



**UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO**

UNAM
POSGRADO 

FACULTAD DE INGENIERÍA

**PROGRAMA ÚNICO DE
ESPECIALIZACIONES DE INGENIERÍA**

CAMPO DE CONOCIMIENTO: INGENIERÍA CIVIL

**ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE
AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN**

T E S I N A

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
Especialista en Ingeniería Sanitaria

P R E S E N T A:
ING. CLARIS HERNÁNDEZ REGULES

DIRECTOR DE TESINA:
M.I. Rodrigo Takashi Sepúlveda Hirose

Ciudad de México, 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatorias

“Que estamos atribulados en todo, mas no angustiados; en apuros, mas no desesperados; perseguidos, mas no desamparados; derribados, pero no destruidos”

2 Corintios 4:8-9

A Dios gracias por hacerme cumplir con un logro más, por su fortaleza y misericordia en cada mañana.

A mis padres, Agustín y Teresa, quienes en todo momento están conmigo extendiendo sus brazos para apoyarme incondicionalmente, quienes han forjado mi camino y me han dirigido por el sendero correcto.

A Agustín y Nara, Ruth, Noemí y Elías que me alientan a ser mejor hermana, mejor tía, mejor persona.

A Israel por impulsarme y acompañarme en este recorrido.

Al M. en I. Rodrigo T. Sepúlveda quien se ha tomado el tiempo de transmitirme sus diversos conocimientos, agradezco su apoyo y orientación que me brindó para culminar esta aspiración.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial al Programa Único de Especializaciones de Ingeniería por permitirme ser parte de una generación de triunfadores y productiva para el país.



Contenido

INTRODUCCIÓN	2
OBJETIVOS	4
1. ANTECEDENTES	5
1.1. PROBLEMA DE EUTROFIZACIÓN	5
1.2. PROBLEMÁTICA ASOCIADA A LA EUTROFIZACIÓN: ALTERACIÓN DEL ECOSISTEMA Y CRECIMIENTO DE CIANOBACTERIAS	7
1.3. CASO PREVIO	11
2 MARCO TEÓRICO	20
2.1. ESTRATIFICACIÓN DE CUERPOS DE AGUA LÉNTICOS	20
2.2. RESPUESTA ESPECTRAL DE ALGAS, FITOPLANCTON Y SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	27
2.3. ÍNDICES DE VEGETACIÓN	35
3. METODOLOGÍA.....	39
3.1. SELECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO	39
3.2. ADQUISICIÓN Y PROCESAMIENTO DE IMÁGENES	46
3.3. ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS MEDIANTE ÍNDICES Y COMPARACIÓN ENTRE ELLOS..	49
ANÁLISIS DE RESULTADOS	54
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	55
GLOSARIO	57
BIBLIOGRAFÍA	63



INTRODUCCIÓN

Un río, un lago o un embalse sufren eutrofización cuando sus aguas se enriquecen con nutrientes. Podría parecer en primera instancia que es positivo que las aguas estén repletas de nutrientes, porque así los seres vivos tendrían disponibilidad abundante de nutrientes y las condiciones de vida mejorarían. Pero la situación no es tan sencilla. El problema radica en que si hay exceso de nutrientes los organismos vegetales, entre otros, crecen en abundancia. Esto provoca que la concentración de algas aumente desproporcionadamente y la presencia de maleza acuática sobre los cuerpos de agua crezca desmesuradamente, afectando la calidad del agua y obstaculizando el paso de la luz. Sus efectos pueden interferir de modo importante con los distintos usos que el hombre puede hacer de los recursos acuáticos (abastecimiento de agua potable, riego, recreación, etc.).

Durante las últimas décadas, los sensores remotos, en especial los portados en plataformas satelitales se han transformado en herramientas fundamentales para la caracterización de los ecosistemas terrestres y acuáticos. Estos sensores capturan datos en distintos tramos del espectro electromagnético que reflejan las características físicas y biológicas de los cuerpos presentes. La capacidad de interpretación de estos datos por parte de científicos y profesionales es hoy fundamental para entender procesos físicos y biológicos (por ejemplo, productividad y los ciclos biogeoquímicos) asociados a los ambientes naturales y agrícolas. Esta información permite a su vez tener una aproximación de las respuestas que se pueden obtener a futuro al implementar diferentes acciones en el medioambiente.

La respuesta espectral del agua depende principalmente de su pureza y de la presencia de partículas en suspensión (aluviones, algas, etc.). El agua pura tiene unas excelentes propiedades en cuanto a transmisión de la radiación electromagnética en el espectro visible y de absorción en el infrarrojo. En cambio la reflectancia presenta un pico en el verde que va reduciéndose hasta el infrarrojo.

Esta falta de reflectividad en el infrarrojo es clave para distinguir entre áreas de tierra y agua tanto en costas o lagos como en ríos. Al incrementarse la profundidad del agua la reflectancia desciende, en cualquier longitud de onda.

Cuando el agua presenta turbidez, las consecuencias sobre la respuesta espectral van a depender del tipo de partículas en suspensión.



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Las lagunas presentan características ópticas diferentes debido a su distinta turbidez. Esta propiedad se relaciona también con el tipo de trofismo de los cuerpos de agua y con los flujos biogeoquímicos. Permite también diferenciar dos condiciones ambientales: lagunas claras, caracterizadas por vegetación acuática emergente y aguas transparentes, y lagunas turbias, las cuales poseen abundante biomasa algal y alto contenido de materia inorgánica en suspensión.

En el primer capítulo de este trabajo, Antecedentes, se expone la problemática que representa la eutrofización en un cuerpo de agua y se describe la alteración del ecosistema debido al crecimiento de cianobacterias, que son temas que se consideran necesarios para abordar el tema de la tesina. De la misma forma se introduce un ejemplo como antecedente de estudio similar.

En el llamado Marco referencial, que ocupa el segundo capítulo, se abordan aspectos útiles para la aplicación de la metodología, tales como respuesta espectral de las algas e índices de eutrofización, temas necesarios para el desarrollo del siguiente capítulo.

Por último, se tiene un tercer capítulo llamado Metodología, en el que se describe la selección del área de estudio y se aborda su evolución histórica, uso de suelo, forma de vida de sus habitantes, entre otros aspectos.

En el tema de adquisición y procesamiento de imágenes es donde se hace relevante la aplicación de técnicas de percepción remota para la estimación de la presencia de algas en el cuerpo de agua seleccionado.

Finalmente, en el capítulo de análisis de resultados se interpretan los datos obtenidos en la metodología y se presentan las deducciones logradas.



OBJETIVOS

Objetivo general

- Estimar de manera cualitativa la presencia de algas en un cuerpo de agua mediante índices, usando como herramienta la percepción remota.

Objetivos particulares

- Comparar dos índices de vegetación aplicados a un cuerpo de agua.
- Observar las variaciones que existan en la distribución espacial de las algas en un cuerpo de agua.



1. ANTECEDENTES

1.1. PROBLEMA DE EUTROFIZACIÓN

La Organización Internacional para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), define la eutrofización como: “El enriquecimiento en nutrientes de las aguas que provoca la estimulación de una serie de cambios sintomáticos entre los que están: el incremento en la producción de algas y macrófitas, el deterioro de la calidad del agua y otros cambios sintomáticos que resultan indeseables e interfieren en la utilización del agua”.¹

En la actualidad muchos cuerpos de agua están experimentando la denominada eutrofización antrópica (proveniente de la actividad humana) por efecto del incremento de la población y en consecuencia de la urbanización, agricultura, minería, aporte de aguas residuales y desechos de la industria de alimentos. Uno de los fenómenos más frecuentes en los lagos y reservorios eutróficos, en muchas partes del mundo, es la presencia de cambios evidentes relacionados con el aspecto y la calidad del agua. Tales alteraciones están asociadas principalmente con la alta concentración de nutrimentos, como el fósforo y el nitrógeno que presentan.²

Uno pensaría que mientras más nutrientes haya en un ecosistema, más crecen y se desarrollan los organismos que lo habitan. Sin nutrientes, en cambio, los seres vivos mueren. Así pues, una gran abundancia de nutrientes tendría que ser benéfica. Resulta que no siempre es así. El exceso de alimento puede afectar negativamente los procesos químicos y la dinámica de los ecosistemas acuáticos. Este exceso, conocido como eutrofización, puede ocurrir de manera natural o por intervención humana. La eutrofización de un río o un lago tiene efectos que se perciben a simple vista: agua turbia, mal olor, gran cantidad de algas o de lirios, y sedimentos de color oscuro por la descomposición de la materia orgánica.

Los nutrientes que enriquecen el agua de un ecosistema acuático (de agua dulce o de agua marina) provienen principalmente de escurrimientos de las tierras altas.

¹ Facultad de Tecnología - UMSS. (S/A). *Eutrofización de cuerpos de agua*. Agosto 22, 2016, de Facultad de Tecnología - UMSS Sitio web: http://www.proyectopandora.es/wp-content/uploads/Bibliografia/13101319_eutrofizacion_cuerpos.pdf

² Ramírez, P., Martínez, E. Martínez, M., & Eslava, C. (2007). *Cianobacterias, Microorganismos del Fitoplancton, y su Relación con la Salud Humana*. Octubre 20, 2015, de Instituto Nacional de Ecología Sitio web: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/440/cap4.html>



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Las sustancias que llegan al ecosistema de esta manera son generalmente compuestos de nitrógeno, fósforo, silicio y carbono.

En un ecosistema acuático eutrofizado ocurren dos cosas: se requiere más oxígeno para descomponer la materia y aumenta la población de los organismos conocidos como productores primarios: organismos que hacen la fotosíntesis, como fitoplancton, pastos marinos, macroalgas y lirios. Éstos pueden llegar a atrofiar los procesos de intercambio de oxígeno y el flujo del agua. El líquido se enturbia y la falta de oxígeno puede arrasar con las poblaciones de diversos organismos. Hay muchos factores que favorecen la eutrofización de un río o lago. Por ejemplo, las temperaturas altas provocan que el oxígeno se disuelva menos en el agua y acelera la descomposición de la materia orgánica, lo que añade nutrientes al entorno. Lo mismo sucede si se agita el fondo del cuerpo de agua, lo que puede ocurrir por acción de corrientes, de los motores de las embarcaciones o de máquinas de construcción.³

Los sólidos así suspendidos contienen restos de organismos y heces fecales que aumentan el contenido nutrimental del agua. Si además el cuerpo de agua es cerrado (como un lago), semicerrado (como una laguna) o tiene poca circulación, los nutrientes no se dispersan ni se diluyen y la eutrofización tiende a aumentar. En el mar, en cambio, el oleaje y las corrientes diluyen la materia orgánica y favorecen la oxigenación del agua.

Hay sitios naturalmente eutróficos. Son ecosistemas acuáticos que reciben materia orgánica y nutrimentos de afluentes y escurrimientos. Entre ellos se encuentran los ecosistemas cercanos al mar, como las lagunas costeras y bahías semicerradas. En estos lugares, el nitrógeno y el fósforo promueven un incremento en la cantidad de organismos fotosintéticos (microalgas, macroalgas y plantas vasculares) que son la base de la cadena alimenticia. Estos cuerpos acuáticos son hogar de una gran cantidad de organismos como peces, aves, moluscos y reptiles. Los nutrientes que circulan en estos cuerpos pueden exportarse al mar en grandes cantidades, enriqueciendo las aguas marinas.

En algunos lugares la eutrofización de los ecosistemas acuáticos es consecuencia de las actividades humanas, como las descargas de agua residual procedentes de fábricas, casas y hoteles cercanos al mar. A este proceso se le llama eutrofización antropogénica. El exceso de nutrientes produce una “sobrefertilización” que rompe

³ Anónimo. (2012). *Ecosistemas acuáticos*. Recuperado octubre 22, 2015, Sitio web: <http://vequipov.blogspot.mx/2012/06/mapas-y-proyecto.html>



el equilibrio entre la producción de nutrimentos derivados de la degradación de materia orgánica y su asimilación por productores primarios.

Resulta que la eutrofización de los sistemas acuáticos costeros no se debe únicamente a las actividades humanas que se realizan cerca del mar. También tienen consecuencias los daños que causamos en sitios remotos. Por ejemplo, la deforestación propicia que el agua de lluvia arrastre nutrientes de bosques y selvas hasta los cuerpos de agua, lo que incrementa el riesgo de eutrofización.

Un cuerpo de agua eutrofizado puede dejar de ser aprovechable para abastecimiento de agua potable, riego, recreación, pesca y turismo. En general, las lagunas costeras y los ríos que reciben aguas residuales o descargas de residuos agrícolas son los que más tienden a eutrofizarse. Por si fuera poco, las altas concentraciones de materia orgánica y nutrimentos son pasto de especies dañinas, sobre todo cuando el aporte de materia orgánica proviene de aguas residuales o fosas sépticas.⁴

1.2 PROBLEMÁTICA ASOCIADA A LA EUTROFIZACIÓN: ALTERACIÓN DEL ECOSISTEMA Y CRECIMIENTO DE CIANOBACTERIAS

La eutrofización altera la abundancia, diversidad y estructura ecológica de los cuerpos de agua. Con la aparente bonanza, llegan especies oportunistas estacionales como anélidos, caracoles, macroalgas verdes y macroalgas flotantes que se adaptan fácilmente a las condiciones de oxigenación extrema. Estas especies pueden ser más resistentes que los habitantes del ecosistema eutrofizado y así suplantarlos con el paso del tiempo.⁴

¿Qué son las cianobacterias? Son organismos unicelulares muy generalizados que crecen planctónicamente (es decir, dispersos en el agua), en superficies de cuerpos de agua, así como en superficies terrestres húmedas. Si bien las células únicas son muy pequeñas (pocos μm de diámetro), muchas especies forman filamentos o colonias, a veces hasta de uno o dos mm de diámetro. Las especies bénticas habitan en la superficie del sedimento, y algunas veces forman natas densas. Debido

⁴ Chapa, C., y Guerrero, R. *Eutrofización: Abundancia que mata*. Recuperado octubre 18, 2015, de Revista ¿Cómo ves? Sitio web: <http://bibliotecas.umar.mx/publicaciones/eutrofizacion.pdf>



a su contenido de pigmentos y capacidad de fotosíntesis, estos organismos se clasificaron por primera vez como cianofita o "algas verde-azuladas", pero la apreciación posterior en la ultraestructura de sus células indicó que se asemejan más a las bacterias que a otras algas. Por ello, ahora también se denominan cianobacterias, o se clasifican como un grupo separado (cianoprocariotes). Sin embargo, la función ecológica de las cianobacterias planctónicas es similar a la de las algas. Por consiguiente, pueden estar incluidas dentro del término "fitoplancton" y con frecuencia y en términos generales, se denominan "algas". Según su contenido de pigmentos, las cianobacterias pueden parecer verdes, verde azuladas y en casos de algunas especies, también rojo borgoña. Las poblaciones decadentes pueden ocasionalmente tornarse azul brillante, turquesa o incluso púrpura.⁵

Las cianobacterias son consideradas una liga entre procariotes y eucariotes fotosintéticos que poseen la capacidad de sintetizar clorofila. Como característica particular se ha identificado su habilidad para sintetizar los pigmentos ficobilina y ficocianina que en altas concentraciones les confiere el color característico que ha dado lugar a la denominación de algas verde azuladas o cianobacterias. Estos organismos tienen una larga historia evolutiva, por lo que la mayoría de geólogos y geoquímicos están de acuerdo en que su origen se extiende 3500 millones de años atrás en la Era Proterozoica (2500 a 570 mA) conocida también como era de las cianobacterias⁶.



