



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Detección de *blooms* de algas en embalses a través del análisis geoespacial: desarrollo de técnicas de teledetección

MANUEL VISO-VÁZQUEZ ¹, CAROLINA ACUÑA-ALONSO ¹, JUAN LUIS RODRÍGUEZ ², XANA ÁLVAREZ ¹ AND ENRIQUE VALERO ¹

¹ School of Forestry Engineering, University of Vigo, Campus A Xunqueira s/n., 36005 Pontevedra, Spain; manuelviso30@gmail.com (M.V.-V.); carolina.alonso@uvigo.es (C.A.-A.); xaalvarez@uvigo.es (X.A.); evalero@uvigo.es (E.V.).

² CINTECX, GeoTECH Research Group, Universidade de Vigo, 36310 Vigo, Spain; jlsomoza@uvigo.es

Resumen

Los *blooms* de cianobacterias han sido un problema ecológico desafiante en cuanto a la gestión de los ecosistemas fluviales y la gestión del agua dulce en el último siglo. Por esa razón, el objetivo de este trabajo consiste en validar una metodología para monitorear las aguas superficiales del embalse de A Baxe a través de imágenes multiespectrales obtenidas del Satélite Sentinel-2. Este satélite proporciona 13 bandas espectrales de 10, 20 y 60 m de resolución, con una tasa de resolución temporal de 5 a 6 días. Se seleccionaron las bandas espectrales que mejor detectaban la presencia de clorofila para realizar el cálculo de los índices NDWI, NSMI y un índice para el cálculo de clorofila observado en Toming et al., (2016). El uso de estos índices consiguió un modelo que permite predecir de forma remota las floraciones de cianobacterias en las masas de agua continentales. El correcto funcionamiento de estos índices para la detección de clorofila y cianobacterias se presenta como una herramienta muy útil para las administraciones mejorando su metodología de toma de datos y facilitando una actuación temprana para reducir los costes de la gestión de la calidad de agua y de los riesgos asociados la toxicidad.

Palabras clave

Sentinel 2, teledetección, cianobacterias, calidad de agua, seguridad del agua.

1. Introducción

1.1. Biodiversidad del agua dulce

Los ecosistemas de agua dulce han proporcionado al ser humano y al conjunto de seres vivos que habitan la tierra una serie de servicios que han permitido la evolución como especies. El paso de la historia ha dejado ver como todas las civilizaciones antiguas comenzaron siendo asentamientos a lo largo de los principales ríos, lagos o fuentes que suministraban agua, alimento y hasta transporte (Braga, 2000). Los hábitats en los que se encuentran los ecosistemas de agua dulce ocupan tan solo un 0,8% de la superficie de la tierra y tan solo el 0,01% de la cantidad de agua que hay en la tierra corresponde a agua dulce. Aproximadamente más de 10.000 especies de peces viven en estos ecosistemas, soportando cerca del 40% de la diversidad mundial de peces y una cuarta parte de la diversidad mundial de vertebrados (Dudgeon et al., 2006). La presión antropogénica es la principal causa de degradación de estos ecosistemas provocando la destrucción y degradación de estos ecosistemas. Ocasionando la degradación de la biodiversidad biológica y amenazando con la extinción de innumerables especies (Bucher, 1997). Las principales causas de esta degradación son las alteraciones de flujos, la sobrepesca, la introducción de especies exóticas, degradación del hábitat y sobre todo la contaminación (Tognelli et al., 2016).

1.2. Seguridad hídrica y su gobernanza

La seguridad hídrica puede definirse como “el nivel mínimo aceptable de riesgos relacionados con el agua para los seres humanos y los ecosistemas, junto con la disponibilidad de agua en cantidad suficiente y calidad para apoyar los medios de vida, seguridad, salud humana y servicios ecosistémicos” (Bakker, 2012). Toda la problemática que trae consigo el uso del agua es uno de los inconvenientes más grandes que el planeta, de forma global, tiene que afrontar para poder contar con un desarrollo de la económica, de los ecosistemas y de su combinación. Por esta razón, son importantes las estrategias de gestión integradas que se encuentren en un equilibrio entre el uso de los recursos humanos y la protección de los ecosistemas (Vörösmarty et al., 2010).

Estos objetivos se logran mediante medidas de gobernanza hídrica, un tema que en los últimos años ha tenido una gran importancia a nivel científico y político. Muchas son las reformas que se han realizado en las políticas y en diseño de los sistemas de gobernanza del agua en las últimas décadas. Se ha conseguido que se tenga una comprensión más diversa de las condiciones necesarias para tener una gobernanza del agua sostenible y suficiente para abordar todas las problemáticas surgidas (Pahl-Wostl, 2019). Según Young (2013), la gobernanza del agua se define como “una función social centrada en orientar a los grupos humanos hacia los resultados deseados y lejos de los resultados indeseables. Un sistema de gobernanza es un conjunto de elementos que desempeñan la función de dirección en un entorno determinado. Los arreglos institucionales forman el núcleo de tal sistema, pero el conjunto normalmente incluye también elementos cognitivos, culturales y tecnológicos. Las instituciones son conjuntos de derechos, reglas y procedimientos de toma de decisiones que dan lugar a prácticas sociales, asignan roles a los participantes en estas prácticas y guían las interacciones entre los participantes”. A pesar de la importancia política y científica ya anteriormente citada, en la actualidad no se tiene una coordinación ni colaboración entre los actores sociales para abordar los problemas ni a nivel mundial ni tampoco a escalas menores.

1.3. Eutrofización y blooms de cianobacterias

Como consecuencia del crecimiento urbano y a las actividades industriales, el incremento en la generación de residuos sólidos y líquidos en las últimas décadas ha aumentado considerablemente. Esto da lugar, cuando se trata del recurso del agua, a un fenómeno de origen generalmente antrópico llamado eutrofización. Este impacto se produce por el aumento de la densidad de ciertos nutrientes, sumado a condiciones ambientales favorables en cuanto a una temperatura y radiación solar elevadas junto a poca presencia de precipitaciones (Álvarez et al., 2014). Estos procesos ocasionan una degradación en los ecosistemas acuáticos normalmente irreversible (Fontúrbel Rada, 2005). En ambientes eutróficos, al haber tal aporte de nutrientes, se produce una proliferación de algas, lo que crea una turbidez en el agua produciendo la muerte de estos organismos. Posteriormente, serán descompuestos por bacterias que demandan altas cantidades de oxígeno disuelto. Estos procesos convierten las aguas en no aptas para el normal desarrollo de la vida muriendo peces que si necesitan esas altas concentraciones de oxígeno para vivir (Zapata et al., 2012).

En las aguas continentales en las que se llega a producir el fenómeno de eutrofización, la proliferación de floraciones masivas de cianobacterias, también conocidas como HABs (harmful algal blooms), es lo más común (Glibert, 2017). Entre algunos de los efectos negativos de la aparición de estas floraciones se encuentran la pérdida de calidad de agua y las alteraciones indirectas por cambios de parámetros de toxicidad (especialmente por el pH). Se considera que por lo menos el 50% de las cianobacterias producen toxinas que pueden ocasionar efectos realmente nocivos para el ser humano, la fauna y la flora (Roset et al., 2014).

Con condiciones ambientales desfavorables, se ocasiona una liberación de toxinas al agua cuando se produce la lisis celular en las cianobacterias, y así, aparecen las llamadas cianotoxinas,

consideradas como uno de los compuestos más tóxicos y preocupantes que se pueden encontrar en las masas de agua (Ds et al., 2008). La fauna acuática es la más afectada por la mortalidad de estas cianobacterias, contribuyendo aún más a la pérdida de calidad del agua al descomponerse la materia orgánica aportando una sobrecarga de compuesto nitrogenados y fosfatados. A su vez, los animales y/o las poblaciones humanas que hagan uso de estas aguas como recurso también se verán afectados provocando sintomatología hepática, gastrointestinal, neurológica y alérgica, pudiendo llegar incluso a la muerte (Molica & Azevedo, 2009). Las especies más comunes cuando se producen estos *blooms* en agua dulce son la *Anabaena* spp y la *Microcystis* spp, siendo ambas potencialmente tóxicas (Ds et al., 2008).

1.4. Tecnologías satelitales.

En las últimas décadas la fotografía aérea se está utilizando como herramienta en el diagnóstico y análisis de todo tipo de masas de agua. A pesar de esto, el monitoreo de aguas continentales ha tenido que hacer frente a múltiples retos a nivel económico, de infraestructura y a falta de mecanismos indispensables para la coordinación en los trabajos de investigación (Palmer et al., 2015).

La Unión Europea diseñó la Global Monitoring for Environment and Security (GMES) para proporcionar, a nivel europeo, un apoyo en el uso de información y el monitoreo operativo para aplicaciones ambientales y de seguridad. Formando parte del programa GMES se encuentra la ESA (European Space Agency), la cual es encargada de suministrar datos de observación espacial que aporta información ambiental sobre la tierra (Drusch et al., 2012). De las misiones satelitales realizadas por la ESA, dentro del programa Copernicus, destaca la puesta en órbita en 2015 del Sentinel-2 por su alta resolución espacial, temporal, espectral y radiométrica. Además, su distribución gratuita despertó un importante interés por parte de la comunidad científica, mejorando incluso otras misiones operativas como Landsat o SPOT. (Borràs et al., 2017).

El Sentinel-2 abrió la puerta de la detección remota en aguas continentales (Toming et al., 2016) gracias a sus resoluciones espaciales de 60 m, 20 m e incluso 10 m, obteniendo datos de sus 13 bandas espectrales y proporcionando una cobertura mundial cada 5 días. A pesar de tener algunos inconvenientes técnicos, la teledetección para la monitorización de calidad de agua en embalses ha resultado ser un método eficaz, acompañado de la ventaja que aporta temporal y espacialmente frente a la toma de datos in situ. (Soomets et al., 2020).

1.5. Área de estudio

El área de estudio de este trabajo se encuentra en la cuenca hidrográfica del río Umia precisamente en el embalse de A Baxe, Ayuntamiento de Caldas de Reis (Pontevedra) (Figura 1). La construcción de este embalse se finalizó en el año 2000, con la intención de abastecer de agua potable a los 111.763 habitantes de la comarca de O Salnes (INE, 2010) y acabar con las históricas riadas que inundaban la villa termal casi todos los inviernos. Estructuralmente, es una presa arco-gravedad con una altura de 35,6 m que cuenta con un volumen de 6,15 hm³ encajonados para un aprovechamiento hidroeléctrico además del ya citado uso para abastecimiento (Alonso et al., 2000). Aguas de Galicia define este embalse como monomítico y silíceo de zonas húmedas.

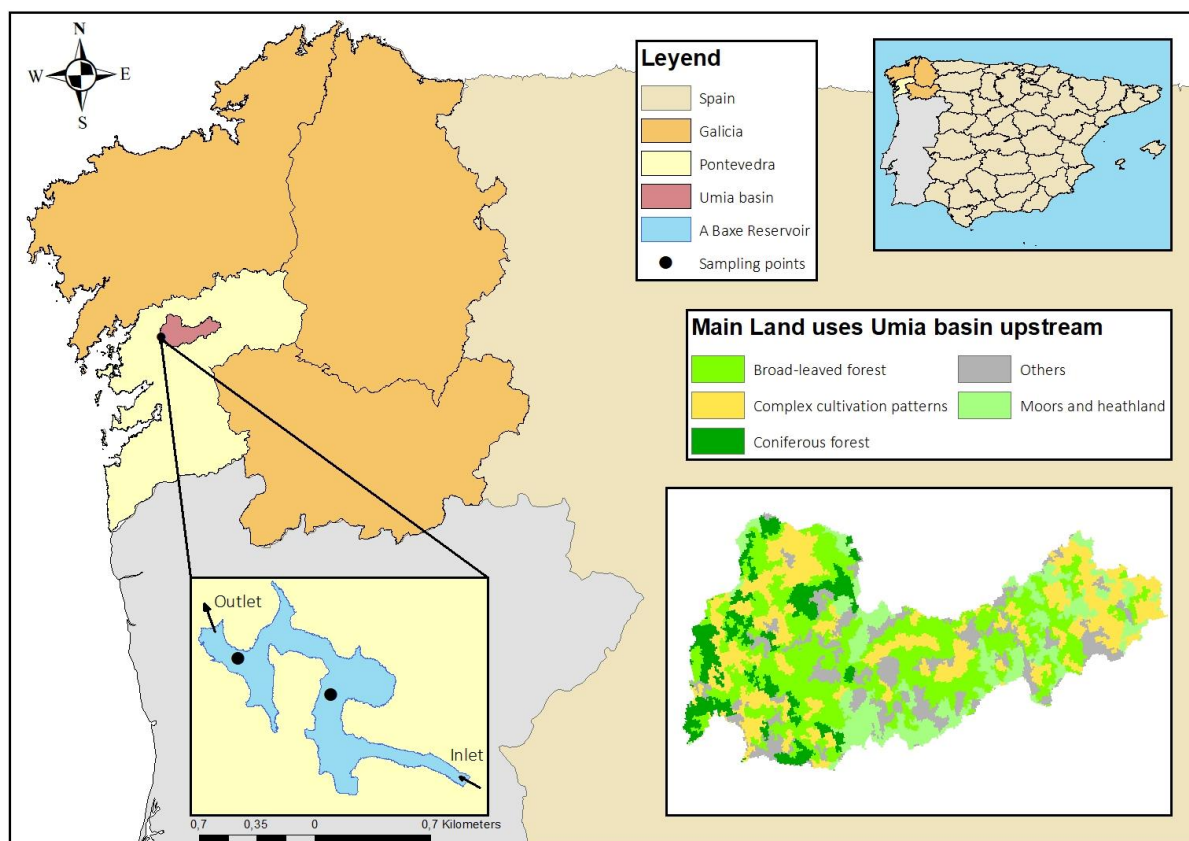


Figura 1. Plano de situación del embalse de A Baxe. Fuente: Elaboración propia.

