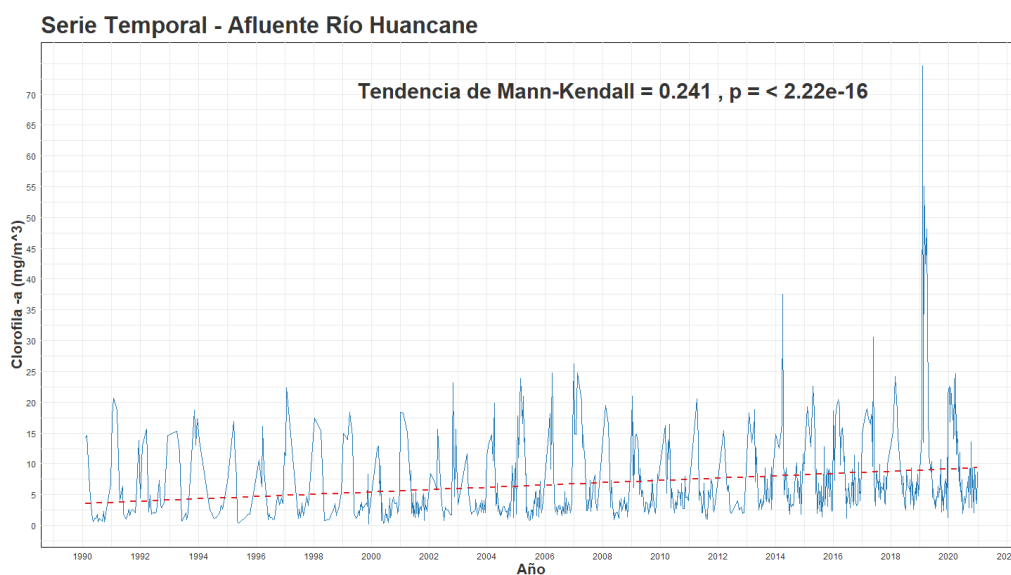
Afluente Río Huancané

Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,241 y el valor de probabilidad observada (p) < 2,22e-16 (Figura 14) lo que nos indica que existe una tendencia positiva extremadamente significativa, es decir que, los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 14 que existe una variabilidad estacional en todo el periodo de evaluación, existiendo picos de 01 mg/m³ a 55 mg/m³ siendo mayores las concentraciones de Clorofila durante el periodo húmedo.

Figura 14

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Afluente río Huancané"



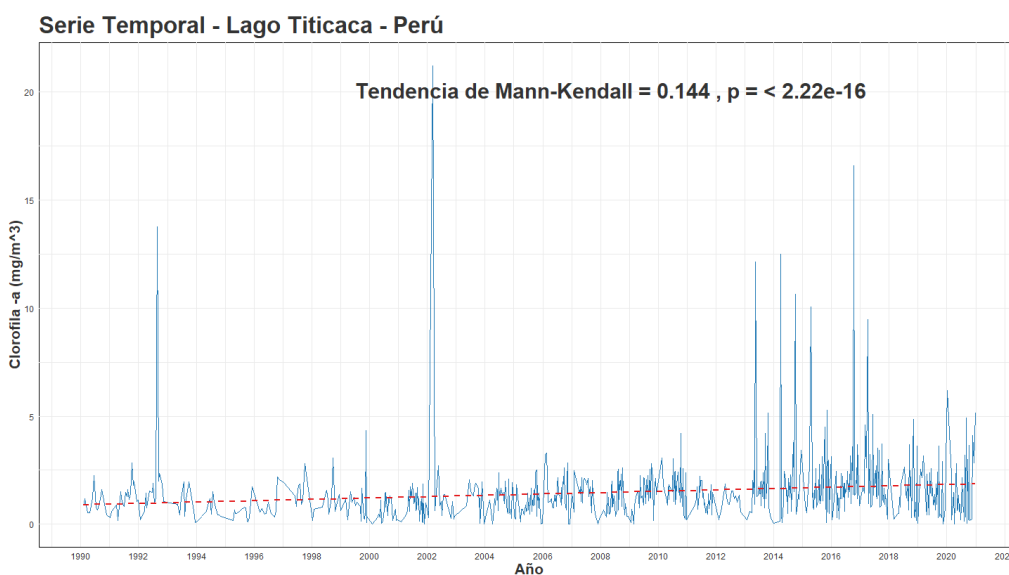
Lago Mayor – Perú

Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,144 y el valor de probabilidad observada (p) < 2,22e-16 (Figura 15) lo que nos indica que existe una tendencia positiva extremadamente significativa, es decir que, los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 15 existe una mayor variabilidad a partir del año 2014 hasta el final del periodo de evaluación (2020), existiendo picos de 01 mg/m³ a 20 mg/m³, se aprecia también que las máximas concentraciones se dan en el periodo húmedo siguiendo un patrón aleatorio.

Figura 15

Tendencia de valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Lago Mayor - Perú"



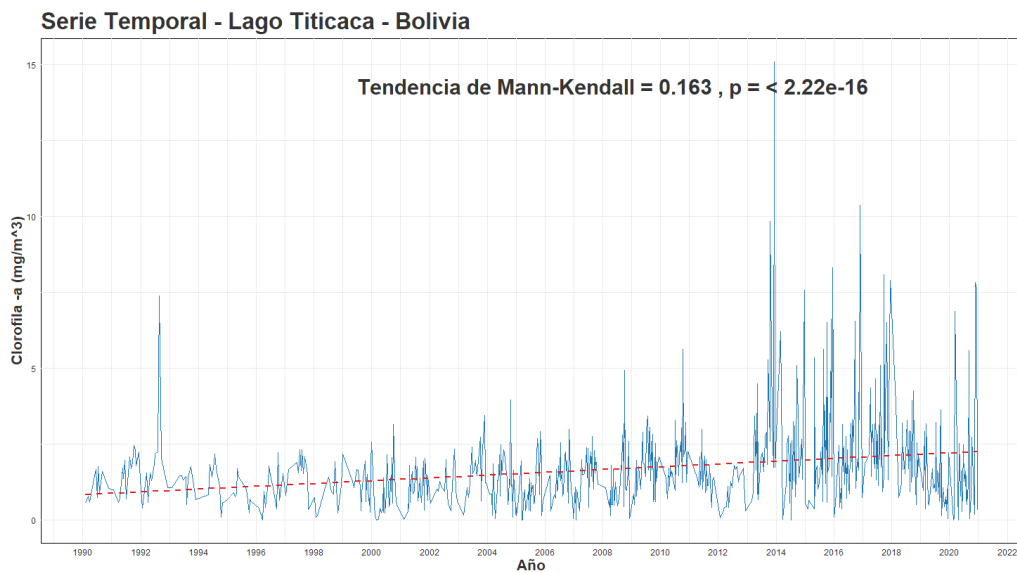
Lago Mayor – Bolivia

Los valores de concentración de Clorofila -a en el periodo 1990 -2020 presentan un coeficiente de Mann - Kendal (τ) = 0,163 y el valor de probabilidad observada (p) < 2,22e-16 (Figura 16) lo que nos indica que existe una tendencia positiva extremadamente significativa, es decir que, los valores de Clorofila -a han ido aumentando en el tiempo además de una aleatoriedad de la tendencia casi nula.

Por otro lado, se puede observar en la Figura 16 que existe una mayor variabilidad a partir del año 2000 hasta el final del periodo de evaluación (2020), existiendo picos de 01 mg/m³ a 15 mg/m³, se aprecia también que las máximas concentraciones se dan en el periodo húmedo.