Figura 1.1 Aspecto que presentan los florecimientos (blooms) de cianobacterias en los cuerpos de agua eutrofizados

Las cianobacterias se aprecian a simple vista como manchas incrustadas sobre la superficie húmeda de las rocas, del suelo o de los árboles, (figura 1.1) pueden

⁵ Chorus, I., Falconer, I., Salas, H., & Bartram, J. *Riesgos a la salud causados por cianobacterias y algas de agua dulce en aguas recreacionales*. Recuperado enero 20, 2016, Sitio web: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/percca023.pdf>

⁶ Schopf, J.W. and Walter, M.R. (1982) *Origin and Early Evolution of Cyanobacteria: The Geological Evidence*. In: Carr, C.C. and Whitton, B.A., Eds., *The Biology of Cyanobacteria*. Botanical Monographs, Blackwell Scientific Publications, Oxford, Vol. 19, 543-564.



presentarse en forma de almohadillas macroscópicas o en capas viscosas. También pueden vivir flotando libremente (planctónicas) en cualquier tipo de medio acuático.⁷

Diferentes factores ambientales favorecen el predominio de las cianobacterias:

- Las temperaturas elevadas (+18° C)
- Condiciones de luz-energía (óptimas de la primavera al otoño),
- Capacidad de fijar nitrógeno atmosférico,
- pH alto (6.5 a 8.5),
- Baja tasa de filtración por el zooplancton
- La formación de vesículas de gas.

Muchas células o colonias excesivamente flotables pueden acumularse en la superficie. Los vientos livianos los conducen a las costas y bahías de sotavento, donde forman natas (figura 1.2).

Algunas cianobacterias producen olores característicos que pueden describirse como "mohosos", "geranios" o "similares a los vegetales". Sin embargo, el desarrollo de sustancias olorosas no se correlaciona con la toxicidad. Estos olores pueden tomarse como una señal de advertencia de la presencia potencial de cianobacterias, pero la falta de estos olores no garantiza la ausencia de cianobacterias o sus toxinas.⁸

⁷ Scagel, R. F., Rouse G. E., Stein J. R., Bandoni R. J., Shofield W. B. y Taylor T. M. C. (1980), *El Reino Vegetal. Los grupos de las plantas y sus relaciones evolutivas*. 3ª edición. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 659 pp

⁸ Chorus, I, et al (S/A). *Riesgos a la salud causados por cianobacterias y algas de agua dulce en aguas recreacionales*. Sitio web: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/percca023.pdf>

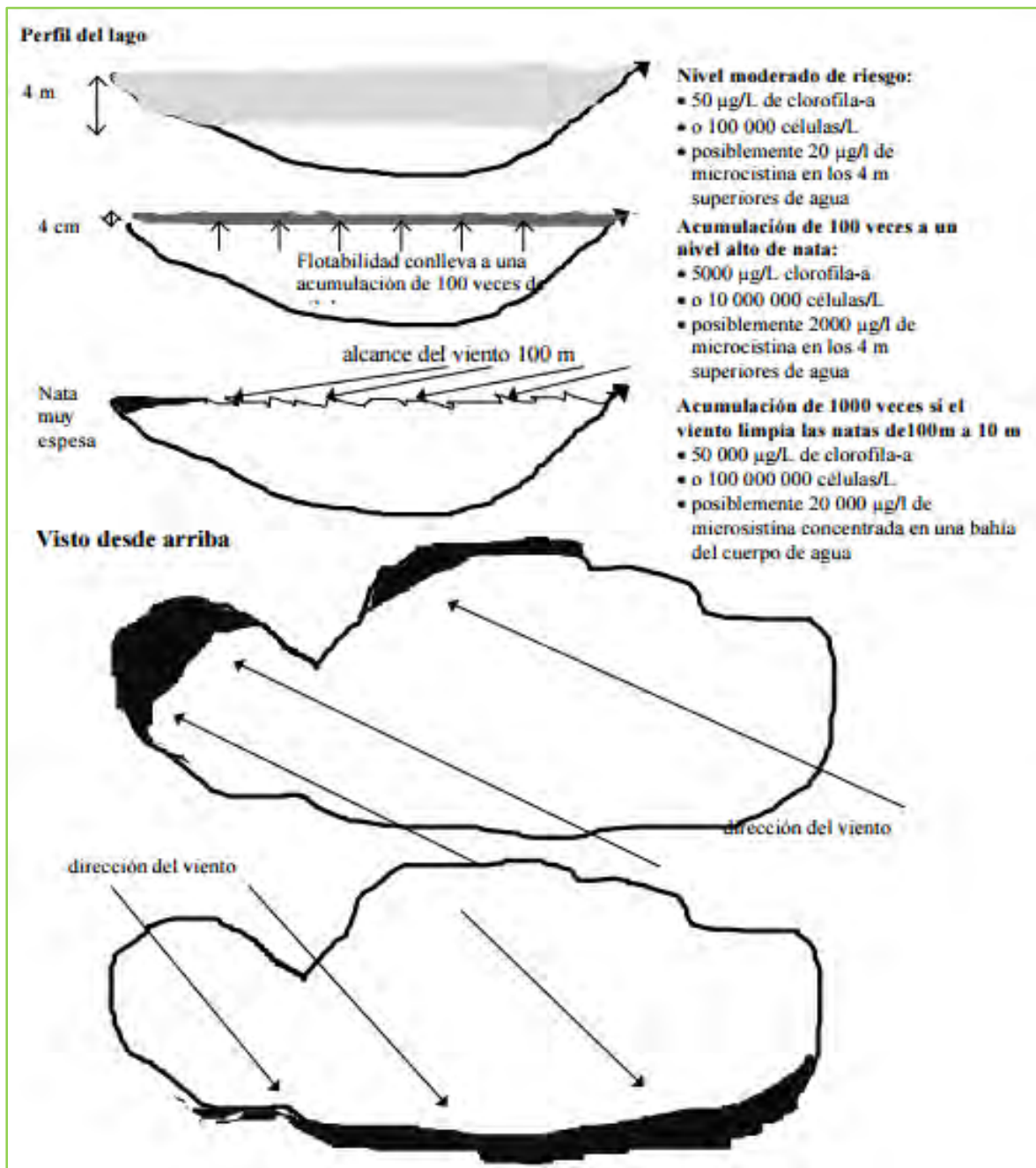


Figura 1.2 Esquema del potencial de formación de nata que cambia el riesgo cianotóxico de moderado a alto. Fuente: Chorus et al



1.3 CASO PREVIO

La inquietud de los problemas de salud debidos a cianobacterias tóxicas en las aguas recreacionales se basa en varias fuentes de información. Son numerosos los casos de intoxicación letal de animales terrestres que consumen agua con crecimientos de masa de cianobacterias. El primer caso documentado de una intoxicación letal del ganado causado por agua de un lago altamente infestado con cianobacterias se publicó en el siglo XIX (recuadro) y los casos registrados hasta ese entonces incluyen ganado ovino, bovino, caprino, porcino, perros, peces, roedores, anfibios, aves acuáticas, murciélagos, cebras y el rinoceronte.

Francis (1878) describió "una nata como pintura verde al óleo, de dos a seis pulgadas de espesor ... no apta para el ganado bovino y otros animales, que produce una rápida y a veces terrible muerte" del ganado bovino, cerdos y perros que habían consumido la nata de un afloramiento de *Nodularia spumigena*.

Fuente: Chorus et al (S/A)

Los perros han muerto después de lamer acumulaciones de cianobacterias de su pelaje, o después de ingerir natas de cianobacterias bénticas. Los casos de defunciones humanas debidas a toxinas cianobacterianas se han limitado a la exposición a través de diálisis renal. Sin embargo, las deficiencias de salud se conocen a partir de numerosos informes anecdóticos de irritaciones de la piel y/o mucosas, y también de casos documentados de enfermedades que ocurrieron después beber o aspirar accidentalmente el material de la nata.

Otras fuentes de información son datos toxicológicos de experimentos con animales y datos sobre concentraciones de toxinas cianobacterianas en aguas usadas para el suministro de agua y recreación.

Las toxinas de algas y cianobacterias son sustancias naturales, pero la actividad humana ha conducido a la fertilización excesiva de muchos cuerpos de agua, especialmente durante las tres últimas décadas. Esto a su vez causa la proliferación anormal de algas y cianobacterias (en agua dulce) y por lo tanto tiene un impacto considerable sobre la calidad del agua recreacional. En climas templados el predominio de cianobacterias es sumamente pronunciado durante los meses de verano, cuando la demanda de aguas recreacionales es más alta. En algunas regiones, las cianobacterias han sido abundantes por más de una generación. Mientras que anteriormente, con frecuencia la idea común era no nadar "donde el agua afloraba"; los usuarios (debido a la falta de opciones) ahora han aceptado



esta calidad de agua como “normal”. Se han reportado múltiples anécdotas de niños jugando con las natas. Por lo tanto, la eutrofización junto con una falta de conciencia por parte de la población puede conducir a riesgos para la salud causados por cianotoxinas.

Las cianobacterias tóxicas se encuentran en todas las aguas interiores y costeras del mundo. Actualmente, al menos 46 especies en todo el mundo, han mostrado causar efectos tóxicos en los vertebrados⁹. Las cianobacterias tóxicas más comunes se enlistan en la tabla 1.1:

Tabla 1.1 Cianobacterias tóxicas más comunes

<i>Microcystis spp.</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Planktothrix (syn. Oscillatoria) rubescens</i>	<i>Synechococcus spp.</i>
<i>Planktothrix (syn. Oscillatoria) agardhii</i>	<i>Gloeotrichia spp.</i>
<i>Anabaenaspp.</i>	<i>Lyngbia spp.</i>
<i>Aphanizomenon spp.</i>	<i>Nostoc spp.</i>
Algunas <i>Oscillatoria spp.</i>	<i>Schizothrix spp. Synechocystis spp.</i>

Fuente: Sivonen y Jones, 1998

Existen varios estudios de casos de daños a la salud humana a través de cianotoxinas que están bien documentados. Si bien la mayoría involucró la exposición a través del agua para consumo humano, demuestran que los seres humanos se enferman (en algunos casos gravemente) a través de la ingestión o aspiración de sustancias cianobacterinas tóxicas (tabla 1.2)

⁹ Sivonen, K., Jones, J. 1998: *Cyanobacterial toxins*. In: Chorus, I. and Bartram, J. (eds): Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management. Published on the behalf of WHO by Spon/Champan & Hall, London, in press.



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Tabla 1.2 Estudio de casos e informes sobre lesiones agudas de seres humanos después de la exposición a cianobacterias

Casos atribuidos a cianotoxinas en el agua potable	
1931:	EUA: un afloramiento masivo de <i>Microcystis</i> en los ríos Ohio y Potomac causó enfermedades a 5000-8000 personas abastecidas de agua potable proveniente de estos ríos. El tratamiento de agua potable por precipitación, filtración y cloración no fue suficiente para eliminar las toxinas.
1968:	numerosos casos de enfermedades del aparato digestivo después de la exposición a crecimientos de masa de cianobacterias fueron compilados por Schwimmer & Schwimmer 1968.
1975:	choque endotóxico de 23 pacientes de diálisis en Washington D.C. se atribuye a un afloramiento de cianobacterias en un reservorio de agua potable (Hindman et al. 1975)
1979:	Australia: Se combatió el afloramiento de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> en un reservorio de agua potable en Palm Island con sulfato de cobre, lo cual conllevó a la liberación de toxinas de las células en el agua y por lo tanto, causó enfermedades graves (con hospitalización) a 141 personas abastecidas de este reservorio (Falconer 1993 y 1994)
1981:	Australia: en la ciudad de Armidale, se elevaron las actividades de enzimas en el hígado en la sangre de la población abastecida con agua superficial contaminada por <i>Microcystis</i> spp. (Falconer et al. 1983)
1985:	EUA: Carmichael (1985) compiló estudios de casos sobre náuseas, vómitos, diarrea, fiebre, infecciones al ojo, oído y garganta, después de la exposición a crecimientos de masa de cianobacterias.
1993:	China: la incidencia de cáncer hepático se relaciona claramente con las fuentes de agua y es significativamente mayor para poblaciones que usaban aguas superficiales infectadas con cianobacterias comparado con aquellas que bebían aguas subterráneas (Yu, 1995)
1993:	Australia: Falconer (1993) calcula que debido a afloramientos de cianobacterias tóxicas, más de 600,000 días-hombre se pierden anualmente para la abstracción de agua potable.
1994:	Suecia cerca de Malmo: el uso ilegal de agua de río no tratada en una fábrica de azúcar condujo a una conexión cruzada accidental con el abastecimiento de agua potable para un número incierto de horas. El agua del río estaba densamente poblada con <i>Planktothix agardhii</i> , y las muestras tomadas pocos días antes y pocos días después del incidente mostraron que estas cianobacterias contenían microcistinas. Un total de 121 de 304 habitantes del pueblo (así como algunos perros y gatos) se enfermaron con vómitos, diarrea, retortijones musculares, náuseas (Cronberg et al. 1997)
Casos atribuidos a cianotoxinas en el agua recreacional	
1959:	Saskatchewan: a pesar de la muerte del ganado y advertencias contra el uso recreacional, la gente continuaba nadando en el lago infestado con cianobacterias. Trece personas se enfermaron (cefaleas, náuseas, dolores musculares, diarrea dolorosa). En las excretas de un paciente –un médico que había ingerido accidentalmente 300 ml de agua- se pudieron identificar claramente numerosas células de <i>Microcystis</i> spp. Y algunos tricomas de <i>Anabaena circinalis</i> (Dillenberg y Dehnel, 1959)
1989:	Inglaterra: de 10 a 20 soldados se enfermaron después de nadar y remar en canoa en el agua con un afloramiento significativo de <i>Microcystis</i> spp; dos de ellos contrajeron neumonía grave atribuida a la inhalación de una toxina de <i>Microcystis</i> y requirieron hospitalización y terapia intensiva (Turner et al. 1980). Las habilidades de natación y la cantidad de agua ingerida parecen haber tenido relación con el grado de enfermedad.
1995:	Australia: Evidencia epidemiológica de los efectos adversos sobre la salud después de contacto con el agua recreacional de un estudio prospectivo que incluía 852 participantes, mostró la elevada incidencia de diarrea, vómitos, síntomas de gripe, erupciones cutáneas, úlceras en la boca, fiebres, irritaciones de ojos u oídos, dentro de 2-7 días después de exposición (Pilotto et al. 1997). Los síntomas aumentaron significativamente con la duración del contacto con el agua y la densidad de las células cianobacterianas, pero no estuvieron relacionados con su contenido de cianotoxinas conocidas.
Casos debidos a otras rutas de exposición	
1996:	Caruaru en Brasil: un total de 131 pacientes de diálisis estaban expuestos a microcistinas con el agua usada para la diálisis; 56 de ellos murieron. Al menos 44 de estas víctimas mostraron los típicos síntomas asociados con microcistina, ahora denominado “síndrome de Caruaru”, y el contenido de microcistina en el hígado correspondió al de los animales de laboratorio que habían recibido una dosis letal de microcistina (Carmichael, 1996; Jochimsen et al. 1998)

Fuente: Sivonen y Jones 1998



Actualmente, diversos países están desarrollando guías para cianobacterias tóxicas en aguas recreacionales y/o para toxinas de cianobacterias en el agua potable. La Organización Mundial de la Salud ha publicado un valor guía provisional para la microcistina-LR en el agua potable dentro del proceso de revisión de las “Guidelines on Drinking-Water Quality” de la OMS. Aún más, en una monografía compilada por la OMS sobre “Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Health Significance, Monitoring and Management”, se presenta una sección dedicada a “prácticas seguras para aguas recreacionales”, y un capítulo de las “Guidelines for Safe Recreational Water Environments, Vol. 1: Coastal and Freshwaters” de la OMS (que fue publicado como un borrador de consulta por la OMS a finales de 1998) está dedicado a las cianobacterias y algas en las aguas recreacionales. Así, las guías para la evaluación y manejo de los peligros de las cianobacterias en aguas recreacionales están disponibles en el ámbito internacional.

