



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
PROGRAMAS DE POSTGRADO



**PROYECTO DE TESIS
PROGRAMA MAGISTER EN CIENCIAS FORESTALES**

**Evaluación Integral del Estado Trófico y Calidad del Agua del Lago
Llanquihue a través de Análisis Multitemporal de Imágenes Satelitales**

**Nombre del alumno(a)
Nefthalí Eduardo Flores Betansson**

Profesor(a) Guía:	Dr. Santiago Yépez
Profesor(a) Co-guía	Dra. Lien Rodríguez
Comisión	Dr. Rolando Rodriguez
	Dr. Elvis Gavilán
	Dr. Germán Velásquez

Mayo del 2025

RESUMEN

Evaluar el estado trófico de los cuerpos de agua es fundamental para comprender la salud de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, los métodos tradicionales de monitoreo requieren un esfuerzo considerable, tanto en tiempo como en recursos, debido a la necesidad de muestreos sistemáticos y frecuentes. Ante la escasez de información continua y accesible, se ha propuesto el uso de modelos de recuperación espectral, basados en regresiones o correlaciones, como alternativa para estimar parámetros clave como la clorofila-a (Chl-a). El uso de imágenes satelitales ha cobrado relevancia en este contexto, gracias a su alta resolución espacial y temporal, que permite analizar las dinámicas espacio-temporales de los parámetros de calidad del agua. Diversos estudios han desarrollado modelos espectrales a partir de bandas individuales, combinaciones de bandas e índices espectrales derivados de imágenes satelitales, correlacionándolos con mediciones in situ de parámetros bio-ópticos.

El lago Llanquihue, un ecosistema lacustre de gran relevancia ecológica y económica en el sur de Chile, presenta alta vulnerabilidad a procesos de eutrofización debido a su extensión, la actividad turística circundante, la influencia de los volcanes Osorno y Calbuco, y la presencia de un único desagüe natural. En este contexto, se propone el uso de imágenes Sentinel-2 y Sentinel-3 para desarrollar modelos espectrales que permitan estimar la concentración de Chl-a en el lago, promoviendo así un monitoreo continuo de su estado trófico.

Se generaron dos campañas de muestro, en enero y marzo del 2024 y se descargaron imágenes Sentinel-2A, Sentinel-2B, Sentinel-3A y Sentinel 3B asociadas a cada campaña. Previo a la elaboración de los modelos, se realizó una corrección atmosférica en cada imagen para eliminar la influencia de la atmósfera en los valores de reflectancia. Para esto, se ejecutaron y compararon tres modelos de corrección atmosférica: Sen2Cor, iCor y Acolite, con el objetivo de identificar el que maximiza la eficiencia de las estimaciones en el lago en estudio.

A continuación, se calculó el coeficiente de determinación (R^2) entre múltiples ecuaciones de bandas con las concentraciones de Chl-a en cada uno de los puntos de muestro y se identificó la corrección atmosférica y el producto satelital que alcanzaban los coeficientes más elevados. Posteriormente, se definió un periodo de calibración como el 70% de los puntos de muestro resultantes después del proceso de corrección atmosférica seleccionando las diez ecuaciones de bandas que presentaron los coeficientes de determinación más altos. El periodo de validación se definió como el 30% de los puntos restantes.

El análisis reveló que las imágenes Sentinel-3A corregidas con Acolite presentaron las correlaciones más altas con las concentraciones de Chl-a. Se compararon dos tipos de modelos: uno utilizando los valores de Chl-a (modelo Chl) y otro utilizando su transformación logarítmica (modelo LnChl). Los resultados indicaron que el modelo Chl tuvo un mejor desempeño, con un menor RMSE (0,12 vs. 0,23) y un PBIAS más reducido (-13% vs. -47%).

Con base en el modelo de mejor desempeño, se generaron mapas estacionales de concentración de Chl-a para otoño, invierno y primavera de 2016 y 2024, y para verano de 2017 y 2025. Como era de esperarse, se observaron concentraciones más altas en verano. Sin embargo, se registró un pico excepcional en otoño de 2016, probablemente debido a una disminución en las precipitaciones y en el nivel del agua.

Palabras claves: Clorofila-a, Corrección atmosférica; Sentinel-2; Sentinel-3; Modelos espectrales; Lago Llanquihue.

DESCRIPCIÓN DE LA PROPUESTA, MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN DE LITERATURA. INTRODUCCIÓN

En todo cuerpo de agua se desarrolla un proceso natural denominado eutrofización, que implica un aumento significativo en las concentraciones de nutrientes, principalmente de fósforo y nitrógeno, con impactos negativos en los componentes ecológicos, económicos y sociales asociados al ecosistema hídrico. La sobrecarga de nutrientes facilita el crecimiento excesivo y acumulado de algas, las cuales al descomponerse reducen la disponibilidad de oxígeno, generando condiciones anóxicas y provocando la muerte o desplazamiento de la flora y fauna acuática nativa [1].

Si bien la eutrofización es un proceso natural, varios autores han identificado que este se ha acelerado debido a causas antrópicas como la urbanización, la contaminación, la agricultura y el turismo (ejemplo [2-5]). Por lo tanto, el proceso de eutrofización puede ser tanto natural, como antrópico. La eutrofización natural es un proceso lento y gradual que ocurre por la acumulación de sedimentos y nutrientes a lo largo de miles de años. En contraste, la eutrofización antrópica es más rápida debido al uso de fertilizantes, la descarga de aguas residuales, la agricultura intensiva y el cambio de uso del suelo.

Para determinar el estado trófico de un cuerpo de agua, se utilizan índices como las concentraciones de fósforo, nitrógeno, clorofila-a (Chl-a) y la profundidad del disco de Secchi; estos índices pueden considerar uno o más factores en su formulación. Los índices más comúnmente aplicados incluyen el Índice del Estado Trófico de Carlson (TSI)[6] y el índice de Smith [7], los cuales incorporan múltiples factores [8, 9].

Según los índices antes mencionados, el estado trófico de un cuerpo de agua puede clasificarse desde oligotrófico, donde el agua es mayormente transparente y bien oxigenada, hasta un estado hiper eutrófico con abundancia de macrófitos que reducen la disponibilidad de luz y generan anoxia en las capas profundas. También se reconocen estados intermedios como meso-oligotrófico, mesotrófico y eutrófico, cada uno con menor transparencia, mayor presencia de algas y macrófitos, y menor oxigenación comparado con el estado anterior [10]. Estas clasificaciones son esenciales para comprender las tendencias de calidad del agua y orientar las acciones de manejo en los ecosistemas acuáticos.

En Chile, organismos estatales como el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) y la Dirección General de Aguas (DGA), perteneciente al Ministerio de Obras Públicas

(MOP), son responsables de clasificar el estado trófico de numerosos lagos a nivel nacional.

En un estudio sobre 34 lagos [11], se aplicaron los índices tróficos de Smith, Carlson y Aizaki [12], junto con el criterio OCDEC [13]. Los resultados mostraron que los lagos con mayores estados tróficos se ubican principalmente entre las regiones Metropolitana y del Biobío (por ejemplo, la laguna Aculeo en la Región Metropolitana, la laguna Petrel en la región de O'Higgins, la laguna Torca en la región del Maule y la laguna Lencán en la región del Biobío), mientras que las condiciones oligotróficas y mesotróficas predominaban en los lagos del sur (por ejemplo, el lago Ranco en la región de Los Ríos y el lago Rupanco en la región de Los Lagos). En otra evaluación de 13 lagos [14], se utilizó el índice de Carlson, encontrándose que la mayoría de los lagos se clasificaban como oligotróficos y meso-oligotróficos, con solo una laguna clasificada como eutrófica (laguna Aculeo).

La DGA opera una red de estaciones de monitoreo que proporciona datos en tiempo real sobre las condiciones fisicoquímicas de diversos cuerpos de agua [15]. Sin embargo, existen desafíos inherentes en la recolección de datos *in situ*, como los altos costos laborales y el tiempo necesario para recopilar datos de variables físicas (temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y pH), químicas (macroelementos, nutrientes y ciertos metales pesados) y biológicas (como Chl-a y productividad primaria). Además, la cobertura espacial y temporal de los datos suele ser limitada, lo que dificulta estudios integrales en lagos y lagunas que carecen de información histórica. Las dificultades logísticas para monitorear grandes cuerpos de agua, especialmente en zonas con topografía compleja, pueden hacer que el acceso sea impracticable. Asimismo, la precisión de los datos *in situ* puede verse comprometida por errores tanto en el muestreo de campo como en el procesamiento de laboratorio [16, 17].

Una forma de abordar estas limitaciones es mediante el uso de series temporales de imágenes satelitales para desarrollar modelos de recuperación espectral basados en análisis de regresión o correlación, relacionándolos con datos *in situ*. La resolución espacial y temporal de los satélites permite la recopilación de datos sobre grandes áreas a intervalos regulares, lo que facilita la visualización de las variaciones espaciotemporales de los parámetros estudiados.

Varios estudios han utilizado datos satelitales para estimar parámetros de calidad del agua, correlacionando diferentes bandas espectrales, combinaciones de bandas e índices espectrales.

Por ejemplo, las bandas del sensor Sentinel-2 son ampliamente utilizadas alrededor del mundo para estimar parámetros de calidad de agua en ecosistemas lacustres. En la India, [18] y [19] las emplearon para estimar concentraciones de Chl-a, sólidos en suspensión y turbidez en los lagos Simcoe y Vembanad, respectivamente, obteniendo estimaciones altamente confiables y eficientes en ambos estudios ($R^2 > 0,75$ para Chl-a, $R^2 > 0,5$ para sólidos en suspensión y turbidez).

De manera similar, en el lago Burullus, Egipto, [20] se estimaron los mismos parámetros con una eficiencia comparable. Mientras tanto, en China, [21] las utilizaron para estimar la concentración de Chl-a en nueve lagos de la provincia de Yunnan. La eficiencia de las estimaciones, evaluada mediante el coeficiente de determinación R^2 , varió según el cuerpo lacustre, oscilando entre los valores 0,51 y 0,81. Se evidencia, entonces, que la calidad de la estimación es específica para cada lago y que no se puede generalizar un único modelo para un determinado conjunto de lagos. Esto principalmente por las características fisicoquímicas de las aguas, materia orgánica, sedimentos en suspensión, entre otros.

De manera similar, los sensores Landsat se han utilizado principalmente para estimar concentraciones de Chl-a. Su uso ha permitido alcanzar coeficientes de determinación R^2 superiores a 0,70 en numerosos estudios: [22] en el lago Karla, Grecia; [23] en el lago Nalban, India; [24] en los lagos Garda, Maggiore, Como, Iseo e Idro en Italia; y [25] en el lago Donghu, China. En menor medida, también se han empleado para estimar sedimentos en suspensión [26], transparencia [27], turbidez [28] y temperatura superficial [21].

Otras fuentes de información radiométrica, como los vehículos aéreos no tripulados, se han utilizado para estimar parámetros a pequeña escala espacial [29, 30]. Además, la mayor disponibilidad de información debido a la resolución temporal de la captura de imágenes satelitales permite rastrear cambios temporales en el estado trófico de lagos poco monitoreados [31].

En Chile, los datos satelitales también se han utilizado ampliamente para estudiar la calidad del agua en varios ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, [32] emplearon dos imágenes del sensor OLI del satélite Landsat-8 junto con datos *in situ* y análisis de regresión múltiple para estudiar la distribución espacial y temporal de Chl-a y transparencia en el lago Vichuquén durante los meses de verano y otoño del año 2016. Del mismo modo, [33] utilizaron información OLI del satélite Landsat-8 para generar un modelo de recuperación espectral para la Chl-a y turbidez en la Laguna Grande de San Pedro de la Paz.

Por otro lado, [34] investigaron las tendencias estacionales y las variaciones espaciales de la temperatura superficial y turbidez en el lago Panguipulli utilizando datos de los satélites Landsat 5 TM, 7 ETM+ y 8 OLI entre los años 1998 y 2018, así como también de Chl-a con información espectral de los satélites Sentinel-2 MSI entre los años 2016 y 2017. Adicionalmente, [35] emplearon imágenes Landsat-8 OLI y Landsat-5 TM para estimar la distribución espacial de la turbidez en cinco lagos araucanos (Calafquén, Panguipulli, Neltume, Riñihue y Puyehue) durante el año 2015.

Cabe señalar, que el uso de estas técnicas no se limita a ecosistemas de agua dulce. [36] utilizaron imágenes de Landsat-8 para estudiar la contaminación de la bahía Quintero en Valparaíso mediante la estimación de sólidos en suspensión, validados con datos *in situ* del Programa de Observación del Ambiente Costero (POAL). Sus resultados presentaron el impacto ecológico de la descarga de aguas residuales entre los años 2014 y 2016.

En particular, el lago Llanquihue, ubicado en la región de Los Lagos, Chile, es un lago glaciar rodeado por los volcanes Calbuco y Osorno, y cuatro centros urbanos principales (Puerto Octay, Frutillar, Llanquihue y Puerto Varas). Su único desagüe natural es el río Maullín, lo que lo hace particularmente vulnerable a impactos naturales y antropogénicos, incluyendo la urbanización, la agricultura, la ganadería, el turismo y actividades industriales [37, 38].

Como resultado, el lago enfrenta diversas amenazas, como la actividad volcánica, la deforestación, la contaminación por pesticidas y las descargas de aguas residuales [39]. La presencia de la salmonicultura favorece la propagación de enfermedades afectando no solo a las especies en cultivo, sino también a la fauna nativa del lago, incrementando las tasas de morbilidad y mortalidad [40]. Motivo por el cual está sujeto a las normas secundarias de calidad ambiental establecidas en el Decreto Supremo N° 122 de 2009 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia.

También, la profundidad de los lagos desempeña un papel clave en la dinámica de nutrientes y, por ende, en la concentración de Chl-a [41, 42]. En lagos profundos como el lago Llanquihue, que tiene una profundidad media cercana a los 180 metros, la estratificación térmica reduce el contacto entre el agua y los sedimentos, limitando procesos como la liberación interna de fósforo y la desnitrificación, en comparación con lagos poco profundos. Esto resulta en una menor eficiencia en la conversión de nutrientes en biomasa de fitoplancton [43], por lo que se requieren concentraciones de nutrientes más altas para alcanzar niveles similares de Chl-a en lagos profundos.