Figura 16

Valores de Clorofila -a para el punto de evaluación "Lago Mayor - Bolivia"



Se evaluaron varios puntos mediante el test de Mann-Kendall en un rango de tiempo de 30 años (1990 - 2020) donde los test nos muestran que en los puntos de evaluación existe una tendencia positiva, los valores del coeficiente de Mann - Kendal (τ) varían de 0,0967 hasta 0,241 (Tabla 9), lo que implica que las tendencias son positivas y con una magnitud moderada a considerable. Por otro lado, los valores del valor de probabilidad observada (p) (Tabla 9) en todos los puntos de evaluación son bastante pequeños (menores a $2,22e-16$) lo que implica que todas las tendencias positivas observadas en los valores de Clorofila -a de los diferentes puntos de evaluación son estadísticamente significativas y bastante improbable de que se deba a una aleatoriedad pudiendo decir que en Lago Titicaca existe una tendencia de incremento de la concentración de Clorofila -a en el agua pudiéndose apreciar más en las zonas que coinciden con los afluentes de los ríos que desembocan en el Lago Titicaca véase Tabla 6 y Figura 6.

Además los resultados muestran una variabilidad en los periodos húmedos al igual que Jiménez-Muñoz et al. (2015) donde se aprecia que las mayores concentraciones se dan en los meses húmedos, pudiendo afirmar que ese comportamiento es estimable mediante otras metodologías de estimación como las aplicadas en el presente trabajo.

Otras investigaciones también observan la existencia de patrones en el comportamiento de la concentración de Clorofila -a obedeciendo a un comportamiento estacional en donde el periodo de lluvia es donde se presentan las mayores concentraciones pudiéndose deber al transporte de nutrientes de los afluentes del cuerpo de agua tal como lo indica Dörnhöfer et al. (2018).

4.1.3 Variabilidad Espacial de la Concentración de Clorofila -a

Los resultados de la variación espacial de Clorofila -a en el Lago Titicaca muestran un cambio significativo a nivel espacial en el periodo 1990 – 2020,

En la Figura 17 se aprecia una distribución espacial a lo largo del periodo de análisis, en general las concentraciones varían de 10.8 mg/m³ hasta 18,5 mg/m³ en sus concentraciones medias máximas y de 0,8 mg/m³ hasta 1.37 mg/m³ en sus concentraciones medias mínimas tal como se ve en la Tabla 10.

Tabla 10

Valores medios de concentración de Clorofila -a según periodo de análisis

Valores Medios de Clorofila -a		
Periodo	Mínimo (mg/m ³)	Máximo (mg/m ³)
1900 - 2000	0,8	10,8
2001 - 2005	0,8	9,54
2006 - 2010	1,22	10,68
2011 - 2015	1,29	13,47
2016 - 2020	1,37	18,5

En la Tabla 10 se muestran los rangos de valores en función al histograma del raster resultante del promedio del rango de tiempo, extrayéndose solo los valores mínimos y máximos en función del 98% de los valores de píxeles del raster.

En la Figura 17 a podemos ver la distribución espacial en el periodo de análisis, donde se aprecia que las zonas con mayores concentraciones son las que coinciden con los afluentes de los ríos que desembocan en el Lago Titicaca (Coata,

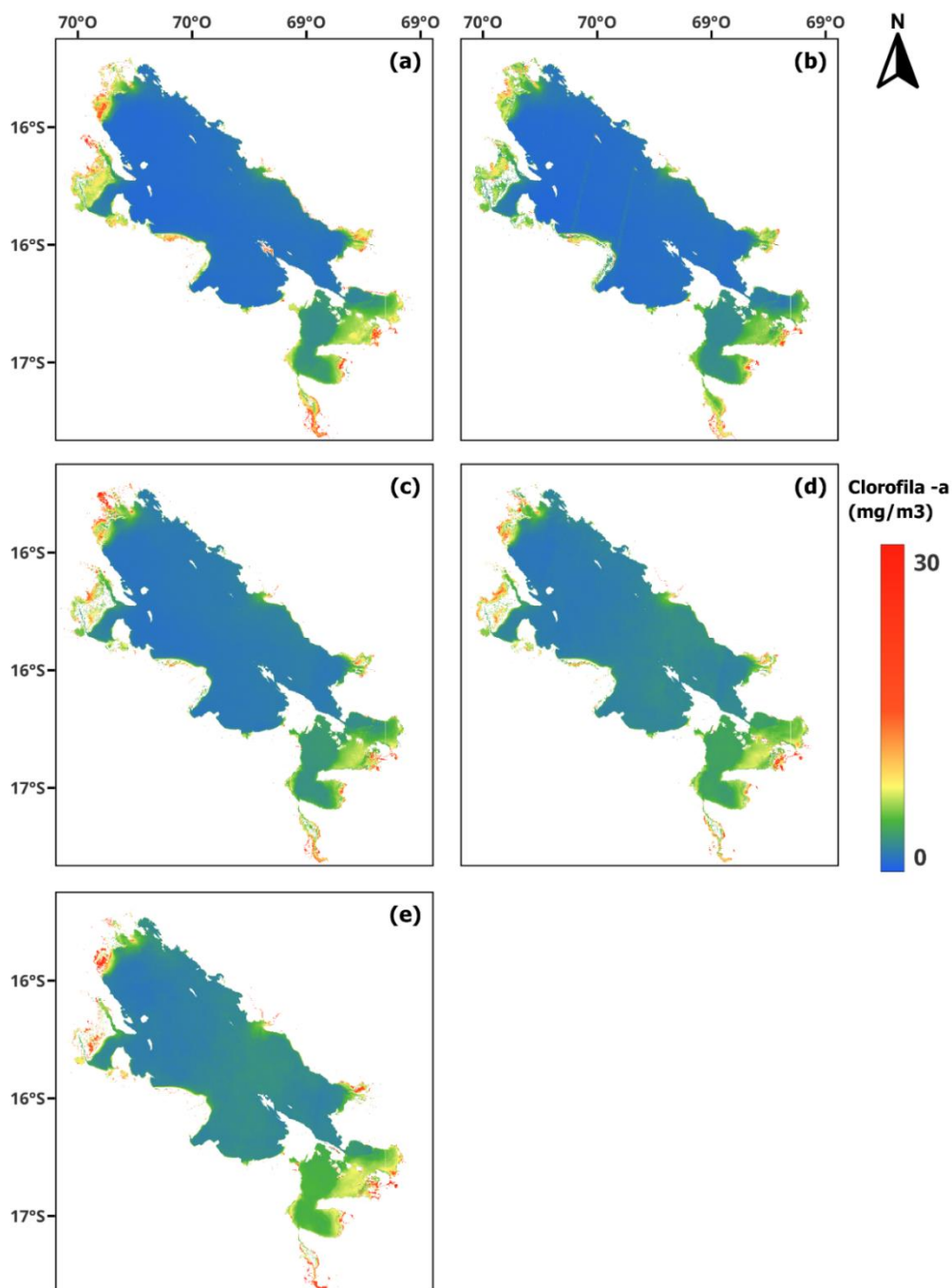
Illpa, Huancané, Huayco, Catari, Circunlacustre e Ilave), es donde se presentan estos cambios pudiendo se apreciar las plumas de presencia de Clorofila -a en el agua; además de las zonas con presencia de vegetación (Reserva Nacional del Titicaca, Pusi, Ancoraimes, Cohana y Chucuito).

La zona más crítica en cuando a la distribución de la concentración de Clorofila -a es la Bahía Cohana, pudiendo se apreciar en la Figura 17 que en todo el periodo de análisis cuenta con una coloración roja, naranja, amarilla y verde, que, según la representación de color de la concentración, indican concentración elevadas en función a la zona con menor concentración que serían las aguas abiertas del Lago Titicaca, lo que guarda concordancia con los resultados de Jiménez-Muñoz et al. (2015), por otro lado, aclara que algunos de estos resultados pueden mostrar valores altos en zonas de poca profundidad pueden deberse a la resuspension de los sedimentos, ocasionado por corrientes u oleaje; haciéndonos suponer que se trate de una sobrestimación.

La segunda zona con mayor concentración es la Bahía Interior de Puno que al igual que la Bahía Cohana persiste a lo largo de todo el periodo de análisis presentando una coloración entre amarilla y verde.