A continuación se presentan dos estudios de caso en los que se utilizó el procesamiento de imágenes para estudiar el comportamiento de las algas.

CASO BRASIL

El estudio se llevó a cabo en el embalse de Nova Ponte, ubicado en la cuenca del Alto Paranaíba, en el estado de Minas Gerais, Brasil (figura 1.3). Está formado por los ríos Araguari y Quebra Anzol y sus tributarios y comprende los municipios de Iraí de Minas, Nova Ponte, Patrocínio, Pedrinópolis, Perdizes, Sacramento, Santa Juliana y Serra do Salitre. Se trata de un embalse de cabecera, con características predominantemente oligotróficas y un alto tiempo de retención hidráulica. Almacena 12,8 mil millones de metros cúbicos de agua. La presa tiene 1600 metros de ancho y 141 metros de altura. Para componer el límite del área de interpolación para la



Figura 1.3 Localización de la represa de Nova Ponte



especialización de la concentración de nitrato, se utilizó una imagen Landsat/TM-5 de la represa, tomada en septiembre de 2007, que fue cedida por el *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*- INPE, de donde fue extraído el límite de la represa en plena capacidad de operación. Se empleó un Sistema de información Geográfica (SIG) ArcGIS 9.3, trabajando con una composición RGB-345 y el polígono del límite del espejo de agua de la represa fue digitalizado en pantalla.

Para la distribución espacial de los niveles de nitrato se utilizaron 59 puntos de muestreo en una campaña realizada en agosto de 2008, distribuidos a lo largo de toda la represa, obtenida por medio de una sonda YSI modelo 6920 y la ayuda de un DGPS para la obtención de las coordenadas de estos y la posterior espacialización de los mismos. Además de los datos obtenidos con la sonda YSI 6920, se tomaron muestras con una botella muestreadora a 0,5 metros de profundidad. Estas muestras fueron filtradas al vacío el mismo día de la colecta usando filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro. Todas las muestras fueron congeladas inmediatamente y trasladadas al Laboratório de Gestão Ambiental de Reservatórios de la Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG en Belo Horizonte, donde los nitratos se determinaron espectrofotométricamente después de ser reducidos a nitritos por el método de reducción usando el cadmio amalgamado como agente catalítico. La comparación de los datos obtenidos por los dos métodos fue necesaria sobre todo teniendo en cuenta que la sonda se calibró previamente a partir de las curvas de regresión hechas con los resultados generados por las dos metodologías.

Como resultado, fue obtenida una imagen LANDSAT/TM-5 identificada por la órbita/punto 220/073 del 08/09/07 del INPE, utilizando las bandas RGB-345. El límite del espejo de agua de la represa fue elaborado por medio de la digitalización en pantalla empleando ArcGis 9.3® (figura 1.4).

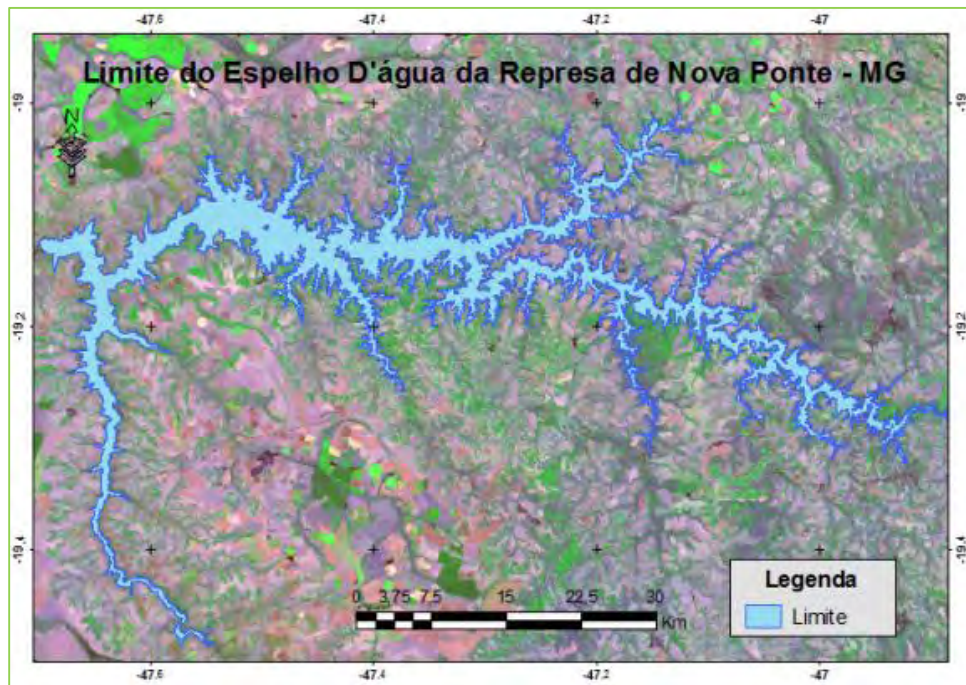


Figura 1.4 Limite de la superficie del agua de la represa (Vieira, et al 2015).

Así, fueron probados dos métodos de Krigeaje, el Krigeaje Ordinario y el Krigeaje Universal (figura 1.5 y figura 1.6), ajustando el modelo para cada uno de estos, y teniendo cuidado de limitar el radio de búsqueda del interpolador, ya que se trata de una represa conformada por dos ríos principales, donde los niveles de uno pueden no tener relación directa con los niveles encontrados en el otro (excepto en el punto de confluencia y aguas arriba de este punto).

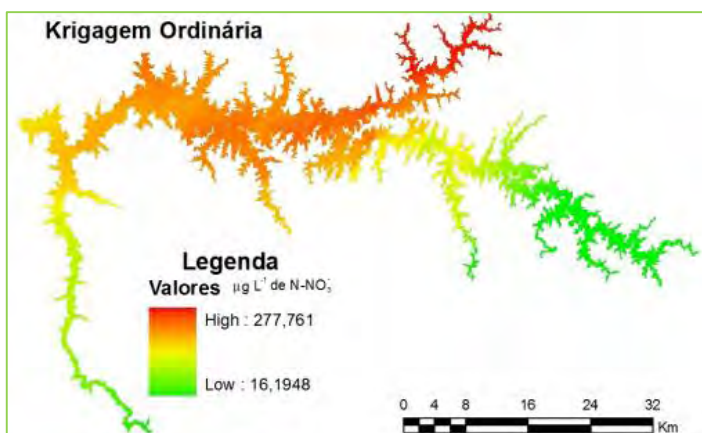


Figura 1.5 Espacialización de los niveles de nitrato por el método de Krigeaje Ordinario (Vieira, et al 2015).

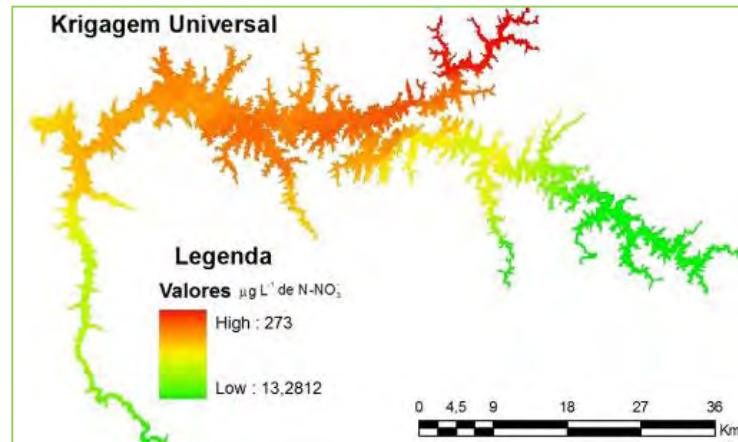


Figura 1.6 Espacialización de los niveles de nitrato por el método de Krigagem Universal (Vieira, et al 2015).

Los resultados de ambos procedimientos de interpolación sugieren claramente la existencia de una “pluma” de contaminación por nitratos en las aguas subsuperficiales de la represa de Nova Ponte. El aporte de nitratos a la represa ocurre principalmente a través del Río Santo Antonio, donde es posible identificar un claro patrón espacial con concentraciones más elevadas de esa especie de nitrógeno inorgánico aguas arriba, en dirección a la ciudad de Patrocínio (MG). Ese patrón sugiere que tanto las fuentes difusas como la escorrentía de las actividades agrícolas y descargas puntuales de aguas negras aguas arriba de la ciudad, pueden estar impulsando esa contaminación por nitratos.¹⁰

CASO COSTA VENETA

La costa Veneta situada en la región del Norte Adriático posee una extensión de 156 Km, divide entre las provincias de Venecia y de Rovigo, Italia, e incluye la laguna de Venecia. Es un área en buena parte dedicada a la acuicultura (almejas, mejillones, pescado) y constituye durante los meses estivales una zona popular de balneario y zona recreacional en general.

¹⁰ Vieira, E., Santos, N., Fernandes, N., & Rodriguez, M. (2015, Marzo). *Variabilidad espacial de la concentración de nitratos en el embalse de Nova Ponte, Minas Gerais, Brasil, Por Medio de la geoestadística y los Sistemas de Información Geográfica - SIG. Aqua-LAC. 7 - Nº 1, pp. 49- 55.*



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Los datos utilizados en la investigación provinieron de dos instancias diferentes realizadas en la zona de interés: las correspondientes al del proyecto internacional VibrioSea y dos campañas realizadas en abril y junio del 2010.

El proyecto internacional de investigación “VibrioSea”, tuvo como objetivo el desarrollo de un sistema satelital de alerta temprana para brotes relacionados a vibrios. Este proyecto fue co-fundado por el Centre National d’Etudes Spatiales (CNES), el Institute Pasteur ambos de Francia y las Universidades de Verona y Génova en Italia.

Si las condiciones meteorológicas lo permitían, durante la estación cálida (junio a septiembre) se recolectaron dos veces por mes, muestras de agua, sedimento y plancton. La frecuencia se torna mensual de octubre a mayo. El periodo cubierto incluye los meses desde junio 2006 hasta noviembre 2007 para las seis estaciones previamente descriptas, a excepción de Foce (Fosson 0), estación relevada desde mayo a noviembre de 2007.

Utilizando una botella plástica de Niskin, se recolectaron dos litros de agua a un metro de profundidad. Se recolectó mesozooplancton con una red de plancton de 200 μm mediante el filtrado de aproximadamente

105 litros de agua. Se tomaron muestras de sedimento con una pinza Van Veen, que posteriormente se almacenaron en botellas plásticas estériles, solamente en las tres estaciones más próximas a la costa (Caleri1, Fosson1 y S. Pietro1). La totalidad de las muestras fueron trasladadas al laboratorio, donde se analizaron en las 24 horas posteriores a la recolección.