La presencia de este embalse ha sido objeto de debate por múltiples problemas técnicos y legales. Se han detectado numerosas proliferaciones de cianobacterias a lo largo de los años, siendo la más llamativa la *Microcystis aeruginosa*, constatada por primera vez en el año 2006 por Cobo (2008), repitiéndose en el verano de 2007 y en años próximos. Debido a estos episodios cianotóxicos, en ocasiones el suministro se ha visto comprometido para los ayuntamientos de Vilagarcía de Arousa y en Caldas de Reis (Lago et al., 2015), lo que causó una gran alarma social por el impacto que esas aguas podrían tener en la salud.

Aguas de Galicia en 2011 elaboró un informe analizando las principales causas de estos *blooms* de cianobacterias en el embalse, y destacaron las siguientes: (1) los aportes de nutrientes al ecosistema fluvial originados por las actividades agroganaderas, (2) los vertidos, (3) el insuficiente saneamiento de los núcleos rurales y (4) la eliminación del bosque de ribera (Aguas de Galicia, 2011).

Realizando un análisis sobre los principales usos del suelo que se pueden encontrar en la cuenca hidrográfica del río Umia (aguas arriba del embalse), se comprueba que un 35,13% se corresponde con bosques de frondosas, un 24,91% a zonas de cultivo, un 15,48% a matorral y brezales y un 10,07% a bosques de coníferas (Figura 1). Estos usos del suelo están fuertemente ligados a las causas de las floraciones puesto que la agricultura y la ganadería son dos de las industrias que más nutrientes aportan a los lagos y embalses (Agovino et al., 2019).

En múltiples ocasiones se han intentado buscar métodos para controlar los *blooms*, resultando poco eficaces. Un ejemplo es el caso del uso de corteza de eucalipto triturada que se aplica desde 2011 en el embalse en unas bolsas suspendidas por unas estructuras flotantes (Cobo

et al., 2011). Este tratamiento no consiguió el objetivo esperado puesto que 9 años más tarde, las floraciones se han seguido produciendo verano tras verano. Por otra parte, el bosque de ribera es un factor biológico con una importancia muy elevada, puesto que funciona como filtro ecológico frente a las aguas de escorrentía y subterráneas que viene cargadas de nutrientes (Valero et al., 2014).

En cuanto al clima, en el año 2018, la media de precipitaciones en la zona de estudio se encontró entorno a los 282 hm³/año, y las temperaturas variaron entre 7,3 °C en enero a los 19,5 °C en julio-agosto. Este es un factor muy importante puesto que cuanto menos precipitación y más temperatura haya, los *blooms* de cianobacterias se producen con mayor facilidad (Rosso & Giannuzzi, 2011). Con todo esto, hay que tener en cuenta que, a causa del cambio climático, la temperatura máxima aumentará de forma considerable a lo largo de los años futuros (O'Neil et al., 2012) llegando a tener en el año 2030 una temperatura máxima media de 21,21 °C (Figura 2).

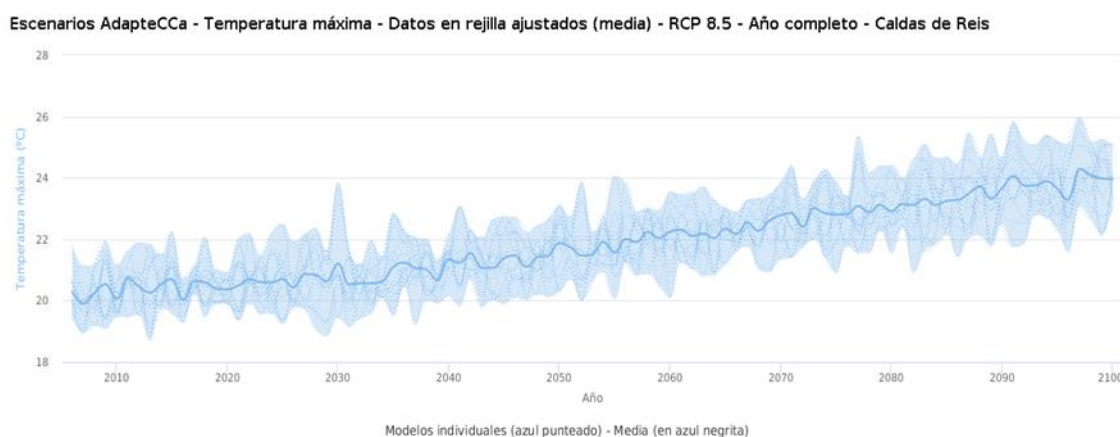


Figura 2. Estimación del aumento de temperatura máxima en Caldas de Reis. Fuente: <http://escenarios.adaptecca.es/>

2. Objetivos

El estudio consiste en monitorear las aguas superficiales del embalse de A Baxe a través de imágenes multiespectrales obtenidas del Satélite de la ESA, el Sentinel-2, buscando conseguir un modelo que permita predecir de forma remota las floraciones de cianobacterias en embalses y lagos. Concretamente, se examinarán las firmas espectrales de las diferentes bandas del Sentinel-2 buscando cuáles se correlacionan mejor con los datos tomados in situ (objetivo 1). Tras detectar con que bandas tenemos mayor correlación, se calcularán distintos índices de vegetación con esas bandas buscando el que mejor se ajuste con los datos de campo (objetivo 2). Finalmente se realizará un ajuste a esa información obtenida tratando de alcanzar un modelo final que permita detectar de forma remota y precisa la formación de *blooms* (objetivo 3).

2.1 Objetivo 1

Realizar el análisis de las firmas espectrales que la superficie del embalse de A Baxe refleje en cada una de las bandas que nos proporciona el Sentinel-2, y buscar la relación con la concentración de cianobacterias y los niveles de clorofila medidos in situ.

2.2. Objetivo 2

Revisión bibliográfica de los distintos índices de vegetación y sólidos en suspensión que, dentro de lo posible, contengan las bandas que mejor se ajusten en el anterior objetivo. Posteriormente, calcular los índices a partir de las bandas del Sentinel -2 y realizar una correlación con los datos tomados in situ buscando el índice que mejor se ajuste.

2.3. Objetivo 3

Una vez calculados los índices, establecer una ecuación de ajuste con aquellos que tienen una correlación mayor. Esta ecuación de ajuste se utilizará para hacer el cálculo final de la imagen y modelo predictivo para detectar los *blooms* de cianobacterias.

3. Metodología

La metodología de este trabajo se enfocó en monitorear el embalse de A Baxe a través de imágenes satelitales del Sentinel-2 que se relacionaron con los datos de concentración de cianobacterias y clorofila facilitados por Augas de Galicia para el año 2018. Posteriormente, se realizó un análisis estadístico para obtener una ecuación de ajuste que generó un mapa estimado de las floraciones de cianobacterias. La metodología empleada se esquematiza en la Figura 3.

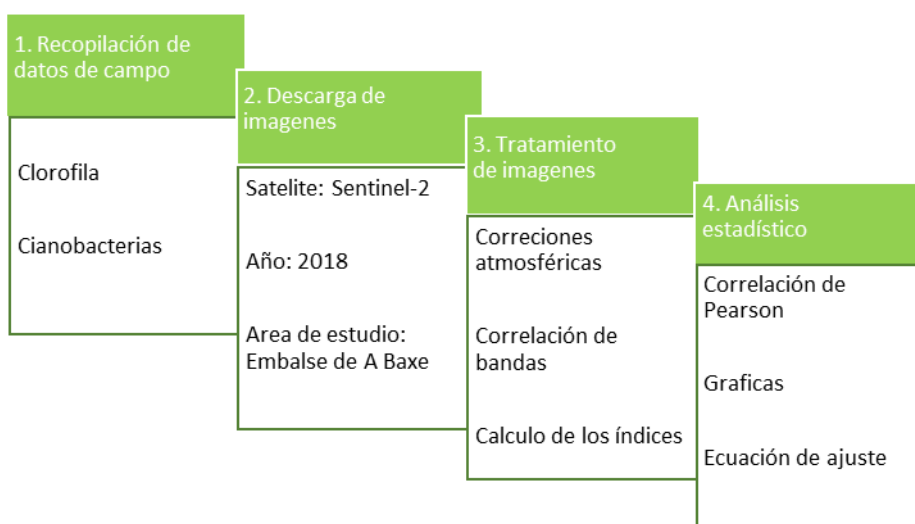


Figura 3. Resumen de la metodología.

3.1 Recopilación de datos

La información necesaria para la realización del presente estudio referente a los parámetros medidos en campo fue proporcionada por Augas de Galicia, perteneciente a la Xunta de Galicia [según lo dispuesto en el Artículo 1 de la ley 27/2006 (GE,2006)]: Dicha administración realiza los muestreos de forma periódica como método de control en el embalse de A Baxe. La información proporcionada consta de los datos de concentración de clorofila (mg/l) y los datos de cianobacterias potencialmente tóxicas (cel/ml), para el transcurso de todo el año 2018. En el área de estudio existen dos puntos de muestreo, uno en la presa y otro en la cola (Figura 4).



Figura 4. Puntos de muestreo de Augas de Galicia. Fuente: Elaboración propia.

3.2 Descarga de imágenes

El Sentinel-2 fue el satélite escogido para la realización de este estudio. Las imágenes fueron descargadas del Sentinels Scientific Data Hub (<https://scihub.Copernicus.eu/dhus/#/home>). El sensor más importante del Sentinel-2 es el MSI (MultiSpectral Instrument) el cual incluye 13 bandas que abarcan desde el visible (VIS) y el infrarrojo cercano (NIR) hasta el infrarrojo de onda corta (SWIR) en diferentes resoluciones espaciales que van desde los 10m hasta los 60m como podemos ver en la Figura 5 (Drusch et al., 2012).

Band number	Central wavelength (nm)	Band width (nm)	Lref ($\text{Wm}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$)	SNR @ Lref
1	443	20	129	129
2	490	65	128	154
3	560	35	128	168
4	665	30	108	142
5	705	15	74.5	117
6	740	15	68	89
7	783	20	67	105
8	842	115	103	174
8b	865	20	52.5	72
9	945	20	9	114
10	1380	30	6	50
11	1610	90	4	100
12	2190	180	1.5	100

Figura 5. Bandas espectrales que componen el Sentinel-2.

Las imágenes que se descargaron fueron del nivel L1C, producto que ofrece el Sentinel-2 al que es necesario realizarle una corrección atmosférica con el objetivo de eliminar la interferencia que causa el vapor de agua y los sólidos en suspensión, lo que conlleva una pérdida de nitidez y brillo.

Se seleccionaron las imágenes del satélite de acuerdo con las siguientes necesidades:

- Primero, imágenes que no contaran con una cobertura de nubes en la zona de estudio y;
- segundo, se eligieron las imágenes que correspondieran en un margen de como máximo cinco días con los datos que nos facilitaron desde Aguas de Galicia.

3.3 Tratamiento de imágenes.

Para realizar el tratamiento de las imágenes se utilizó el software libre QGIS 3.8.2, con la ayuda del plugin SCP (Semi-automatic classification) (Congedo, 2017). En el primer paso se elaboró un *shapefile* con las dimensiones del embalse a partir de una imagen del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de máxima actualidad (IGN, 2020). A la capa obtenida se le realizó un buffer interior de 10 metros para eliminar los bordes del embalse donde se encuentra vegetación de ribera, la cual distorsionaría los datos obtenidos de los índices calculados.

Para cada día de los estudiados se cargó las imágenes que el Sentinel nos proporciona de cada banda (Tabla 1) y se les realiza la corrección atmosférica a través de un método llamado Dark-Object Subtraction (DOS) propuesta por Chavez (1988). Una vez las imágenes están corregidas ya se puede obtener los valores de reflectancia de la zona de estudio.

Tabla 1. Relación de datos de Aguas de Galicia con las imágenes descargadas del satélite Sentinel-2

Datos de Aguas de Galicia	Imágenes del Sentinel-2
26/12/2018	26/12/2018
10/12/2018	09/12/2018
03/12/2018	06/12/2018
19/11/2018	16/11/2018
15/10/2018	20/10/2018
08/10/2018	10/10/2018
24/09/2018	30/09/2018
17/09/2018	17/09/2018
10/09/2018	10/09/2018
27/08/2018	31/08/2018
20/08/2018	21/08/2018
13/08/2018	18/08/2018
09/07/2018	09/07/2018
25/06/2018	22/06/2018
18/06/2018	19/06/2018
29/01/2018	30/01/2018

Antes de extraer la reflectancia se recortaron múltiples *raster* con el *shapefile* del embalse creado con anterioridad. Este proceso se realizó para poder cortar las imágenes de todas las bandas

Se escogieron los índices en función de la correlación obtenida en las firmas espectrales que se observan en la Tabla 2, buscando un mejor ajuste en los resultados. Por esa razón se realizó una revisión bibliográfica de los principales índices existentes.