Figura 17

Distribución espacial de la concentración de Clorofila -a



La Figura 17 muestra la distribución espacial de la concentración de Clorofila -a en el periodo de análisis, separado en quinquenios; la Figura 17 (a) muestra la distribución espacial de Clorofila -a – en el periodo 1990 – 2000; la Figura 17 (b) muestra la distribución espacial de Clorofila -a – en el periodo 2000 – 2005; la Figura 17 (c) muestra la distribución espacial de Clorofila -a – en el periodo 2005 – 2010; la Figura 17 (d) muestra la distribución espacial de Clorofila

-a – en el periodo 2010 – 2015 y la Figura 17 (e) muestra la distribución espacial de Clorofila -a – en el periodo 2015 – 2020; evidenciándose zonas con mayores concentraciones las zonas que reciben aporte efluentes de ríos y vertimientos de aguas sin tratamiento.

Los resultados también evidencian que los cambios en la concentración de Clorofila -a son cíclicos obedeciendo patrones de incremento y disminución en su concentración (Figura 18), dicho ello, se aprecia que en el periodo húmedo es cuando se ve las mayores concentraciones de Clorofila -a en el Lago Titicaca, y una menor concentración de Clorofila -a en el periodo de seco.

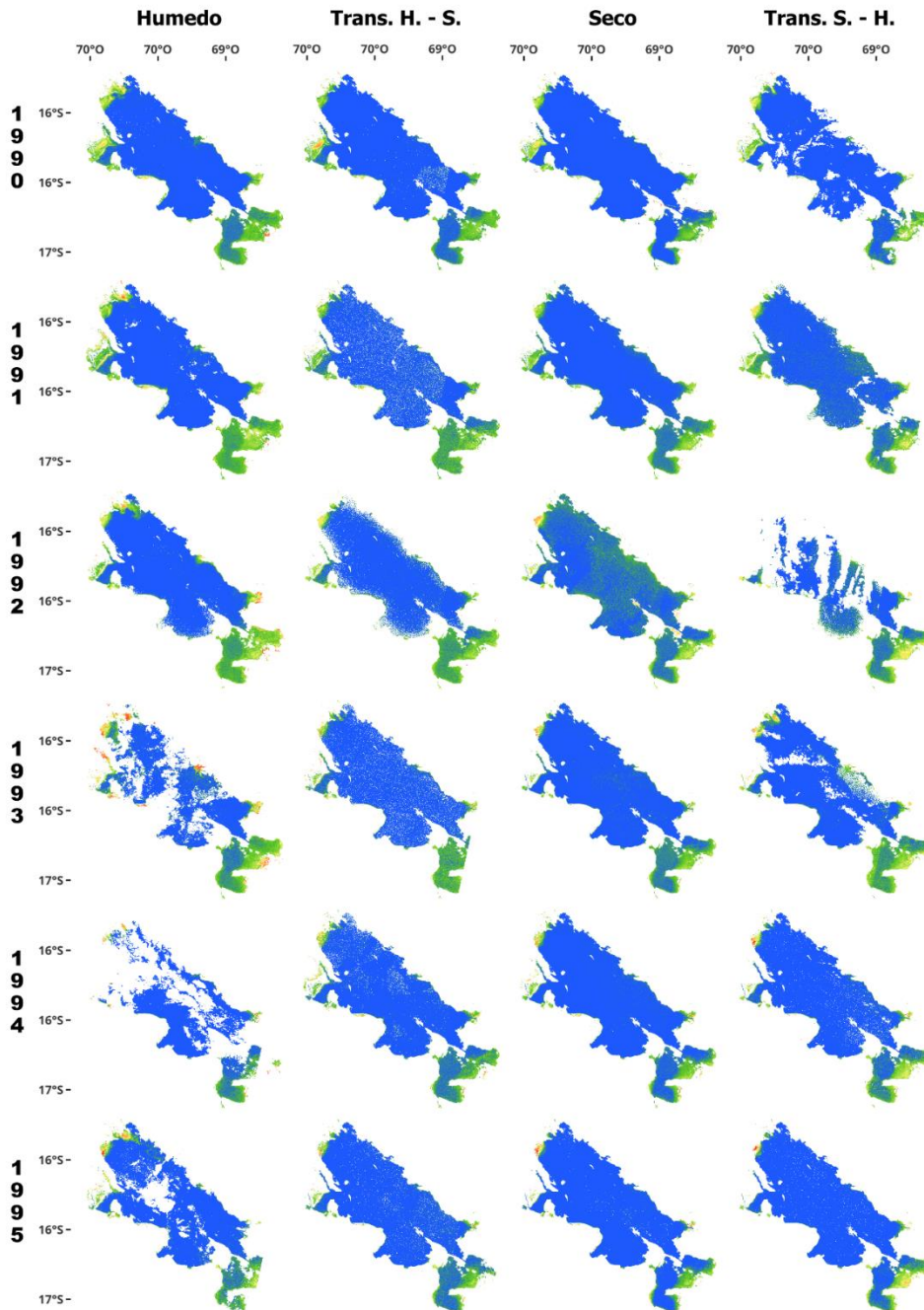
En los periodos de transición (Figura 18) se aprecia como esta concentración viene disminuyendo o aumentando según el periodo al que se aproxima la transición.

En el periodo húmedo del 2015 (Figura 18) es donde se aprecia uno de los incrementos notables de la concentración de Clorofila -a, específicamente en la bahía Cohana, seguido del periodo de transición de seco a húmedo del año 2017.

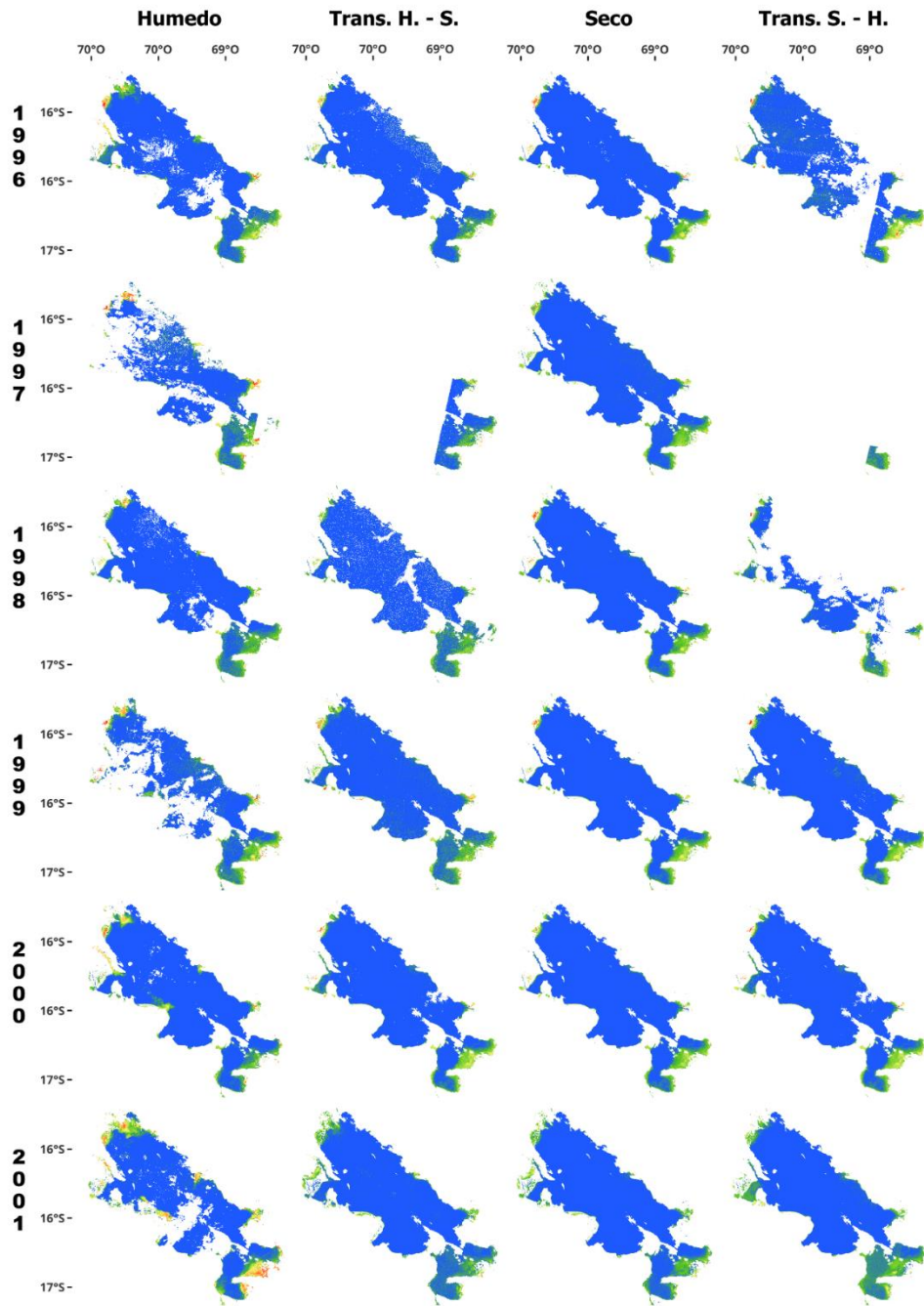
El afluente del río Huancané presenta cambios notables en los periodos húmedos teniendo la tendencia a incrementar la concentración de Clorofila -a y disminuir para el periodo seco.