Por lo tanto, es crucial un monitoreo periódico y sistemático de las condiciones tróficas del lago Llanquihue. El uso de datos satelitales ofrece una oportunidad para estimar y complementar el registro de parámetros de calidad del agua dada la limitada disponibilidad de datos, permitiendo monitorear la variabilidad espaciotemporal de estos parámetros y optimizar la planificación de acciones de prevención, recuperación y conservación del ecosistema lacustre.

Considerando lo expuesto, se utilizaron imágenes satelitales de los sensores Sentinel-2 y Sentinel-3 para evaluar el estado trófico del lago Llanquihue a través de modelos de recuperación espectral que estiman las concentraciones de Chl-a, basados en datos de muestreo de campo recolectados en enero y marzo de 2024.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Qué tan eficientes son los modelos de recuperación espectral basados en regresiones y correlaciones para evaluar el estado trófico del lago Llanquihue mediante la estimación de Chl-a utilizando imágenes satelitales Sentinel-2 y Sentinel-3?

HIPÓTESIS

Basándose en la resolución espectral y espacial de los datos de Sentinel-3, se plantea la hipótesis de que los productos de Sentinel-3 permitirán el desarrollo de modelos eficientes para estimar las concentraciones de Chl-a en el lago Llanquihue.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el estado trófico del lago Llanquihue mediante la estimación de Chl-a usando modelos de recuperación espectral basados en regresiones y correlaciones, a partir de imágenes satelitales Sentinel-2 y Sentinel-3.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Diseñar modelos de recuperación espectral basados en regresiones utilizando imágenes satelitales Sentinel-2 y Sentinel-3 para estimar Chl-a en el lago Llanquihue.
2. Evaluar la eficiencia de los modelos de recuperación espectral basados en regresiones para la estimación de Chl-a en el lago Llanquihue.

METODOLOGÍA.

Zona de estudio

El lago Llanquihue está ubicado cerca de la cordillera de los Andes, en la región de Los Lagos, Chile, entre los 40,95° y 41,33° latitud sur y 72,54° y 73,03° longitud oeste. Ubicado a una altitud de 51 metros sobre el nivel del mar, se extiende entre las provincias de Llanquihue y Osorno.

La cuenca del lago Llanquihue abarca una superficie aproximada de 1.570 km² y está administrada por cuatro comunas: Llanquihue, Puerto Octay, Frutillar y Puerto Varas. Estos centros urbanos se encuentran ubicados en las orillas del lago, junto con otras localidades más pequeñas como Ensenada y Las Cascadas.

Es el segundo lago más grande de Chile, después del lago General Carrera, con una superficie aproximada de 870 km². Su profundidad media es cercana a los 180 metros, y en algunas zonas supera los 300 metros de profundidad [44].

Sus tributarios, los ríos Pescado y Tepú, alcanzan caudales de 4 y 2 m³s⁻¹ respectivamente, por lo que su régimen de alimentación es mayoritariamente de origen pluvial. Asimismo, posee un único efluente natural, el río Maullín, que se origina en el sector occidental del lago y se extiende por 85 km, alcanzando un caudal promedio de 72 m³s⁻¹ [45] (Figura 1).

De origen glacial, su formación se remonta a procesos de desglaciación ocurridos hace aproximadamente 12.000 años. Ha estado sometido a constantes presiones volcánicas debido a su proximidad a los volcanes Osorno y Calbuco. Las erupciones

del volcán Osorno causaron en el pasado que parte del lago se separara, dando origen al lago Todos Los Santos.

De acuerdo al Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN) [46] los volcanes Osorno y Calbuco corresponden al octavo y segundo volcán más peligrosos a nivel nacional, clasificándolos como categoría I, es decir, son sistemas volcánicos con nivel muy alto de riesgo específico y con actividad eruptiva reciente.

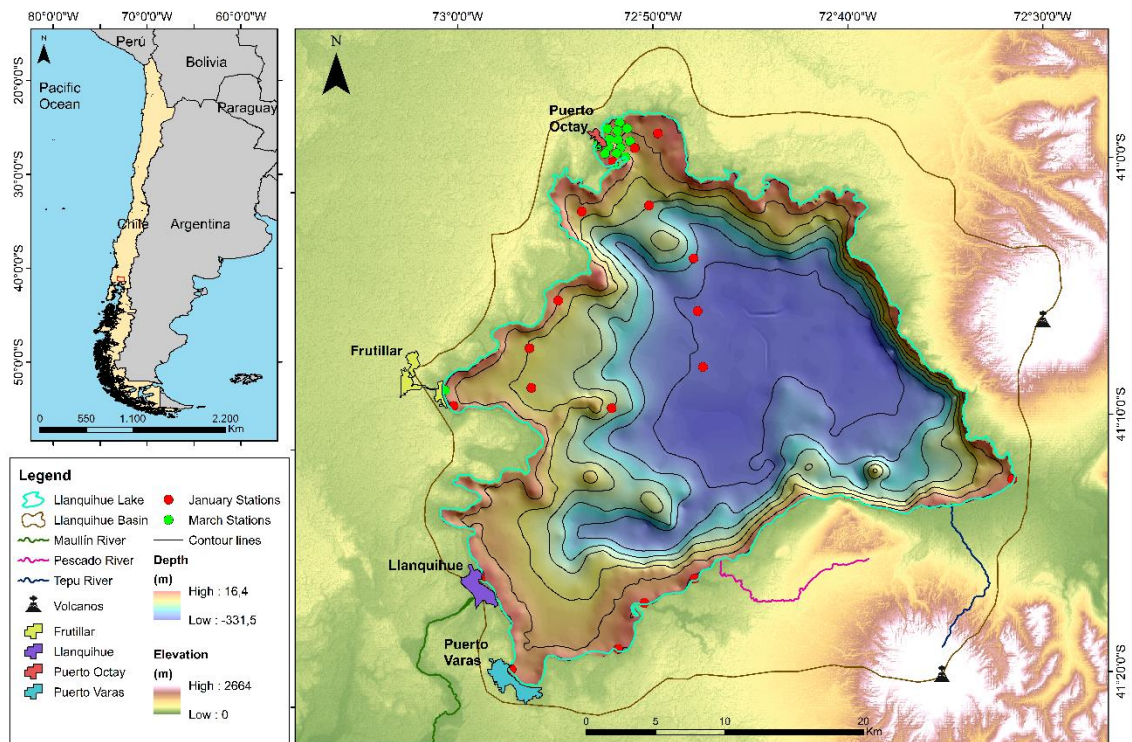


Figura 1. Ubicación del Lago Llanquihue, su cuenca hidrográfica, sus principales áreas urbanas, tributarios, efluente y puntos de muestreo de enero y marzo del 2024.

Muestreo

Se llevaron a cabo campañas de muestreo en enero y marzo de 2024. La campaña de enero recolectó 19 muestras superficiales, mientras que la de marzo incluyó 17 muestras superficiales. Las muestras de enero se distribuyeron principalmente en los sectores central y occidental del lago, con una muestra tomada cerca de la localidad de Ensenada, en el este. En contraste, las muestras de marzo se distribuyeron principalmente cerca de Puerto Octay, en el norte (Figura 1). Este enfoque centrado en marzo también estuvo influenciado por consideraciones logísticas, especialmente relevantes dado la vasta extensión del lago Llanquihue, que plantea desafíos prácticos para lograr una amplia cobertura espacial en periodos de tiempo limitados.

Clima

La cuenca del lago Llanquihue posee un clima templado lluvioso con influencia mediterránea [47] con precipitaciones durante todo el año, las que disminuyen en los meses de verano y alcanzan sus valores máximos en invierno.

De acuerdo a datos hidro-meteorológicos pertenecientes a la estación DGA "Río Maullín en Llanquihue" [48, 49], correspondientes al período entre 1979 y 2019, la precipitación media mensual superó los 100 mm en todos los meses, exceptuando febrero con 99,4 mm. Los registros máximos se observan en el mes de junio con un valor de 301,4 mm. La temperatura media osciló entre 6,8 y 15,1 °C, valores correspondientes a los meses de julio y febrero respectivamente.

Además, se reportan la precipitación mensual y la temperatura superficial del agua del lago Llanquihue para los años 2016 y 2024 (Figura 2), ya que los modelos de estimación de Chl-a desarrollados se aplicarán a ambos años. Los datos de precipitación se obtuvieron de la base de datos *ERA5-Land Daily Aggregated - ECMWF Climate Reanalysis* utilizando la plataforma *Google Earth Engine*, dado que la estación de la DGA "Río Maullín en Llanquihue" solo proporciona información hasta el año 2020. Por su parte, los datos de temperatura superficial del agua fueron extraídos de la base de datos *MOD11A1.061 Terra Land Surface Temperature and Emissivity Daily Global 1 km*, también mediante *Google Earth Engine* (Figura 2).

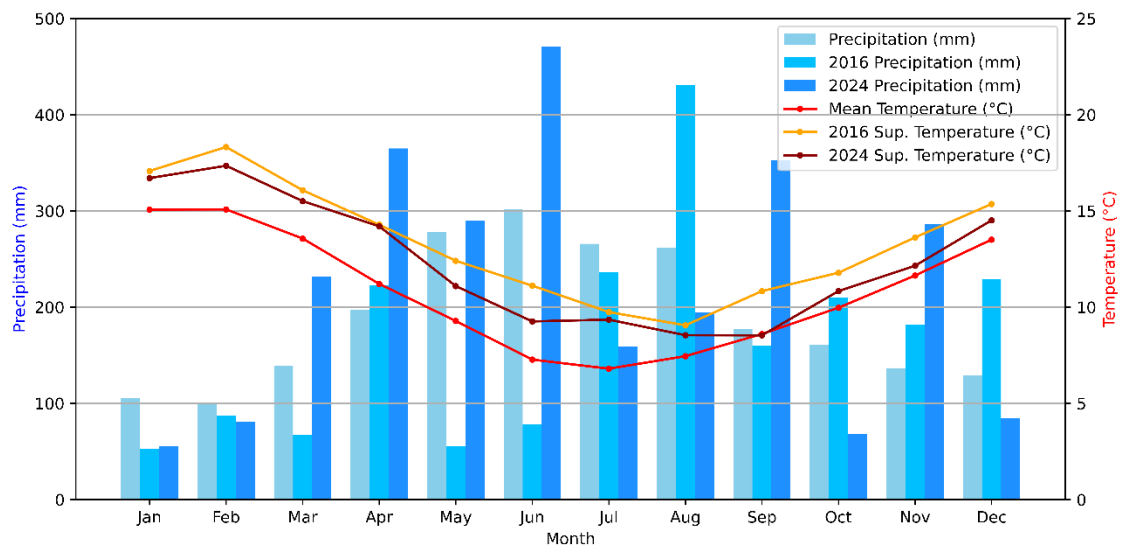


Figura 2. Diagrama ombrotérmico de la estación DGA: "Río Maullín en Llanquihue" para el período comprendido entre los años 1979 y 2019. La figura también incluye la precipitación correspondiente a los años 2016 y 2024, obtenida de ERA5, y la temperatura superficial del agua (°C) para esos mismos años, obtenida a partir de datos MODIS.

Imágenes satelitales

Las imágenes satelitales son representaciones gráficas de la Tierra u otros cuerpos celestes capturadas por sensores montados en satélites que orbitan alrededor del planeta. Existe un gran número de satélites que ofrecen diversos productos satelitales como imágenes ópticas y espectrales (Landsat-8, Sentinel-2, Sentinel-3), radar (Sentinel-1), térmicas (Landsat-8, Sentinel-3), climáticas (GOES-R Series) y altimétricas (Sentinel-3). De los cuales, los satélites Sentinel-2 y Sentinel-3, son de interés para el desarrollo de la presente investigación.

Sentinel-2 Multi Spectral Imager (MSI)

Pertenciente al programa Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA), la misión Sentinel-2 considera una flota de dos satélites, Sentinel-2A y Sentinel-2B, ubicados en los polos opuestos del planeta, separados por 180°, y puestos en órbita en 2015 y 2017 respectivamente.

Con una resolución temporal de 10 días cada uno, cada cinco días los satélites cubren toda la superficie terrestre, insular y costera. Cada uno lleva una cámara multispectral con resolución radiométrica de 13 bandas espectrales (Tabla 1) y un campo de visión de 290 km de ancho [50, 51].

Tabla 1. Bandas espectrales satélites Sentinel-2A y Sentinel-2B.

Banda	Nombre	Longitud de onda (μm)	Resolución espacial (m)
Banda 1	Aerosol	0,43-0,45	60
Banda 2	Blue	0,45-0,52	10
Banda 3	Green	0,54-0,57	10
Banda 4	Red	0,65-0,68	10
Banda 5	Red edge 1	0,69-0,71	20
Banda 6	Red edge 2	0,73-0,74	20
Banda 7	Red edge 3	0,77-0,79	20
Banda 8	Near Infrared (NIR) 1	0,78-0,90	10
Banda 8A	Near Infrared (NIR) 2	0,85-0,87	10
Banda 9	Water vapour	0,93-0,95	60
Banda 10	Cirrus	1,36-1,39	60
Banda 11	SWIR 1	1,56-1,65	20
Banda 12	SWIR 2	2,10-2,28	20

Diseñada para fines ambientales, la misión ofrece productos útiles para los sectores académico, económico y social. La información proporcionada por la misión se ha utilizado para fines agrícolas [52, 53], forestales [54], para identificar cambios en el paisaje [55], para determinar emisiones de gases de efecto invernadero [56, 57], y para la gestión de desastres [58, 59] y de recursos [60, 61], por mencionar algunos ejemplos.

El sensor Sentinel-2 proporciona dos niveles de procesamiento para sus productos:

Nivel-1C: Imágenes ortorectificadas y con niveles de reflectancia por sobre la atmósfera (TOA).