Para este proyecto se utilizaron imágenes del sensor remoto MERIS (figura 1.7) a bordo del ENVISAT, solicitadas mediante un proyecto a la European Space Agency (ESA), imágenes del sensor remoto MODIS, a bordo del AQUA y solicitadas vía online a la NASA e imágenes hiper-espectrales del Sensor CHRIS-PROBA.¹¹

¹¹ Compagnucci, M. (2011). *Utilización de tecnología espacial asociada a floraciones algales y presencia de Vibrios*. Recuperado octubre 20, 2016, de Universidad Nacional de Córdoba Sitio web: <http://www.famaf.unc.edu.ar/wp-content/uploads/2014/04/10-Gulich-Compagnucci.pdf>

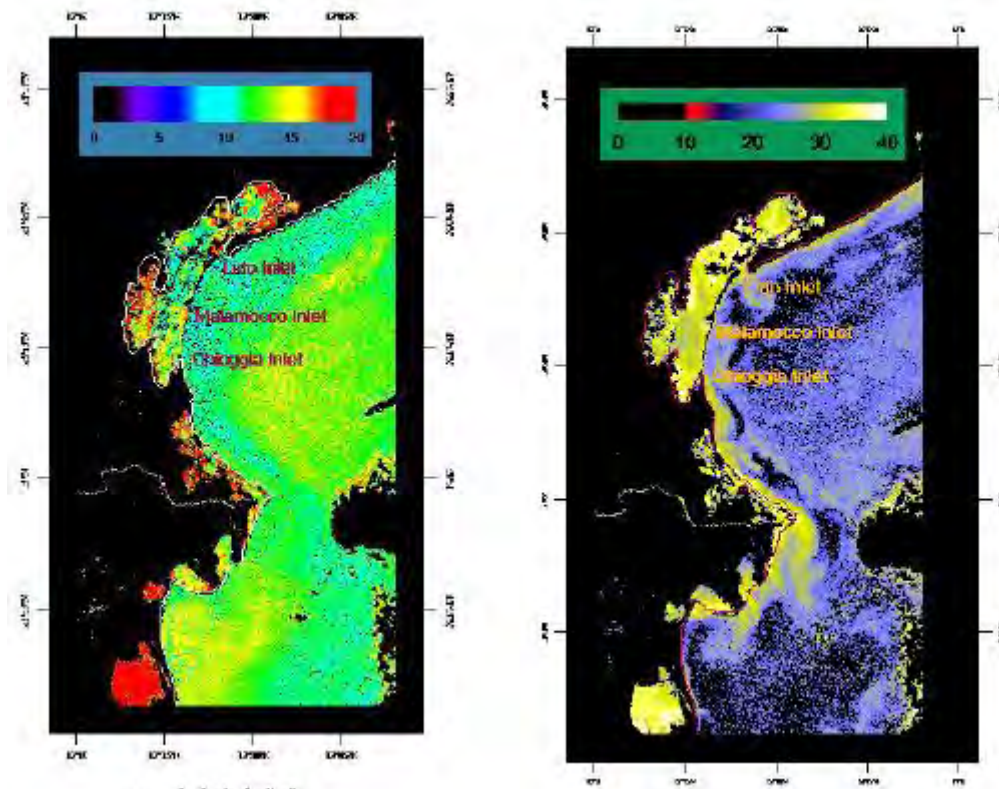


Figura 1.7 Productos obtenidos de MERIS para este trabajo: a) Índice de pigmento de fitoplancton (Concentración de clorofila-a $\mu\text{g/l}$) b) Concentración de partículas no- absorbentes en suspensión (NSP, mg/l) en el Norte Adriático, Italia/ 01 Diciembre, 2006. Fuente: Compagnucci, M. (2011)

Una vez que se obtuvieron los datos de sensoramiento remoto para cada estación de muestreo para clorofila-a (Chlo-a), temperatura superficial del mar (SST) y materia total en suspensión (TSM), se procedió a realizar un análisis descriptivo/exploratorio de cada una de ellas, a nivel estación anual y sitio de muestreo. Posteriormente se analizó la posible relación entre los datos de campo y los de satélites para cada variable mediante correlación, regresión. Asimismo se analizó la posible relación entre cada una de las variables y la concentración de vibrios, nuevamente, a nivel estación anual y sitio de muestreo.

Finalmente se utilizaron semivariogramas y autocorrelación, herramientas de estadística espacial, para analizar la variación estacional e interanual entre sitios de muestreo y para evaluar la posible interpolación de datos al resto del Norte Adriático. (Compagnucci, M. 2011).



2 MARCO TEÓRICO

2.1 ESTRATIFICACIÓN DE CUERPOS DE AGUA LÉNTICOS

Los sistemas acuáticos lénticos se pueden dividir en diferentes tipos de acuerdo con su carga de nutrientes y capacidad productiva. Las actividades humanas contribuyen a incrementar la carga de nutrientes de los sistemas acuáticos provocando la conocida eutrofización.¹²

El estudio de la relación entre la temperatura y la profundidad, en función del tiempo, permite no sólo analizar las relaciones energéticas dentro de un cuerpo de agua, y entre este y su entorno, sino también es la forma más sencilla de detectar estratificación vertical y en qué momento se produce.

Cuando se establece una estratificación vertical el limnótomo resulta dividido en compartimientos cuasi-estancos para muchas de sus características físicas, químicas y biológicas, tales como circulación, concentración de oxígeno y nutrientes, densidad de organismos, etc. Ello se debe a que la existencia de un gradiente térmico implica también un gradiente de densidad. La relación entre temperatura y densidad del agua no es directa. La máxima densidad se alcanza a los 4°C y el agua a esta temperatura ocupará siempre la capa inferior del cuerpo de agua.¹³

La cantidad y extensión de los periodos de mezcla se ha utilizado como criterio de clasificación de los cuerpos de agua lénticos que sean lo suficientemente profundos como para presentar su estratificación.

Comunidades lénticas

Estanque

Son extensiones pequeñas de agua en las que la zona litoral es relativamente grande, y las regiones limnética y profunda son pequeñas o están ausentes. La estratificación es de importancia secundaria.

¹² Conde, J. Ramos, E. y Morales, R. (2004). *El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos*. Recuperado agosto 25, 2016, de Asociación española de ecología terrestre Sitio web: <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/204/201>

¹³ Dadon, J. (S/A). *Calor y temperatura en cuerpos lénticos*. Recuperado enero 20, 2016, de no Sitio web: <http://www.ecologiamarina.com.ar/down/calor.pdf>



Los estanques temporales, es decir, que están secos durante parte del año, presentan organismos capaces de sobrevivir en una etapa latente durante los períodos secos, o de moverse hacia adentro y hacia afuera de ellos, como el caso de anfibios e insectos acuáticos adultos.

Zona litoral

Productores: son de dos tipos principales, plantas de raíz o bénticas, en su mayoría espermatofitos, y fitoplancton o plantas verdes flotantes que en su mayor parte son algas. Cuando un estanque o un lago están contaminados con un exceso de elementos nutritivos, el tipo filamentoso de algas desarrolla a menudo grandes floraciones que suben a la superficie, sostenidas por oxígeno atrapado. Entonces, el oxígeno producido por la fotosíntesis se escapa en gran parte hacia el aire, y cuando la floración fenece, el oxígeno se agota en el agua. Típicamente, los organismos acuáticos enraizados forman zonas concéntricas dentro de la zona litoral, reemplazando un grupo a otro a medida que cambia la profundidad del agua.

Una disposición representativa que va del agua somera al agua más profunda puede escribirse como sigue:

Zona de vegetación emergente: plantas de raíz con superficies principales fotosintéticas que sobresalen del agua. En esta forma, el dióxido de carbono para la elaboración de alimento se obtiene del aire, pero otras materias primas se obtienen de bajo de la superficie del agua. Las plantas acuáticas enraizadas recuperan a menudo elementos nutritivos de los sedimentos anaerobios profundos y proporcionan así una bomba alimenticia muy beneficiosa para el ecosistema. Como ejemplo pueden citarse los juncos, las cabezas de flecha y los camalotes, juntamente con las de orilla húmeda, forman un eslabón importante entre el agua y el medio. Son utilizadas como alimento y refugio para animales anfibios y proporcionan un medio apropiado de entrada y salida para los insectos acuáticos que pasa una parte su vida en el agua y otra en la tierra.

Zona de plantas de raíz con hojas flotantes: Las superficies fotosintéticas horizontales pueden reducir más eficazmente la penetración de la luz del agua. La superficie inferior de dichas hojas puede servir como depósito de huevos para determinados animales.

Zona de vegetación sumergente: plantas de raíz o fijas, completamente o en gran parte sumergida. Las hojas tienden a ser delgadas y finamente divididas, y



adaptadas para el intercambio de alimentos nutritivos con el agua. Los productores no enraizados de la zona litoral comprenden numerosas especies de algas. Muchas de éstas se encuentran flotando a todo lo largo tanto del litoral como de las zonas limnéticas, pero algunas especialmente las que están fijadas o asociadas a plantas de raíz, son especialmente características de la zona litoral. Muchas especies tienen adaptaciones especiales para flotar mejor, siendo así características de la zona limnética.

Los tipos principales de algas son:

Diatomeas

- Algas verdes: comprenden formas unicelulares, filamentosas (flotantes o fijas) y varias formas coloniales flotantes
- Algas verdeazules: en su mayoría unicelulares. Algunas de estas algas son capaces de fijar nitrógeno gaseoso y transformarlo en nitrato, realizando así la misma función que realizan las bacterias en la tierra. Los metabolitos excretados por las células y los productos de fragmentación liberados durante la descomposición son a menudo tóxicos, y confieren mal sabor o mal olor al agua potable.

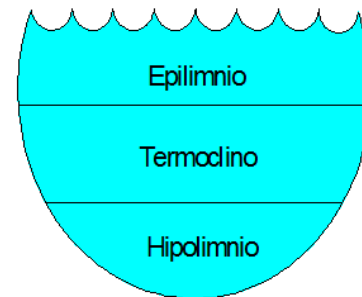
Clasificación de lagos por su temperatura

No puede hacerse una distinción estricta entre los lagos y los estanques. Sin embargo, existen entre ambos diferencias ecológicas importantes, aparte del tamaño y del volumen. En los lagos, las zonas limnética y profunda son relativamente grandes en comparación con la zona litoral; inversamente a lo que sucede en los estanques. Así, por ejemplo, la zona limnética es la región productora principal en el lago en su conjunto. Mientras que en los estanques y la zona litoral, y las comunidades de esta zona son de primordial interés. La circulación del agua en los estanques produce una estratificación de temperatura o de oxígeno limitada; los lagos, a menos que sean muy profundos, tienden a estratificarse en determinadas estaciones.

Este ciclo estacional típico, puede describirse como sigue:



Durante el verano, las aguas superiores se hacen más calientes que las del fondo; como resultado, únicamente la capa caliente superior circula y no se mezcla con el agua más fría, que es al mismo tiempo más viscosa. Al subir la temperatura en el verano, la diferencia de temperatura entre las aguas de arriba y las del fondo aumenta, lo que crea una zona intermedia llamada termoclino. El agua superior caliente, circulante, es el epilimnio y el agua más fría, no circulante, es el hipolimnio. Si el termoclino está por debajo del alcance de la penetración eficaz de la luz, la reserva de oxígeno se agota en el hipolimnio.



Al empezar el tiempo más frío, la temperatura del epilimnio baja hasta ser igual a la del hipolimnio, entonces el agua del lago entero empieza a circular, y el oxígeno es devuelto nuevamente a las profundidades durante el cambio de otoño. Al enfriarse el agua por debajo de 4 °C, ésta aumenta el volumen, se hace más ligera, permanece en la superficie y se hiela, produciéndose la estratificación de invierno.

En invierno, la reserva de oxígeno no suele reducirse fuertemente, porque la descomposición bacteriana y la respiración de los organismos no son tan grandes a temperaturas bajas, y el agua retiene más oxígeno a estas temperaturas. El estancamiento invernal, por consiguiente, no suele ser tan severo. En la primavera, al fundirse el hielo y hacerse el agua más caliente, se hace también más pesada y baja al fondo. Así pues, cuando la temperatura de la superficie sube a 4 °C, el lago realiza una respiración profunda, que constituye el retorno a la primavera.

En términos generales, cuanto más profundo es el lago, más lenta es la estratificación y más grueso el hipolimnio. El grado de agotamiento del oxígeno en el hipolimnio, depende de la cantidad de material en desintegración y de la profundidad del termoclino. Los lagos productivamente "ricos" suelen estar sujetos a un agotamiento de oxígeno mayor durante el verano, que los lagos "pobres", porque la lluvia de materia orgánica en la zona limnéticas y litorales hacia la zona profunda es mayor en los lago ricos desde el punto de vista de la producción; así pues, los peces que son estenotérmicos y tolerantes a temperaturas bajas, sólo pueden vivir en lagos pobres, en los que las aguas frías del fondo no se vacían de oxígeno. Los organismos inferiores de la zona profunda están perfectamente adaptados a resistir la deficiencia de oxígeno durante períodos muy considerables.

Si las aguas de un lago son muy transparentes y permiten el crecimiento del fitoplancton por debajo del termoclino, el oxígeno podrá estar presente inclusive en



mayor abundancia que en la superficie, porque en fría retiene más oxígeno. Vemos, por consiguiente, que la zona eufótica no coincide necesariamente con el epilimnio. En efecto, la primera se basa en la penetración de la luz, en tanto que la segunda es la zona de la temperatura.

Los lagos subtropicales, con temperaturas de superficie que nunca bajan de 4 °C, suelen exhibir un claro gradiente térmico de la superficie al fondo, pero sólo experimentan un período de circulación general por año y tiene lugar en invierno. Los lagos tropicales, en cambio, de altas temperaturas de superficie presentan gradientes débiles y poco cambio estacional de temperatura. Sin embargo, las diferencias de densidad del agua resultantes de gradientes térmicos, por ligero que sea, producirán una estratificación estable sobre una base más o menos anual. Por consiguiente, la circulación general es irregular y tiene lugar, en las estaciones más frescas.

En términos de estos importantes tipos de circulación del agua, la mayoría de los lagos del mundo pueden clasificarse en:

- Dimícticos: dos períodos estacionales de circulación libre
- Fríos Monomícticos: el agua no sube nunca arriba de los 4 °C; cambio estacional en verano (regiones polares)
- Calientes Monomícticos: el agua no baja nunca por debajo de 4 °C; un período de circulación en invierno
- Polimícticos: de circulación más o menos continua, con breves períodos de estancamiento, si los hay (a grandes alturas, ecuatoriales)
- Oligomícticos: raramente mezclados, térmicamente estables (en lagos tropicales)
- Meromícticos: permanentemente estratificados, generalmente por diferencias químicas entre las aguas por encima y debajo del termoclino.

Clasificación de los lagos por su productividad

Serie oligotrófica-eutrófica

Todos los lagos pueden clasificarse de acuerdo con la productividad primaria. La productividad o fertilidad de un lago depende de los productos nutricios recibidos del drenaje regional, así como de la etapa de sucesión y de la profundidad.

Los lagos típicamente oligotróficos son profundos y tienen el hipolimnio mayor que el epilimnio, así como una productividad primaria baja. Las plantas del litoral son



escasas y la densidad del plancton es baja; los auges de plancton son raros, puesto que los elementos nutricios rara vez se acumulan lo suficiente como para producir una erupción de población del fitoplancton. A causa de la baja productividad de las aguas de arriba, el hipolimnio no está sujeto a grave agotamiento de oxígeno; de aquí que los peces estenotérmicos del agua, como la trucha, sean característicos del hipolimnio.

Por el contrario, los lagos eutróficos son menos profundos y poseen una mayor productividad primaria. La vegetación litoral es mucho más abundante, las poblaciones de plancton son más densas, y los auges son característicos. A causa del fuerte contenido orgánico, el estancamiento del verano puede ser lo suficientemente fuerte como para excluir a los peces de agua fría. Se observa una tendencia general al aumento de la productividad paralelamente a la disminución de la profundidad. La biomasa permanente podrá verse más afectada por el tamaño de los individuos que por la productividad.

Tipos especiales de lagos

- Lagos distróficos: lagos de agua parda, lagos húmicos y pantanos. Suelen tener altas concentraciones de ácido húmico. Los pantanos tienen márgenes llenas de turba, de pH bajo, y se transforman en turberas.
- Lagos salados del desierto: se encuentran en los drenajes sedimentarios y en climas áridos en donde la evaporación rebasa la precipitación, lo que se traduce en concentración de sales.
- Lagos alcalinos del desierto: se encuentran en los drenajes ígneos en climas áridos; tienen un pH elevado y concentración de carbonatos.
- Lagos volcánicos: en regiones volcánicas activas, que reciben agua del magma; poseen condiciones químicas extremas y biota restringida.
- Lagos meromícticos químicamente estratificados: algunos lagos resultan permanentemente estratificados por la intrusión de aguas salinas o de sales liberadas por los sedimentos, lo que crea una diferencia permanente de densidad entre las aguas del fondo y de la superficie. En este caso el límite entre ambas capas es quimioclino en lugar de termoclino. El oxígeno libre y los organismos aeróbicos estarán ausentes de las aguas de tales lagos.