Figura 18

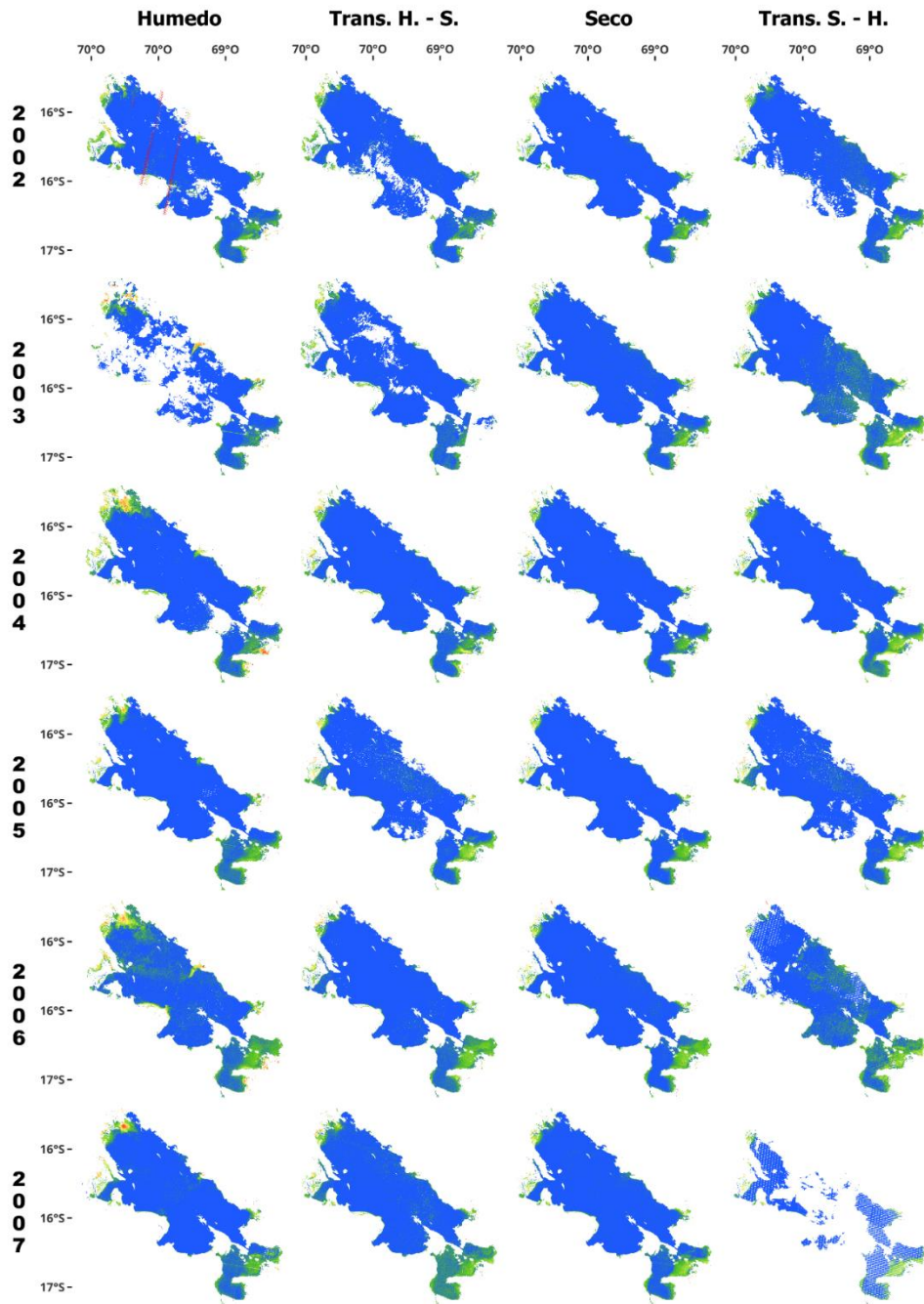
Distribución espacial de estimaciones de Clorofila -a en el Lago Titicaca en el Periodo 1990 – 2020