Nivel-2A: Imágenes ortorectificadas con niveles de reflectancia por debajo de la atmósfera (BOA).

Sentinel-3

Al igual que la misión Sentinel-2, la misión Sentinel-3 pertenece al programa Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA), y de igual forma, cuenta con una flota de dos satélites gemelos, Sentinel-3A y Sentinel-3B, ubicados en los polos opuestos del planeta, separados por 180°, y puestos en órbita en 2019.

La misión Sentinel-3 nace con el objetivo de recolectar una vasta cantidad de imágenes e información respecto a nuestro planeta. En consecuencia, cada satélite tiene una resolución temporal de cuatro días, cubriendo la totalidad de la superficie terrestre en dos. Del mismo modo, los satélites cuentan con cuatro instrumentos para capturar la mayor cantidad de información posible [62], de los cuales OLCI es el de interés para el presente trabajo de investigación.

Ocean and Land Color Instrument (OLCI): Corresponde a un espectrómetro con cinco cámaras y 21 bandas espectrales distribuidas entre las longitudes de onda del visible y el infrarrojo cercano (400-1.020 nm), cada una con resolución espacial de 300 m y un campo de visión de 1.440 km de ancho. Más detalles de cada una de las bandas espectrales del instrumento OLCI son presentados en la tabla 2.

Tabla 2. Bandas espectrales instrumento OLCI satélites Sentinel-3A y Sentinel-3B.

Banda	Función	Longitud onda central (nm)	Ancho de banda (nm)
OA1	Corrección de aerosoles, mejora en la recuperación de constituyentes del agua.	400	15
OA2	Sustancias amarillas y pigmentos detríticos (turbidez).	412	10
OA3	Máxima absorción de clorofila, biogeoquímica, vegetación.	442,5	10
OA4	Altos de Clorofila, otros pigmentos.	490	10
OA5	Clorofila, sedimento, turbidez, marea roja.	510	10
OA6	Clorofila de referencia (mínimo).	560	10
OA7	Carga de sedimentos.	620	10
OA8	Clorofila (segunda máxima absorción de clorofila), sedimento, sustancia amarilla/vegetación.	665	10

OA9	Para mejorar la recuperación de fluorescencia y para tener en cuenta el efecto "smile" junto con las bandas de 665 y 680 nm.	673,75	7,5
OA10	Máximo de fluorescencia de clorofila, borde rojo.	681,25	7,5
OA11	Línea base de fluorescencia de clorofila, transición del borde rojo.	708,75	10
OA12	Absorción de O2/nubes, vegetación.	753,75	7,5
OA13	Banda de absorción de O2/corrección de aerosoles.	761,25	2,5
OA14	Corrección atmosférica.	764,375	3,75
OA15	O2A utilizado para la presión en la cima de las nubes, fluorescencia sobre tierra.	767,5	2,5
OA16	Corrección atmosférica/corrección de aerosoles.	778,75	15
OA17	Corrección atmosférica/corrección de aerosoles, nubes, co-registro de píxeles.	865	20
OA18	Banda de referencia de absorción de vapor de agua. Banda de referencia común con el instrumento SLSTR. Monitoreo de vegetación.	885	10
OA19	Absorción de vapor de agua/monitoreo de vegetación (máxima reflectancia).	900	10
OA20	Absorción de vapor de agua, corrección atmosférica/aerosoles.	940	20
OA21	Corrección atmosférica/aerosoles.	1020	40

En el último año, este instrumento ha proporcionado información útil para diversos tipos de aplicaciones: monitoreo de macrófitos y florecimientos algales en ecosistemas oceánicos [63], costeros [64] y de agua dulce [65], monitoreo de cianobacterias [66], gestión de contaminantes [67, 68], agricultura [69], monitoreo de flujos ambientales [70, 71], por mencionar algunos ejemplos.

El instrumento OLCI proporciona tres niveles de procesamiento para sus productos, en resolución completa (FR) o reducida (RR):

Nivel-0: Procesa los datos en bruto contenidos en cada instrumento. De uso interno y no distribuido a los usuarios.

Nivel-1: Utiliza la información de los productos del Nivel-0. Calcula radiancias geolocalizadas y calibradas en la parte superior de la atmósfera.

Nivel-2: Utiliza la información de los productos del Nivel-1. Calcula la reflectancia del agua y variables bio-ópticas.

Adicionalmente, Sentinel-3 cuenta con los instrumentos:

- ***The Sea and Land Surface Temperature Radiometer (SLSTR)***: Corresponde a un radiómetro con nueve bandas y de escaneo de doble vista cuyo objetivo es proporcionar datos de referencia de la temperatura superficial terrestre (LST) [72, 73] y oceánica (SST) [72, 74]
- ***Sentinel-3 Radar Altimeter (SRAL)***: Corresponde a un altímetro con capacidades de retardo-Doppler.
- ***MicroWave Radiometer (MWR)***: Corresponde a un radiómetro de onda corta que mide la temperatura de brillo. El radiómetro MWR es utilizado para corregir el efecto del agua y vapor de agua, en mediciones altimétricas [75, 76].

Para el presente trabajo de investigación, se utilizó información de los niveles 1-C de los satélites Sentinel-2A y Sentinel-2B, e información a resolución completa del nivel-1 del instrumento OLCI de los satélites Sentinel-3A y Sentinel-3B. La descarga de imágenes se realizó por medio de la plataforma Copernicus: <https://scihub.copernicus.eu/>, accedida en febrero del 2025.

Por último, se consideraron imágenes Sentinel-2 y Sentinel-3 con una diferencia máxima de 20 días a cada fecha de tomas de muestras. Para el procesamiento de las imágenes se utilizaron los softwares SNAP, ArcGIS 10,5 y ENVI 5,6.

Preprocesamiento: Correcciones atmosféricas

La corrección atmosférica es un proceso que permite obtener valores de reflectancia, proporción de radiación incidente que es reflejada por una superficie determinada, a través de la eliminación de los efectos de la atmósfera, aerosoles y radiancia intrínseca en las imágenes satelitales que se producen producto de la interacción del sensor con la atmósfera. Existen diversas metodologías de corrección atmosférica que se pueden aplicar dependiendo del tipo de imagen a procesar y objetivo del estudio.

Para optimizar las estimaciones futuras, se compararon tres metodologías de correcciones atmosféricas para identificar que corrección maximiza la eficiencia de las estimaciones de Chl-a en el lago Llanquihue. Las metodologías Acolite e iCOR se aplicaron tanto en imágenes Sentinel-2 y Sentinel-3; por otro lado, la metodología de corrección Sen2Cor se aplicó solo en imágenes Sentinel-2. Se implementaron los modelos de corrección atmosférica iCOR y Sen2Cor utilizando el software SNAP. Por su lado, Acolite cuenta una interfaz propia de procesamiento.

Acolite

El procesador Acolite es un conjunto de algoritmos de corrección atmosférica y softwares de procesamientos desarrollado en RBINS aplicado en aguas costeras, continentales e insulares (ej. [77-79]), es especialmente eficaz para procesar aguas

turbias y pequeños cuerpos de agua interiores, aunque también puede aplicarse con éxito a aguas más claras y extensas.

Originalmente, Acolite se implementaba en IDL entre los años 2014 y 2017, para posteriormente traducirse a Python en 2018. Está adaptado para procesar imágenes Landsat 5/7/8, Sentinel-2, Pléiades y PlanetScope. Desde abril de 2021, integra el procesamiento de sensores de resolución métrica y datos OLCI de Sentinel-3.

Acolite considera dos algoritmos de corrección atmosférica: "Ajuste del espectro oscuro" (DSF) [80-82] y "Extrapolación exponencial" (EXP) [83-85]. DSF ajusta píxeles oscuros para estimar y corregir la interferencia atmosférica en imágenes satelitales, mejorando la calidad de la reflectancia en la superficie; por su lado, EXP emplea modelos de extrapolación exponencial para estimar y corregir los efectos atmosféricos en las reflectancias superficiales, y se basa en los supuestos de interacción y atenuación de la radiación a través de la atmósfera. Los autores sugieren el uso del DSF, pero dejan a disposición el EXP para usuarios que lo requieran.

Adicionalmente, Acolite cuenta con un procesador de corrección atmosférica térmica (TACT) para recuperar temperaturas superficiales a partir de sensores Landsat.

El proceso ACOLITE genera como producto archivos NetCDF con datos de reflectancia en dos niveles:

- Nivel 1 para reflectancias en la parte superior de la atmósfera
- Nivel 2 para reflectancias a nivel de la superficie.

A partir de estos genera composiciones RGB y parámetros derivados que se guardan en un archivo NetCDF L2W.

iCOR

El procesador iCOR [86, 87] realiza correcciones atmosféricas para escenas terrestres (ej. [88]) y acuáticas (ej. [89]), y está adaptado para procesar imágenes Sentinel-2, Landsat-8 [90] y Sentinel-3 [91].

iCOR utiliza los píxeles terrestres y adapta la metodología desarrollada por [92] para el cálculo del espesor óptimo de aerosoles (AOT). Posteriormente se realiza una corrección de adyacencia utilizando correcciones de ambientes similares (SIMEC) sobre agua y rangos de fondo fijos sobre objetivos terrestres. El algoritmo de corrección SIMEC estima la contribución de la radiancia de fondo basada en su correspondiente de similitud con el espectro del infrarrojo cercano (NIR) [93]. Finalmente, iCOR resuelve las ecuaciones de transferencia radiativa.

iCOR utiliza tablas de consultas (LUT) de transferencia radiativa MODTRAN 5 [94] para realizar la corrección atmosférica, necesitando información sobre los ángulos solares y de visión (Ángulo Cenital Solar (SZA), Ángulo Cenital de Visión (VZA) y Ángulo Acimutal Relativo (RAA)) y un modelo digital de elevación (DEM).

Sen2Cor

De acuerdo a [95], el procesador Sen2Cor realiza tareas de corrección atmosférica, de terreno y cirros, y una corrección de escena (SC) a partir de los valores del nivel 1C de las imágenes Sentinel-2, y entrega los productos en el nivel 2A del sensor.

Una extensa base de tablas de consultas utilizadas en modelos de transferencia radiativa atmosférica [96, 97] generadas para una amplia variedad de condiciones atmosféricas, geométricas y topográficas, se cruza con las respuestas espectrales de Sentinel-2 para obtener las funciones específicas del sensor necesarias para la corrección atmosférica.

Los productos incluyen la reflectancia en el fondo de la atmósfera (BOA), corregidas opcionalmente por el terreno y cirros, mapas del espesor óptico del aerosol (AOT), mapas de vapor de agua (WV), mapas SC e indicadores de calidad, incluyendo probabilidades de nubes y nieve.

Los productos del nivel 2A, se remuestrean con una distancia de muestreo en tierra (GSD) constante de 10, 20 y 60 metros según la resolución original de cada banda espectral. En caso de ser necesario, los productos pueden disminuir su resolución a 20 o 60 metros para ser proporcionados a cada canal MSI.

Productos en el nivel 2A derivados del procesador Sen2Cor se han utilizado ampliamente para la identificación de variables ópticas en cuerpos y cursos de aguas continentales, costeros, insulares y oceánicos (ej. [98, 99]). Para el presente trabajo de investigación, se considerarán los productos en el nivel 2A a resolución de 10 metros.

Ecuaciones para estimar la Chl-a a partir de datos satelitales

Varios autores han identificado distintas ecuaciones para estimar parámetros de calidad del agua a partir de datos satelitales, ya sea utilizando bandas individuales u operaciones aritméticas entre ellas [ej. [20, 27, 100-102]]. En consecuencia, se busca la mayor representatividad de combinaciones posibles.

El presente estudio utiliza ecuaciones de estimación de Chl-a que corresponden a cada banda individualmente, así como a la suma, producto, cociente y diferencia positiva entre cada banda y las demás (Tabla 3). Sin embargo, no se utilizaron todas las bandas, descartándose aquellas que no están relacionadas con la concentración de Chl-a. Específicamente, en Sentinel-2 se excluyeron las bandas 1, 9 y 10, ya que representan aerosoles atmosféricos, vapor de agua atmosférico y nubes, respectivamente. En Sentinel-3 no se consideraron las bandas 1, 13, 15, 16, 17, 18, 20 y 21, ya que están asociadas principalmente a correcciones atmosféricas y de aerosoles (para mayor detalle revisar las tablas 1 y 2).

Para cada ecuación en la Tabla 2, se calculó el coeficiente de determinación (R^2) asociado a su correspondiente concentración de Chl-a y el logaritmo natural de Chl-a (\ln Chl-a).

Tabla 3. Ecuaciones de estimación de Chl-a a partir de datos satelitales de Sentinel-2 y Sentinel-3.

Ecuación	Para	Corrección Atmosférica
B_i	$i \in [1, n]$	Sen2Cor, iCor and Acolite.
B_i/B_j	$i \in [1, n-1], j \in [2, n], i < j$	Sen2Cor, iCor and Acolite.
$B_i \cdot B_j$	$i \in [1, n-1], j \in [2, n], i < j$	Sen2Cor, iCor and Acolite.
$B_i + B_j$	$i \in [1, n-1], j \in [2, n], i < j$	Sen2Cor, iCor and Acolite.
$B_i - B_j$	$i \in [1, n-1], j \in [2, n], i < j$	Sen2Cor, iCor and Acolite.

Calibración y validación

Para generar el modelo de estimación, se identificó el satélite y la corrección atmosférica que presenten los coeficientes de determinación más altos para Chl-a y \ln Chl-a. Posteriormente, se desarrollaron modelos de regresión múltiple utilizando las 10 ecuaciones con los valores de R^2 más elevados para cada versión de Chl-a. Se empleó un enfoque de "Regresión por pasos hacia atrás" y el criterio de Akaike [103] para eliminar las variables no significativas.

En todo modelo, es necesario distinguir entre los períodos de calibración y validación. Durante el período de calibración, se determinan los valores de los coeficientes del modelo que optimizan la precisión de las estimaciones. En el período de validación, se evalúa la capacidad del modelo para predecir valores durante períodos que no formaron parte de la calibración [104]. Entonces, la calibración del modelo consideró el 70% de las mediciones de muestreo disponibles después del proceso de corrección atmosférica. El 30% restante de las mediciones se utilizará para la validación.