3.5 Principales índices estudiados

NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada)

Este índice mide la afinidad entre la energía absorbida y la emitida por las coberturas vegetales. Está desarrollado para relacionar la información obtenida en las regiones de la banda 4 (roja) y la banda 8 (NIR o infrarrojo cercano), expresándose en valores entre -1 y 1. Cuando los valores son más próximos a -1 quiere decir que la superficie es poco vigorosa, mientras que valores más cercanos a 1 implican que existe mucha vigorosidad.

La ecuación se realiza en base a la resta de la banda 8 menos la banda 4 siendo el resultado dividido entre la suma de las bandas 8 y 4 para la normalización del índice (Hernández, 2017). La ecuación (1) se expresa mediante:

$$NDVI = \frac{Banda\ 8 - Banda\ 4}{Banda\ 8 + Banda\ 4} (1)$$

NDWI (Índice de diferencial de agua normalizado)

El NDWI es un índice planteado para maximizar la reflectancia del agua a través del uso de las longitudes de onda de la banda 3 (verde); reducir al mínimo la baja reflectancia del NIR (Banda 8) por las características del agua, y tomar ventaja de la alta reflectancia del NIR por las características de la vegetación y del suelo.

Se consigue que las particularidades del agua obtengan valores positivos, y a su vez, la vegetación obtiene valores negativos. La ecuación (2) se expresa mediante (Caro, 2014):

$$NDWI = \frac{Banda\ 3 - Banda\ 8}{Banda\ 3 + Banda\ 8} (2)$$

GNDVI

Este índice es una variación del NDVI en el cual se sustituye la banda 4 (rojo) por la banda 3 (verde). Se utiliza para reconocer diferentes tasas de concentración de clorofila, puesto que se encuentra altamente relacionado con el nitrógeno que contienen las plantas (Lisset, 2020). La ecuación (3) se expresa mediante:

$$GNDVI = \frac{Banda\ 8 + Banda\ 3}{Banda\ 8 + Banda\ 3} (3)$$

NSMI (Índice de material suspendido normalizado)

El índice NSMI se basa en la idea que el agua limpia posee un pico de reflectancia en la gama azul, mientras que se produce un aumento de la reflectancia en todo el espectro visible cuando existen sólidos en suspensión, principalmente esto sucede en la gama verde y roja.

La ecuación se crea en base a la suma de la respuesta espectral de la banda roja y la verde restándole la banda azul, siendo el resultado dividido entre la suma de la banda roja más la banda

verde y la banda azul para normalizar el resultado. Esta ecuación proporciona valores entre -1 y 1, perteneciendo los valores más bajos a el agua más clara mientras que los valores positivos se ajustan con la mayor presencia de sólidos en suspensión (Toro & Gutiérrez, 2020). La ecuación (4) se expresa mediante:

$$NSMI = \frac{\text{Banda 4} + \text{Banda 3} - \text{Banda 2}}{\text{Banda 4} + \text{Banda 3} + \text{Banda 2}} \quad (4)$$

Índice Toming et al (2016)

Este índice utilizado por Toming et al (2016) está basado en la utilización de la región espectral de 705 nm (banda 5) frente a las bandas 4 (665 nm) y banda 6 (740 nm) para calcular la altura del pico en el que se puede encontrar la clorofila. Este pico se ha utilizado en múltiples ocasiones para evaluar la concentración de clorofila-a presente en las masas de agua continentales. La ecuación (5) se expresa mediante:

$$\text{Índice} = \text{Banda 5} - \left(\frac{\text{Banda 4}}{\text{Banda 6}} \right) / 2 \quad (5)$$

3.6 Análisis estadístico

Finalmente se realizó un análisis estadístico con el programa Microsoft Excel 2016. Se utilizó la correlación de Pearson para comprobar la medida de dependencia lineal entre la variable de la información proporcionada por Augas de Galicia y los datos obtenidos en el cálculo de las firmas espectrales y los diferentes índices. De las firmas espectrales y los índices que mayor correlación tenían se realizaron gráficas a las que se le calculo la línea de tendencia de la cual se obtuvo el valor de R cuadrado y la ecuación de ajuste del gráfico. Finalmente, se representó todos los valores de los dos puntos de muestreo en una misma gráfica y se volvió a calcular la línea de tendencia y el coeficiente de Pearson. De esta última ecuación extraemos el ajuste que después será aplicado en los índices y las bandas que mejor correlacionaban para obtener el ajuste más preciso para calcular los mapas de estimación o modelos espaciales.

4. Resultados

De la selección de datos de concentración de clorofila y cianobacterias del año 2018 con relación a las imágenes de las que se dispone del Sentinel-2, se obtuvo los datos de la Tabla 3.

Tabla 3. Datos de concentración de cianobacterias y clorofila. Fuente: Augas de Galicia.

	Cianobacterias (cel/ml)		Clorofila (mg/l)	
	Presa	Cola	Presa	Cola
26/12/2018	0	0	0,79	0,69
10/12/2018	250	0	0,74	1,08
03/12/2018	1750	0	0,78	2,51
19/11/2018	3000	0	3,87	0,43
15/10/2018	56000	223000	67,6	111,17
08/10/2018	38750	89250	26,49	44,51
24/09/2018	11500	93500	9,86	62,79

17/09/2018	16000	203000	13,21	65,26
10/09/2018	10500	151750	7,3	52,85
27/08/2018	3750	70900	4,72	47,64
20/08/2018	22000	78800	14,42	50,93
13/08/2018	18190	194000	74,9	71,05
09/07/2018	28750	139250	11,29	33,69
25/06/2018	3750	52400	16,5	15,21
18/06/2018	14000	63600	8,05	25,79
29/01/2018	250	0	0,82	0,81

4.1 Bandas espectrales

Previo a el cálculo de los índices, se realizó el análisis de las bandas espectrales en los dos puntos de muestreo de Augas de Galicia. Las correlaciones más significativas con los datos de clorofila y cianobacterias los encontremos en la banda 3 y la banda 5. Posteriormente a la realización de la correlación de Pearson, se graficaron los datos para obtener la ecuación de ajuste.

- **Banda 3**

Una vez estudiada la correlación en los diferentes puntos de muestreo (Figuras 6 y 7), se analizaron los datos de la banda espectral 3 en conjunto para la obtener una ecuación de ajuste. De esta manera, con la ecuación se generaron los mapas de estimación de clorofila y cianobacterias que podemos ver en los anexos, basados en los datos tomados en campo. Las ecuaciones fueron las siguientes:

- Clorofila: $y = 2159,7x - 38,385$ ($R^2 = 0,5669$)
- Cianobacterias: $y = 5E+06x - 97889$ ($R^2 = 0,5609$)

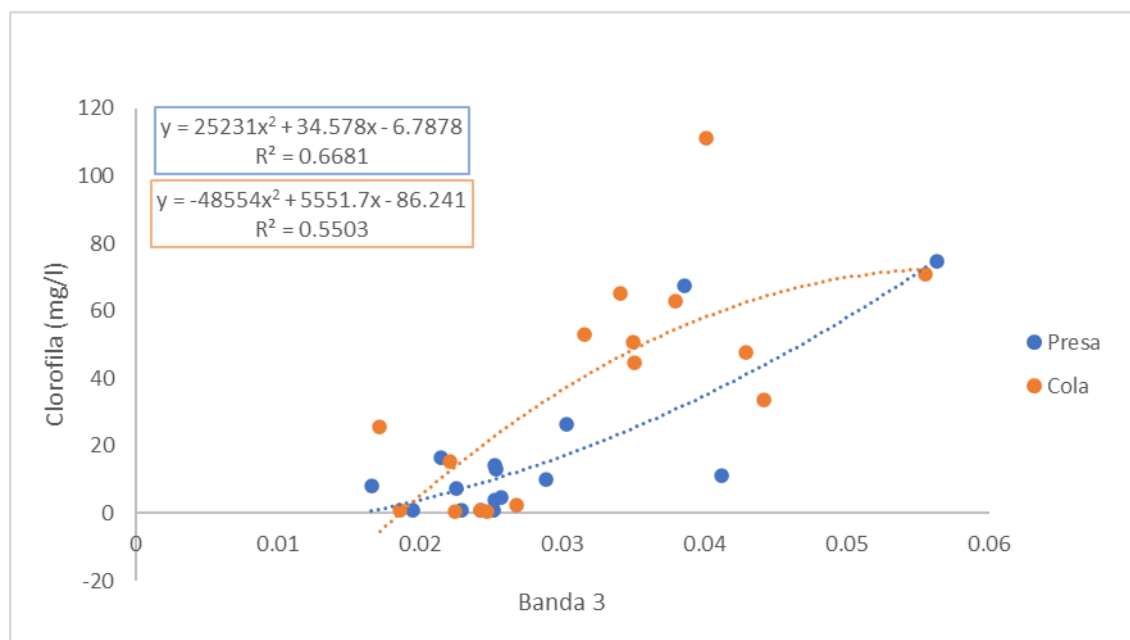


Figura 6. Regresión entre los datos de clorofila en los puntos de presa y cola con la firma espectral de la banda 3.

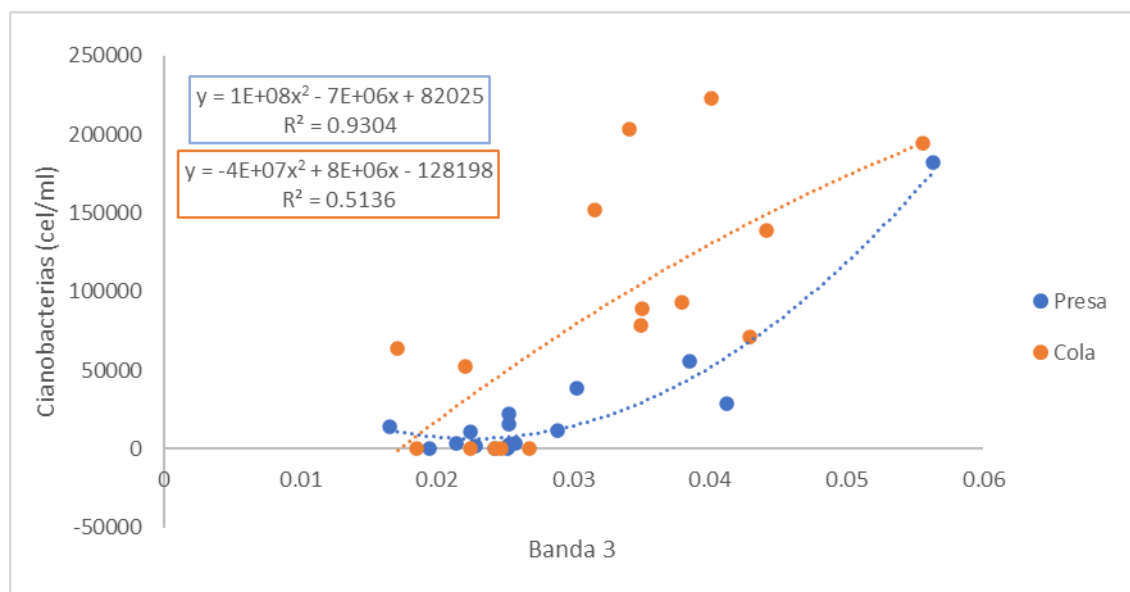


Figura 7. Regresión entre los datos de cianobacterias en los puntos de presa y cola con la firma espectral de la banda 3.

Los valores medidos en campo para el valor de clorofila oscilan entre los valores de 0,69 mg/l y los 111,17 mg/l. A su vez, los datos observados en los mapas de estimación generados a partir de las imágenes del Sentinel varían entre 0 mg/l a 99 mg/l. La correlación entre la estimación obtenida y los datos de campo es de $R = 0,46$ por lo que se considera que tiene una equivalencia.

De la misma forma, los datos de cianobacterias medidos en campo varían entre 0 cel/ml y 223.000 cel/ml, mientras que los datos calculados en el mapa de estimación oscilan entre los 0 cel/ml a 220.111 cel/ml. En este caso, la correlación entre los datos de Augas de Galicia y los calculados a partir de las imágenes obtuvieron un $R = 0,75$, por lo que tienen una alta equivalencia.

Según los modelos espaciales, se observa que los *blooms* de algas se producen, sobre todo, en la época de verano donde las precipitaciones son menores y las condiciones para este tipo de floraciones son más adecuadas como se cita en Hellweger et al., (2008).

Si analizamos con detalle cada uno de los días que se han seleccionado en este estudio, podemos ver cómo con nuestra ecuación de ajuste existen ciertas discrepancias con los valores tomados en campo, pudiendo llegar a suavizar valores extremos (Figura 8) (Figura 9). Por ejemplo, el día 18 de agosto se encuentra la concentración más alta de clorofila y de cianobacteria, mientras que los datos de campo indican que en ese día existen altas concentraciones, pero no las más altas. La concentración más alta se da en el día 20 de octubre, en el que observamos como en el modelo sí que se representa una concentración tanto de clorofila como de cianobacterias bastante alta en la zona más próxima a la presa y en la zona de la cola del embalse.