- Lagos polares: Las temperaturas de la superficie permanecen por debajo de 4 °C, o sólo suben por encima en breves periodos durante el verano libre de hielo, en que la circulación puede tener lugar. La población del plancton crece rápidamente durante este período, y almacena a menudo grasas con miras al prolongado invierno.

Embalses:

Se caracterizan por niveles fluctuantes del agua y una turbidez elevada. La producción del bentos es a menudo menor que en los lagos naturales.

Si el agua se suelta por el fondo, como sería el caso de las cortinas construidas para la producción de energía, resulta que se descargaría río abajo un agua fría, rica en elementos nutritivos pero pobre en oxígeno, en tanto que el agua caliente es retenida en el lago. En este caso el embalse se convierte en una trampa de calor y exportador de alimentos nutritivos, en contraste con los lagos naturales, que descarga por la superficie y funcionan como trampas de alimentos nutritivos y exportadores de calor. La liberación de agua fría del fondo hace posible desarrollar una pesquería de trucha río abajo.

Se enumeran los siguientes efectos de las cortinas con compuertas de exclusión de aguas profundas:

1. El agua sale con una salinidad mayor de la que se obtendría de la extracción de agua de la superficie.
2. Se pierden en el depósito elementos nutritivos esenciales, lo que tiende a agotar la capacidad productiva de depósito, produciendo al propio tiempo eutrofización río abajo.
3. La pérdida por evaporación aumenta como resultado de almacenar agua caliente entrante y de liberar agua hipolimnial fría.
4. Un contenido de oxígeno disuelto bajo en el agua descargada, reduce la capacidad del río de recibir contaminantes orgánicos.
5. La descarga de ácido sulfúrico y de otras sustancias reducidas, rebaja la calidad del agua río abajo, lo que puede causar exterminio de peces.



2.2 RESPUESTA ESPECTRAL DE ALGAS, FITOPLANCTON Y SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

En varias ocasiones se utiliza el término “agua pura” para definir un medio desprovisto de otras sustancias que no fuesen las moléculas de agua y las sales disueltas en el agua. Sin embargo, en adición al “agua pura” las propiedades ópticas de cualquier cuerpo de agua están influenciadas por varias sustancias, divididas en las siguientes categorías para fines prácticos:

- **Fitoplancton:** incluye fitoplancton y a otros microorganismos, si bien el primero posee la mayor influencia en las propiedades ópticas. Estos son organismos unicelulares que se hallan en la zona eufótica de los cuerpos de agua. Son los productores en la red alimenticia marina y principales actores en el ciclo del carbono. La clorofila-a se utiliza como índice de biomasa del fitoplancton, por ser el pigmento fotosintético principal, si bien existen varios pigmentos auxiliares. El fitoplancton y sus células con alta pigmentación dominan la señal en el grupo de microorganismos, no están solos en el ambiente acuático. Zooplancton, virus y bacterias heterotróficas contribuyen en la señal, pero usualmente no se distinguen del fitoplancton.
- **Materia inorgánica suspendida:** todo material particulado inorgánico, que no sea fitoplancton. Las zonas costeras poco profundas y cuerpos de agua internos son susceptibles a la modificación del color de sus aguas, por los sedimentos alzados sea por oleaje y/o corrientes. Estuarios, aguas oceánicas influenciadas por la desembocadura de ríos y áreas con diferencia de mareas son áreas donde la influencia de la materia inorgánica suspendida juega un rol importante en el color del océano. No incluye a un único material sino a una familia con sus propias características. Arena blanca de corales y arcilla por salida de un río no tendrán el mismo efecto en el color del océano al ser suspendidas. Incluye también polvo continental y cenizas volcánicas.
- **Sustancia amarilla:** es una categoría de división discutida. Son sustancias coloreadas, disueltas y orgánicas (ácidos húmicos y fúlvicos) (CDOM: coloured, dissolved organic matter)”. También conocidas como “gelbstoff” o “gilvin “. Se originan de la degradación por senescencia del fitoplancton u otras partículas orgánicas. Poseen una absorción variable y se conoce que sufren la foto-degradación. Son incluidos los detritos, ya que poseen una absorción similar a la sustancia amarilla.



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



- Efecto del fondo: si el cuerpo de agua es poco profundo y el agua lo suficientemente clara, el fondo puede influenciar el color del agua, dependiendo también de las sustancias presentes en el agua y el tipo de fondo.¹⁴

La dispersión de las ondas electromagnéticas en lagos depende fuertemente del color de la luz. Los materiales suspendidos y disueltos contribuyen diferencialmente a la dispersión y absorción. Las partículas suspendidas de arcilla, por ejemplo, causan mayor dispersión, mientras que las sustancias orgánicas disueltas solo causan absorción. El fitoplancton contribuye tanto a la dispersión como a la absorción. Los coeficientes totales de absorción y dispersión en una longitud de onda determinada se deben a la suma de las contribuciones individuales del agua, compuestos orgánicos, fitoplancton y sedimentos inorgánicos en suspensión.

Cuando la luz entra en una laguna, el agua en sí misma contribuye a su absorción y dispersión. En lagos, además, la presencia de partículas orgánicas e inorgánicas en suspensión y de sustancias disueltas influye sobre sus propiedades ópticas. Todos los materiales de color ejercen una absorción diferencial, es decir, absorben en ciertas longitudes de onda. Las sustancias orgánicas disueltas y suspendidas en el agua de lagos con sedimentos turbosos y abundantes compuestos húmicos, tienen aguas generalmente ácidas, de color castaño oscuro, con pobre actividad bacteriana. En la mayoría de las lagunas, la luz es absorbida predominantemente por materia particulada, como los componentes del fitoplancton y partículas suspendidas. Dado que el material absorbente tiene color, la absorción de luz no es la misma para todas las longitudes de onda, y algunos colores penetrarán más profundamente que otros. El color aparente de las aguas es una característica de gran valor para la diferenciación funcional de los ambientes a nivel regional.

¹⁴ Compagnucci, M. (2011). *Utilización de tecnología espacial asociada a floraciones algales y presencia de Vibrios*. Recuperado octubre 20, 2016, de Universidad Nacional de Córdoba Sitio web: <http://www.famaf.unc.edu.ar/wp-content/uploads/2014/04/10-Gulich-Compagnucci.pdf>

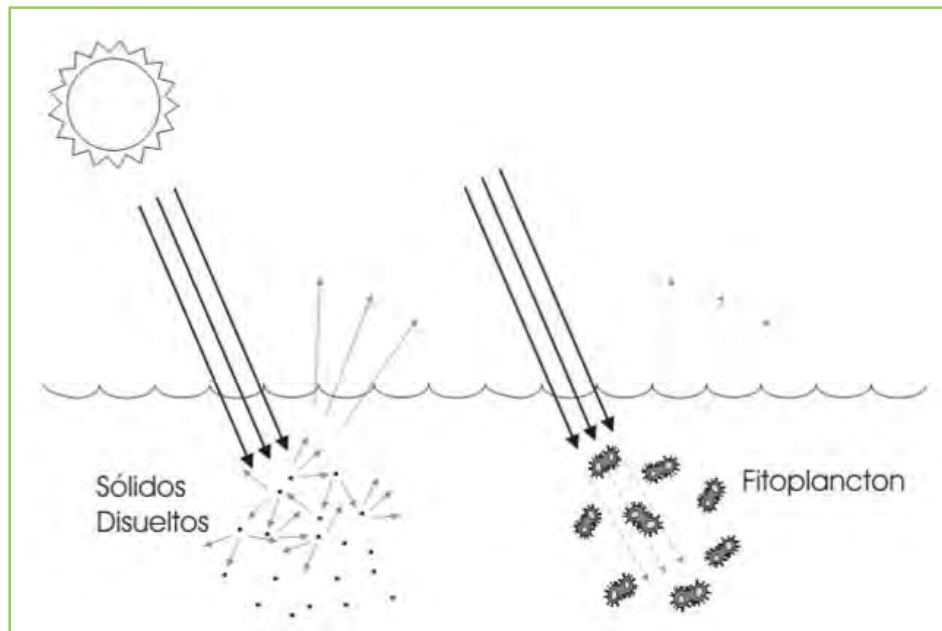


Figura 2.1 Comportamiento de la radiación solar en el agua respecto a los sólidos (disueltos y en suspensión) y fitoplancton. Fuente: Dukatz, F. (2008)

El fitoplancton contribuye tanto a la dispersión como a la absorción (figura 2.1). Los coeficientes totales de absorción y dispersión en una longitud de onda determinada se deben a la suma de las contribuciones individuales del agua, compuestos orgánicos, fitoplancton y materia inorgánica en suspensión.¹⁵

CLOROFILA- α

La clorofila- α es el principal pigmento fotosintético de todos los organismos fotosintéticos y está presente en todas algas y cianobacterias. La clorofila- α introduce cambios al agua limpia en sus características de reflectancia espectral, por ejemplo en su color. Los diferentes tipos de fitoplancton tienen diferentes concentraciones de clorofila- α y aparecen con diferentes colores en los sensores remotos; por lo tanto, registrar el color en un cuerpo de agua permite estimar la cantidad y tipo general del fitoplancton e indicar la salud del cuerpo del agua.^{16 17}

¹⁵ Dukatz, F. (2008). *Nuestros ojos en el cielo: los satélites de aplicación científica*. En Espejos en la Llanura. Nuestras lagunas de la Región Pampeana (pp. 122-123).

¹⁶ Ritchie, J. C., Zimba, P. V., Everitt, J. (2003). *Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality*, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.

¹⁷ Navarro, G., Alvain, S., Vantrepotte, V., y Huertas, I. (2014). *Identification of dominant phytoplankton functional types in the Mediterranean Sea based on a regionalized remote sensing approach*. Remote Sensing of Environment.



Con una molécula compleja como la clorofila- α o cualquier otro pigmento fotosintético es normal que se lleve a cabo más de una transición de energía. La clorofila- α actúa como un fotorreceptor y catalizador para la conservación de la luz solar en energía y presenta dos bandas de absorción, en la región azul y en el rojo como se muestra en la figura 2.2.¹⁸ Cuando una molécula de clorofila- α absorbe un fotón se llevan a cabo rápidamente transmisiones en los niveles rotacionales y transicionales. Esta energía es usada para la fotosíntesis por lo que la producción primaria es normalmente expresada con unidades de la irradiancia Wm^{-2} , o puede ser remitida del sistema de fotosíntesis como un fotón de luz que es conocido como fluorescencia. En las células de los organismos acuáticos fotosintéticos sólo una porción de aproximadamente 1% de luz absorbida se pierde a través de fluorescencia.¹⁹

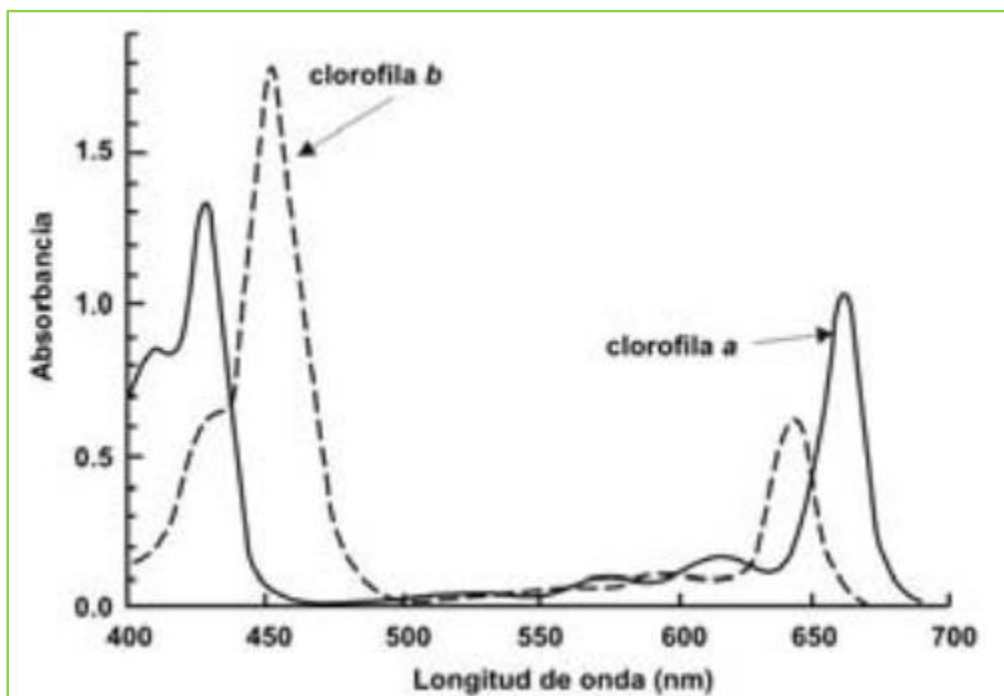


Figura 2.2 Espectro de absorción de la clorofila- α y clorofila- β . Fuente: Harris, D. 2001

SÓLIDOS SUSPENDIDOS

En las figuras 2.3 y 2.4 se muestran las firmas espectrales del agua clara y agua con diferentes concentraciones de sólidos de arcilla y suelo limosos. La reflectancia

¹⁸ Schanda, E. (1986). *Physical fundamentals of remote sensing*. Springer Verlag, Berlin, Pp. 187

¹⁹ Harris, D. (2001). *Análisis químico cuantitativo*. Reverte. Barcelona, Pp. 969



espectral del agua clara disminuye continuamente después de los 580 nm debido a la absorción de la radiación en la columna de agua. Cuando la concentración de sólidos suspendidos aumenta la reflectancia en la columna de agua, lo hace en todas las longitudes de onda, tanto para sedimentos limosos como arcilla. El suelo arcilloso tiene más materia orgánica y un color oscuro que presenta un 10% menos de reflectancia en todas las longitudes de onda que el suelo limoso de color claro.

La reflectancia aumenta en la región 580-690 nm y en la región del infrarrojo cercano a medida que más partículas de minerales están suspendidas en los cuerpos de agua; por lo tanto, el pico de reflectancia cambia hacia longitudes de onda en la región del visible cuando más sólidos se agregan y un cuerpo de agua con sólidos suspendidos puede parecer brillante en la imágenes.