Validación Estadística de los modelos:

La eficiencia de los modelos se entiende como su capacidad para simular concentraciones de Chl-a lo más cercanas posible a los valores observados *in situ*.

La eficiencia se evaluó durante la validación basándose en criterios y estadísticas ampliamente utilizadas en hidrología: el coeficiente de determinación R^2 , el error cuadrático medio (RMSE) y el sesgo estadístico porcentual (PBIAS):

Coeficiente de determinación (R^2): Coeficiente que determina la calidad de un modelo y corresponde a la variación de los resultados que este permite explicar.

Error cuadrático medio (RMSE): es una estadística que evalúa la diferencia entre los valores simulados por el modelo y los valores observados. Corresponde a la raíz cuadrada del promedio de los cuadrados de los residuos (ecuación 1); por lo tanto, es un valor positivo con valor óptimo 0, el cual indica una alta eficiencia del modelo en la simulación del flujo.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (1)$$

Donde:

\hat{y}_i = i-ésimo valor simulado.

y_i = i-ésimo valor observado.

n = Número total de observaciones

El sesgo estadístico porcentual (PBIAS): muestra la comparación porcentual entre los valores estimados y observados sobre el promedio de los valores observados. Un valor de PBIAS igual a cero indica que las proyecciones del modelo son completamente precisas, mientras que un PBIAS distinto de cero indica la presencia de sesgo en las predicciones. Valores positivos implican una sobreestimación de las variables, y valores negativos una subestimación. Por lo tanto, el PBIAS nos permite visualizar la dirección y la magnitud del sesgo presente en las proyecciones del modelo (ecuación 2).

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{\sum_{i=1}^n y_i} * 100 \quad (2)$$

Donde:

\hat{y}_i = i-ésimo valor simulado.

y_i = i-ésimo valor observado.

RESULTADOS

Imágenes satelitales

Se distinguió entre los productos A y B de los respectivos satélites, por lo que la descarga incluyó 4 imágenes de Sentinel-2 (2 de Sentinel-2A y 2 de Sentinel-2B) y 4 imágenes de Sentinel-3 (2 de Sentinel-3A y 2 de Sentinel-3B) (Tabla 4). Se seleccionó la imagen de mejor calidad para cada uno de los satélites, esto es, con el menor porcentaje de nubosidad y mayor visualización del cuerpo de agua.

Tabla 4. Imágenes satelitales Sentinel-2 y Sentinel-3 descargadas para los muestres de enero y marzo del 2024.

ID	Sensor	ID imagen	Nombre Imagen	Fecha Imagen	Fecha muestreo	Diferencia de días	A/B
1	S2	20240123	S2A_MSIL1C_20240123T143741_N0510_R096_T18GXV_20240123T180010.SAFE	23-01-2024	14-01-2024	9	2A
2	S2	20240303	S2A_MSIL1C_20240303T143741_N0510_R096_T18GXV_20240303T180231.SAFE	03-03-2024	10-03-2024	7	2A
3	S2	20240118	S2B_MSIL1C_20240118T143739_N0510_R096_T18GXV_20240118T180030.SAFE	18-01-2024	14-01-2024	4	2B
4	S2	20240328	S2B_MSIL1C_20240328T143739_N0510_R096_T18GXV_20240328T193745.SAFE	28-03-2024	10-03-2024	18	2B
5	S3	20240125	S3A_OL_1_EFR_20240125T135522_20240125T135822_20240126T140806_0179_108_181_3600_PS1_O_NT_003.SEN	25-01-2024	14-01-2024	11	3A
6	S3	20240307	S3A_OL_1_EFR_20240307T140633_20240307T140933_20240308T140321_0179_110_010_3600_PS1_O_NT_003.SEN	07-03-2024	10-03-2024	3	3A
7	S3	20240123	S3B_OL_1_EFR_20240123T140843_20240123T141143_20240123T230142_0179_089_010_3600_PS2_O_NT_003.SEN	23-01-2024	14-01-2024	9	3B
8	S3	20240306	S3B_OL_1_EFR_20240306T135350_20240306T135650_20240306T230451_0179_090_238_3600_PS2_O_NT_003.SEN	06-03-2024	10-03-2024	4	3B

Tendencias in situ de Chl-a

Se evaluó la calidad de los registros de mediciones *in situ* de concentraciones de Chl-a para la totalidad de puntos de muestreo en el Lago Llanquihue, por medio de un análisis de diagramas de caja y bigotes (boxplot). Los valores ubicados fuera del diagrama señalan valores anómalos que pueden generar errores en la modelación.

El mes de enero alcanzó un valor mediano de 0,27 ($\mu\text{g/L}$). El primer y tercer cuartil alcanzan valores de 0,21 y 0,33 ($\mu\text{g/L}$) respectivamente, mientras que los límites de los bigotes alcanzan los 0,10 y 0,51 ($\mu\text{g/L}$). El mes de enero alcanza un valor anómalo equivalente a 0,75 ($\mu\text{g/L}$).

Con respecto a marzo, alcanzó un valor mediano más alto que el mes de enero con 0,35 ($\mu\text{g/L}$). El primer y tercer cuartil alcanzan valores de 0,25 y 0,51 ($\mu\text{g/L}$) respectivamente, mientras que los límites de los bigotes alcanzan los 0,24 y 0,88 ($\mu\text{g/L}$). El mes de marzo alcanza un valor anómalo cercano a 2,00 ($\mu\text{g/L}$).

Entonces, los diagramas de caja muestran valores anómalos para ambos meses (Figura 3), por lo que, para el análisis posterior de los datos, solo se considerarán los puntos de muestreo con concentraciones de Chl-a inferiores a 1,00 $\mu\text{g/L}$.

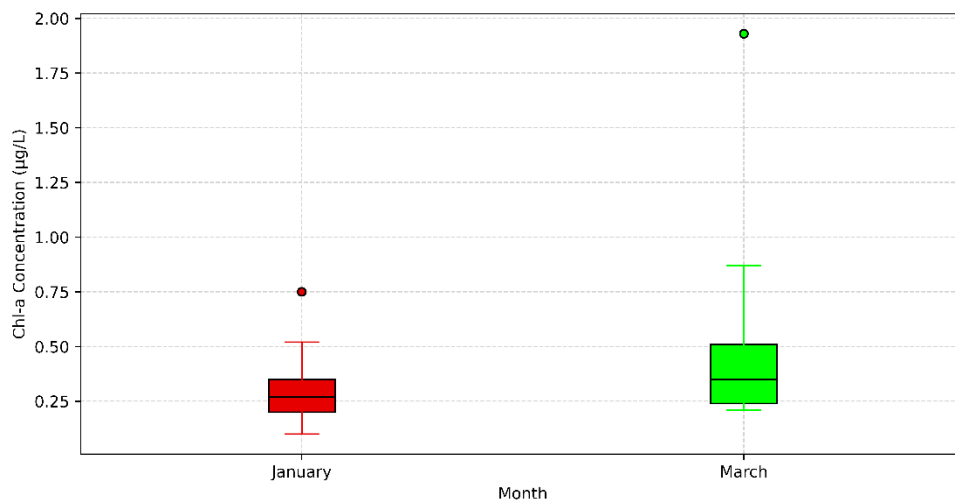


Figura 3. Diagrama de caja y bigote para la concentración de Chl-a para cada una de las campañas de monitoreo (Enero 2024 y Marzo 2024) realizadas en el Lago Llanquihue.

Selección de correlaciones y ecuaciones

La extensa superficie del Lago Llanquihue representa una alta variabilidad espacial en las concentraciones de Chl-a y, en general, en cualquier otro parámetro de calidad del agua. En consecuencia, resulta difícil identificar ecuaciones para la estimación de cualquier parámetro, por lo que el coeficiente de determinación lineal (R^2) se utilizó para evaluar la relación entre las ecuaciones y las concentraciones de Chl-a y Ln Chl-a.

Una vez que las imágenes son corregidas utilizando la metodología Sen2Cor, las correlaciones alcanzan un valor bajo del coeficiente para todas las ecuaciones, con un máximo de R^2 de 0,44 para la banda 2 y el Ln Chl-a utilizando los productos de Sentinel-2A (Tabla 5).

Tabla 5. Top-10 de la matriz de correlación entre las ecuaciones de estimación de Chl-a utilizando la metodología de corrección atmosférica Sen2Cor.

Sensor	S2A		S2B	
	Ecuación	R^2	Ecuación	R^2
Chl-a	B02	0,31	B02/B03	0,12
Chl-a	B02*B04	0,25	B02-B08	0,06
Chl-a	B02+B04	0,24	B03/B04	0,05
Chl-a	B02*B03	0,24	B02/B08	0,04
Chl-a	B04/B08	0,24	B02/B04	0,03
Chl-a	B02+B03	0,24	B04/B08	0,03
Chl-a	B04-B08	0,22	B02-B03	0,03
Chl-a	B02/B08	0,22	B02-B04	0,01
Chl-a	B03-B08	0,22	B02	0,01
Chl-a	B02/B03	0,19	B02+B04	0,01
Ln Chl-a	B02	0,44	B02/B03	0,10
Ln Chl-a	B02*B04	0,39	B03/B04	0,06
Ln Chl-a	B02*B03	0,39	B02-B08	0,05
Ln Chl-a	B02+B04	0,38	B02/B08	0,03
Ln Chl-a	B02+B03	0,38	B04/B08	0,03
Ln Chl-a	B03*B04	0,30	B02/B04	0,02
Ln Chl-a	B04	0,30	B02-B03	0,02
Ln Chl-a	B03+B04	0,29	B02-B04	0,00
Ln Chl-a	B03	0,25	B03-B08	0,00
Ln Chl-a	B02*B08	0,23	B02	0,00

De manera similar, iCor no fue adecuado para obtener altos coeficientes de determinación para ninguna de las ecuaciones utilizadas. El máximo R^2 obtenido

alcanza 0,41 para la banda 1 y ln Chl-a utilizando los productos de Sentinel-3A (Tabla 6).

Tabla 6. Top-10 de la matriz de correlación entre las ecuaciones de estimación de Chl-a utilizando la metodología de corrección atmosférica iCor.

Sensor	S2A		S2B		S3A		S3B	
	Ecuación	R ²	Ecuación	R ²	Ecuación	R ²	Ecuación	R ²
Chl-a	B1+B12	0,21	B3-B4	0,11	Oa3/Oa4	0,35	Oa5/Oa6	0,36
Chl-a	B1*B12	0,21	B3/B4	0,10	Oa3-Oa4	0,28	Oa3/Oa6	0,34
Chl-a	B1	0,21	B3/B11	0,09	Oa3/Oa6	0,28	Oa4/Oa6	0,34
Chl-a	B8/B12	0,19	B8/B8b	0,08	Oa3-Oa5	0,27	Oa2/Oa6	0,31
Chl-a	B8-B12	0,19	B3/B5	0,06	Oa3/Oa5	0,26	Oa11-Oa12	0,31
Chl-a	B3/B12	0,17	B4/B5	0,04	Oa2/Oa6	0,26	Oa10-Oa12	0,30
Chl-a	B1*B2	0,17	B4-B8b	0,04	Oa5/Oa6	0,24	Oa9-Oa12	0,30
Chl-a	B1+B2	0,17	B7/B8b	0,04	Oa3-Oa9	0,24	Oa8-Oa12	0,30
Chl-a	B3-B12	0,16	B3/B6	0,04	Oa3-Oa8	0,23	Oa7-Oa12	0,30
Chl-a	B2*B12	0,16	B4-B7	0,04	Oa2/Oa4	0,23	Oa4-Oa5	0,29
Ln Chl-a	B1*B12	0,36	B3-B4	0,13	Oa3/Oa4	0,41	Oa3/Oa6	0,42
Ln Chl-a	B1+B12	0,36	B8/B8b	0,11	Oa3-Oa4	0,38	Oa5/Oa6	0,42
Ln Chl-a	B1	0,35	B3/B4	0,10	Oa3/Oa6	0,37	Oa4/Oa6	0,40
Ln Chl-a	B1*B2	0,31	B3/B11	0,10	Oa2/Oa6	0,35	Oa2/Oa6	0,40
Ln Chl-a	B1+B2	0,30	B4/B5	0,07	Oa3-Oa5	0,34	Oa4-Oa5	0,32
Ln Chl-a	B2*B12	0,28	B7/B8	0,06	Oa5/Oa6	0,31	Oa2-Oa5	0,32
Ln Chl-a	B1+B4	0,28	B3/B5	0,06	Oa3/Oa5	0,30	Oa3-Oa5	0,31
Ln Chl-a	B1*B4	0,28	B7/B8b	0,05	Oa2-Oa5	0,30	Oa3/Oa5	0,30
Ln Chl-a	B2+B12	0,27	B6/B8	0,03	Oa2-Oa4	0,29	Oa3/Oa4	0,28
Ln Chl-a	B1+B5	0,27	B4-B8b	0,03	Oa4/Oa6	0,29	Oa2/Oa5	0,26

Por otro lado, la modelización de Acolite generó altos coeficientes de determinación para las ecuaciones utilizando solo imágenes de Sentinel-3A, con un máximo de 0,73 para la ecuación Oa3/Oa4 con Chl-a y 0,69 para la ecuación Oa3/Oa6 con Ln Chl-a. Para el resto de los productos satelitales, los coeficientes de determinación no superaron 0,45 (Tabla 7).

Tabla 7. Top-10 de la matriz de correlación entre las ecuaciones de estimación de Chl-a utilizando la metodología de corrección atmosférica Acolite.