De la misma forma, en los meses de enero, noviembre y diciembre no se notifican grandes cantidades de concentración de clorofila coincidiendo con los valores obtenidos a través de la ecuación de ajuste que representan el embalse limpio como vemos para el día 30 de enero.

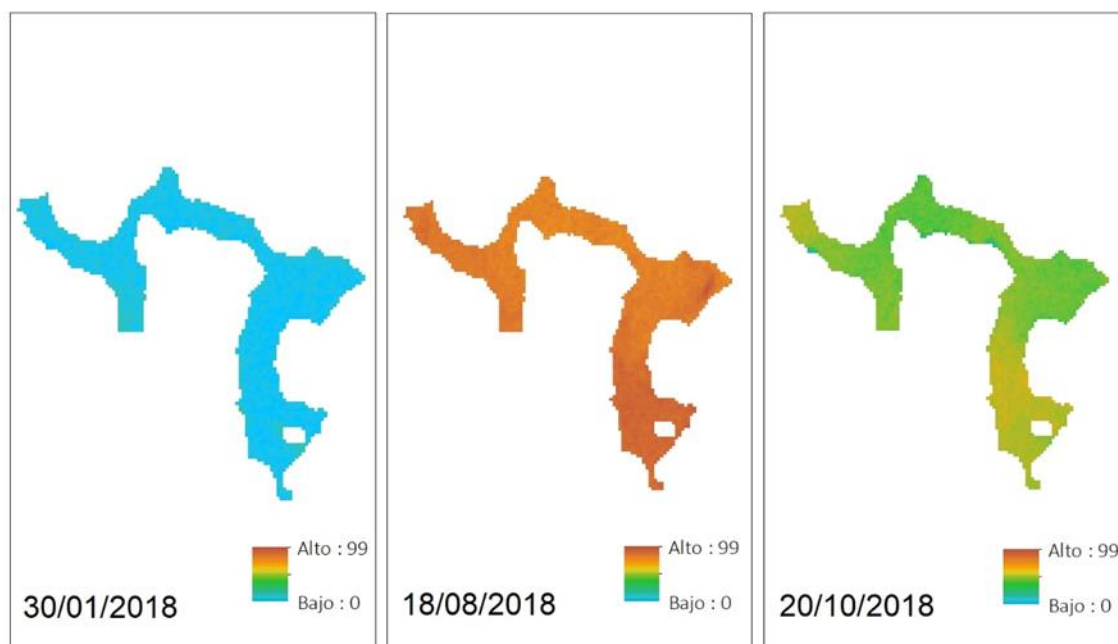


Figura 8. Estimación de concentración de clorofila (mg/l) a partir de la banda 3, para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de clorofila en todo el periodo temporal analizado consultar plano 01 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

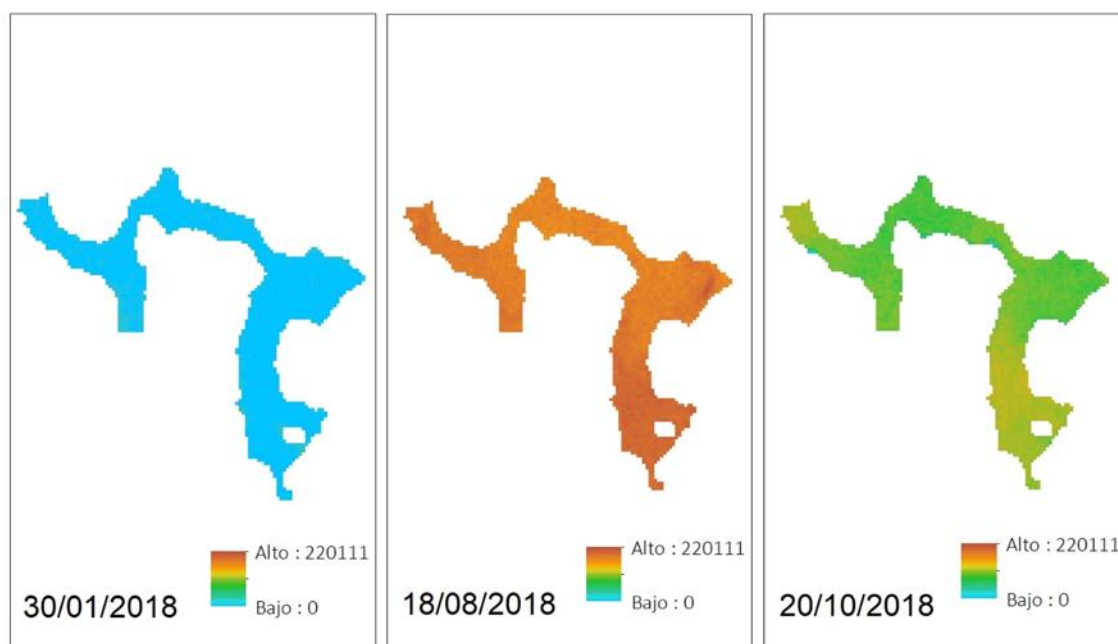


Figura 9. Estimación de concentración de cianobacterias (cel/ml) a partir de la banda 3, para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de cianobacterias en todo el periodo temporal analizado consultar plano 02 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

- **Banda 5**

En el caso de la banda 5, también se obtuvo una relación positiva con el ajuste de una recta lineal, pero en este caso los valores fueron más bajas que para la banda 3.

La correlación de estos datos se supuso baja en relación con el resto de las correlaciones obtenidas tanto por la banda 3 (Figuras 10 y 11) como por los diferentes índices. A pesar de esto, se realizó el cálculo de la ecuación de ajuste y el coeficiente de correlación para la realización de los mapas de estimación y comprobar si la correlación fuese suficiente. Los resultados de las ecuaciones fueron los siguientes:

- Clorofila: $y = 2362,9x - 32,801$ ($R^2 = 0,3747$)
- Cianobacterias: $y = 5E+06x - 64464$ ($R^2 = 0,2707$)

Dada la baja correlación de los datos, se optó por no realizar los mapas de estimación.

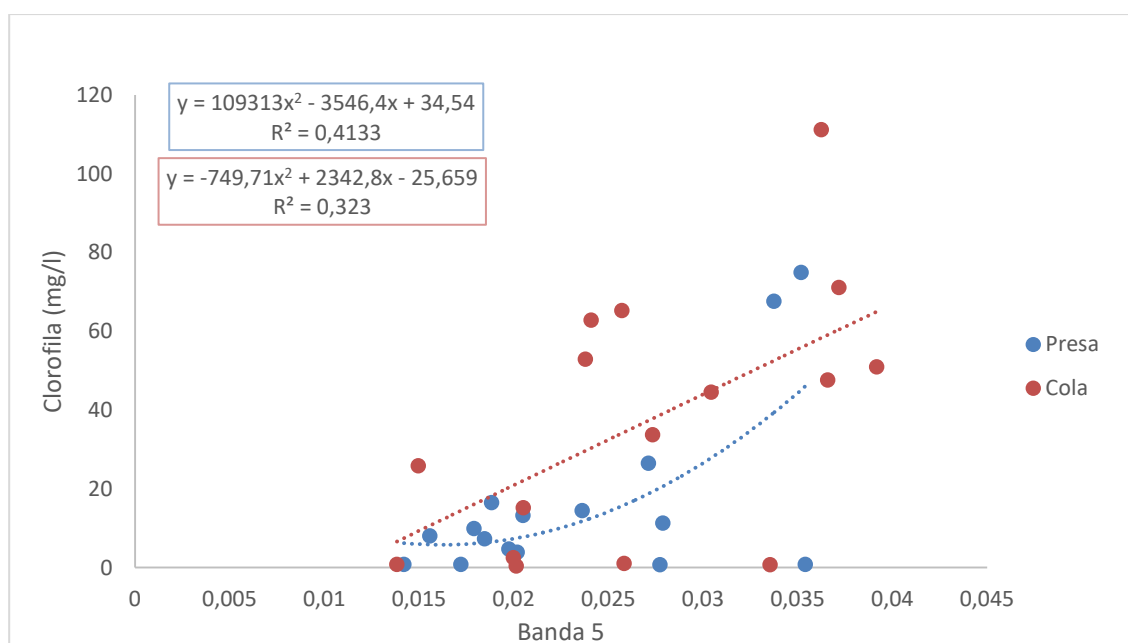


Figura 10. Regresión entre los datos de clorofila y la firma espectral de la banda 5.

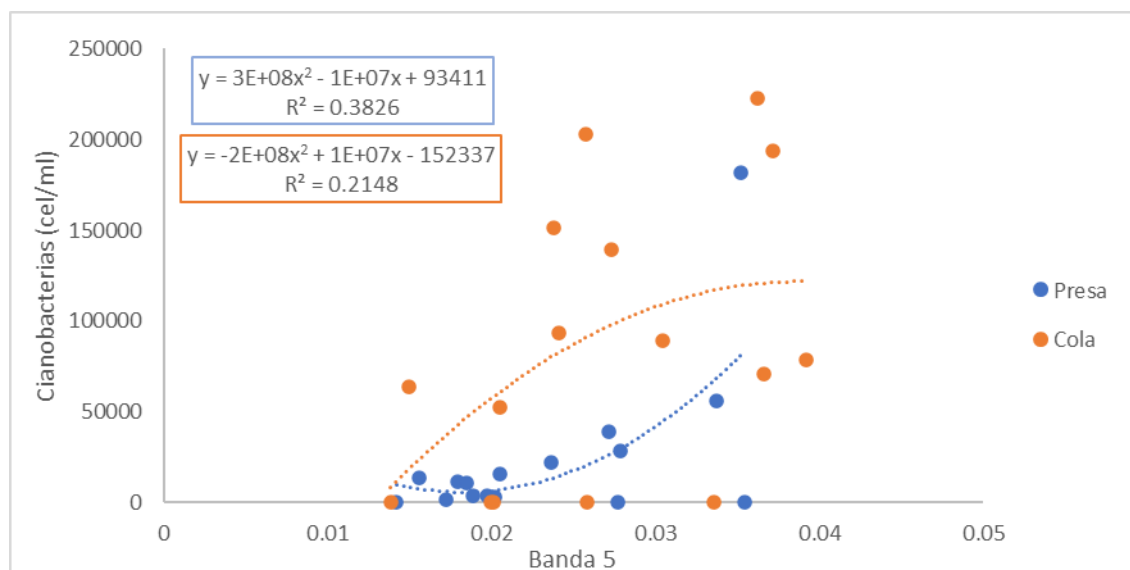


Figura 11. Regresión entre los datos de cianobacterias y la firma espectral de la banda 5.

4.2 Índices calculados

Finalmente, se optó por el Índice de diferencia normalizada de agua (NDWI), el Índice normalizado de material en suspensión (NSMI) y el Índice Toming et al., (2016) por tener una mayor correlación con los datos tomados in situ, puesto que el NDVI y el GNDVI correlacionan de forma negativa

- **NDWI (Índice de diferencial de agua normalizado)**

La correlación de Pearson con el índice NDWI fue positiva para los dos puntos de toma de datos, mostrando un mayor ajuste con el punto de cola. La correlación en el punto de presa contaba con un $R=0,55$ con la concentración de clorofila y de un $R=0,65$ en el caso de las cianobacterias. A su vez, en el punto de cola, se observó una correlación positiva de un $R=0,61$ para la concentración de clorofila y de un $R=0,65$ en el caso de las cianobacterias (Tabla 4).

Tabla 4. Datos extraídos del índice NDWI y la correlación con los puntos del embalse de A Baxe. Fuente: Elaboración propia (Qgis y Excel).

NDWI		
Fecha	Presa	Cola
26-dic	-0,100	-0,135
09-dic	-0,241	-0,222
06-dic	0,061	0,097
16-nov	-0,043	-0,039
20-oct	0,061	0,146
10-oct	0,051	0,178
30-sep	0,057	0,217
17-sep	-0,006	0,115

10-sep	-0,122	0,112
31-ago	-0,056	0,111
21-ago	-0,261	-0,091
18-ago	0,302	0,330
09-jul	0,157	0,229
22-jun	-0,219	-0,147
19-jun	-0,189	-0,083
30-ene	0,035	0,049

Pearson Clorofila	0,545	0,612
Pearson Cianobacterias	0,651	0,651

Una vez estudiada la correlación en los diferentes puntos de muestreo (Figuras 12 y 13) y observar que es positiva, se analizaron los datos del índice NDWI en conjunto para la obtener una ecuación de ajuste.