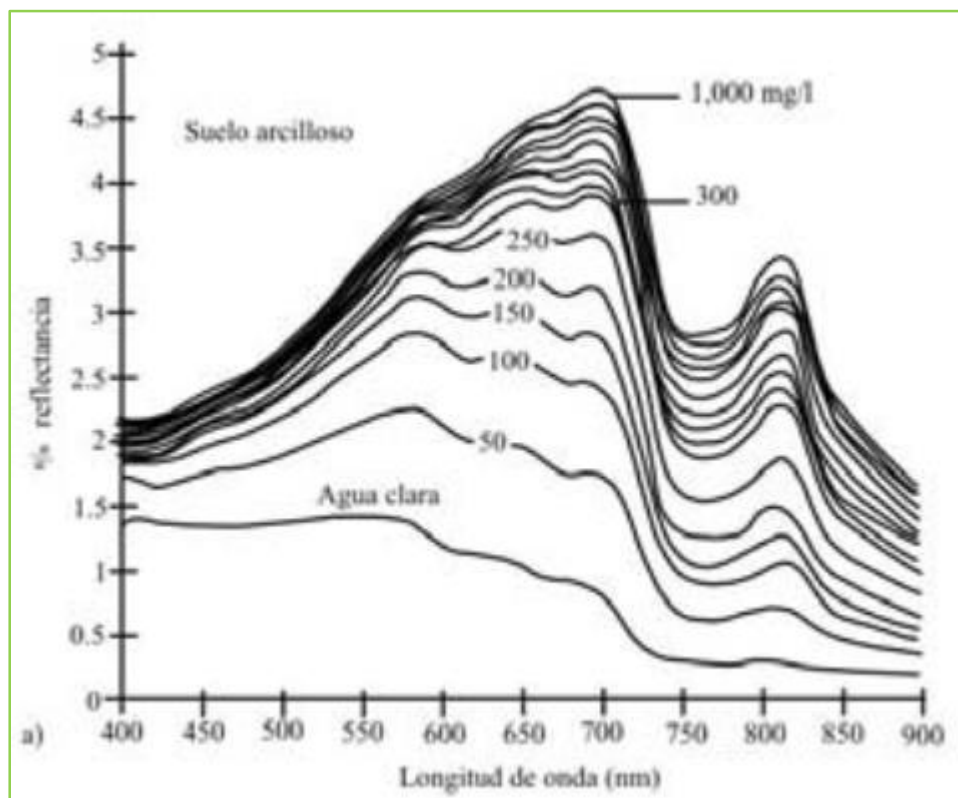


Figura 2.3 Firmas espectrales de agua limpia y agua con varias concentraciones de sólidos arcillosos suspendidos desde 0 mg/l hasta 1000 mg/l. Fuente: Bhargava, y Mariam., (1990)

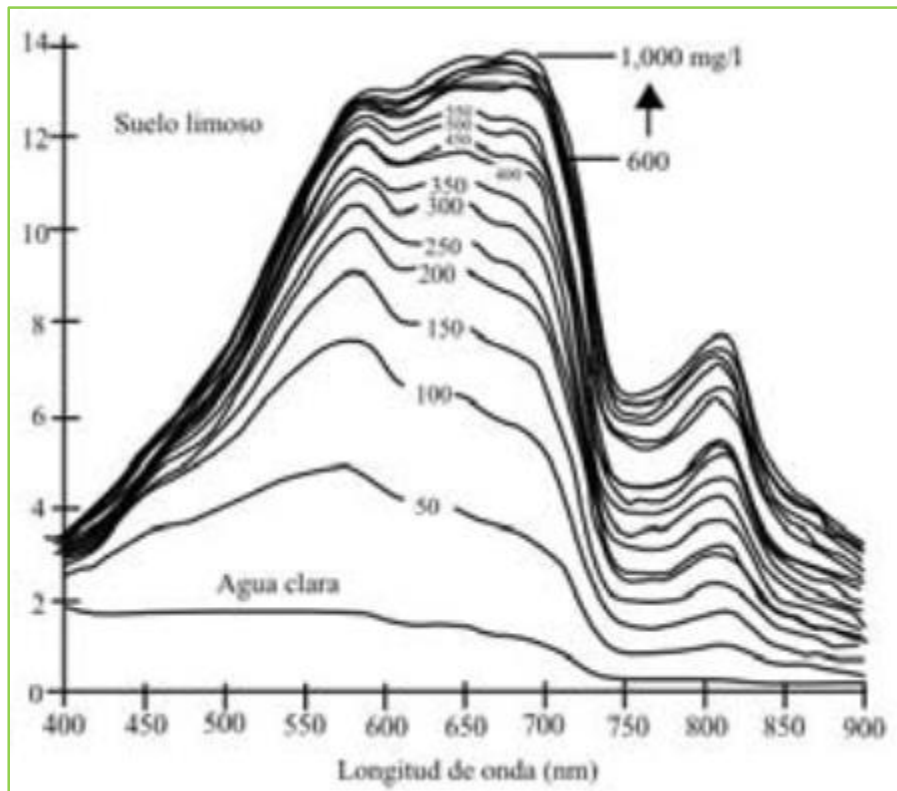


Figura 2.4 Firmas espectrales de agua limpia y agua con varias concentraciones de sólidos limosos suspendidos desde 0 mg/l hasta 1000 mg/l. Fuente: Bhargavata, y Mariam (1990)

Tras un estudio de correlación de datos de percepción remota y la concentración de sólidos suspendidos los resultados son:

- El rango visible de 580-690 nm puede proporcionar información del tipo de sólidos en cuanto a su composición, se identificará esta región del espectro un aumento en la reflectancia cuando hay presencia de suelo arcilloso suspendido en aguas superficiales.^{20,21}
- El rango de longitudes de onda de 714-880 nm es útil para determinar la cantidad de sólidos suspendidos en el cuerpo de agua, en el caso en que las partículas minerales son los componentes predominantes, esto es

²⁰ Bhargava, D. S y Mariam, D. W., (1990), Spectral reflectance relationship to turbidity generated by different clay material, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 56, 225-229.

²¹ Han, L. y Rundquist, D.C., (1994). The response of both surface reflectance and the underwater light field to various levels of suspended sediments: Preliminary results, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 60, 1463-1471.



confiable en estudios donde se ha determinado que los sedimentos suspendidos son minerales terrígenos.²²

Estas correlaciones deben realizarse específicamente para cada área de interés debido a las variaciones en las características del agua, suelo y afloramientos geológicos del sitio.

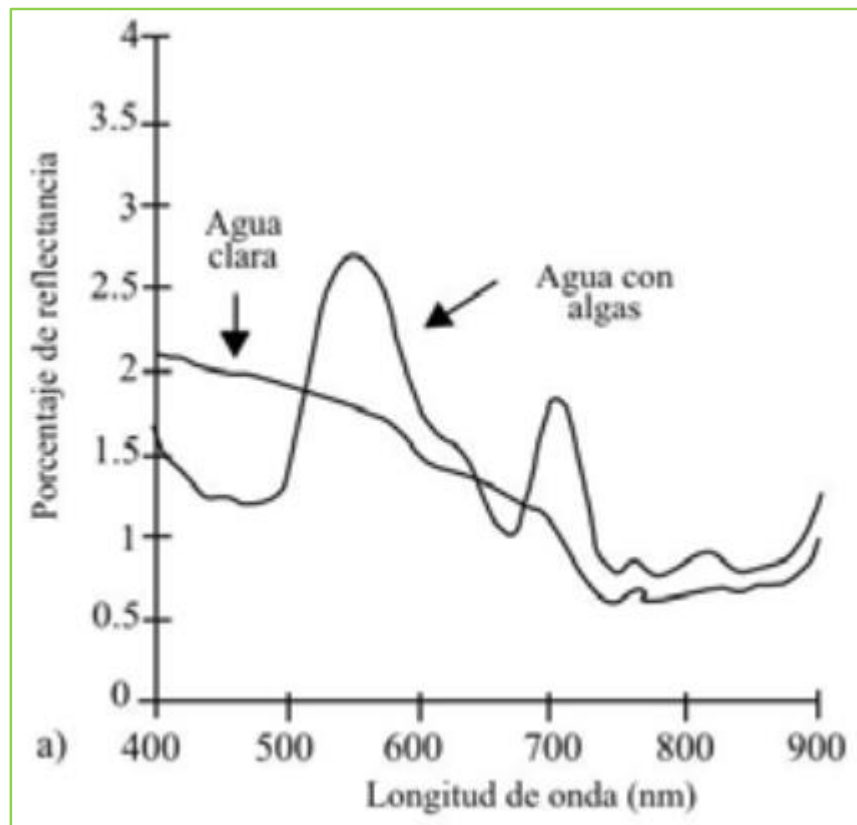


Figura 2.5 Respuesta espectral de agua limpia y agua con algas productoras de clorofila- α . Fuente: Jensen, J.R, (2000),

La figura 2.5 representa las características espectrales del agua clara y agua con presencia de algas productoras de clorofila- α . El agua clara refleja aproximadamente el 2% de la radiación incidente entre 400 y 500 nm y la reflectancia decrece gradualmente a menos de 1% en longitudes de onda más allá de 710 nm. En agua

²² Jensen, J.R, (2000), *Remote Sensing of the Environment an Earth Resource Perspective*. Prentice Hall. USA. Pp. 544.



con carga de fitoplancton principalmente contiene clorofila- α y presenta cuatro características espectrales de absorción y dispersión debidas a la clorofila- α .

- I. Absorción en la región del azul entre 400 y 500 nm
- II. Absorción en la región del rojo en aproximadamente 675 nm
- III. Mínima reflectancia alrededor de los 550 nm (pico del verde)
- IV. Pico de reflectancia alrededor de 690-700 nm causado por interacción de la dispersión de células de algas y un efecto mínimo combinado de pigmentos y absorción de agua.²³

En la figura 2.6 se observa que cuando existe presencia de sólidos suspendidos y clorofila- α . En un cuerpo de agua al mismo tiempo, el pico de reflectancia en el visible cambia de 547 (verde claro) con 0 mg/l hasta 596 nm (naranja) con 500 mg/l de sólidos suspendidos. (Jensen, J.R, 2000)

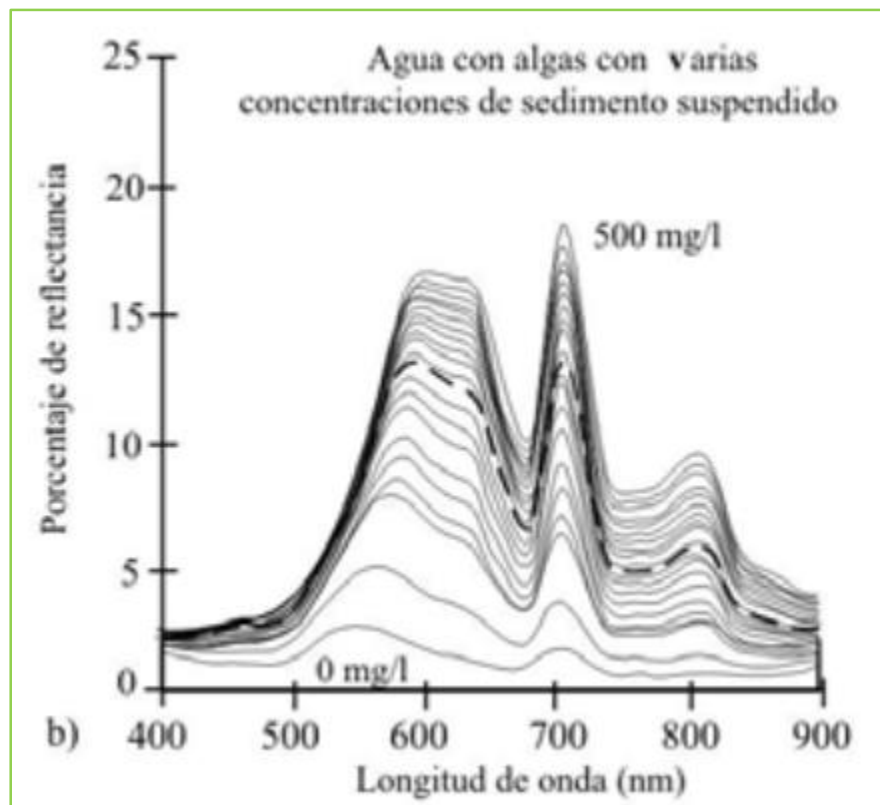


Figura 2.6 Respuesta espectral de agua con presencia de clorofila- α y diferentes concentraciones de sólidos suspendidos en un rango de 0-500 mg/l. Jensen, J.R, 2000

²³ Gitelson, A. (1992). The peak near 700 nm on radiance spectral of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. International Journal of Remote Sensing, 13 (17), 3367-3373



2.3 ÍNDICES DE VEGETACIÓN

Los índices de vegetación son combinaciones de las bandas espectrales registradas por los satélites de teledetección, cuya función es realzar la vegetación en función de su respuesta espectral y atenuar los detalles de otros elementos como el suelo, la iluminación, etc.

Los índices de vegetación, son imágenes calculadas a partir de operaciones algebraicas entre distintas bandas espectrales. El resultado de estas operaciones permite obtener una nueva imagen donde se destacan gráficamente determinados píxeles relacionados con parámetros de las coberturas vegetales.²⁴

Índice normalizado diferencial de vegetación (NDVI)

El índice de vegetación más conocido y usado es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI Normalized Difference Vegetation Index). Este índice fue introducido con el objetivo de separar la vegetación del brillo que produce el suelo.

Se basa en el peculiar comportamiento radiométrico de la vegetación, relacionado con la actividad fotosintética y la estructura foliar de las plantas, permitiendo determinar la vigorosidad de la planta.

Los valores del NDVI están en función de la energía absorbida o reflejada por las plantas en diversas partes del espectro electromagnético. La respuesta espectral que tiene la vegetación sana, muestra un claro contraste entre el espectro del visible, especialmente la banda roja, y el Infrarrojo Cercano (NIR).

Mientras que en el visible los pigmentos de la hoja absorben la mayor parte de la energía que reciben, en el NIR, las paredes de las células de las hojas, que se encuentran llenas de agua, reflejan la mayor cantidad de energía. En contraste, cuando la vegetación sufre algún tipo de estrés, ya sea por presencia de plagas o por sequía, la cantidad de agua disminuye en las paredes celulares por lo que la reflectividad disminuye el NIR y aumenta paralelamente en el rojo al tener menor absorción clorofílica. Esta diferencia en la respuesta espectral permite separar con relativa facilidad la vegetación sana de otras cubiertas. El cálculo del NDVI implica

²⁴ Anónimo. (S/A). Cálculo del índice de vegetación (NDVI). Noviembre 14, 2016, Sitio web: http://concurso.cnice.mec.es/cnice2006/material121/unidad2/a_ndvi.htm



el uso de una simple fórmula con dos bandas, el Infrarrojo Cercano (NIR) y el rojo (Red) (ecuación 2.1.)