Sensor	S2A		S2B		S3A		S3B	
	Ecuación	R ²	Ecuación	R ²	Ecuación	R ²	Ecuación	R ²
Chl-a	B4-B6	0,36	B12-B6	0,30	Oa3/Oa4	0,73	Oa3-Oa6	0,38
Chl-a	B4-B5	0,32	B3-B4	0,26	Oa3/Oa5	0,68	Oa3-Oa4	0,38
Chl-a	B1/B2	0,26	B3-B5	0,23	Oa2/Oa4	0,67	Oa2-Oa6	0,38

Chl-a	B5-B6	0,23	B5/B7	0,20	Oa3/Oa6	0,66	Oa3-Oa5	0,38
Chl-a	B11-B4	0,16	B11-B5	0,19	Oa2/Oa5	0,66	Oa3/Oa5	0,35
Chl-a	B12-B6	0,15	B12/B3	0,17	Oa2/Oa6	0,65	Oa3/Oa6	0,34
Chl-a	B12/B8A	0,14	B4/B7	0,17	Oa2-Oa4	0,61	Oa3/Oa4	0,34
Chl-a	B6/B8	0,14	B12/B8	0,16	Oa2/Oa12	0,61	Oa3+Oa10	0,33
Chl-a	B12/B8	0,13	B12/B7	0,16	Oa2/Oa7	0,61	Oa3	0,33
Chl-a	B7/B8	0,11	B12/B8A	0,16	Oa3/Oa7	0,60	Oa3+Oa9	0,33
Ln Chl-a	B4-B6	0,29	B3-B4	0,29	Oa3/Oa6	0,69	Oa3-Oa4	0,45
Ln Chl-a	B4-B5	0,26	B12-B6	0,28	Oa3/Oa4	0,68	Oa3-Oa5	0,43
Ln Chl-a	B5-B6	0,19	B5/B7	0,27	Oa3/Oa5	0,68	Oa2-Oa6	0,43
Ln Chl-a	B12/B8	0,15	B3-B5	0,26	Oa2/Oa6	0,68	Oa3-Oa6	0,43
Ln Chl-a	B11-B4	0,14	B4/B7	0,25	Oa2/Oa12	0,67	Oa3/Oa5	0,38
Ln Chl-a	B12/B8A	0,14	B11-B5	0,25	Oa3/Oa12	0,66	Oa3+Oa10	0,38
Ln Chl-a	B6/B8	0,13	B12/B3	0,23	Oa2/Oa5	0,66	Oa3/Oa6	0,38
Ln Chl-a	B2	0,12	B12/B8	0,23	Oa2/Oa4	0,64	Oa3+Oa9	0,37
Ln Chl-a	B12-B6	0,12	B12/B7	0,23	Oa2/Oa7	0,63	Oa3	0,37
Ln Chl-a	B4/B8	0,11	B12/B8A	0,21	Oa2/Oa11	0,63	Oa2/Oa6	0,37

Con base en los resultados obtenidos, la corrección atmosférica Acolite aplicada a imágenes de Sentinel-3A, junto con Chl-a en ambas versiones, alcanza los coeficientes de determinación más altos. Los 10 coeficientes más elevados superan el valor de 0,69 y serán utilizados para la generación de los modelos de estimación. Las bandas identificadas en las ecuaciones seleccionadas corresponden principalmente a bandas asociadas directamente a la identificación de Chl-a y otros pigmentos (Oa2, Oa3, Oa4, Oa5, Oa6, Oa7 y Oa11) y a la vegetación (Oa12).

Modelo de recuperación espectral

Para el desarrollo de los modelos de estimación, se generaron dos modelos de regresión múltiple utilizando las 10 ecuaciones presentadas en la Tabla 7 para Chl-a y Ln Chl-a.

Una vez aplicada la corrección atmosférica Acolite, el número total de puntos de muestreo con datos de reflectancia se redujo de 36 a 23. De estos, el 70% (16 puntos) se utilizó para la calibración del modelo y el 30% (7 puntos) para la validación. Los puntos de calibración y validación fueron seleccionados aleatoriamente.

Los modelos resultantes están representados por la ecuación (3) para Chl-a (Chl-Model) y la ecuación (4) para Ln Chl-a (LnChl-Model). Un resumen de los modelos es presentado en las tablas 8 y 9.

$$chl - a \left(\mu \frac{g}{L} \right) = 0,3165 - 1,4090 * \frac{Oa3}{Oa5} + 1,6727 * \frac{Oa2}{Oa5} + 66,1478 * (|Oa2 - Oa4|) - 0,0635 * \frac{Oa2}{Oa12} \quad (3)$$

$$\ln\left(\text{Chl} - a\left(\mu\frac{g}{L}\right)\right) = 3,506 - 4,8029 * \frac{Oa3}{Oa6} + 6,5807 * \frac{Oa2}{Oa6} - 0,333 * \frac{Oa2}{Oa12} - 5,8038 * \frac{Oa2}{Oa4} \quad (4)$$

Tabla 8. Resumen modelo de regresión múltiple para la estimación de Chl-a: Chl-Model (ecuación 3).

Coefficiente	Estimado	Error estándar	Valor -p
Intercepto	0,3165	0,270	0,266
Oa3/Oa5	-1,4090	0,452	0,010
Oa2/Oa5	1,6727	0,610	0,019
Oa2-Oa4	66,1478	28,033	0,038
Oa2/Oa12	-0,0635	0,029	0,049

Tabla 9. Resumen modelo de regresión múltiple para la estimación de Ln Chl-a: LnChl-Model (ecuación 4).

Coefficiente	Estimado	Error estándar	Valor -p
Intercepto	3,506	1,441	0,033
Oa3/Oa6	-4,8029	1,524	0,009
Oa2/Oa6	6,5807	2,046	0,008
Oa2/Oa12	-0,333	0,110	0,012
Oa2/Oa4	5,8038	2,472	0,039

Chl-Model logra un R^2 de 0,812 y un R^2 ajustado de 0,744. De manera similar, LnChl-Model alcanza un R^2 de 0,859 y un R^2 ajustado de 0,807. Ambos modelos son significativos, con valores-p inferiores a 0,05 (0,000549 para Chl-Model y 0,000122 para LnChl-Model). Asimismo, todas las variables utilizadas en ambos modelos son significativas (valor-p < 0.05), excepto el intercepto de Chl-Model (Valor-p =0,266). En el proceso de validación, la eficiencia de los modelos alcanza valores de RMSE de 0,12 ($\mu\text{g/L}$) para Chl-Model y de 0,24 ($\mu\text{g/L}$) para LnChl-Model. Los porcentajes de PBIAS obtenidos son de -13,00% y -47,27%, respectivamente.

Considerando el tamaño del Lago Llanquihue, una variación de PBIAS del 13% refleja el potencial del uso de sensores remotos, específicamente del satélite Sentinel-3A, para la estimación de concentraciones de Chl-a. Junto con el menor RMSE entre ambos modelos, Chl-Model se identifica como el más eficiente para modelar Chl-a en el Lago Llanquihue.

Los valores observados y estimados para los puntos de calibración y validación a partir de Chl-Model se presentan en la Figura 4. La línea negra representa una relación 1:1, en torno a la cual se distribuyen los valores observados y simulados, lo que demuestra la capacidad de Chl-Model para estimar la concentración de Chl-a en el Lago Llanquihue.

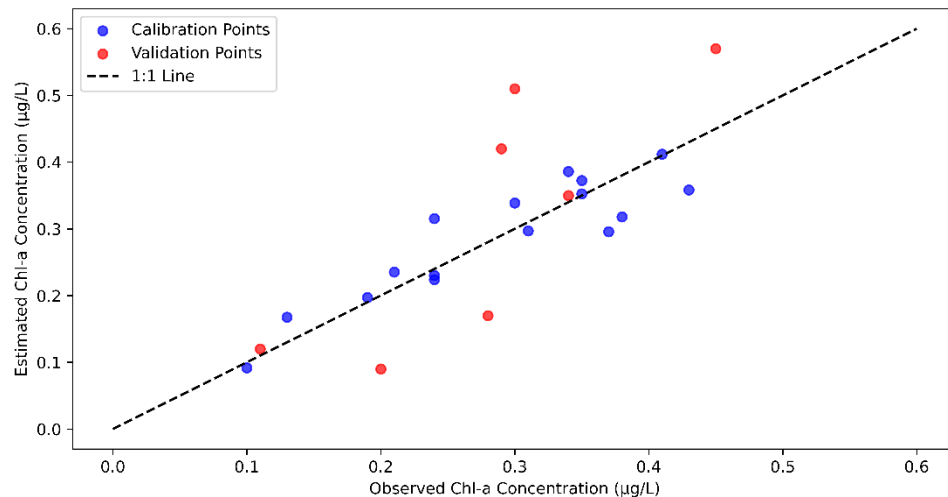


Figura 4. Concentración de Chl-a ($\mu\text{g/L}$) observada versus estimada por Chl-Model para los puntos de calibración (en azul) y los puntos de validación (en rojo). La línea negra representa la relación 1:1 ($n = 23$, 16 puntos de calibración y 7 puntos de validación).

En general, los puntos de calibración se encuentran más cercanos a la línea 1:1 en comparación con los puntos de validación. Los puntos de validación muestran una sobrestimación de la concentración de Chl-a para valores observados superiores a $0,3 \mu\text{g/L}$ y una subestimación para valores observados inferiores a $0,3 \mu\text{g/L}$. Finalmente, los residuos oscilan entre $-0,3$ y $0,3 \mu\text{g/L}$ y se distribuyen aleatoriamente a lo largo de los valores observados de Chl-a (Figura 5).

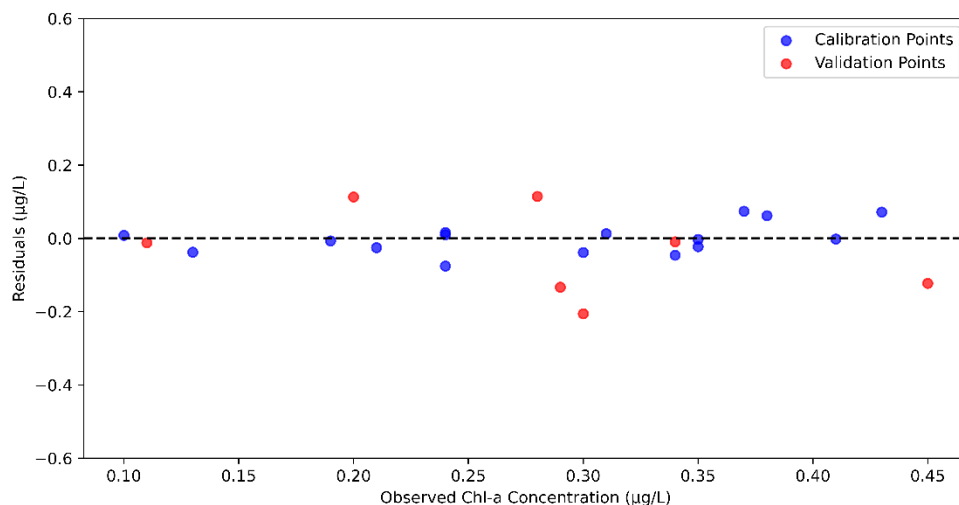


Figura 5. Distribución de los residuos ($\mu\text{g/L}$) para Chl-Model para los puntos de calibración (en azul) y puntos de validación (en rojo) ($n = 23$, 16 puntos de calibración y 7 puntos de validación. Valor $p = 0,000549$).

Estimación de Chl-a

La estimación de la concentración de Chl-a en el lago Llanquihue se realizó para las estaciones de otoño, invierno y primavera de los años 2016 y 2024, y para las estaciones de verano de los años 2017 y 2025 (Figura 6). Se observa que, en casi toda la superficie del lago, la concentración de Chl-a se encuentra por debajo de $1,0 \mu\text{g/L}$, alcanzando picos de hasta $1,8 \mu\text{g/L}$ en puntos específicos durante las temporadas de verano. Del mismo modo, las concentraciones más altas tienden a identificarse en el sector occidental del lago, el cual corresponde a zonas con mayor impacto antropogénico. Dada la naturaleza aislada de los picos de Chl-a, no es posible determinar si fueron causados por floraciones algales o por problemas relacionados con el procesamiento de imágenes satelitales o la corrección atmosférica.

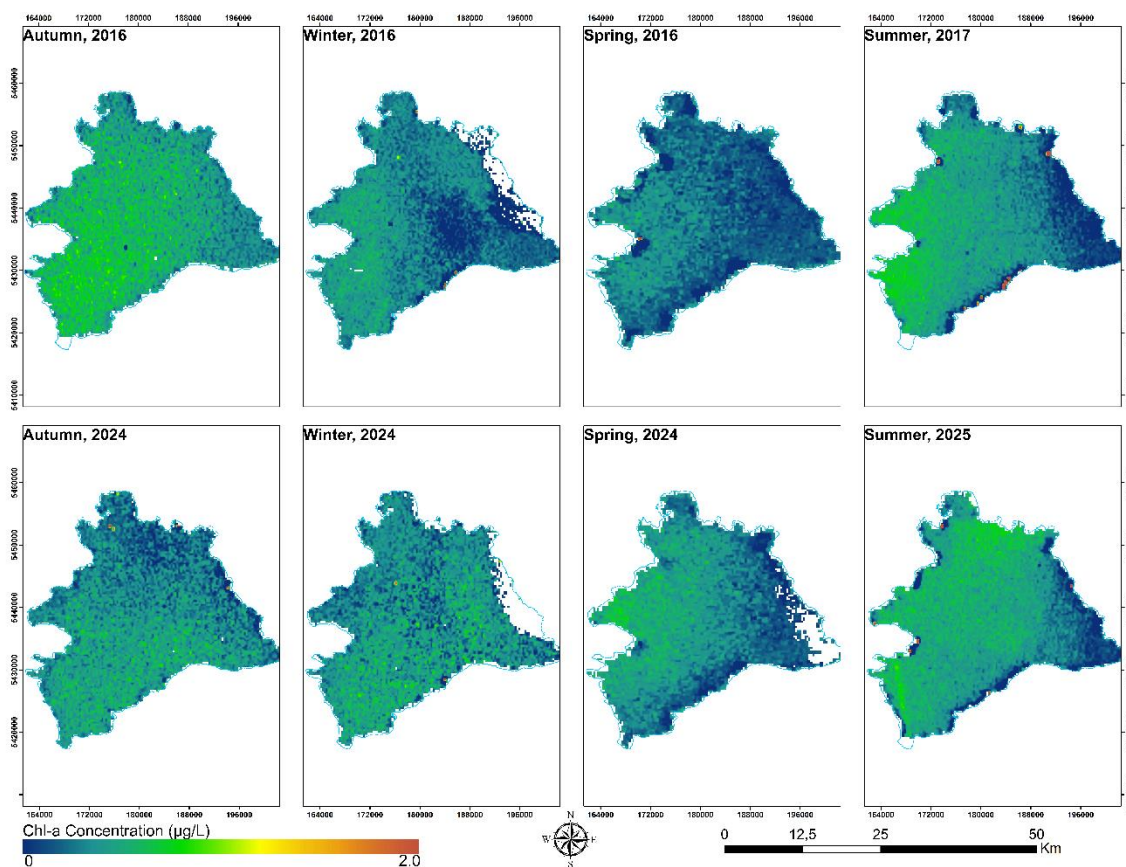


Figura 6. Valores estimados de concentración de Chl-a ($\mu\text{g/L}$) utilizando el modelo Chl-Model en el lago Llanquihue durante el otoño, invierno y primavera de 2016; verano de 2017; otoño, invierno y primavera de 2024; y verano de 2025.