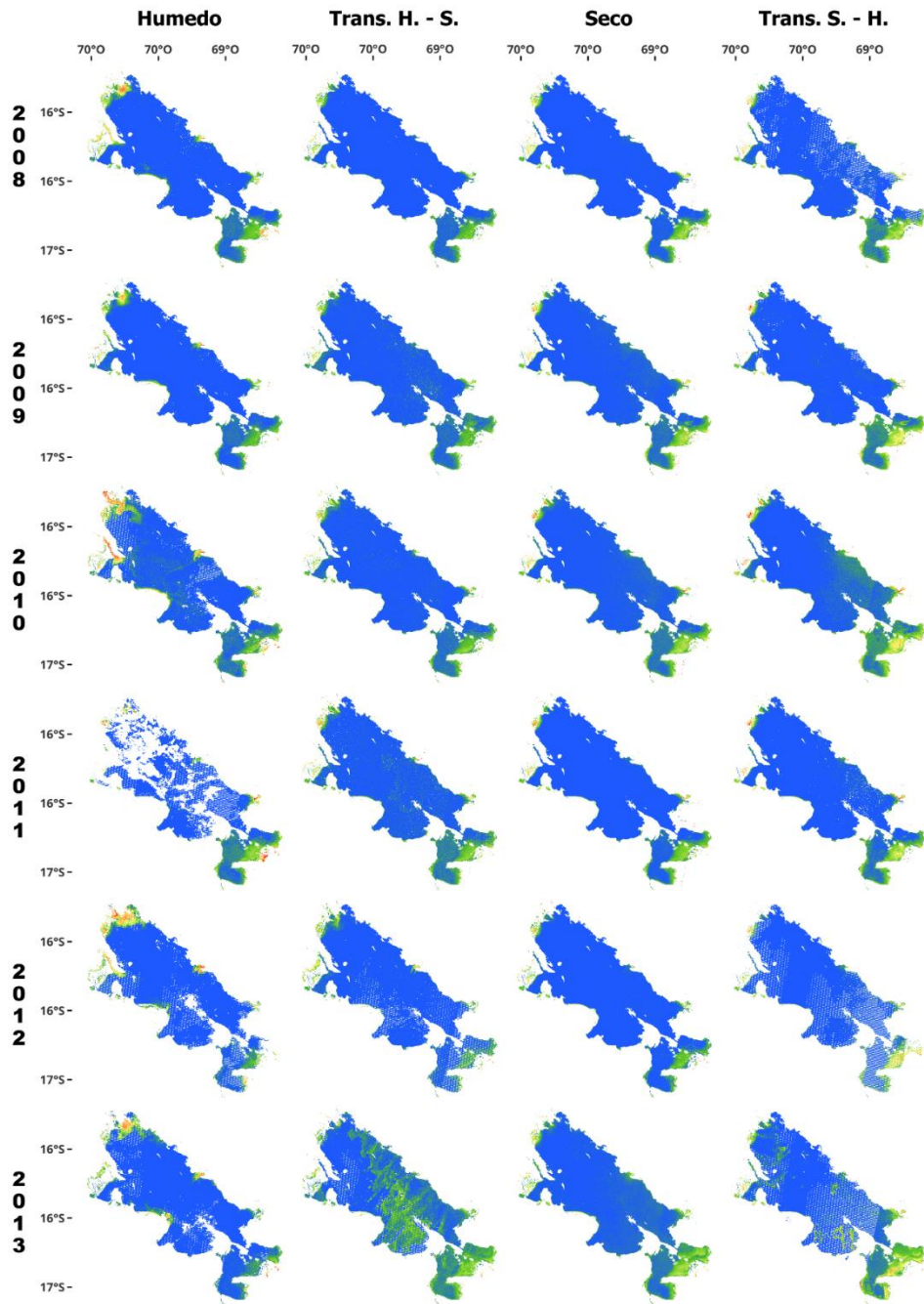
Continuación de Figura 18



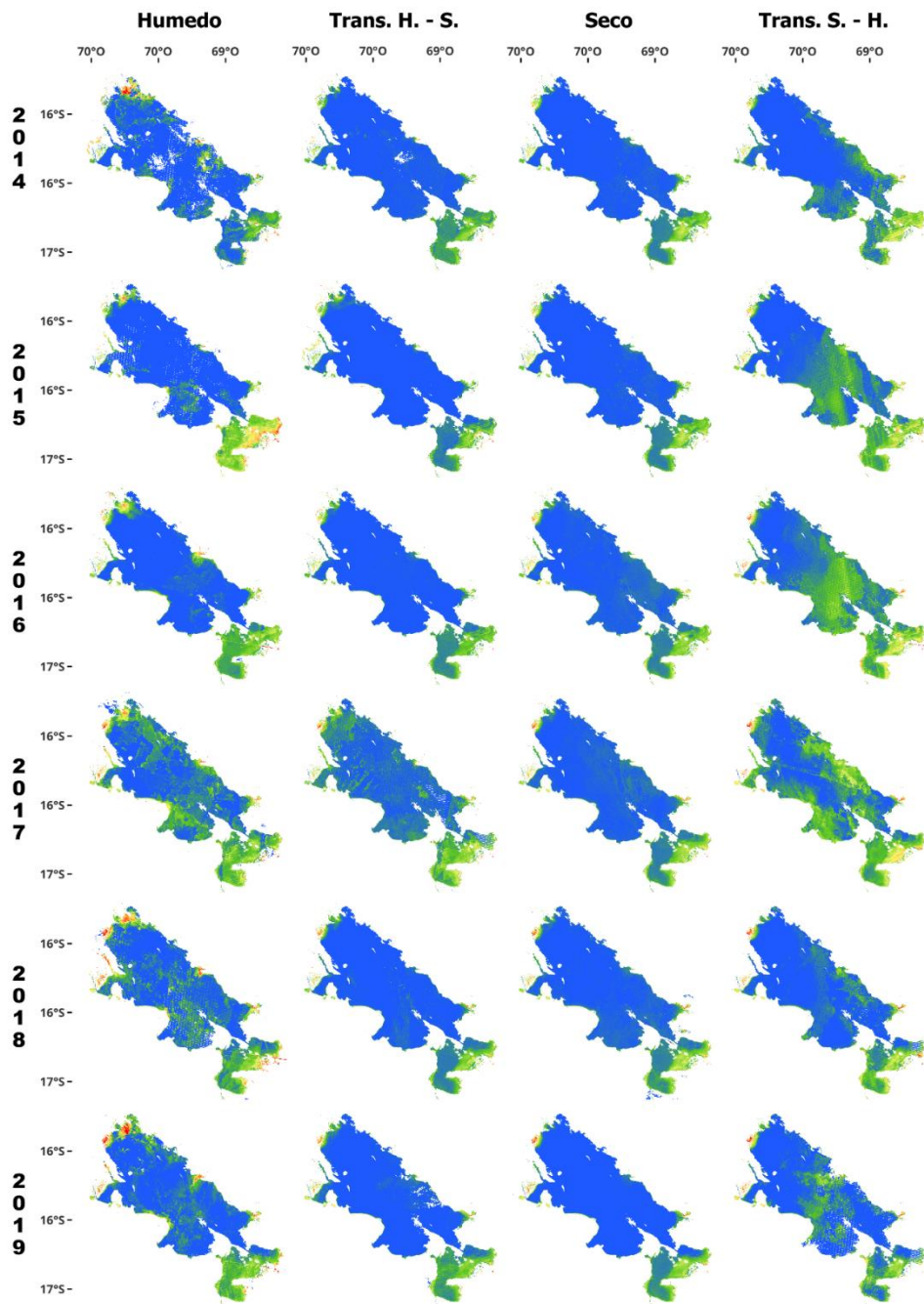
Continuación de Figura 18



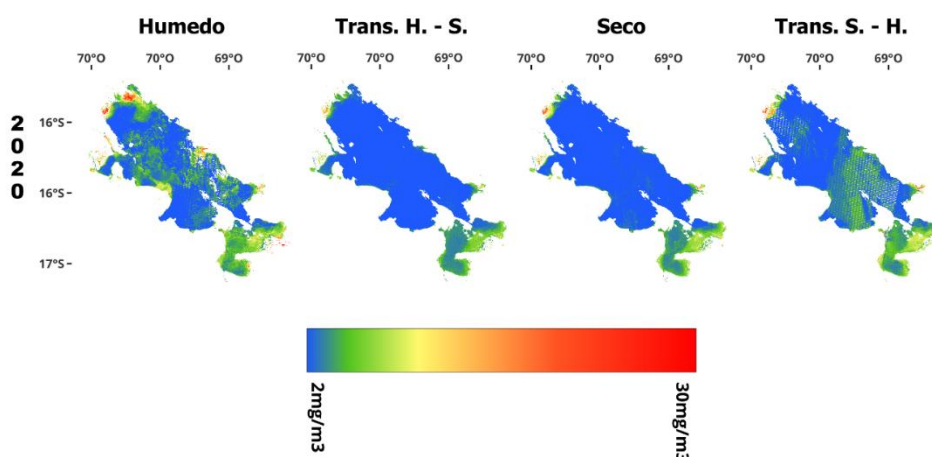
Continuación de Figura 18



Continuación de Figura 18



Continuación de Figura 18



Realizando una evaluación comparativa teniendo como periodo de comparación el que va del 1990 al 2000 y un periodo que va del 2000 – 2005, se obtuvo las zonas que ha sufrido mayor cambio son las zonas que coinciden con los afluentes de los ríos que desembocan en el Lago Titicaca, véase Figura 19a, donde dichas zonas tienen una coloración amarilla y roja indicándonos nuevamente, pero a escala espacial que estas zonas son las que tienen un cambio constante en su concentración a lo largo del periodo de evaluación (2000 - 2005).

En relación con una primera evaluación en se tiene un segundo periodo 2005 – 2010 tal como se ve en la Figura 19b se ve que el cambio se da en el lago mayor (aguas abiertas) del Titicaca mostrándose una coloración amarilla en toda su superficie excepto en las zonas que coinciden con los efluentes de los ríos indicándonos que se mantienen una concentración determinada no existiendo un cambio en ese periodo de análisis (2005-2010).