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + \rho_{red}} \quad (2.1)$$

Donde NIR es la reflectancia espectral del canal infrarrojo cercano y RED representa la reflectancia en el canal rojo del visible. Esta ecuación (2.1) indica que existe una relación inversa entre el valor de reflectancia de estas bandas, por lo que es posible su uso para discriminación de cubiertas vegetales. Los valores de este índice fluctúan entre -1 y 1. Diversos estudios y publicaciones señalan que valores por encima de 0.1 indican presencia de vegetación, y cuanto más alto sea el valor de este índice, las condiciones de vigor son mejores. (Díaz, J., 2015)

Índice de Vegetación de la Diferencia Normalizada Verde (GNDVI)

Éste es una variante del NDVI que utiliza la banda del verde en lugar de la del rojo. Su ecuación es la siguiente:

$$GNDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{green}}{\rho_{NIR} + \rho_{green}} \quad (2.2)$$

Índice de diferencia normalizada de sólidos suspendidos (NDSSI)

Ha sido utilizado por muchos autores para desarrollar modelos de sólidos en suspensión en los ríos, lagos, estuarios y muchos otros cuerpos de agua. Se ha observado que las imágenes Landsat ETM es más sensible a la transparencia de las aguas de azul (ρ_{azul}) y en el infrarrojo cercano (NIR). El índice se aplica mediante la sustracción del infrarrojo cercano de la banda azul y el descifrar el resultado de la suma de ambas bandas. Los valores obtenidos del índice NDSSI son un rango de valores del -1 al +1 donde los valores más altos indican la presencia de agua más clara y los valores bajos indican la presencia de agua más turbia o con mayor contenido de tierra, se expresa mediante la ecuación (2.3). (Díaz, J., 2015)



$$NDSSI = \frac{\rho_{blue} - \rho_{NIR}}{\rho_{blue} + \rho_{NIR}} \quad (2.3)$$

Índice normalizado de material en suspensión (NSMI)

Fue desarrollado sobre la base de que el agua limpia tiene un pico de reflectancia en la gama azul (ρ azul), mientras que la presencia de material suspendido promueve un aumento de la reflectancia en todo el espectro visible, especialmente en la gama de verde y rojo (rojo + ρ verde) donde tiende a agua limpia para absorber la radiación.

La ecuación se generó mediante la adición de la respuesta espectral de las bandas rojas y verdes y restándolo de la banda azul, y luego dividiendo el resultado por la suma de las bandas rojo, verde y azul para normalizar el resultado. La ecuación da valores entre -1 a 1. Los valores más bajos corresponden a agua más clara. Sin embargo cuando la banda azul tiene un valor más alto que la suma de la banda roja y verde, la ecuación da un valor negativo, lo que indica la presencia de agua más clara. Los valores más altos corresponden a agua con más materia suspendida, se expresa mediante la ecuación (2.4). (Díaz, J., 2015)

$$NSMI = \frac{\rho_{red} + \rho_{green} - \rho_{blue}}{\rho_{red} + \rho_{green} + \rho_{blue}} \quad (2.4)$$

Relación de bandas (BR)

La simple relación de bandas se utiliza para muchos propósitos en la percepción remota. De las imágenes Landsat ETM+ la relación de bandas es utilizada para determinar sólidos en suspensión en el agua, es la banda verde dividido por la banda azul. De esta ecuación la banda verde se utiliza porque los sólidos aumentan la reflectancia en la zona verde del espectro mientras agua clara tiene el pico reflectancia en el azul. Proporción de banda de 0 a infinito. En este caso, el valor más alto indica la presencia de más sólidos en suspensión y se expresa mediante la ecuación (2.5). (Díaz, J., 2015)



$$BR = \frac{\rho_{green}}{\rho_{blue}} \quad (2.5)$$

Índice de diferencia normalizada de aguas (NDWI)

Este índice está diseñado para maximizar la reflectancia de agua mediante el uso de las longitudes de onda de la banda verde; reducir al mínimo la baja reflectancia del NIR por las características del agua; y tomar ventaja de la alta reflectancia del NIR por características de la vegetación y del suelo. Como resultado, las características del agua tienen valores positivos y por lo tanto se han mejorado, mientras que la vegetación y el suelo por lo general tienen valores cero o negativos, por lo que se suprimen, se expresa mediante la ecuación (2.6). (Díaz, J., 2015)

$$NDWI = \frac{\rho_{green} - \rho_{NIR}}{\rho_{green} + \rho_{NIR}} \quad (2.6)$$



3. METODOLOGÍA

3.1 SELECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

Generalidades

Existen más de 4,462 presas en México, de las cuales 667 están clasificadas como grandes presas, de acuerdo con la definición de la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD, por sus siglas en inglés).

La capacidad de almacenamiento de las presas del país es de aproximadamente 150 mil millones de metros cúbicos. El volumen almacenado en 98 de las principales presas en el año 2010 fue de aproximadamente 106 mil millones de m³. Este volumen depende de la precipitación y los escurrimientos en las distintas regiones del país.

Son 116 presas principales las que representan casi el 79% de la capacidad total de almacenamiento del país.²⁵

El Estado de México tiene tres cuencas: la del Pánuco, la del Balsas y la Lerma-Santiago. En esta última hay un gran número de almacenamientos, entre los que sobresale la presa Tepetitlán (tabla 3.1), cuya importancia radica en que ahí se ubican las zonas agrícolas de temporal y riego más importantes de la entidad mexiquense. La Presa Tepetitlán aprovecha el cauce del río Jaltepec y se ubica en el ejido San Antonio de la Ciénega, entre las comunidades de Tepetitlán y San Antonio Mextepec, 6 km al sur de San Felipe del Progreso, en la zona central del municipio del mismo nombre, en pleno corazón de la región mazahua del estado. (Montes, A., Palerm, J., y Chávez, M. 2012)

Tabla 3.1 Capacidad de almacenamiento y uso de la presa Tepetitlán

Nombre oficial	Nombre común	Capacidad al NAMO (hm ³)	Altura de la cortina (m)	Año de terminación	Región hidrológico administrativa	Entidades federativas	Usos	Capacidad efectiva (MW)	Corriente en la que se ubica la presa	Volumen útil 2010
San Andrés Tepetitlán	Tepetitlán	68	31	1964	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	Estado de México	Irrigación		Río Jaltepec	67.46

Fuente: CONAGUA

²⁵ Comisión Nacional del agua. (S/A). *Atlas digital del agua México 2012 Sistema Nacional de Información del Agua*. Recuperado enero 23, 2016, de CONAGUA Sitio web: <http://www.conagua.gob.mx/atlas/index.html>



La presa Tepetitlán se encuentra dentro de la cuenca hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, su extensión de 132 724 km² representa cerca de 7 por ciento del territorio nacional (CONAGUA). La subcuenca de la presa tiene una superficie de 368.74 km², 0.69 por ciento del total de la cuenca Lerma-Chapala y posee un área de captación de 207.63 km² (figura 3.1), estos datos la ubican como la cuarta presa más importante del Estado de México.

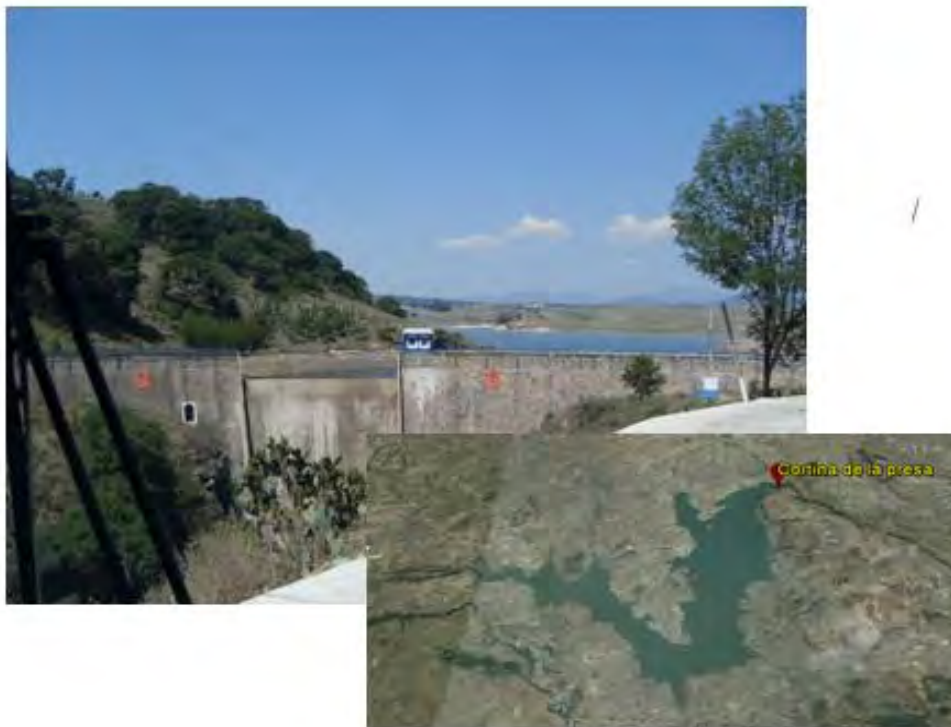


Figura 3.1 Cortina de la presa Tepetitlán, la cual tiene una capacidad de 70 000 000 m³

La Presa Tepetitlán drena por gravedad, y por medio de una red de canales riega parcelas ubicadas en los municipios de Ixtlahuaca, San Felipe del Progreso y Jocotitlán.

La presa Tepetitlán fue construida en la primera década del siglo XIX para almacenar el agua del Río Jaltepec, con una capacidad inicial de 4.5 Hm³. Hecha en mampostería de cal asentada sobre roca, las aguas allí represadas se usaron para regar las tierras de la hacienda Tepetitlán con sus anexos a través de un canal del mismo nombre, el cual recorría la margen izquierda del río. A mediados del siglo XIX, se abrió en la margen derecha del río un nuevo canal que benefició únicamente las tierras de la hacienda Enyege.



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Los trabajos de ampliación se inician y la capacidad de la presa aumentaría 20 Hm³, obteniéndose un total almacenado de 25 Hm³.

Actualmente el sistema de la presa Tepetitlán comprende 9,721 ha, abarcando los municipios de San Felipe del Progreso, Ixtlahuaca y Jocotitlán, almacena hasta 80 millones de metros cúbicos de agua que provienen del Río Jaltepec y de agua de lluvias. Beneficia a 6,834 usuarios, de los cuales 89.6% son ejidatarios y el resto pequeños propietarios. El mecanismo de distribución de agua requiere de pequeñas presas derivadoras, 196 km de un canal principal y 142 km de canales secundarios o canaletas, además de contar con un túnel (figura 3.2)²⁶

²⁶ Montes, A., Palerm, J., y Chávez, M. (2010). *Las vicisitudes de la transferencia del sistema de riego Tepetitlán, Estado de México*. Recuperado enero 24, 2016, de Agricultura, sociedad y desarrollo Sitio web: <http://www.colpos.mx/asyd/volumen7/numero2/asd-09-009.pdf>

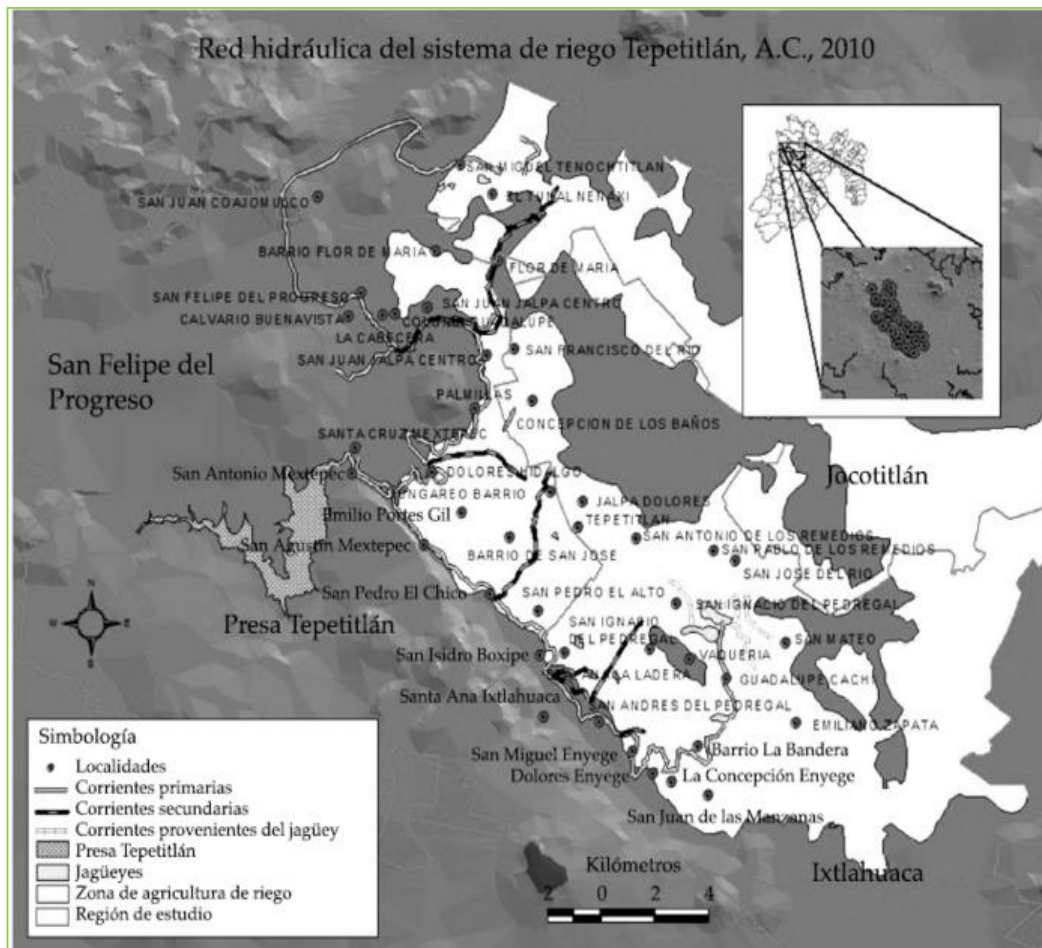


Figura 3.2 Ubicación de las comunidades del Sistema de Riego Tepetitlán

El sistema, salvo una ampliación realizada en 1964, fue construido por las haciendas. En la década de 1920 y 1930, las tierras de riego de la hacienda pasan a beneficiarios de la reforma agraria. En el año de 1934, el Departamento Agrario convocó a los comisariados ejidales para formalizar una junta de aguas de la presa Tepetitlán, junta que no fue creada. A finales de 1940 inició operaciones como Distrito de Riego y el Sistema Tepetitlán fue adherido administrativamente a otros sistemas de riego, formándose el Distrito de Riego 033.