Según los diagramas de violín mostrados en la Figura 7, se evidencia que la concentración de Chl-a estimada mediante Chl-Model durante los meses de invierno y primavera es la más baja para ambos periodos, con valores medianos de 0,32 y 0,22 ($\mu\text{g/L}$) (Figuras 7B y 7C) para el año 2016, y de 0,37 y 0,36 ($\mu\text{g/L}$) (Figuras 7F y 7G) para el año 2024.

En cuanto a las temporadas de verano (Figuras 7D y 7H), la concentración estimada de Chl-a aumenta en comparación con las estaciones anteriores (invierno y primavera), una tendencia que se relaciona directamente con el incremento de las temperaturas.

En otoño de 2016 (Figura 7A), se estimaron concentraciones de Chl-a más altas en comparación con las estaciones siguientes (invierno, primavera y verano). Sin embargo, el otoño de 2024 (Figura 7E) no presentó el mismo patrón, mostrando valores similares a los estimados en invierno y primavera, y concentraciones más bajas que en el verano de 2025.

En comparación con 2016, la concentración de Chl-a en otoño de 2024 fue un 28,8% menor; en invierno, un 15,6% mayor; en primavera, se observó un aumento del 63,6%; y en el verano de 2025, fue un 11,9% mayor en comparación con el verano de 2017.

Una vez más, se confirma que las concentraciones máximas ($>1.5 \mu\text{g/L}$) corresponden a valores aislados que se desvían del resto de las estimaciones, lo que sugiere que podrían atribuirse a problemas con las imágenes satelitales o con la corrección atmosférica (por ejemplo, por la presencia de nubes o aerosoles).

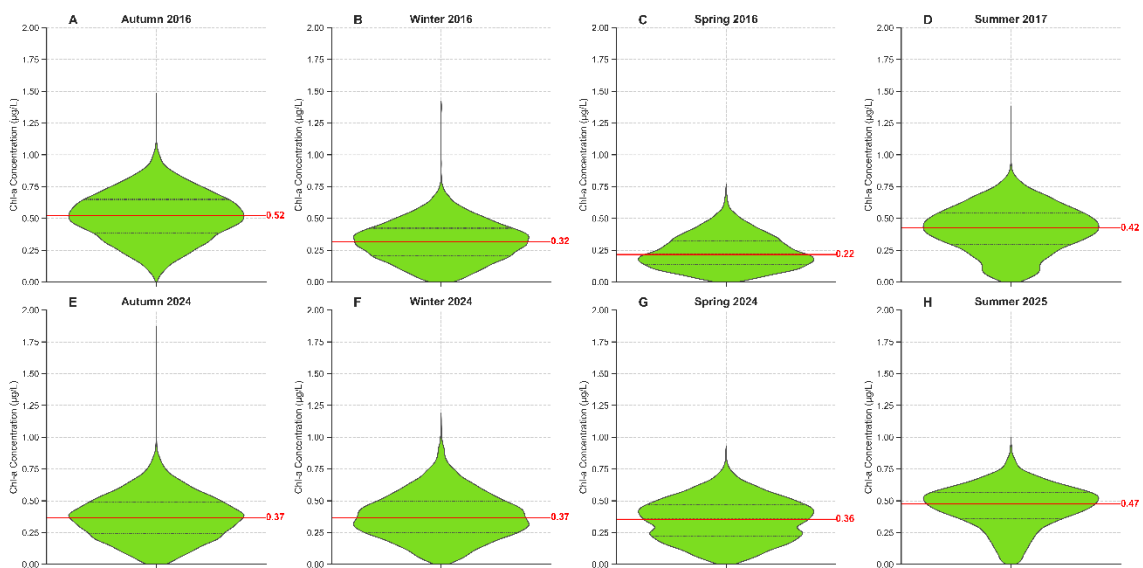


Figura 7. Diagramas de violín para los valores estimados de concentración de Chl-a ($\mu\text{g/L}$) utilizando Chl-Model en el lago Llanquihue durante el otoño, invierno y primavera de 2016; verano de 2017; otoño, invierno y primavera de 2024; y verano de 2025.

Adicionalmente, para estudiar el caso específico del otoño de 2016, se presentan en la figura 8 los datos proporcionados por la DGA sobre los niveles de agua, los cuales corresponden a la altura del lago en un punto de referencia determinado. La Figura 8 muestra, en azul, las alturas mensuales obtenidas a partir de los datos registrados entre los años 2000 y 2023 (sin información disponible para 2024), y en rojo, las alturas promedio mensuales correspondientes al año 2016.

Para el periodo 2000–2023, el lago alcanzó una altura promedio de 0.64 m en enero con respecto al punto de referencia. Posteriormente, el nivel del agua disminuyó, alcanzando su mínimo en mayo con 0,51 m. A partir de junio, el nivel comenzó a aumentar, llegando a su máximo en septiembre con 0,87 m. Finalmente, el nivel volvió a disminuir hasta alcanzar 0.73 m en diciembre.

En el año 2016, los niveles de agua fueron inferiores a los valores promedio del periodo 2000–2023. En 2016, el nivel del agua disminuyó desde enero (0,49 m),

alcanzando su mínimo en abril (0,17 m). A partir de ese mes, el nivel aumentó levemente a una tasa de 0,01 m/mes, llegando a 0,20 m en julio. Luego, aumentó de manera más significativa, alcanzando 0,46 m en noviembre y diciembre. Esta tendencia se relaciona con los patrones de precipitación del mismo año (Figura 2), donde la baja pluviometría registrada en mayo y junio contribuyó a la disminución del nivel del lago.

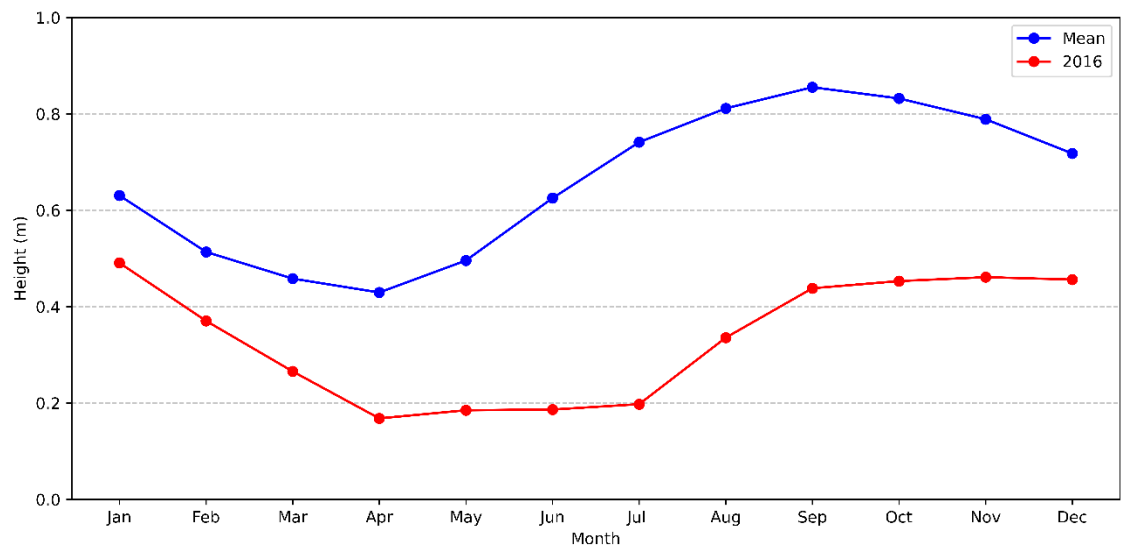


Figura 8. Alturas promedio mensuales (m) del nivel de agua en el lago Llanquihue en un mismo punto de referencia para el periodo 2000–2023 en azul, y para el año 2016 en rojo.

DISCUSIÓN

Selección de datos satelitales y metodologías de corrección atmosférica.

La modelación de parámetros de calidad del agua, como la Chl-a, a partir de datos satelitales representa una oportunidad clave para fortalecer los modelos de muestreo tradicionales en cuerpos de agua de gran relevancia social, ecológica y/o económica. En este estudio, se identificó que las imágenes satelitales del Sentinel-3A, corregidas atmosféricamente mediante la metodología Acolite, son más eficientes para estimar Chl-a en el lago Llanquihue. Sin embargo, es importante señalar que la elección del producto satelital y la corrección atmosférica a utilizar para la modelación en un cuerpo de agua específico depende de numerosos factores particulares de cada lago. Por lo tanto, un modelo, producto satelital o corrección atmosférica no puede replicarse automáticamente de un cuerpo de agua a otro.

Por ejemplo, [105] utilizó productos OLCI de Sentinel-3 para evaluar la variación temporal de la Chl-a en el Puerto de Orán, Estados Unidos, mientras que [106] empleó estos productos en el ecosistema estuarino de manglares de Sundarbans, Asia. En contraste, en los lagos Chaohu [107] y Poyang [108] en China, se logró una modelación eficiente de cianobacterias y Chl-a utilizando productos de Sentinel-2.

Asimismo, la identificación de una corrección atmosférica adecuada es esencial para mejorar la calidad de las simulaciones. En este estudio, Acolite permitió realizar las simulaciones más eficientes; sin embargo, en otros cuerpos de agua, podría ser necesario aplicar metodologías diferentes.

Específicamente, [109] demostró que, entre seis metodologías de corrección atmosférica (Acolite, Sen2Cor, iCOR, Polymer, OC-SMART y SeaDAS), OC-SMART presentó el mejor desempeño para corregir productos de Landsat 8 y Sentinel-2 en el lago Simcoe, Canadá. No obstante, [110] no identificó diferencias significativas entre Acolite y Sen2Cor al estimar Chl-a en el embalse San Roque, Argentina. Por otro lado, el estudio realizado por [111] sugiere que la metodología Sen2Cor no proporciona estimaciones eficientes de Chl-a en los embalses de la región semiárida de Brasil, lo cual indica una dependencia espacial y temporal de los modelos en ambientes con características similares a los lugares donde fueron generados.

En algunos casos, puede ser necesario mejorar la corrección en bandas específicas para optimizar la calidad de las simulaciones, como en el caso de las bandas roja e infrarroja cercana para lagos oligo-mesotróficos, según lo señalado por [112].

En este estudio, la mayor calidad en la simulación de los productos Sentinel-3 puede atribuirse a su menor resolución espacial y mayor resolución espectral en comparación con los productos Sentinel-2. Un tamaño de píxel de 300 metros (Sentinel-3) simplifica la variabilidad de la reflectancia en la superficie, a diferencia de un tamaño de píxel que varía entre 10 y 60 metros (Sentinel-2). Esta simplificación parece ser suficiente para un cuerpo de agua de gran tamaño como el lago Llanquihue (870 km² de superficie), lo que coincide con el uso más frecuente de productos Sentinel-3 en ecosistemas costeros o estuarinos [105, 106]. Esto, sumado a un mayor número de bandas espectrales, permite que los productos Sentinel-3 obtengan una respuesta más sensible de la reflectancia de Chl-a a lo largo de los diferentes anchos de banda.

A pesar de que las imágenes Sentinel-3A y Sentinel-3B utilizadas en el presente estudio fueron adquiridas en fechas cercanas y con porcentajes de nubosidad similares, se observaron diferencias en la calidad de los resultados obtenidos a partir de ambos productos satelitales. Estas diferencias pueden atribuirse a variaciones en la respuesta radiométrica de los sensores, ya que pequeñas discrepancias instrumentales pueden afectar las mediciones de reflectancia. Asimismo, diferencias en la geometría de observación, como el ángulo solar y el ángulo de visión al momento de la adquisición, influyen en la cantidad y dirección de la radiación reflejada captada por cada sensor. Finalmente, la mayor antigüedad del sensor Sentinel-3A ha permitido construir una base de datos más extensa que, en conjunto con la corrección

atmosférica Acolite, contribuye a que sus productos muestren un mejor desempeño y representen con mayor precisión los valores de reflectancia en el lago Llanquihue.

Calidad de la simulación

Los resultados de la simulación del modelo sugieren que el lago Llanquihue se clasifica como un cuerpo de agua en estado oligotrófico, con concentraciones máximas de Chl-a (Chl-a) cercanas a 1.5 $\mu\text{g/L}$ y valores medianos que varían entre 0.22 y 0.52 $\mu\text{g/L}$, dependiendo de la estación climática y el año de estudio.

Los resultados muestran que las concentraciones más altas de Chl-a se presentan durante el verano en comparación con las estaciones de invierno y primavera, reflejando el patrón estacional típico observado en los lagos chilenos, donde los niveles de Chl-a tienden a aumentar en los meses cálidos y disminuir durante los periodos más fríos. Sin embargo, como se observa en la Figura 7, el otoño también exhibe concentraciones anómalas de Chl-a elevadas, especialmente durante 2016, siendo superiores a las del verano de 2017. Este patrón ha sido documentado en otros estudios de lagos chilenos, como el lago Villarrica [113] y la Laguna Grande de San Pedro [33]. Estos estudios sugieren que la variabilidad observada en la biomasa algal durante el otoño puede estar vinculada a aumentos en la temperatura del agua superficial [114].