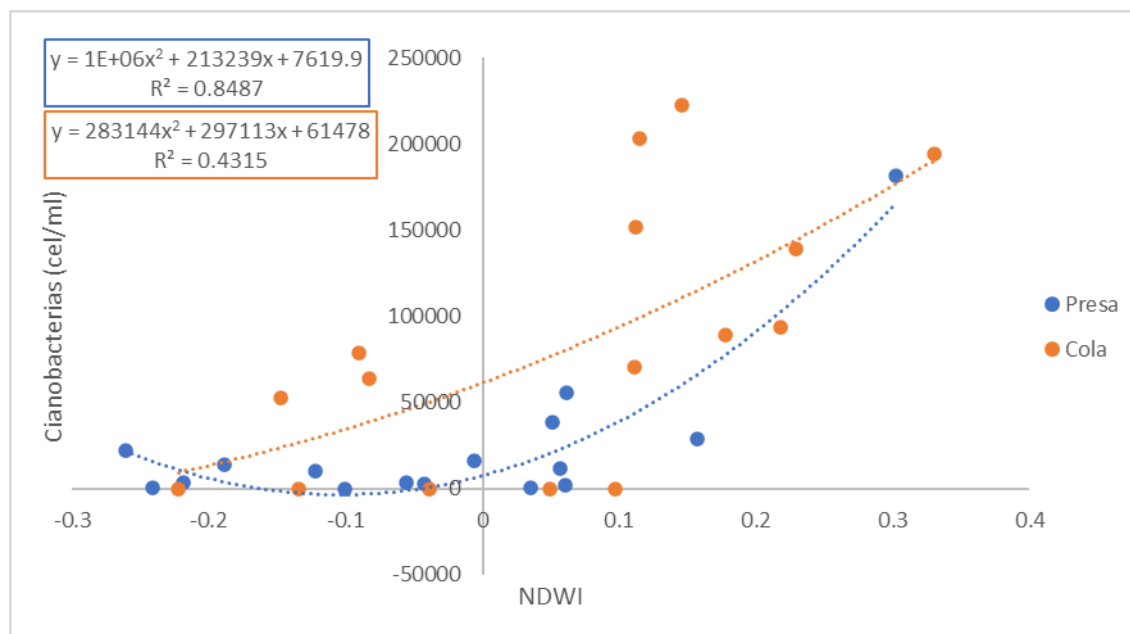


Figura 12. Regresión entre los datos de cianobacterias y el índice calculado NDWI.

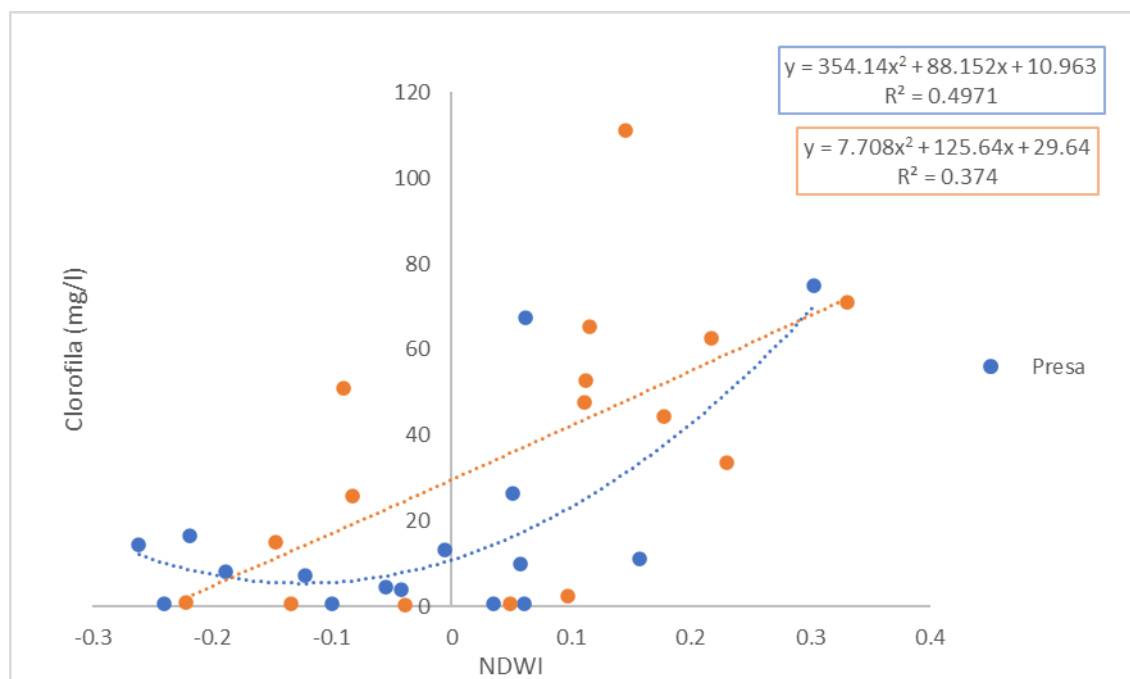


Figura 13. Regresión entre los datos de clorofila y el índice calculado NDWI.

El cálculo de la ecuación de ajuste de los datos en conjunto para realizar el mapa de estimación dio los siguientes resultados:

- Clorofila: $y = 230,7x^2 + 106,19x + 19,639$ ($R^2 = 0,4249$)
- Cianobacterias: $y = 764189x^2 + 265816x + 32987$ ($R^2 = 0,5329$)

Estas correlaciones se consideraron válidas para la realización de los mapas de estimación de la concentración de clorofila y cianobacterias basados en los datos tomados en campo.

Los valores de clorofila obtenidos en los mapas de estimación oscilan entre 7 mg/l y 90 mg/l (Figura 14), mientras que los valores de los datos tomados por Aguas de Galicia se encuentran entre los 0,69 mg/l y los 111,17 mg/l. De este modo, se considera que los valores obtenidos se encuentran en concordancia con los datos medidos in situ, puesto que tienen una correlación de $R = 0,65$.

En el caso de los datos de cianobacterias, los resultados obtenidos en la estimación realizada a través de las imágenes del Sentinel 2, fluctúan entre los 9.870 cel/ml y 231.209 cel/ml (Figura 15). A su vez, los datos tomados en campo tienen valores entre las 0 cel/ml a 223.000 cel/ml. La correlación entre los datos obtenidos en el modelo espacial y los datos de campo muestra una $R = 0,73$, lo que muestra una alta equivalencia.

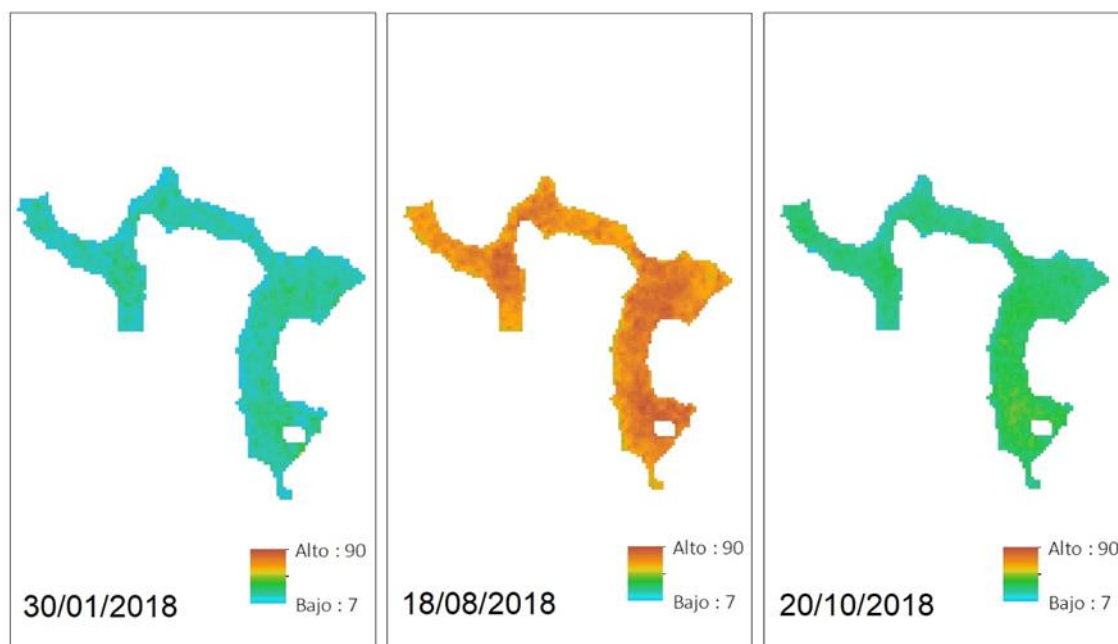


Figura 14. Estimación de concentración de clorofila (mg/l) a partir del NDWI, para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de clorofila en todo el periodo temporal analizado consultar plano 03 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

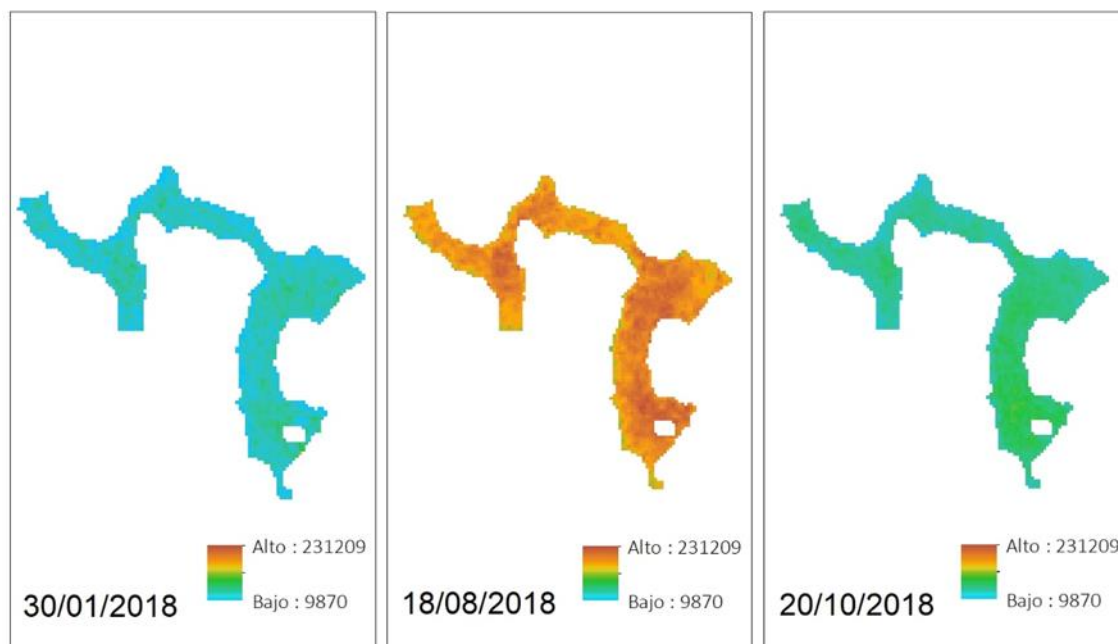


Figura 15. Estimación de concentración de cianobacterias (cel/ml) a partir del NDWI, para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de cianobacterias en todo el periodo temporal analizado consultar plano 04 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

En el caso del índice NDWI, vuelve a darse el mismo fenómeno que en los mapas de estimación calculados para la banda 3. El día 18 de agosto se representa como el día con la concentración más alta de clorofila y cianobacterias cuando los datos tomados en campo no concuerdan con la imagen generada. Además, la estimación de concentraciones mostró en el modelo obtenido una diferencia de los valores con el resto de los índices calculados para el día 30

de enero. Los datos de campo no muestran presencia de cianobacterias y la concentración de clorofila es casi nula, sin embargo, la modelo representa una leve presencia de vegetación. Estos casos podrían estar producido por presencia de otras especies vegetales que no necesariamente tendrían que ser el tipo de organismos estudiados en los análisis de Augas de Galicia.

- **NSMI (Índice de material suspendido normalizado)**

En el caso del índice NSMI, se encontró una diferencia grande entre los dos puntos de toma de datos en el embalse. El punto de presa cuenta con una $R = 0,51$ con la clorofila y con una $R = 0,42$ para las cianobacterias. Sin embargo, en el punto de cola se observó una $R = 0,77$ para la concentración de clorofila y un $R = 0,74$ para las cianobacterias (Tabla 5).

Tabla 5. Datos extraídos del índice NSMI y la correlación con los puntos del embalse de A Baxe. Fuente: Elaboración propia (Qgis y Excel).