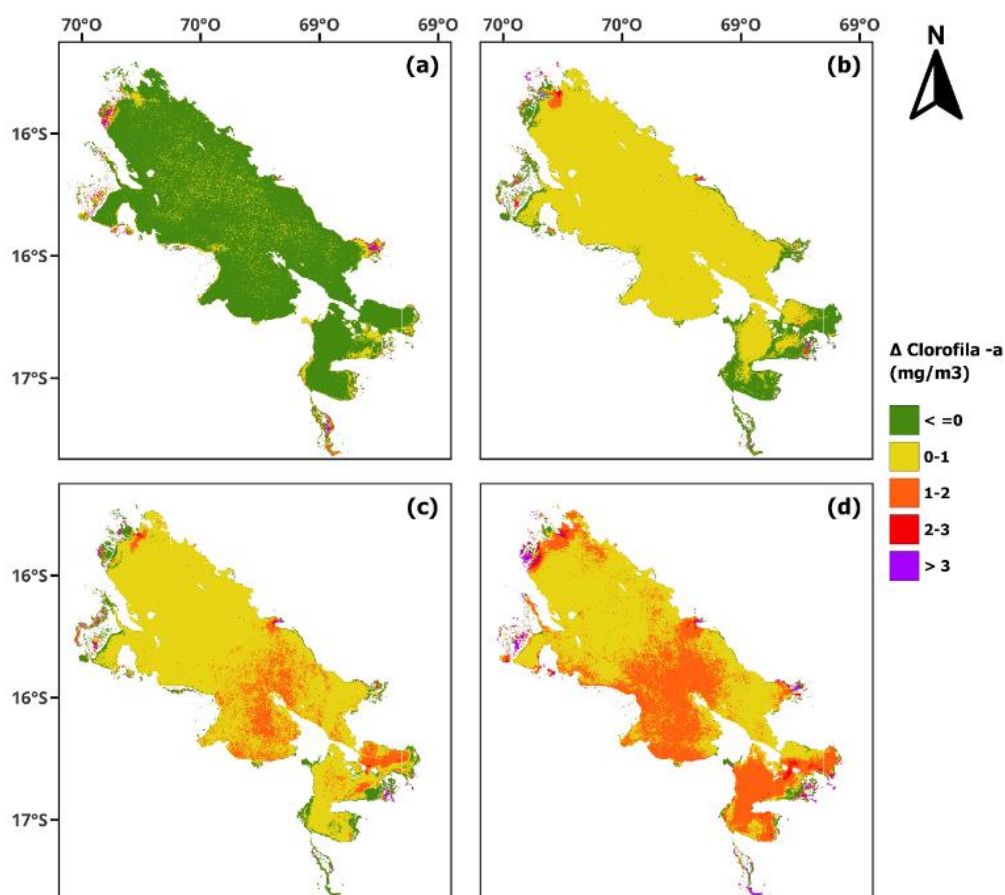
En un tercer periodo de evaluación 2010 – 2015, Figura 19c, pudiéndose observar cambios más intensos en algunas zonas que coinciden con los afluentes de los ríos Huancané, Huayco además de la Bahía Cohana que presenta una variación considerable a diferencia de los otros dos periodos evaluados anteriormente, podemos ver también que el cambio en el lago Mayor próximas a la isla del Sol persistiendo el cambio a nivel general del cuerpo de agua del Lago Titicaca.

Finalmente, en un cuarto periodo 2015 – 2020, Figura 19d, se aprecia que la diferencia en la concentración incrementa en todas las zonas anteriormente

descritas, siendo la zona más crítica la bahía de Cohana, teniendo un cambio significativo con una coloración roja y naranja en casi toda el área de la bahía también se ve un incremento significativo en el lago mayor, focalizada entre el afluente del río Keka, la Isla del Sol y las zonas frente a las ciudades de Pomata, Juli y Yunguyo con una color naranja.

Figura 19

Diferencia de cambios de la concentración de Clorofila -a en función al periodo 1990 – 2000



En todo el periodo de análisis se ve que los cambios se focalizan en las zonas con coincidencia a afluentes de ríos al igual que los resultados hallados por Lopes et al. (2018); Costa et al. (1998) y Oliveira De Sá (2018) esto puede deberse al arrastre de sedimentos y materia orgánica que se da desde la naciente del río hasta el lago (Comisión Multisectorial para la Prevención y Recuperación Ambiental del Lago Titicaca y su Afluentes, 2014), apreciándose la mayor concentración en el periodo húmedo, generando una pluma de 16 km (Toda la Reserva Nacional del Titicaca) en la desembocadura del río Coata, 5km de media



en la desembocadura del río Huancané, 8 km de media en la desembocadura del río Huayco, 11km en la desembocadura del río Keka (Ancoraimes) y 1km de media en la desembocadura del río Ilave siendo este último el menor en cuanto a pluma de concentración. Finalmente existen zonas con presencia de vegetación que cuentan con altísimos valores de Clorofila -a, estas zonas son la Reserva Nacional del Titicaca y la zona ubicada al este de la localidad de Pusi.

Por otro lado, la zona con una condición crítica en cuanto a la distribución espacial es la Bahía Cohana, teniendo una distribución alta con respecto al resto del lago en la totalidad de las escenas Landsat analizadas; la bahía interior de Puno es otra de las zonas que cuenta con una distribución de concentración de Clorofila -a alta con respecto al resto del lago manteniendo dicha distribución en la totalidad de las imágenes Landsat analizadas, a pesar de los incrementos y descensos de la concentración según época o periodo del año (húmedo y seco) similares a los reportes realizador por Laqui Vilca (2018) donde se utilizan otros sensores para estimar la concentración de Clorofila -a.

CONCLUSIONES

- PRIMERO:** Se pudo generar un algoritmo estimador de Clorofila -a en base a modelos de regresión lineal entre los valores de los monitoreos in situ e índices de calidad de agua siendo el modelo Be16NDTblue que obtuvo el mejor desempeño con un $R^2= 0,822$ y un $RMSE = 2,06$; el algoritmo se aplicó a 4528 escenas Landsat de la colección preparada en base a todas las colecciones de Landsat (MSS, TM, TM+ y OLI/TIRS).
- SEGUNDO:** Se realizó el análisis de la variabilidad temporal de la concentración de Clorofila -a, obteniendo coeficientes Mann-Kendall en un rango de tiempo de 30 años (1990 - 2020), los valores del coeficiente de Mann - Kendal (τ) varían de 0,0967 hasta 0,241, por otro lado, los valores del valor de probabilidad observada (p) fueron bastante pequeños (menores a $2,22e-16$), pudiendo afirmar que existe una tendencia de incremento de la concentración de Clorofila -a en el agua del Lago Titicaca, además de que los resultados son estadísticamente significativos y muy poco probables de que se deban a un factor aleatorio.
- TERCERO:** Se detectaron como zonas con el mayor grado de distribución espacial de concentración elevada y persistencia en el tiempo con respecto al resto del lago, la Bahía Cohana como la zona más crítica y la Bahía interior como la segunda zona más crítica, por otro lado, existen zonas con una distribución de la concentración de Clorofila -a, la cual es periódica e incrementa y disminuye según el periodo, siendo el periodo húmedo en el cual se presenta la mayor distribución de su concentración; concretamente, estas zonas corresponden a las desembocaduras de los ríos (Coata, Illpa, Huancané, Huayco, Catari, Circunlacustre e Ilave) que descargan sus aguas en el Lago Titicaca.