Durante el otoño de 2016, particularmente en mayo y junio, se registró una marcada disminución de la precipitación en el lago Llanquihue en comparación con los promedios mensuales reportados por la estación de la DGA y los valores correspondientes de 2024 (Figura 2). Posteriormente, la precipitación aumentó, alcanzando un pico en agosto y superando sustancialmente tanto los promedios mensuales de la DGA como los valores de 2024 para ese mes. Asimismo, la temperatura superficial del agua muestra una tendencia a ser más alta en 2016 que en 2024, con las diferencias más notorias nuevamente en mayo, junio y septiembre (Figura 2). Estas condiciones, junto con la disminución del nivel del agua del lago entre abril y julio de 2016 (Figura 8), probablemente favorecieron la acumulación de sustancias y materiales en las aguas superficiales, promoviendo la proliferación de algas. Este fenómeno también fue advertido por comunidades locales, que reportaron un aumento en el transporte de sedimentos y materiales desde los afluentes del lago, asociado a una significativa reducción del caudal debido a los bajos niveles de precipitación [115, 116]

Sin embargo, estos resultados no son completamente robustos debido a la baja representatividad espacial y temporal de las muestras obtenidas. En primer lugar, la modelación se basó únicamente en dos campañas de muestreo realizadas en enero y marzo de 2024, correspondientes a la temporada de verano. Por lo tanto, no existen datos representativos para las concentraciones estacionales de Chl-a en otoño, invierno o primavera.

En segundo lugar, debido a la gran superficie del lago, se requiere un esfuerzo económico y humano considerable para realizar un muestreo más sistemático. Como resultado, las muestras se concentraron principalmente cerca de las orillas, con representación limitada de las áreas pelágicas del lago.

En tercer lugar, la corrección atmosférica Acolite genera una máscara de agua que identifica los píxeles correspondientes a superficies cubiertas por agua, como lagos y ríos, dentro de la imagen. Como resultado, los puntos de muestreo ubicados cerca de la orilla pueden ser excluidos si son clasificados como tierra por el algoritmo. Esto reduce aún más el número de muestras utilizables y afecta su representatividad espacial.

Por consiguiente, es necesario fortalecer el modelo con un mayor número de muestras que permitan una mejor representación espacio-temporal de la concentración de Chl-a en la superficie del lago Llanquihue. De igual manera, se han aplicado modelos de inteligencia artificial para complementar y mejorar la calidad de los modelos de estimación de Chl-a [117], lo que se identifica como una oportunidad a explorar en un lago tan complejo como Llanquihue.

No obstante, los resultados proporcionan una aproximación inicial del uso de estas metodologías en este lago. Este tipo de análisis complementa las observaciones obtenidas mediante monitoreo discreto, ya que permite inferir concentraciones de Chl-a en áreas y periodos donde no se cuenta con registros directos, apoyando y contribuyendo así a la toma de decisiones ambientales.

CONCLUSIONES

Este estudio demuestra el potencial de los productos satelitales, particularmente los datos de Sentinel-3A, para estimar de manera eficiente las concentraciones de Chl-a en el lago Llanquihue mediante la aplicación de la metodología Acolite para la corrección atmosférica de las imágenes. El enfoque produjo resultados prometedores, siendo crucial enfatizar que la selección de productos satelitales y métodos de corrección atmosférica debe ser específica para cada cuerpo de agua, ya que no existe un modelo universal aplicable a todos los casos.

Los resultados sugieren que el mayor tamaño de píxel y la mayor resolución espectral de Sentinel-3A facilitan la estimación en grandes cuerpos de agua como el lago Llanquihue. Estos hallazgos respaldan la hipótesis inicial de que los productos de Sentinel-3 permiten el desarrollo de modelos eficientes para estimar la concentración de Chl-a. Sin embargo, la calidad de las simulaciones podría mejorarse significativamente con un mayor número de campañas de muestreo, lo que permitiría una representación espacial y temporal más robusta de las concentraciones de Chl-a.

Este estudio resalta la importancia de considerar las características del ecosistema local y las variaciones estacionales para lograr estimaciones precisas. En el futuro, la integración de técnicas avanzadas, como la inteligencia artificial, podría

complementar y optimizar los modelos de estimación de Chl-a, mejorando aún más su precisión y aplicabilidad en el monitoreo de la calidad del agua.

En conclusión, las metodologías empleadas ofrecen un enfoque prometedor para el monitoreo de la calidad del agua en lagos ecológica y socialmente importantes, y podrían convertirse en una herramienta clave para la gestión sostenible de estos recursos hídricos en el futuro.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Harper, D., *Eutrophication of Freshwaters*, ed. S.S.B.M. Dordrecht. 1992, Suffolk, England.
2. Vollenweider, R.A., et al., *Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index*. *Environmetrics*, 1998. **9**: p. 329-357.
3. Godeanu, S. and L.D. Galatchi, *The Determination of the Degree of Eutrophication of the Lakes on the Romanian Seaside of the Black Sea*. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 2007. **43**(4): p. 245-251.
4. Ghervase, L., et al., *Antropic influence on lakes water quality - case study of Bucharest city.*, in *11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011) - Urban Waters: resource or risks?* 2011: Arcueil, France.
5. Vargas-Sánchez, M., J. Alcocer, and L.A. Oseguera, *Seston and eutrophication on a tropical karst lake district: Lagunas de Montebello, Chiapas, Mexico*. *Limnetica*, 2022. **41**(2): p. 269-279.
6. Carlson, R., *A trophic state index for lakes*. *Limnology And Oceanography*, 1977. **22**(2).
7. Smith, V.H., G.D. Tilman, and J.C. Nekola, *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. *Environmental Pollution*, 1999. **100**: p. 179-196.
8. Kratze, C.R. and P.L. Brezonik, *A Carlson-Type trophic state index for nitrogen in Florida lake*. *Journal of American Water Resources Association*. *Water Resources Bulletin*, 1981. **17**(4): p. 713-715.
9. Dominguez, J.A., et al., *Estudios de aguas continentales mediante teledetección*, ed. U.U.N.D.E.A. DISTANCIA. 2012.
10. Hídricos, D.d.C.y.P.d.R., *Análisis de la relación entre la concentración de clorofila "a" y la transparencia de los lagos monitoreados por la red de calidad de la DGA, y elaboración de un ranking de lagos basado en el estado trófico otorgado por estos parámetros*. 2018, Dirección General de Aguas (DGA): Santiago, Chile.
11. Hídricos., D.d.C.y.P.d.R., *Evaluación de la condición trófica en cuerpos lacustres. Informe final*. 2018, Dirección General de Aguas (DGA): Chile.
12. Aizaki, M., et al., *Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters*. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 1981. **21**(1): p. 675-681.
13. OCDE, *Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*. 1982, Paris. 164.

14. (MMA), M.d.M.A., *Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD)*. 2015, Ministerio del Medio Ambiente: Santiago, Chile. p. 140.
15. Hídricos, D.d.C.y.P.d.R., *Manual de Normas y Procedimientos del Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos*. 2007, Dirección General de Aguas (DGA): Chile.
16. Ltda., O.A.C.d.E., *Evaluación de Costos del Laboratorio Ambiental y de las Redes de Calidad de Aguas de la DGA*, O.A.C.d.E. Ltda., Editor. 2009, Dirección General de Aguas (DGA). Santiago, Chile.
17. Ritchie, J.C., P.V. Zimba, and J.H. Everitt, *Remote sensing techniques to assess water quality*. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 2003. **69**(6): p. 695-704.
18. Guo, H., et al., *An enhanced deep learning approach to assessing inland lake water quality and its response to climate and anthropogenic factors*. Journal of Hydrology, 2023. **620**(129466).
19. Sivakumar, R., B.R. SriVishnuPrasanth, and M. Ramaraj, *An empirical approach for deriving specific inland water quality parameters from high spatio-spectral resolution image*. Wetlands Ecology and Management, 2022. **30**: p. 405-422.
20. Hossen, H., et al., *Assessing Water Quality Parameters in Burullus Lake Using Sentinel-2 Satellite Images*. Water Resources, 2022. **49**(2): p. 321-331.
21. Wang, D., et al., *Estimation of Chlorophyll-A Concentration with Remotely Sensed Data for the Nine Plateau Lakes in Yunnan Province*. Remote Sensing, 2022. **14**(4950).
22. Theologou, I., et al., *Multitemporal Mapping of Chlorophyll-a in Lake Karla from High Resolution Multispectral Satellite data*. Environmental Processes, 2016. **3**: p. 681-691.
23. Patra, P.P., et al., *Estimation of chlorophyll-a concentration and trophic states in Nalban Lake of East Kolkata Wetland, India from Landsat 8 OLI data*. Spatial Information Research, 2017. **25**: p. 75-87.
24. Bresciani, M., et al., *Mapping phytoplankton blooms in deep subalpine lakes from Sentinel-2A and Landsat-8*. Hydrobiologia, 2018. **824**: p. 197-214.
25. Zhang, T., M. Huang, and Z. Wang, *Estimation of chlorophyll-a Concentration of lakes based on SVM algorithm and Landsat 8 OLI images*. Environmental Science and Pollution Research, 2020. **27**: p. 14977-14990.
26. Oyama, Y., et al., *Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in a turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2009. **64**: p. 73-85.
27. Cui, Y., et al., *Deep learning-based remote sensing estimation of water transparency in shallow lakes by combining Landsat 8 and Sentinel 2 images*. Environmental Science and Pollution Research, 2022. **29**: p. 4401-4413.
28. Ticman, K.D.V., et al., *Assessment of Landsat 8-Based Indices for Water Quality Parameter Estimation in Laguna De Bay, Philippines*, in *39th Asian Conference on Remote Sensing (ACRS 2018)*. 2018: Kuala Lumpur, Malaysia.
29. Wu, D., et al., *A review on drone-based harmful algae blooms monitoring*. Environmental Monitoring and Assessment, 2019. **191**(211).
30. Rahul, T.S., J. Brema, and G.J.J. Wessley, *Evaluation of surface water quality of Ukkadam lake in Coimbatore using UAV and Sentinel-2 multispectral data*.

- International Journal of Environmental Science and Technology, 2023. **20**: p. 3205–3220.
31. Deutsch, E. and I. Alameddine, *Hindcasting eutrophication and changes in temperature and storage volume in a semi-arid reservoir: a multi-decadal Landsat-based assessment*. Environmental Monitoring and Assessment 2019. **191**(41).
 32. Briceño, I., et al., *Determinación de calidad de agua en el Lago Vichuquén, con imágenes de satélite Landsat 8, sensor OLI, año 2016, Chile*. Revista de teledetección, 2018. **52**: p. 67-78.
 33. Yépez, S., et al., *Spatiotemporal Variations in Biophysical Water Quality Parameters: An Integrated In-Situ and Remote Sensing Analysis for an Urban Lake in Chile*. Remote Sensing, 2024. **16**(427).
 34. Huovinen, P., et al., *Mapping of spatial and temporal variation of water characteristics through satellite remote sensing in Lake Panguipulli, Chile*. Science of the Total Environment, 2019. **679** p. 196–208.
 35. Rodríguez-López, L., et al., *Retrieving Water Turbidity in Araucanian Lakes (South-Central Chile) Based on Multispectral Landsat Imagery*. Remote Sensing, 2021. **13**(3133).
 36. Salazar, K. and G. Staub, *Remote Sensing Based Analysis of Changes in Water Quality - Case Study at Quintero Bay (Chile)*, in *IEEE International Symposium on Geoscience and Remote Sensing (IGARSS)*. 2021.
 37. (SEREMI), S.R.M.d.V.y.U., *Plan Regulador Intercomunal Ribera Lago Llanquihue e Hinterland Puerto Montt. Etapa III Proyecto - Ordenanza*. 2007, Secretaría Regional Ministerial de Vivienda y Urbanismo (SEREMI): Región de Los Lagos, Chile.
 38. Ambiente, C.C., *Estudio De Zonificación Preliminar Lago Llanquihue, C.C. Ambiente*. 2005: p. 76.
 39. (SEREMI), S.R.M.d.V.y.U., *Informe Ambiental: Adecuación estudios previos actualización plan regulador intercomunal Ribera Lago Llanquihue e Hinterland Puerto Montt.* . 2013.
 40. Bohle, H., et al., *Francisella philomiragia, bacteria asociada con altas mortalidades en salmones del Atlántico (Salmo salar) cultivados en balsas-jaulas en el lago Llanquihue*. Archivos de medicina veterinaria, 2009. **41**: p. 237-244.
 41. Søndergaard, M., et al., *Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover*. Hydrobiologia, 2017. **795**: p. 35-48.
 42. Qin, B., et al., *Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in lakes*. Environmental Science & Technology, 2020. **54**(6): p. 3191–3198.
 43. Phillips, G., et al., *Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset*. Aquatic Ecology, 2008. **42**: p. 213-226.
 44. Campos, H., et al., *Limnological study of lake Todos Los Santos (Chile) Morphometry, physics, chemistry, plankton, and primary productivity*. Archiv für Hydrobiologie, 1990. **81**: p. 37-67.
 45. Niemeyer, H. and P. Cereceda, *Hidrografía*. 1984, Instituto Geográfico Militar: Santiago, Chile. p. 309.
 46. SERNAGEOMIN, *RIESGO ESPECÍFICO DE VOLCANES ACTIVOS DE CHILE 2023*. 2023, Ministerio de Minería: Chile.