NSMI		
Fecha	Presa	Cola
26-dic	0,326	0,339
09-dic	0,313	0,271
06-dic	0,154	0,210
16-nov	0,299	0,251
20-oct	0,373	0,402
10-oct	0,389	0,362
30-sep	0,308	0,353
17-sep	0,299	0,358
10-sep	0,299	0,364
31-ago	0,344	0,392
21-ago	0,305	0,344
18-ago	0,354	0,346
09-jul	0,361	0,375
22-jun	0,271	0,315
19-jun	0,271	0,328
30-ene	0,203	0,220

Pearson Clorof	0,505	0,767
Pearson Ciano	0,418	0,736

Las correlaciones en los diferentes puntos de muestreo para el NSMI se consideraron positivas, destacando que en el punto de presa dieron un resultado más bajo que en cola (Figura 16) (figura 17). Una vez aceptadas estas correlaciones se analizaron los datos del índice NSMI en conjunto para la obtener una ecuación de ajuste con la que elaborar los mapas de estimación de concentración de clorofila y cianobacterias que podemos ver en los anexos, basados en los datos tomados en campo. Las ecuaciones fueron las siguientes:

- Clorofila: $y = 2405,2x^2 - 1066,6x + 115,26$ ($R^2 = 0,5569$)
- Cianobacterias: $y = 5E+06x^2 - 2E+06x + 220346$ ($R^2 = 0,4577$)

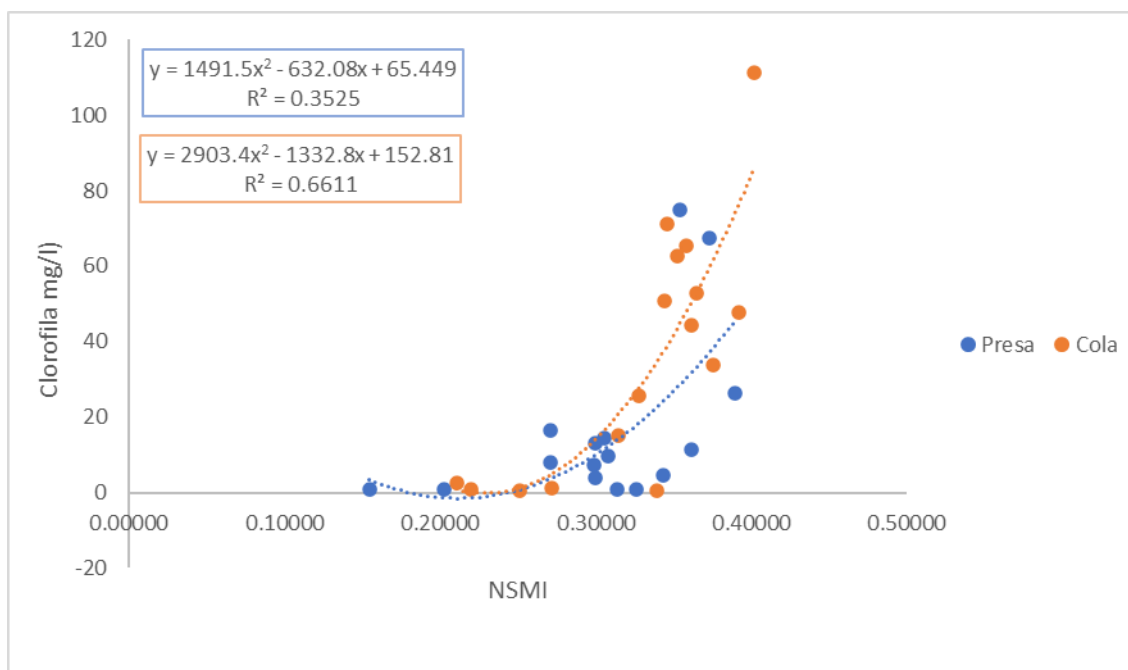


Figura 16. Regresión entre los datos de Clorofila y el índice calculado NSMI.

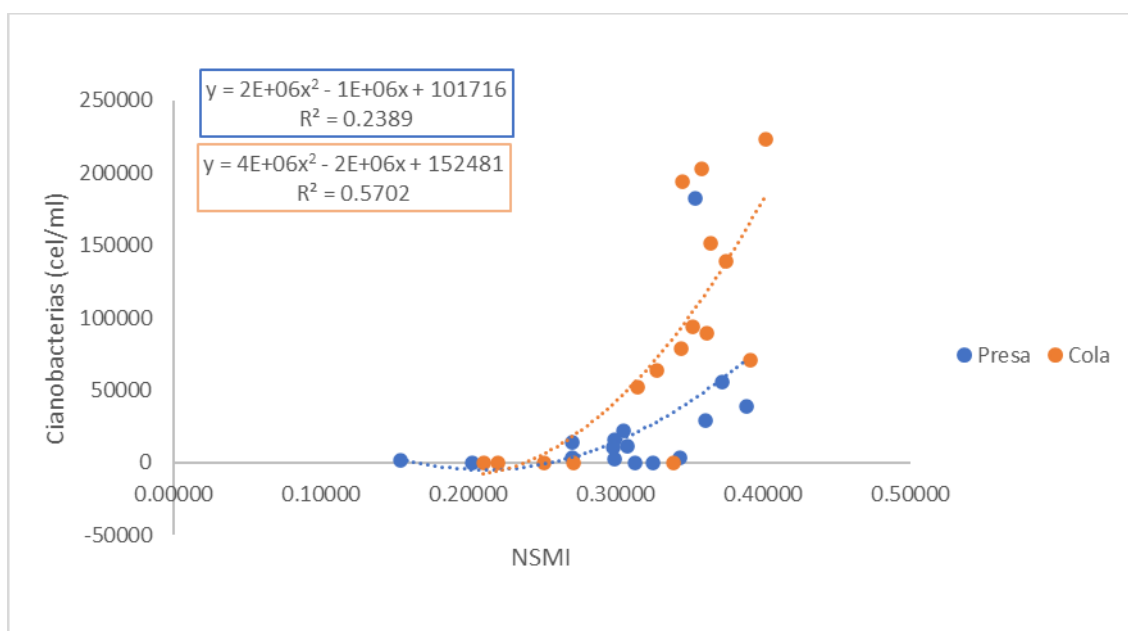


Figura 17. Regresión entre los datos de cianobacterias y el índice calculado NSMI.

Para el índice NSMI, los valores de clorofila que nos proporciona el mapa de estimación realizado para el embalse de A Baxe varían entre 0 mg/l y 151 mg/l (Figura 18), un dato más elevado que los obtenidos en campo por Augas de Galicia que oscilan desde los 0,69 mg/l hasta los 111,15 mg/l. Analizando, los datos, se observa que tienen una concordancia bastante alta ($R = 0,75$) entre los datos obtenidos de las imágenes del Sentinel 2 y los datos medidos in situ.

Para el valor de cianobacterias, los resultados tienen una variación más elevada entre los datos del índice NSMI y los valores de Augas de Galicia. El mapa de estimación da unos resultados

que fluctúan entre las 20.000 cel/ml a 400.000 cel/ml (Figura 19). En el caso de los valores medidos en campo, los datos obtenidos fluctúan entre las 0 cel/ml y 223.000 cel/ml. La correlación entre los datos tomados en campo y los datos obtenidos en el ajuste muestran una $R = 0,68$. Esto indica que a pesar de la diferencia la variación de datos finales, el índice sí aporta un modelo espacial equivalente.

Los datos que se han obtenido para la concentración de clorofila mantienen una equivalencia con los datos de campo, mientras que la diferencia entre los datos de cianobacterias estimados y los medidos se considera demasiado grande. Sin embargo, la estimación del modelo para la concentración de cianobacterias sí que se considera adecuada.

En el índice NSMI encontramos un cambio de tendencia respecto a la estimación realizada con la Banda 3 y el NDWI. Este cambio se observa sobre todo en el día 18 de octubre, que deja de ser el día que representa mayor concentración de clorofila y cianobacterias, y este pasa a ser el día 20 de octubre. Esta última fecha comparada con los datos de Augas de Galicia encaja de forma adecuada, puesto que es el día que muestra una concentración más alta de las dos variables estudiadas.

A pesar de que el modelo obtenido para este índice tenga relación con los datos tomados en campo, el valor numérico de las cianobacterias muestra una diferencia grande respecto a las concentraciones de los datos in situ. En el caso del NSMI, Toro & Gutiérrez (2020) obtuvo la mejor correlación y también logró la mejor estimación con este índice dado que representaba de mejor forma la realidad de la zona de estudio. A su vez, Caro (2014) lo catalogó como el índice que menos representación tenía en su estudio. Observando la disparidad de resultados en los diferentes trabajos y puesto que el resultado obtenido tampoco es del todo concluyente, al igual que Malahlela (2019) se considera que este índice necesita una optimización para cada masa de agua.

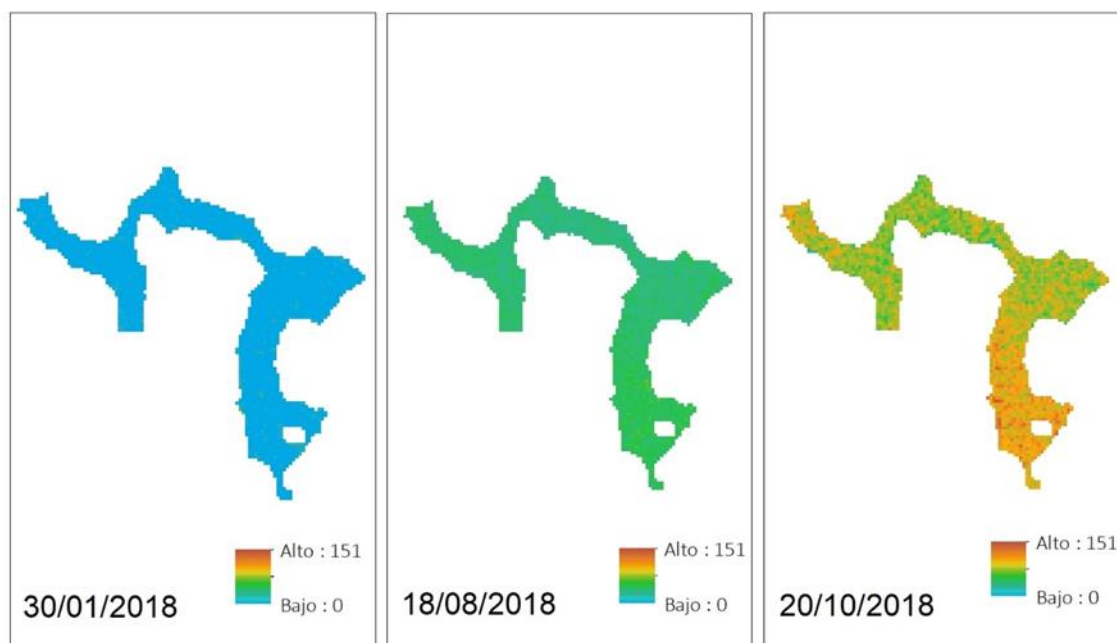


Figura 18. Estimación de concentración de clorofila (mg/l) a partir del NSMI, para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de clorofila en todo el periodo temporal analizado consultar plano 05 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

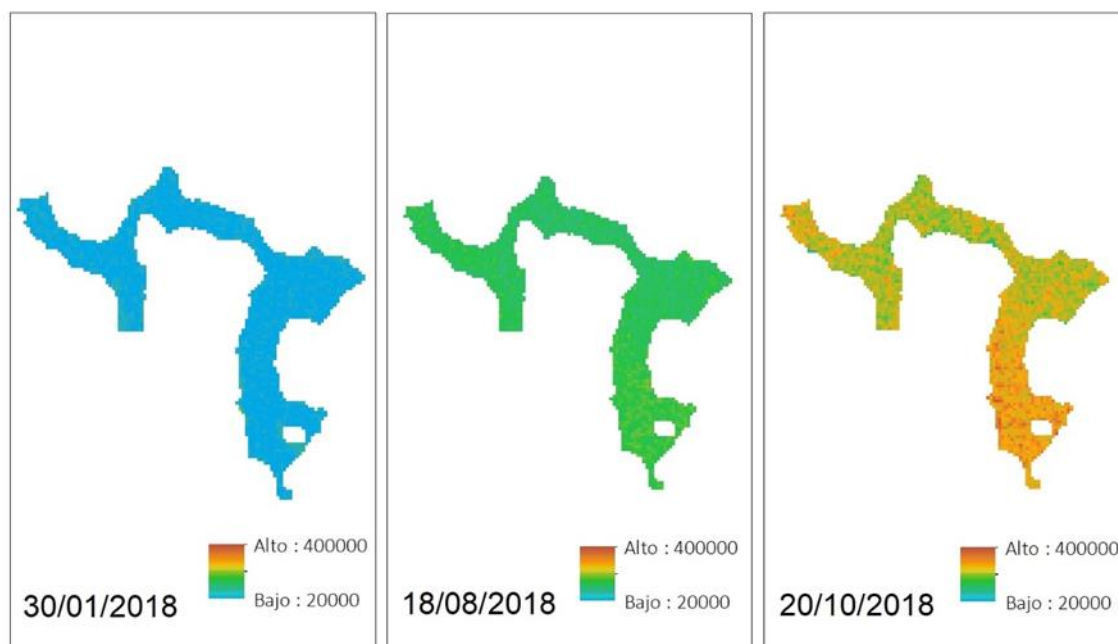


Figura 19. Estimación de concentración de cianobacterias (cel/ml) a partir del NSMI, para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de cianobacterias en todo el periodo temporal analizado consultar plano 06 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

- **Índice de Toming et al., (2016)**

El índice utilizado en Toming et al., (2016) para la detección de clorofila-a mostro una alta correlación con los datos de clorofila y cianobacterias del embalse de A Baxe. El punto de presa cuenta con una $R = 0,77$ con la clorofila y con una $R = 0,68$ para las cianobacterias. Además, en el punto de cola se observó una $R = 0,68$ para la concentración de clorofila y un $R = 0,66$ para las cianobacterias (Tabla 6).

Tabla 6. Datos extraídos del índice de Toming et al., (2016) y la correlación con los puntos del embalse de A Baxe. Fuente: Elaboración propia (Qgis y Excel).