RECOMENDACIONES

- PRIMERO:** Se observaron resultados positivos en la correlación de datos de calidad de agua e índices de calidad de agua, sin embargo, para mejorar aún más el rendimiento de los algoritmos de estimación, se recomienda realizar monitoreos de campo que tome en cuenta la distribución espacial de la concentración de Clorofila -a; esto optimizará el número y las ubicaciones adecuadas para el monitoreo in situ, lo que a su vez mejorara la representatividad y precisión de los resultados obtenidos mediante teledetección satelital. Se recomienda también considerar la corrección atmosférica en las imágenes satelitales; si bien es cierto la información del conjunto de datos de Google Earth Engine ya cuenta con una corrección atmosférica, existen diferentes métodos alternativos al que se utiliza en Google Earth Engine, incluso algunos enfocados netamente al estudio de aguas como ICOR; para ello se recomienda realizar la comparación de reflectividad en el agua con la ayuda de un espectroradiómetro de campo y compararla con los diferentes métodos de corrección atmosférica.
- SEGUNDO:** Se recomienda utilizar sensores satelitales con un tiempo de revisita menor a los utilizados (Landsat) con el fin de detectar patrones de comportamiento de concentración como las que presenta el afloramiento de algas o blooms, ya que con los sensores utilizados, este fenómeno es poco apreciable, por otro lado la obtención de información a nivel de serie temporal es drásticamente afectada con la presencia de nubes, obteniendo una serie de datos incompleta en muchos meses, en especial en los periodos de lluvias; en dado caso se recomienda usar sensores como Sentinel 3 que tiene una orientación específica al estudio de cuerpos de agua y tiene un tiempo de revisita menor a 2 días obteniéndose una escena completa del lago Titicaca cada 2 días.
- TERCERO:** Se recomienda utilizar sensores satelitales con una resolución espacial más pequeña, con el fin de sectorizar el análisis en zonas críticas, pudiendo realizar una evaluación más exhaustiva, pudiendo tomar las zonas críticas descritas en el presente trabajo por otro lado fenómenos de interés como



los blooms, no son apreciables espacialmente desde los inicios del fenómeno con las imágenes utilizadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Alawadi, F. (2010). Detection of surface algal blooms using the newly developed algorithm surface algal bloom index (SABI). *Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, and Large Water Regions 2010*, 7825, 782506. <https://doi.org/10.1117/12.862096>
- Avdan, Z. Y., Kaplan, G., Goncu, S., & Avdan, U. (2019). Monitoring the water quality of small water bodies using high-resolution remote sensing data. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(12). <https://doi.org/10.3390/ijgi8120553>
- Barbosa, C., Martins, V., & Novo, E. (2019). *Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos* (1ª Edição). LabISA\INPE.
- Beck, R., Xu, M., Zhan, S., Johansen, R., Liu, H., Tong, S., Yang, B., Shu, S., Wu, Q., Wang, S., Berling, K., Murray, A., Emery, E., Reif, M., Harwood, J., Young, J., Nietch, C., Macke, D., Martin, M., ... Huang, Y. (2019). Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating turbidity and cyanobacterial concentrations in productive freshwaters using hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. *Journal of Great Lakes Research*, 45(3), 413-433. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.09.001>
- Beck, R., Zhan, S., Liu, H., Tong, S., Yang, B., Xu, M., Ye, Z., Huang, Y., Shu, S., Wu, Q., Wang, S., Berling, K., Murray, A., Emery, E., Reif, M., Harwood, J., Young, J., Nietch, C., Macke, D., ... Su, H. (2016). Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. *Remote Sensing of Environment*, 178, 15-30. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2016.03.002>
- Briceño, I., Pérez, W., San, M. D., & Ramos, S. (2018). Determination of water quality vichuquén lake, using satellite images landsat 8, sensor OLI, year 2016, Chile. *Revista de Teledeteccion*, 2018(52), 67-78. <https://doi.org/10.4995/raet.2018.10126>
- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach* (Second Edition). CRC Press - Taylor & Francis Group.

- Congedo, L. (2022). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*.
- Costa, M. P. F., Galvão, S. M. G., & Novo, E. M. L. M. (1998). *Quantificação espacial de clorofila-a na água do mar utilizando dados do sensor TM/Landsat-5: Região costeira de Ubatuba, SP*. (pp. 11-18).
- Domínguez Gómez, J. A., Marcos Martín, C., Chao Rodríguez, Y., & Rodríguez Pérez, D. (2011). *Estudio de Aguas Continentales Mediante Teledetección* (Primera Edición). UNED.
- Dörnhöfer, K., Klinger, P., Heege, T., & Oppelt, N. (2018). Multi-sensor satellite and in situ monitoring of phytoplankton development in a eutrophic-mesotrophic lake. *Science of the Total Environment*, 612, 1200-1214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.219>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.06.031>
- Grendaitė, D., Stonevičius, E., Karosienė, J., Savadova, K., & Kasperovičienė, J. (2018). Chlorophyll-a concentration retrieval in eutrophic lakes in Lithuania from Sentinel-2 data. *Geologija. Geografija*, 4(1). <https://doi.org/10.6001/geol-geogr.v4i1.3720>
- Ho, J. C., Stumpf, R. P., Bridgeman, T. B., & Michalak, A. M. (2017). Using Landsat to extend the historical record of lacustrine phytoplankton blooms: A Lake Erie case study. *Remote Sensing of Environment*, 191, 273-285. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.013>
- Jiménez-Muñoz, C., Llinares Llorens, M., Ruiz Verdú, A., Tenjo Gil, C., Delegido Gómez, J., Sobrino Rodríguez, J. A., & Moreno Méndez, J. (2015). *Propiedades ópticas y térmicas del lago Titicaca a partir de imágenes Landsat-8 y MODIS*. 25-29. <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0755.pdf>
- Kendall, M. G. (1948). *Rank correlation methods*.
- Kneubühler, M. ;, Frank, T. ;, Kellenberger, T. ;, Pasche, N. ;, Schmid, M., Kneubühler, M., Frank, T., Kellenberger, T. W., & Pasche, N. (2007). Mapping chlorophyll-a

in Lake Kivu with remote sensing methods. *zora.uzh.ch*.
<https://doi.org/10.5167/uzh-77972>

Konecny, G. (2004). Geoinformation: Remote Sensing, Photogrammetry and Geographic Information Systems. En *The Geographical Journal* (Vol. 170, Número 2).
<https://doi.org/10.4324/9780203469644>

Lapucci, C., Antonini, A., Böhm, E., Organelli, E., Massi, L., Ortolani, A., Brandini, C., & Maselli, F. (2023). Use of Sentinel-3 OLCI Images and Machine Learning to Assess the Ecological Quality of Italian Coastal Waters. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 23(22). <https://doi.org/10.3390/s23229258>

Laqui Vilca, W. F. (2018). *Avances en el monitoreo satelital y automático de la calidad del agua del lago Titicaca, Proyecto EO4SD, Agencia Espacial Europea (ESA) – Autoridad Nacional del Agua (ANA)*. Autoridad Administrativa del Agua Titicaca.

Lee, R. E. (2008). *Phycology* (4.^a ed.). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511812897>

Lopes, H., Do, M., Sobral, C., Gunkel, G., Candeias, A. L., & Melo, G. (2018). *Análise espaço-temporal da clorofila-a no reservatório de Itaparica por meio de imagens Landsat-TM* (pp. 13-18).

López Santana, J. M., & Méndez Zepeda, A. F. (2014). *Evaluación de la Concentración de los Grupos de Fitoplancton: Diatomeas, Cianofitas, Clorofitas y Dinoflagelados y su relación con los parámetros fisicoquímicos, en las aguas del Río Estero Real, período junio-noviembre 2013*. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua.

Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *JSTOR*, 245--259.

Montoya, G., Granado, L., Vales, J. J., Pino, I., Prieto, R., Méndez, E., Carpintero, I. R., Domínguez, A., Giménez De Azcarate, F., Cáceres, F., & Moreira, J. M. (2010). *Seguimiento de la Calidad Ambiental del Medio Hídrico en el tramo bajo y desembocadura del río Guadalquivir (2010)*.