47. Sarricolea, P., M. Herrera-Ossandon, and Ó. Meseguer-Ruiz, *Climatic regionalisation of continental Chile*. Journal of Maps, 2017. **13**(2): p. 66-73.
48. Alvarez-Garreton, C., et al., *The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies – Chile dataset*. Hydrology and Earth System Sciences, 2018. **22**: p. 5817–5846.
49. Barría, P., et al., *Water allocation under climate change: A diagnosis of the Chilean system*. Elementa: Science of the Anthropocene, 2021. **9**(1).
50. Chambrelan, A. and S.M. Team, *S2 MPC Level-1 Algorithm Theoretical Bases Document*. 2023, European Space Agency. p. 40.
51. Louis, J. and L.A. team, *S2 MPC Level-2A Algorithm Theoretical Basis Document*. 2021, European Space Agency. p. 78.
52. Jia, P., et al., *Inversion of coastal cultivated soil salt content based on multi-source spectra and environmental variables*. Soil & Tillage Research 2024. **241**(106124).
53. Wang, X., et al., *Influences of crop diversification on yield, resource use efficiency, and environmental footprint in farmland landscapes in intensive farming*. Science of the Total Environment 2024. **945**(174009).
54. Hussain, N., et al., *Assessment of spongy moth infestation impacts on forest productivity and carbon loss using the Sentinel-2 satellite remote sensing and eddy covariance flux data*. Ecological Processes, 2024. **13**(37).
55. Suwanpravit, C. and Shahnawaz, *Mapping burned areas in Thailand using Sentinel-2 imagery and OBIA techniques*. Scientific Reports, 2024. **14**(9609).
56. Habib, W., et al., *Quantifying peatland land use and CO2 emissions in Irish raised bogs: mapping insights using Sentinel-2 data and Google Earth Engine*. Scientific Reports, 2024. **14**(1171).
57. Wei, T., et al., *County land use carbon emission and scenario prediction in Mianyang Science and Technology City New District, Sichuan Province, China*. Scientific Reports, 2024. **14**(9310).
58. Pelletier, F., et al., *Revisiting the 2023 wildfire season in Canada*. Science of Remote Sensing, 2024. **10**(100145).
59. Petropoulos, G.P., A. Georgiad, and K. Kalogeropoulos, *Leveraging Sentinel-2 and Geographical Information Systems in Mapping Flooded Regions around the Sesia River, Piedmont, Italy*. GeoHazards, 2024. **5**: p. 485–503.
60. Lin, H., et al., *Estimating river discharge across scales with a novel regional gauging method driven by Sentinel satellite data*. Remote Sensing of Environment 2024. **311**(114266).
61. Tesfaye, M. and L. Breuer, *Performance of water indices for large-scale water resources monitoring using Sentinel-2 data in Ethiopia*. Environmental Monitoring and Assessment, 2024. **196**(467).
62. Team, A.-S.I., *Product Data Format Specification - Level 0 Products*. 2017, European Space Agency. p. 69.
63. Sun, Y., et al., *Continuous Sargassum monitoring across the Caribbean Sea and Central Atlantic using multi-sensor satellite observations*. Remote Sensing of Environment, 2024. **309**(114223).
64. Kudela, R.M., et al., *Evaluation and Refinement of Chlorophyll-a Algorithms for High-Biomass Blooms in San Francisco Bay (USA)*. Remote Sensing, 2024. **16**(1103).

65. Guo, H., et al., *A novel algorithm for estimating phytoplankton algal density in inland eutrophic lakes based on Sentinel-3 OLCI images*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 2024. **129**(103800).
66. Vaiciute, D., et al., *Earth Observation-Based Cyanobacterial Bloom Index Testing for Ecological Status Assessment in the Open, Coastal and Transitional Waters of the Baltic and Black Seas*. Remote Sensing, 2024. **16**(696).
67. Castro, A., et al., *Nanoparticles in terrestrial sediments and the behavior of the spectral optics of Sentinel-3B OLCI Satellite images in a river basin of UNESCO World Cultural and Natural Heritage*. Environmental Science and Pollution Research, 2024. **31**: p. 28040–28061.
68. Lozano, L.P., et al., *Geochemistry and the optics of geospatial analysis as a preposition of water quality on a macroscale*. Environmental Science and Pollution Research, 2024. **31**: p. 32614–32636.
69. Panek-Chwastyk, E., et al., *Estimates of Crop Yield Anomalies for 2022 in Ukraine Based on Copernicus Sentinel-1, Sentinel-3 Satellite Data, and ERA-5 Agrometeorological Indicators*. Sensors, 2024. **24**(2257).
70. Cao, F. and M. Tzortziou, *Impacts of hydrology and extreme events on dissolved organic carbon dynamics in a heavily urbanized estuary and its major tributaries: A view from space*. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2024. **129**(e2023JG007767).
71. Reyes-Muñoz, P., et al., *Inferring global terrestrial carbon fluxes from the synergy of Sentinel 3 & 5P with Gaussian process hybrid models*. Remote Sensing of Environment, 2024. **305**(114072).
72. Gao, C., et al., *An Uncertainty-Based Validation Method for Surface Temperature Products Derived From Sentinel-3/SLSTR Using Ground Measurements*. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 2024. **62**: p. 1-20.
73. Fernandes, R., et al., *Urban Heat Island Assessment in the Northeastern State Capitals in Brazil Using Sentinel-3 SLSTR Satellite Data*. Sustainability, 2024. **16**(4764).
74. Ma, J., et al., *A Simplified Sea Surface Emissivity Model for Retrieving Sea Surface Temperature From Sentinel-3A SLSTR Data*. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 2024. **62**: p. 1-13.
75. Aguiar, P., et al., *Synergistic Use of the SRAL/MWR and SLSTR Sensors on Board Sentinel-3 for the Wet Tropospheric Correction Retrieval*. Remote Sensing, 2022. **14**(3231).
76. Vieira, T., M.J. Fernandes, and C. Lázaro, *An enhanced retrieval of the wet tropospheric correction for Sentinel-3 using dynamic inputs from ERA5*. Journal of Geodesy 2022. **96**(28).
77. Chowdhury, M., et al., *AI-driven remote sensing enhances Mediterranean seagrass monitoring and conservation to combat climate change and anthropogenic impacts*. Scientific Reports, 2024. **14**(8360).
78. Simão, R., et al., *Optimizing Optical Coastal Remote-Sensing Products: Recommendations for Regional Algorithm Calibration*. Remote Sensing, 2024. **16**(1497).
79. Laneve, G., et al., *Eutrophication and HAB Occurrence Control in Lakes of Different Origins: A Multi-Source Remote Sensing Detection Strategy*. Remote Sensing, 2024. **16**(1792).

80. Vanhellemont, Q. and K. Ruddick, *Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications*. Remote Sensing of Environment 2018. **216**: p. 586–597.
81. Vanhellemont, Q., *Adaptation of the dark spectrum fitting atmospheric correction for aquatic applications of the Landsat and Sentinel-2 archives*. Remote Sensing of Environment 2019. **225**: p. 175–192.
82. Vanhellemont, Q., *Sensitivity analysis of the dark spectrum fitting atmospheric correction for metre- and decametre-scale satellite imagery using autonomous hyperspectral radiometry*. Optics Express, 2020. **28**(20): p. 29948-29965.
83. Vanhellemont, Q. and K. Ruddick, *Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8*. Remote Sensing of Environment, 2014. **145**: p. 105–115.
84. Vanhellemont, Q. and K. Ruddick, *Advantages of high quality SWIR bands for ocean colour processing: Examples from Landsat-8*. Remote Sensing of Environment, 2015. **161**: p. 89–106.
85. Vanhellemont, Q. and K. Ruddick, *Acolite for Sentinel-2: Aquatic Applications of MSI Imagery*, in *Living Planet Symposium*, L. Ouwehand, Editor. 2016, ESA-SP: Prague, Czech Republic. p. 55.
86. DeKeukelaere, L., et al., *Atmospheric correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI data using iCOR algorithm: validation for coastal and inland waters*. European Journal of Remote Sensing, 2018. **51**(1): p. 525-542.
87. Sterckx, S., et al., *OPERA: An Atmospheric Correction for Land and Water*, in *Sentinel-3 for Science Workshop*, L. Ouwehand, Editor. 2015, ESA SP-734: Venice, Italy.
88. Chauhan, A., N. Jariwala, and R. Christian, *Spatiotemporal retrieval of the aerosol optical thickness using Landsat 8 OLI imagery for Indian urban area*. Air Quality, Atmosphere & Health, 2024.
89. Pahlevan, N., et al., *ACIX-Aqua: A global assessment of atmospheric correction methods for Landsat-8 and Sentinel-2 over lakes, rivers, and coastal waters*. Remote Sensing of Environment 2021. **258**(112366).
90. VITO, *iCOR Landsat-8 and Sentinel-2 plugin for SNAP toolbox*. 2021, VITO Remote Sensing Unit: Belgium.
91. VITO, *iCOR-OLCI plugin for SNAP toolbox*. 2021, VITO Remote Sensing Unit: Belgium.
92. Guanter, L., *New algorithms for atmospheric correction and retrieval of biophysical parameters in Earth Observation. Application to ENVISAT/MERIS data*, in *Departament de Física de la Terra i Termodinàmica*. 2006, Universitat de València p. 285.
93. Sterckx, S., et al., *SIMilarity Environment Correction (SIMEC) applied to MERIS data over inland and coastal waters*. Remote Sensing of Environment, 2015. **157**: p. 96–110.
94. Berk, A., et al., *MODTRAN® 6: A major upgrade of the MODTRAN® radiative transfer code*, in *2014 6th Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing (WHISPERS)*, I. Spectral Sciences and A.F.R. Laboratory, Editors. 2014, IEEE: Lausanne, Switzerland.
95. Pignatale, F.C., *Sen2Cor 2.11.00 Configuration and User Manual*. 2022, ESA.
96. Mayer, B. and A. Kylling, *Technical note: The libRadtran software package for radiative transfer calculations – description and examples of use*. Atmospheric Chemistry and Physics, 2005. **5**: p. 1855–1877.

97. Emde, C., et al., *The libRadtran software package for radiative transfer calculations (version 2.0.1)*. Geoscientific Model Development 2016. **9**: p. 1647–1672.
98. Ginting, D.N.B., et al., *Comparison between top and bottom of atmosphere Sentinel-2 image for mangrove mapping in Balikpapan Bay, East Kalimantan, in 4th Sustainability and Resilience of Coastal Management, SRCM 2023*, B.W.o. Conferences, Editor. 2024: Hybrid, Surabaya.
99. Vinh, P.Q., et al., *Investigating the spatial-temporal pattern of the trophic state index in Hanoi's largest urban lake (Vietnam) using Sentinel-2 images*. Urban Water Journal, 2024. **21**(6): p. 774-789.
100. Nguyen, H.-Q., N.-T. Ha, and T.-L. Pham, *Inland harmful cyanobacterial bloom prediction in the eutrophic Tri An Reservoir using satellite band ratio and machine learning approaches*. Environmental Science and Pollution Research, 2020. **27**: p. 9135–9151.
101. Chusnah, W.N., et al., *Machine-learning-estimation of high-spatiotemporal-resolution chlorophyll-a concentration using multi-satellite imagery*. Sustainable Environment Research, 2023. **33**(11).
102. Rajkumar, S.V.P.B. and R. Sivakumar, *Spatio-temporal assessment and monitoring of chlorophyll-a in lake water through geo-informatics algorithm approach (GAA)*. Arabian Journal of Geosciences, 2022. **15**(1252).
103. Akaike, H., *A new look at the statistical model identification*. IEEE Transactions on Automatic Control, 1974. **19**(6): p. 716-723.
104. Abbot, M. and J.C. Refsgaard, *Distributed hydrological modelling*. Kluwer Academic Publishers. . 1996, Netherlands.
105. Boutrid, M.L. and A. Bendib, *Effect of Port Activities and Urban Discharge on Water Quality in the Port of Oran, Western Algeria*. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, 2025. **53**(3): p. 877-893.
106. Mondal, I., et al., *Variability of bio-optical properties of Sundarbans mangrove estuarine ecosystem using elemental analysis, Sentinel 3 OLCI imageries and neural network models*. Advances in Space Research, 2025. **75**(2): p. 2028-2047.
107. Cheng, P., et al., *Applicability of Sentinel-2 based model for extracting blue-green algae blooms in Chaohu Lake*. Huanjing Kexue Xuebao / Acta Scientiae Circumstantiae, 2025. **45**(2): p. 190-200.
108. Jiang, W., et al., *How Hydrological Extremes Affect the Chlorophyll-a Concentration in Inland Water in Jiujiang City, China: Evidence from Satellite Remote Sensing*. ISPRS International Journal of Geo-Information, 2025. **14**(2).
109. Tian, S., et al., *An optimal strategy for estimating chlorophyll-a concentration in case II waters to support sustainable development goals*. Advances in Space Research, 2025.
110. German, A., et al., *Assessment of Atmospheric Correction Methods for Sentinel-2 MSI Images Applied to Chlorophyll-A Retrieval in an Eutrophic Reservoir, in IGARSS 2022 - 2022 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. 2022: Kuala Lumpur, Malaysia.
111. Costa, L.D.A., et al., *Evaluation of the Efficiency of Chlorophyll-a Estimation Models by Remote Sensing in Reservoirs in the Brazilian Semiarid*. Revista Brasileira de Geografia Fisica, 2025. **18**(2): p. 1263-1307.

112. Gupana, R., et al., *Remote Sensing of Sun-Induced Fluorescence in a Deep Lake: Disentangling Quenching Mechanisms Improves Relationship With Chlorophyll-a Concentration Estimates*. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2025. **18**: p. 4410-4426.
113. Rodríguez-López, L., et al., *Algal Pigment Estimation Models to Assess Bloom Toxicity in a South American Lake*. Water, 2024. **16**(24).
114. Aranda, A.C., et al., *Evidence of Climate Change Based on Lake Surface Temperature Trends in South Central Chile*. Remote Sensing, 2021. **13**(22).
115. Galindo, M., *Sequía baja nivel de agua en lago Llanquihue y obliga a repensar proyectos*, in Soy Puerto Montt. 2016.
116. Verde, C., *Lago Llanquihue: Expertos sostienen que disminución de nivel de agua sería por cambio climático*, in CodeX Verde. 2016.
117. Mamun, M. and X. Yang, *Advancing lakes algal chlorophyll estimation in the contiguous USA: A comparative study of machine learning models and satellite data*. Ecological Informatics, 2025. **87**.