Índice Toming et al., (2016)		
Fecha	Presa	Cola
26-dic	-0,003	-0,002
09-dic	-0,011	-0,008
06-dic	-0,005	-0,003
16-nov	-0,004	-0,003
20-oct	0,004	0,007
10-oct	0,003	0,004
30-sep	-0,005	-0,002
17-sep	-0,001	0,001
10-sep	-0,003	-0,001
31-ago	-0,002	0,007
21-ago	-0,007	-0,001

18-ago	0,005	0,007
09-jul	-0,001	0,001
22-jun	-0,004	-0,004
19-jun	-0,002	-0,002
30-ene	-0,002	-0,001

Pearson Clorof	0,768567864	0,682608969
Pearson Ciano	0,683519903	0,662164555

Para el caso de este índice, se obtuvo una relación positiva en los dos puntos del embalse (Figuras 20 y 21), destacando en los datos de la clorofila, donde la correlación es más alta.

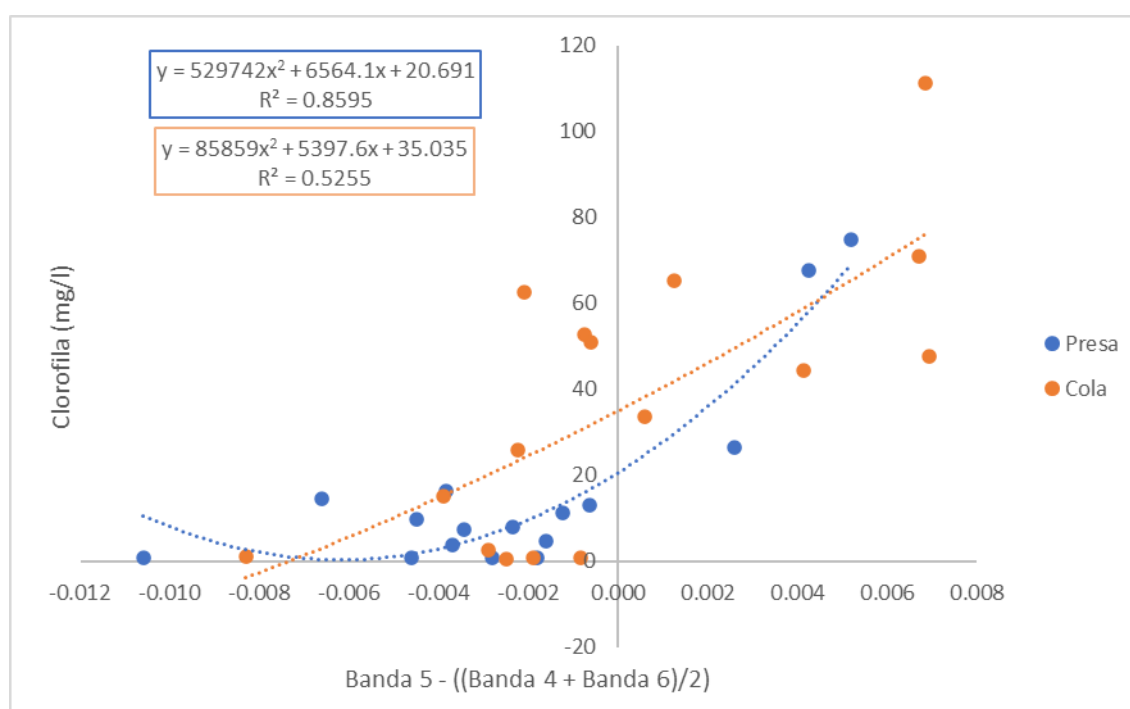


Figura 20. Regresión entre los datos de clorofila y el índice Tóming et al., (2016).

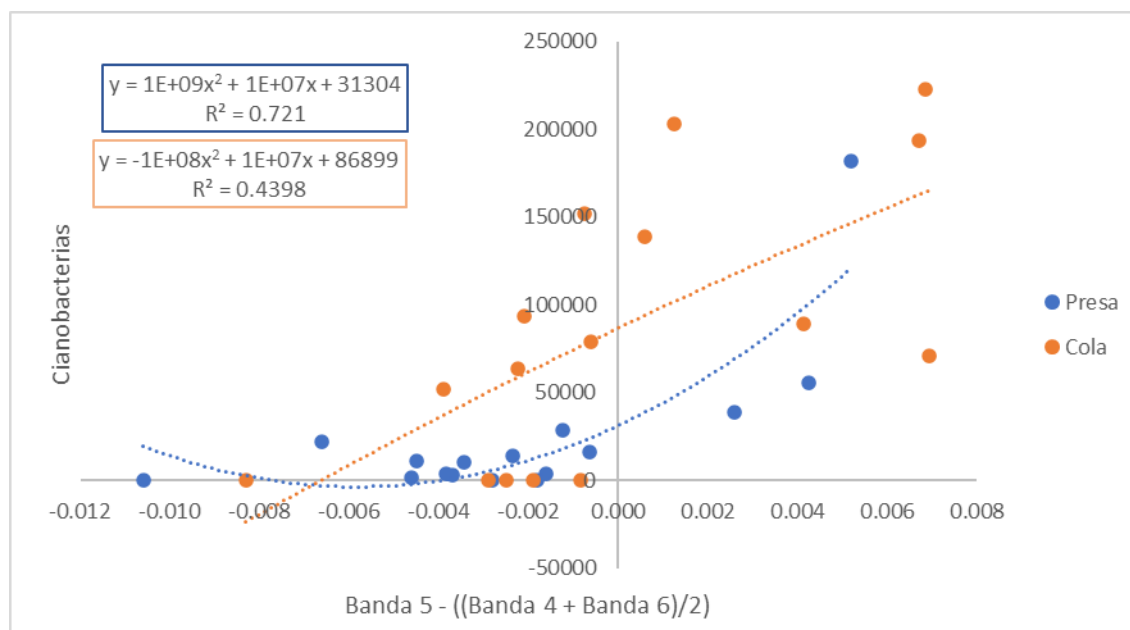


Figura 21. Regresión entre los datos de Cianobacterias y el índice Toming et al., (2016).

A continuación, utilizando todo el conjunto de los datos, se calculó la ecuación de ajuste y se generaron los mapas de estimación de clorofila y cianobacterias que podemos ver en los anexos, basados en los datos tomados en campo. Las ecuaciones fueron las siguientes:

- Clorofila: $y = 294082x^2 + 5657,1x + 27,361$ ($R^2 = 0,6302$)
- Cianobacterias: $y = 5E+08x^2 + 1E+07x + 58234$ ($R^2 = 0,5025$)

Para el índice Toming et al., (2016), los valores de clorofila obtenidos en el mapa de estimación oscilaron entre los 0,15 mg/l y los 177 mg/l (Figura 22), mientras que los datos de campo variaban desde los 0,69 mg/l hasta los 111,15 mg/l. La correlación entre los datos de la estimación y los tomados in situ obtuvieron una $R = 0,79$, lo cual es una equivalencia bastante alta entre las dos mediciones.

De la misma forma, los datos calculados para la concentración de cianobacterias en los mapas de estimación variaron entre los 8.200 cel/ml hasta las 322.000 cel/ml (Figura 23). Para esta misma variable los datos obtenidos en campo se encuentran entre las 0 cel/ml a 223.000 cel/ml. A pesar de que los datos obtenidos en las estimaciones sean un poco más altos, la correlación entre los datos aporta un $R = 0,708$ por lo que se considera que los resultados son equivalentes.

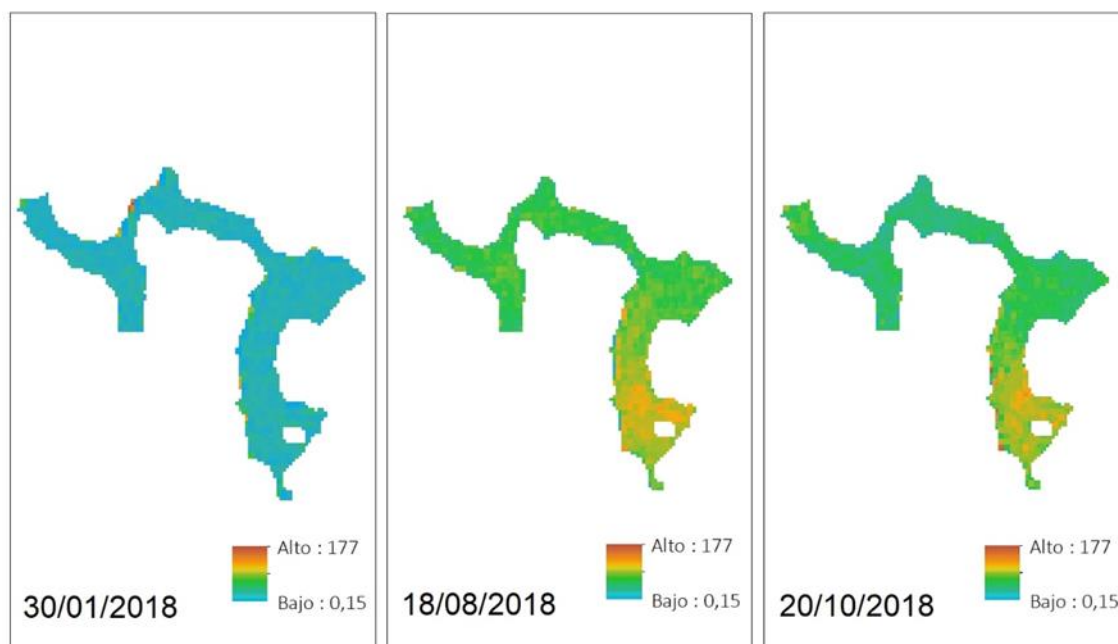


Figura 22. Estimación de concentración de clorofila (mg/l) a partir del índice Toming et al, (2016), para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de clorofila en todo el periodo temporal analizado consultar plano 07 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

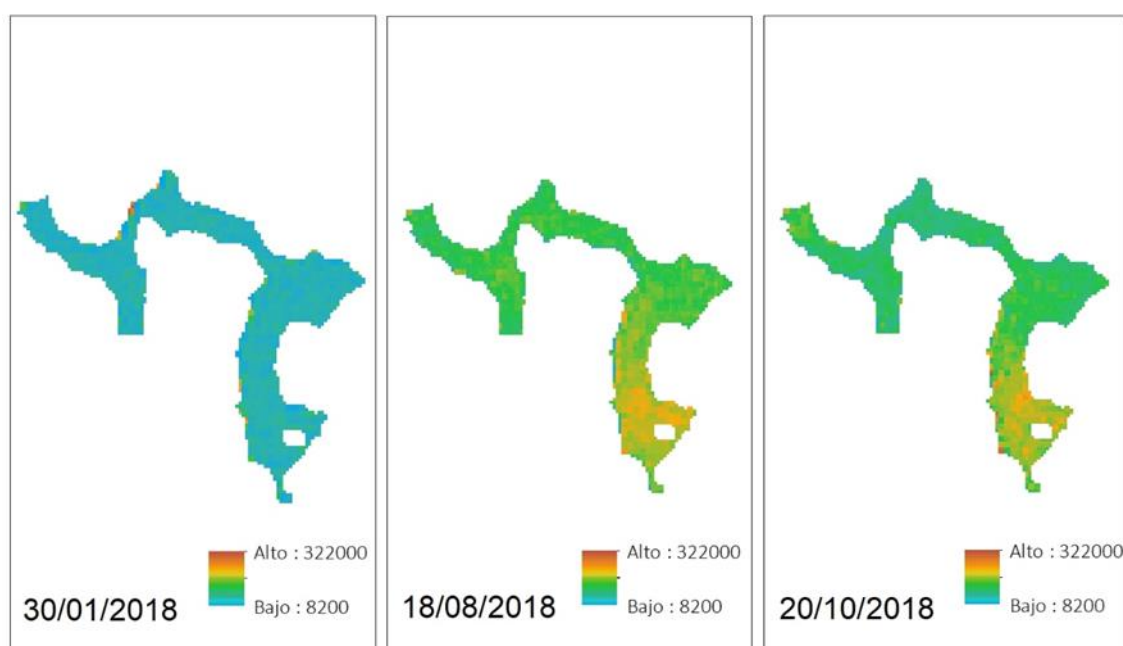


Figura 23. Estimación de concentración de cianobacterias (cel/ml) a partir del índice de Toming et al, (2016), para los días 30 de enero, 18 de agosto y 20 de octubre del año 2018. Para mayor detalle del cálculo de concentración de cianobacterias en todo el periodo temporal analizado consultar plano 08 en los anexos. Fuente: Elaboración propia (Qgis).

El caso del índice Toming et al. (2016), se obtuvieron unos mapas de estimación que aportan unos datos del modelo espacial mucho más suaves que los analizados en los anteriores índices. El día 20 de octubre es el día que tiene los valores de concentración en campo de clorofila y

cianobacterias más altas, sin embargo, el mapa de estimación se representa bastante normalizado respecto al día 18 de agosto, el cual tiene una concentración de las dos variables un poco menor.

Los datos obtenidos en el cálculo de este índice tuvieron una correlación y una equivalencia bastante elevada respecto a los datos medidos en campo, acorde con lo observado en el estudio de Toming et al., (2016)

5. Discusión

En este estudio, los tres índices NDWI, NSMI, índice de Toming et al., (2016) y la banda espectral 3 son los que proporcionaron una mayor detección para las variables de concentración de clorofila y cianobacterias en correlación con los datos aportados por Augas de Galicia. El índice que mejor detectó la variable de clorofila fue el índice Toming et al., (2016), mientras que, para la variable de cianobacterias, la correlación más alta se obtuvo con la banda 3.