Moutzouris-Sidiris, I., & Topouzelis, K. (2021). Assessment of Chlorophyll-a concentration from Sentinel-3 satellite images at the Mediterranean Sea using

- CMEMS open source in situ data. *Open Geosciences*, 13(1), 85-97.
<https://doi.org/doi:10.1515/geo-2020-0204>
- Oliveira De Sá, L. (2018). *Aplicação de Métodos Empíricos de Sensoriamento Remoto Utilizando Imagens Landsat no Lago Paranoá –Df Para Estimativa de Clorofila –a e Turbidez*. <http://dx.doi.org/10.26512/2018.TCC.22151>
- Partnership, B. I. (2010). Biodiversity indicators and the 2010 target: Experiences and lessons learnt from the 2010 Biodiversity Indicators Partnership. *Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity*.
- Paulino, C., Alburqueque, E., Xu, H., & Velaochaga, G. (2016). Estimación de Concentración de Clorofila-a en el Lago Titicaca Usando Imágenes Satelitales MERSI. *Informe Imarpe*, 43. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/3111>
- Pereira-Sandoval, M. A., Ruiz-Verdú, A., Carlos Jiménez, J., Tenjo, C., Delegido, J., Gibaja, G., Peña, R., & Moreno, J. (2016). *Ajuste de los algoritmos OC2 y OC3 de MODIS para la obtención de la concentración de clorofila-a en lagos oligotróficos con Landsat-8: Validación en el lago Titicaca Adjusting OC2 and OC3 MODIS algorithms for retrieving the chlorophyll-a concentration in oligotrophic lakes using Landsat-8: Validation on Lake Titicaca*. <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/azimut>
- Quezada García, M. G. (2020). *Uso de imágenes satelitales para determinar los parámetros de calidad de agua en los ríos Amazónicos Neshuya y Aguaytía—Perú* [Universidad Nacional Agraria la Molina]. <https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4550>
- Quispe, D., Calienes, R., Tam, J., Graco, M., Ledesma, J., Flores, G., Correa, D., & Quispe, C. (2010). Análisis comparativo entre Clorofila-a Satelital e In Situ en el Ecosistema de Afloramiento Peruano, entre 1998 – 2007. *Ecología Aplicada*, 9(2). http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162010000200010
- Shi, J., Shen, Q., Yao, Y., Li, J., Chen, F., Wang, R., Xu, W., Gao, Z., Wang, L., & Zhou, Y. (2022). Estimation of Chlorophyll-a Concentrations in Small Water Bodies:

- Comparison of Fused Gaofen-6 and Sentinel-2 Sensors. *Remote Sensing*, 14(1).
<https://doi.org/10.3390/rs14010229>
- Soria, X., Vicente, E., Durán, C., Soria, J. M., & Peña, R. (2017). *Uso de imágenes Landsat-8 para la estimación de la profundidad del disco de Secchi en aguas continentales Landsat-8 images for Secchi disc depth estimation in inland waters* (pp. 293-296). <http://idearm.imida.es/aet2017>
- Sriwongsitanon, N., Surakit, K., & Thianpopirug, S. (2011). Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology*, 401(3-4), 203-220. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.023>
- Toming, K., Kutser, T., Uiboupin, R., Arikas, A., Vahter, K., & Paavel, B. (2017). Mapping Water Quality Parameters with Sentinel-3 Ocean and Land Colour Instrument imagery in the Baltic Sea. *Remote Sensing*, 9(10).
<https://doi.org/10.3390/rs9101070>
- Uiboupin, R., Laanemets, J., Sipelgas, L., Raag, L., Lips, I., & Buhhalko, N. (2012). Monitoring the effect of upwelling on the chlorophyll a distribution in the Gulf of Finland (Baltic Sea) using remote sensing and in situ data**The study was supported by the Estonian Science Foundation (grants No. 7467, No. 6752, No. 7633, No. 7581 & No. 8968). The remote sensing data were provided by ESA via Cat-1 project No. 6855. *Oceanologia*, 54(3), 395-419.
<https://doi.org/10.5697/oc.54-3.395>
- USGS/NASA Landsat Program. (2020). *Landsat* (Collection 2) [Imagery; Image Collection]. Google Earth Engine Dataset.
- Zhao, D., Cai, Y., Jiang, H., Xu, D., Zhang, W., & An, S. (2011). Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources*, 34(2), 165-173.
<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.08.010>
- Zhou, L.-J., Li, J., Zhang, Y., Kong, L., Jin, M., Yang, X., & Wu, Q. L. (2019). Trends in the occurrence and risk assessment of antibiotics in shallow lakes in the lower-middle reaches of the Yangtze River basin, China. *Ecotoxicology and*



Environmental Safety, 183, 109511.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109511>

ANEXOS

Anexo 1. Script de módulo de cálculo de índices de Clorofila -a

```
// ----- INDICES (ALGORITMOS) PARA ESTIMACION DE CLOROFILA-a == LANDSAT -----  
-----  
/** Al10SABI == (Alawadi, 2010)  
    (w857-w644)/w458+w529) */  
exports.Al10SABI = function (image) {  
    var Al10SABI = image.expression('(nir-red)/(blue+green)', {  
        'nir':image.select('SR_B5'),  
        'red':image.select('SR_B4'),  
        'blue':image.select('SR_B2'),  
        'green':image.select('SR_B3')}).rename('Al10SABI');  
    return image.addBands(Al10SABI);  
};  
/** Be16FLHblue == (Beck et al., 2016)  
    (w529)-(w644 + (w458 - w644))  
    */  
exports.Be16FLHblue = function (image) {  
    var Be16FLHblue = image.expression('(green)-(red + (blue - red))',{  
        'red':image.select('SR_B4'),  
        'blue':image.select('SR_B2'),  
        'green':image.select('SR_B3')}).rename('Be16FLHblue');  
    return image.addBands(Be16FLHblue);  
};  
/** Be16FLHviolet == (Beck et al., 2016)  
    (w529)-(w644 + (w429 - w644))  
    */  
exports.Be16FLHviolet = function (image) {  
    var Be16FLHviolet = image.expression('(green)-(red + (Ublue - red))',{  
        'red':image.select('SR_B4'),  
        'Ublue':image.select('SR_B1'),  
        'green':image.select('SR_B3')}).rename('Be16FLHviolet');  
    return image.addBands(Be16FLHviolet);  
};  
/** Kn07KIVU == (Kneubuhler et al., 2007)  
    (w458 - w644) / (w529)  
    */  
exports.Kn07KIVU = function (image) {  
    var Kn07KIVU = image.expression('(blue - red) / (green)', {  
        'red':image.select('SR_B4'),  
        'blue':image.select('SR_B2'),  
        'green':image.select('SR_B3')}).rename('Kn07KIVU');  
    return image.addBands(Kn07KIVU);  
};
```



```
};  
/** Be16NDTIblue == (Beck et al., 2017)  
    (w658 - w458) / (w658 + w458)  
*/  
exports.Be16NDTIblue = function (image) {  
    var Be16NDTIblue = image.expression('(red - blue) / (red + blue)', {  
        'red': image.select('SR_B4'),  
        'blue': image.select('SR_B2')}).rename('Be16NDTIblue');  
    return image.addBands(Be16NDTIblue);  
};  
/** Be16NDTIviolet == (Beck et al., 2017)  
    (w658 - w444) / (w658 + w444)  
*/  
exports.Be16NDTIviolet = function (image) {  
    var Be16NDTIviolet = image.expression('(red - Ublue) / (red + Ublue)', {  
        'red': image.select('SR_B4'),  
        'Ublue': image.select('SR_B1')}).rename('Be16NDTIviolet');  
    return image.addBands(Be16NDTIviolet);  
};
```



Anexo 2. Script de algoritmo de estimación de Clorofila -a



<https://code.earthengine.google.com/6a8d93e592fc0ed5e51f0c243345fc6c>



DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo Hector Hugo Aníamuro Luque
identificado con DNI 70614942 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado
En Ciencias de la Ing. Agrícola - Mención Ingeniería de Recursos Hídricos,

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:
"Análisis de la Evolución Espacio-Temporal de la Concentración
de Clorofila-a del Agua del Lago Titicaca en el Período
1990-2020, Utilizando Imágenes Landsat"

Es un tema original.


Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y **no existe plagio/copia** de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno 13 de Mayo del 2024


FIRMA (obligatoria)



Huella



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo Hector Hugo Amamuro Luque,
identificado con DNI 70614942 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

En Ciencias de la Ing. Agrícola - Mención Ingeniería de Recursos Hídricos,
informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:

"Análisis de la Evolución Espacio-Temporal de la Concentración
de Clorofila-a del Agua del Lago Titicaca en el Periodo
1990-2020, Utilizando Imágenes Landsat."

para la obtención de Grado, Título Profesional o Segunda Especialidad.

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los "Contenidos") que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexos, a título gratuito y a nivel mundial.


En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío, en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno 13 de Mayo del 2024


FIRMA (obligatoria)



Huella