La extracción del buffer de 10 m para calcular el modelo espacial puede conllevar una reducida pérdida de datos de las zonas más próximas a la orilla, donde se suelen depositar grandes concentraciones de algas cuando existen los conocidos *blooms*. De todas formas, se considera necesaria para obtener unos valores más reales del interior del embalse eliminando la distorsión de datos por la posible vegetación de ribera.

En los mapas de modelización de clorofila y cianobacterias cabe destacar el buen ajuste entre estas dos variables. Esto se comprobó estadísticamente con la correlación de Pearson entre las variables medidas por Augas de Galicia, con un resultado en torno a un $R = 0,90$. Comparando esta correlación con los modelos espaciales de los diferentes índices, se considera como un buen indicador del funcionamiento de la metodología que no haya gran variación entre las estimaciones de clorofila y cianobacterias. Se observó que, en las correlaciones calculadas para los diferentes puntos de muestreo de presa y cola, los valores obtuvieron una relación más alta con los datos de presa para todos los índices excepto el NSMI. Este fenómeno se produjo para las dos variables medidas. Analizando esta diferencia entre un punto y el otro, se considera que esto puede deberse a que las algas se concentran en la parte del embalse de aguas más lentas como es el punto de presa, mientras que en el punto de cola el caudal sigue llegando, con el movimiento de agua que eso conlleva. Estas corrientes junto a las temperaturas del agua menos elevadas producen una turbidez mayor en la zona de cola, lo que explicaría la mayor correlación con el índice NSMI.

Observando estas diferencias en los distintos puntos de muestreo, se considera que estos no son suficientes para obtener unos datos totalmente concluyentes debido a que la masa de agua es muy grande. De este modo, se considera necesario diseñar una red de puntos de muestro con mayor amplitud y con una mejor disposición de puntos para poder afinar más este procesamiento. Por otro lado, para optimizar la metodología sería interesante valorar vuelos con dispositivos dron de forma que se obtuvieran imágenes espectrales con una resolución espacial menor de la utilizada de 10 m proporcionada por el Sentinel-2.

Después de observar el resultado de los diferentes índices en estudios similares como Malahlela (2019), Toming et al., (2016) y (Salgado, 2018), queda demostrado que el uso de estos índices es útil para los diferentes tipos de masas de agua continentales, por lo que esta metodología podría ser utilizada en cualquier zona de la geográfica regional, nacional e incluso internacional.

De esta manera, y continuando con la línea de investigación para optimizar más aún los índices, esta metodología podría ser utilizada por la administración para obtener una mejora en la toma de datos y agilizando los tiempos de actuación en caso de floraciones. Esto reduciría los

costos de la gestión de la calidad del agua y de los riesgos asociados a los niveles de toxicidad elevados.

6. Conclusiones

Este trabajo estudió la viabilidad del uso de diferentes índices aplicados a imágenes del Satélite Sentinel-2 para la detección de concentración de clorofila y cianobacterias en el embalse de A Baxe. Los diferentes índices utilizados fueron el NDWI, NSMI, un índice para cálculo de clorofila observado en Toming et al., (2016) y también la banda espectral 3. Todos los índices mostraron una alta correlación con los datos medidos por Augas de Galicia, siendo el índice de Toming el mejor para la variable de clorofila y la banda 3 para el valor de cianobacterias. Las diferencias que se detectaron entre las correlaciones de los diferentes puntos de muestreo dejan latente la necesidad de mejorar la red de puntos de muestreo ampliándola de forma que se puedan conseguir más datos para afinar los modelos espaciales.

El correcto funcionamiento de estos índices para la detección de clorofila y cianobacterias se presenta como una herramienta muy útil para las administraciones mejorando su metodología de toma de datos y facilitando una actuación temprana para reducir los costes de la gestión de la calidad de agua y de los riesgos asociados la toxicidad.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a Augas de Galicia (Xunta de Galicia) su colaboración.

8. Bibliografía

Agovino, M., Casaccia, M., Ciommi, M., Ferrara, M., & Marchesano, K. (2019). Agriculture, climate change and sustainability: The case of EU-28. *Ecological Indicators*, 105, 525-543. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.064>

Alonso, F., Mendaña, F., & Oteo, C. (2000). La construcción de la presa arco-gravedad de Caldas de Reis.

Álvarez, X., Valero, E., & Picos, J. (2014). Evolution of Eutrophication depending on Environmental Conditions: A Case Study in a Reservoir. *European Journal of Sustainable Development*, 3(4), 83-83. <https://doi.org/10.14207/ejsd.2014.v3n4p83>

Augas de Galicia, “Plan Integral de Actuación sobre a Microcystis sp. no Encoro de Caldas de Reis no Río Umia. (PLAN UMIA).,” 2011.

Avena, C. (2018). Uso de un Vehículo Aéreo No Tripulado (VANT) como herramienta complementaria en la planificación del inventario forestal. 22.

Bakker, K. (2012). Water Security: Research Challenges and Opportunities. *Science*, 337(6097), 914-915. <https://doi.org/10.1126/science.1226337>

Bonini, G. A., & Parodi, E. R. (2005). Caracterización citomorfométrica de Anabaena Circinalis (cyanophyta) en una proliferación masiva en le embalse Paso de Las Piedras (Provincia de Buenos Aieres, Argentina). 11.

Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección*, 48, 55. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>

Braga, M. I. J. (2000). Integración de las funciones y servicios de los ecosistemas de agua dulce a los proyectos de desarrollo hídrico. 45.

Bucher, E. (1997). Conservación de ecosistemas de agua dulce: Hacia una estrategia. 44.

Caro, I. M. G. (2014). Analisis espectral de solidos suspendidos en aguas continentales con presencia de actividades mineras: caso de estudio río sipí, pacifico colombiano. 14.

Chavez, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459-479. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3)

Cirés, S., Wörmer, L., Agha, R., & Quesada, A. (2013). Overwintering populations of *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis* as potential inocula for summer *blooms*. *Journal of Plankton Research*, 35(6), 1254-1266. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt081>

Cirés, S., Wörmer, L., Carrasco, D., & Quesada, A. (2013). Sedimentation Patterns of Toxin-Producing *Microcystis* Morphospecies in Freshwater Reservoirs. *Toxins*, 5(5), 939-957. <https://doi.org/10.3390/toxins5050939>

Cobo, F. (2008). Floraciones de cianobacterias tóxicas en augas continentais. *CERNA*, 54, 24-28.

Congedo, L. (2017). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. 274.

Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., & Gobler, C. J. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria *blooms*. *Harmful Algae*, 8(5), 715-725. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2009.02.004>

Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., & Bargellini, P. (2012). Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. *Remote Sensing of Environment*, 120, 25-36. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>

Ds, P., Al, S., & Mo, T. (2008). Cianobacterias y cianotoxinas: rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria*, 9.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

Fontúrbel Rada, F. (2005). Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia). *Ecología Aplicada*, 4(1-2), 135-141.

Glibert, P. M. (2017). Eutrophication, harmful algae and biodiversity—Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 591-606. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.027>

Gobierno de España (GE), Jefatura del Estado. (2006). Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (incorpora las Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE). *Boletín Oficial del Estado*, 171, de 19 de julio de 2006, 27109- 27123. Accesible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2006-13010&tn=1&p=20080126> (último acceso: 29/08/2020)

Gobierno de España. Instituto Geografico Nacional (IGN). (2020). Plan Nacional de Observacion del Territorio. Accesible en: <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp> (ultimo acceso: 20/01/2020)

Gobierno de España (GE), Comunidad Autónoma de Galicia. (2010). Ley 9/2010, de 4 de noviembre, de aguas de Galicia. *Boletín oficial del Estado*, 292, de 03 de diciembre de 2010, 100597-100656. Accesible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2010-18559> (último acceso: 20/08/2020)

Gobierno de España (GE), Ministerio de Presidencia. (2007). Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño. *Boletín Oficial del Estado*, 257, de octubre de 2017, 43620-43629. Accesible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2007-18581> (último acceso: 20/08/2020)

Gregor, J., & Maršálek, B. (2004). Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: A comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, 38(3), 517-522. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.033>

Hellweger, F. L., Kravchuk, E. S., Novotny, V., & Gladyshev, M. I. (2008). Agent-based modeling of the complex life cycle of a cyanobacterium (*Anabaena*) in a shallow reservoir. *Limnology and Oceanography*, 53(4), 1227-1241. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1227>

Hernández, D. H. B. (2017). Aplicación de índices de vegetación para evaluar procesos de restauración ecológica en el parque forestal embalse del neusa. 21.

Lago, L., Barca, S., Vieira-Lanero, R., Cobo, M. C., Gómez-Sande, P., Nachón, D. J., Sánchez-Hernández, J., Silva, S., Couto-Mendoza, M., Morquecho, C., Servia, M. J., & Cobo, F. (2015). Fitoplancton acompañante en las floraciones de cianobacterias en embalses de la cuenca Miño-Sil (NW-España).

Lisset, C. V. D. (2020). Nivel de eutrofización de la laguna san nicolás cajamarca aplicando teledetección satelital en un periodo de 20 años. 147.

Lucena, E. (2008). Aspectos sanitarios de las cianotoxinas. 12.

Malahlela, O. E. (2019). Spatio-temporal assessment of inland surface water quality using remote sensing data in the wake of changing climate. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 227, 062012. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/227/6/062012>

Molica, R., & Azevedo, S. (2009). Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. Oecologia Australis, 13(02), 229-246. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1302.02>

O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria *blooms*: The potential roles of eutrophication and climate change. Harmful Algae, 14, 313-334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>

Pahl-Wostl, C. (2019). The role of governance modes and meta-governance in the transformation towards sustainable water governance. Environmental Science & Policy, 91, 6-16. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.10.008>

Palmer, S. C. J., Kutser, T., & Hunter, P. D. (2015). Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. Remote Sensing of Environment, 157, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>

Parlamento Europeo (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial n° L 327 de 22/12/2000 p. 0001 – 0073. Accesible en: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj?locale=es> (último acceso: 20/08/2020)

Parlamento Europeo (2013). REGLAMENTO (UE) N° 1303/2013 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO, de 17 de diciembre de 2013, por el que se establecen disposiciones comunes relativas al Fondo Europeo de Desarrollo Regional, al Fondo Social Europeo, al Fondo de Cohesión, al Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural y al Fondo Europeo Marítimo y de la Pesca, y por el que se establecen disposiciones generales relativas al Fondo Europeo de Desarrollo Regional, al Fondo Social Europeo, al Fondo de Cohesión y al Fondo Europeo Marítimo y de la Pesca, y se deroga el Reglamento (CE) no 1083/2006 del Consejo. Diario Oficial n° L 347 de 20/12/2013 p. 320-469. Accesible en: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2013/1303/oj> (último acceso: 28/08/2020)

Roset, J., Aguayo, S., & Muñoz, M. (2014). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión.

Rosso, L., & Giannuzzi, L. (2011). Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas. 23.

Salgado, A. D. A. (2018). Modelagem da dinâmica de algas e cianobactérias em um reservatório de abastecimento. 161.

Sentinel, E. S. A. (2). User Handbook. ESA Standard Document, 64. Accesible en: https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook (último acceso: 18/08/2020)

Soomets, T., Uudeberg, K., Jakovels, D., Brauns, A., Zagars, M., & Kutser, T. (2020). Validation and Comparison of Water Quality Products in Baltic Lakes Using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI Data. *Sensors*, 20(3), 742. <https://doi.org/10.3390/s20030742>

Tognelli, M. F., Lasso, C. A., Bota-Sierra, C. A., Jiménez-Segura, L. F., & Cox, N. A. (Eds.). (2016). Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los Andes tropicales. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.02.en>

Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Paavel, B., & Nõges, T. (2016). First Experiences in Mapping Lake Water Quality Parameters with Sentinel-2 MSI Imagery. *Remote Sensing*, 8(8), 640. <https://doi.org/10.3390/rs8080640>

Toro, J. E. S., & Gutiérrez, C. T. C. (2020). Análisis de la presencia de partículas sólidas en suspensión sobre el río bogotá generadas por los procesos de las curtiembres, haciendo uso de teledetección, en el municipio de villapinzón. 101.

Valero, E., Picos, J., & Álvarez, X. (2014). Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. *Ecological Engineering*, 67, 216-222. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.084>

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

Xiao, M., Li, M., & Reynolds, C. S. (2018). Colony formation in the cyanobacterium *Microcystis*. *Biological Reviews*, 93(3), 1399-1420. <https://doi.org/10.1111/brv.12401>

Xunta de Galicia (XG), Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras. (2009). DECRETO 316/2009, de 4 de junio, por el que se establece la estructura orgánica de la Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras. *Diario Oficial de Galicia*, 112, de 10 de junio de 2009, 9.883. Accesible en: https://www.xunta.gal/dog/Publicados/2009/20090610/Anuncio1EE6E_es.html (último acceso: 20/08/2020)

Young, O. R. (2013). Sugaring off: Enduring insights from long-term research on environmental governance. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 13(1), 87-105. <https://doi.org/10.1007/s10784-012-9204-z>

Zapata, G. L. V., Orozco, L. H., Kintz, J. R. C., Castaño, A. G., & Zea, D. A. C. (2012). Metodología para determinar niveles de eutrofización en ecosistemas acuáticos. 17.