Antes del inicio de la gestión como Distrito de Riego no parece haber existido una autoridad de parte de la Secretaría de Agricultura y Fomento (SAyF) o del Departamento Agrario, que tuviera personal a cargo de la presa y sus canales de riego. Los comisariados ejidales eran los encargados de vigilar la distribución de



agua al interior de sus respectivas comunidades. Cuando existía algún tipo de inconformidad entre pueblos para la distribución del agua, los abusos eran reportados por los comisariados ejidales ante el Departamento Agrario, que de inmediato enviaba un representante para que pusiera orden en el espacio de regadío; a veces se amenazaba con enviar efectivos del ejército, a fin de cuidar que el paso del agua no fuera tapado entre comunidades. Aparentemente, en 1936, el administrador de las haciendas Enyege y Tepetitlán, haciendas que todavía contaban con una superficie de 211 hectáreas, era quien tenía las llaves para abrir y cerrar las compuertas de tablas de madera, y por lo tanto era quien manejaba la presa.

En el análisis sobre la distribución del agua a partir de la transferencia del Distrito de Riego se trató de determinar si había deterioro o mejora en la distribución del agua, en particular debido a que el caso del Sistema de Riego Tepetitlán presenta algunas características particulares: los usuarios se negaron a adoptar un modelo burocrático de administración para la transferencia y actualmente (2000-2010) hay dos comités directivos. La ausencia de una operación con personal contratado y la existencia de dos comités directivos parecían la respuesta más sencilla a un aparente deterioro en la distribución del agua.

El sistema de riego Tepetitlán está conformado por 34 comunidades. Por el tipo de tenencia de la tierra existen comunidades con propiedad ejidal, propiedad privada o ambos tipos de propiedad. Además, algunas comunidades tienen "barrios", que son pequeños asentamientos que pertenecen a un ejido o un poblado de pequeña propiedad. En los ejidos y las pequeñas propiedades, en 1992, con la política de transferencia, se eligen delegados de riego, prevaleciendo 46 delegados en el sistema de riego (31 ejidos y 15 pequeñas propiedades). Los barrios carecen de cualquier tipo de autoridad.

Los ejidos tienen como autoridades del agua —además del delegado de riego— al comisariado ejidal y jueces de agua, entre otras organizaciones, como comité de riego y comité de vigilancia. Las comunidades con pequeña propiedad se auxilian del delegado municipal. En el caso de coincidir en un solo poblado, ejido y pequeña propiedad, puede haber colaboración entre autoridades del ejido y la pequeña propiedad.²⁷

²⁷ Vargas, S. (2007). *Agua y sociedad en el alto Lerma: el módulo Tepetitlán*. Recuperado diciembre 10, 2015, de Instituto Mexicano de Tecnología del Agua Sitio web: <http://www.colpos.mx/asyd/volumen4/numero1/asd-08-001.pdf>



Distribución del agua de riego

El cultivo dominante en el sistema de riego es el maíz, las comunidades que se benefician con el agua de la presa Tepetitlán siembran distintas variedades, los extremos son una variedad de maíz de ciclo largo y otra de ciclo corto; el de ciclo largo tiene una producción por hectárea mayor que el de ciclo corto. La fecha en que reciben el riego (y por lo tanto el tipo de variedad de maíz que siembran) son factores elementales que denotan inequidad en la distribución de agua. (Montes, et. al., 2010).

Clima

El sistema agrícola presente en Tepetitlán se encuentra a 2 600 metros sobre el nivel del mar, con una precipitación pluvial menor a los 800 mm; el clima es subhúmedo. La clasificación tradicional en Tepetitlán es el de tierra fría. Por ser tierra fría, las estaciones presentes son dos: la seca y la de lluvias. Las condiciones climáticas les impiden realizar más de una cosecha de maíz al año, por la presencia de heladas. En cuanto a las heladas, los campesinos mazahuas reconocen tres tiempos: las heladas tempraneras, que inician en octubre; las heladas negras, entre noviembre a febrero; y las heladas tardías, en marzo. No obstante, realizan cultivos invernales como el haba y la avena, dado que son resistentes a las heladas.

El tipo de riego que se presenta en las comunidades beneficiadas con la presa Tepetitlán es agua rodada, utilizada como punta de riego y, en ocasiones, un riego de auxilio; la punta de riego es vital, pues de otra manera sólo se puede sembrar un maíz de ciclo muy corto o violento, dados los límites impuestos por el inicio de la temporada de lluvias y el inicio de las heladas. La fecha de la punta de riego determina que el maíz que se pueda sembrar sea de ciclo largo o corto; la cosecha en ambos casos se realiza durante los meses de noviembre y diciembre. La siembra debe realizarse después de las heladas negras (a partir del 12 de marzo), porque sembrar a principios de marzo implica arriesgarse a perder la cosecha.

Además hay riego desde siete jagüeyes o bordos (estanques secundarios de almacenamiento): uno sobre el canal Tepetitlán y seis sobre el canal Enyege, que se llenan antes del inicio de los riegos con agua de la presa.

Uso de suelo

Los mazahuas tienen en su clasificación del suelo tres tipos: la tierra barrial, la tierra blanca y la tierra arcillosa. El tipo de suelo es importante, porque determina



el tiempo de secado de la tierra después del riego de pre-siembra; asimismo, del tiempo de secado del suelo depende la fecha en que debe iniciar la siembra del maíz. Unos tipos de suelo requieren mayor tiempo de secado y otros, un menor tiempo. La variación tiene un rango de una a tres semanas.

Sin embargo, pueden modificar el tiempo de secado necesario del suelo al usar tecnología distinta (tractor o arado) para el barbecho; si se barbecha con yunta, el tiempo de secado requerido para el mismo tipo de suelo es menor que si se barbecha con tractor. En el suelo barrial, si se usa tractor para el barbecho, la tierra tarda en secar 15 días, porque hay mayor profundidad de arrastre y volteado de suelo; pero si se utiliza la yunta, la profundidad es menor y el tiempo de secado es entre una semana y diez días. En el suelo llamado de "tierra blanca", si se usa tractor para el barbecho, la tierra tarda en secar entre 25 y 30 días, y con yunta de 15 a veinte días. En el suelo arcilloso, con tractor, la tierra tarda en secar entre ocho y diez días, y con yunta tarda unos cinco días. Así, por ejemplo, en suelo barrial para sembrar maíz marceño, usando para el barbecho tractor, se requiere regar en febrero; sin embargo, si el barbecho se realiza con yunta, se requiere menor tiempo de secado y el riego de pre-siembra se puede posponer.

Estas diferencias de suelo se presentan al interior de cada comunidad, ya que los tipos de suelo se encuentran intercalados por toda la superficie de riego; dominan los suelos de tierra barrial y blanca, mientras que hay poco suelo de tierra arcillosa. Por lo tanto, la toma de decisión de fechas de riego en relación con el suelo se establece entre los usuarios. (Montes, A., Palerm, J., y Chávez, M., 2010).

Distribución de agua

El plan de riegos, establecido desde que era Distrito, indica que el riego inicia aguas arriba y termina aguas abajo. Los usuarios de aguas abajo deben esperar a que los de aguas arriba terminen de regar o cierran algunas compuertas para empezar a regar.

La inequidad en la distribución del agua tiene que ver con la posición que ocupan las comunidades de regantes, es decir, si se encuentran aguas arriba o aguas abajo de canales principales o secundarios.

La diferencia en el tipo de maíz sembrado está marcado por las fechas en que las comunidades reciben el agua de riego: aquellas que reciben el agua temprano (mediados de febrero o principios de marzo) pueden sembrar el maíz de ciclo largo; las que reciben el agua a finales de marzo siembran el maíz abrilero; aquellas que



reciben el agua hasta finales de abril siembran el violento. El maíz violento generalmente lo siembran los usuarios en terrenos de temporal y lo usan como último recurso cuando el agua que les llega es muy tardía. La variedad de maíz sembrada es un elemento que permite sortear las distintas fechas de riego.

Las variedades de maíz utilizadas según la clasificación local en una gradiente de ciclo largo a corto son las siguientes: blanco marceño, blanco abriño, amarillo, negro, rojo, rosado. Con ello no se agota la gama de maíces, pero son las más comunes en el Sistema de Riego Tepetitlán.

Se tomó en consideración que la situación de las comunidades de aguas abajo se pudo haber visto agravada, pues las comunidades ubicadas aguas arriba sobre los canales principales no cierran las compuertas al haber terminado de regar para la siembra de maíz marceño y abriño, ya que tienen otros cultivos, como jitomate y flor, que requieren de tres a seis riegos durante los meses de febrero, marzo, abril y mayo. La presencia de otros cultivos se tiene sobre el canal general Enyege, pero no en los canales Tepetitlán y Tunal. (Montes, et al 2012).

3.2 ADQUISICIÓN Y PROCESAMIENTO DE IMÁGENES

La metodología propuesta para este estudio se divide en tres etapas básicas:

- Descarga y alistamiento de la información
- Procesamiento
- Obtención de la información

Se seleccionó el embalse de Tepetitlán ubicado en el Estado de México.

La descarga de la información que se realizó fue provista por el servidor GLOVIS, del Servicio Geológico de los Estados Unidos o USGS por sus siglas en inglés. Se seleccionó la imagen satelital correspondiente al área de estudio con las siguientes características:

Sensor: Landsat 8
Path: 27
Row: 46
Fecha de captura: 2015/02/10
Nubosidad: 0%



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE
ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Resolución Espacial: 30 metros
Resolución Espectral: 7 bandas multiespectrales 1 banda pancromática (tabla 3.1)

Tabla 3.1 Distribución de las bandas en OLI y TIRS

Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) and Thermal Infrared Sensor (TIRS) February 11, 2013	Bandas	longitud de onda (micrómetros)	Resolución (metros)
	Banda 1 - Aerosol costero	0.43 - 0.45	30
	Banda 2 - Azul	0.45 - 0.51	30
	Banda 3 - Verde	0.53 - 0.59	30
	Banda 4 - Rojo	0.64 - 0.67	30
	Banda5 – Infrarrojo cercano (NIR)	0.85 - 0.88	30
	Banda 6 - SWIR 1	1.57 - 1.65	30
	Banda 7 - SWIR 2	2.11 - 2.29	30
	Banda 8 - Pancromático	0.50 - 0.68	15
	Banda 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30
	*Banda 10 – Infrarrojo térmico (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100
*Banda 11 - Infrarrojo térmico (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100	

(USGS. 2013)

Se trabajó con las bandas 3, 4 y 5 de las imágenes Landsat (figura 3.3), las mismas fueron procesadas utilizando el software IDRISI SELVA®.

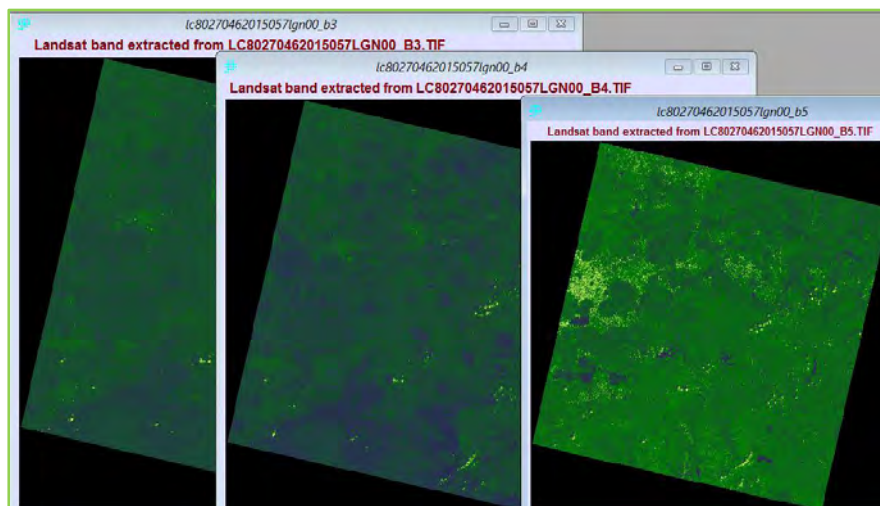


Figura 3.3 Bandas 3, 4 y 5

Antes de poder determinar las características que se pueden inferir sobre las imágenes, es necesario hacerles diferentes procesamientos.



Recorte de imagen

El recorte de imagen tiene como objetivo procesar menos información, facilitar los cálculos matemáticos en el programa y evitar el marco de las imágenes raster completas. (figura 3.4)

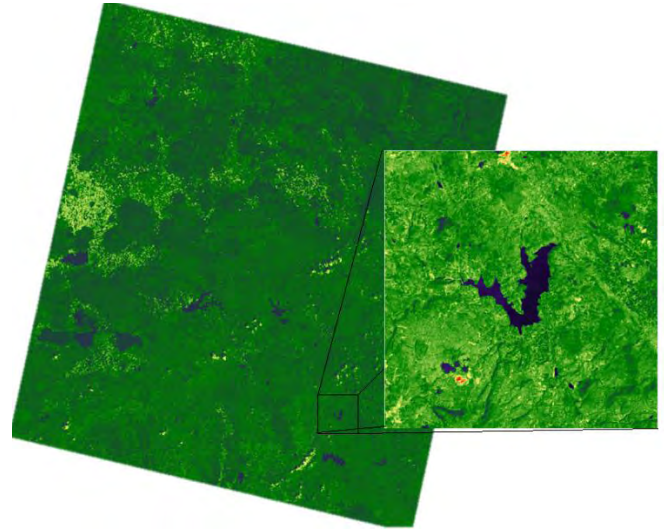


Figura 3.4 Creación de ventanas para el acotamiento del área de estudio (elaboración propia)

Enmascaramiento



Figura 3.5 Presa Tepetitlán "enmascarada" (elaboración propia)

Las imágenes del embalse seleccionado fueron previamente "enmascaradas" o separadas del terreno circundante para permitir la clasificación de los píxeles que forman el área del mismo (figura 3.5). La técnica de enmascaramiento se realizó utilizando el Software IDRISI SELVA®.



Composición de color verdadero

Es una técnica que permite resaltar la respuesta espectral de los diferentes materiales tales como vegetación, sedimentos y respuesta espectral del agua en el área de estudio



La figura 3.6 muestra un compuesto RGB de la región de Tepetitlán. Este compuesto se generó asignando la banda 4 al canal R (roja), la banda 3 al canal G (verde) y la banda 2 al canal B (azul). En esta figura se aprecian claramente los siguientes aspectos: el embalse Tepetitlán, una zona rocosa o montañosa y la presencia de vegetación terrestre en los alrededores.

Figura 3.6 Composición de bandas RGB (elaboración propia)

3.3 ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS MEDIANTE ÍNDICES Y COMPARACIÓN ENTRE ELLOS.

Se generó una imagen (figura 3.7) con el módulo de índice de vegetación (NDVI) ecuación 1.1 antes mencionada.

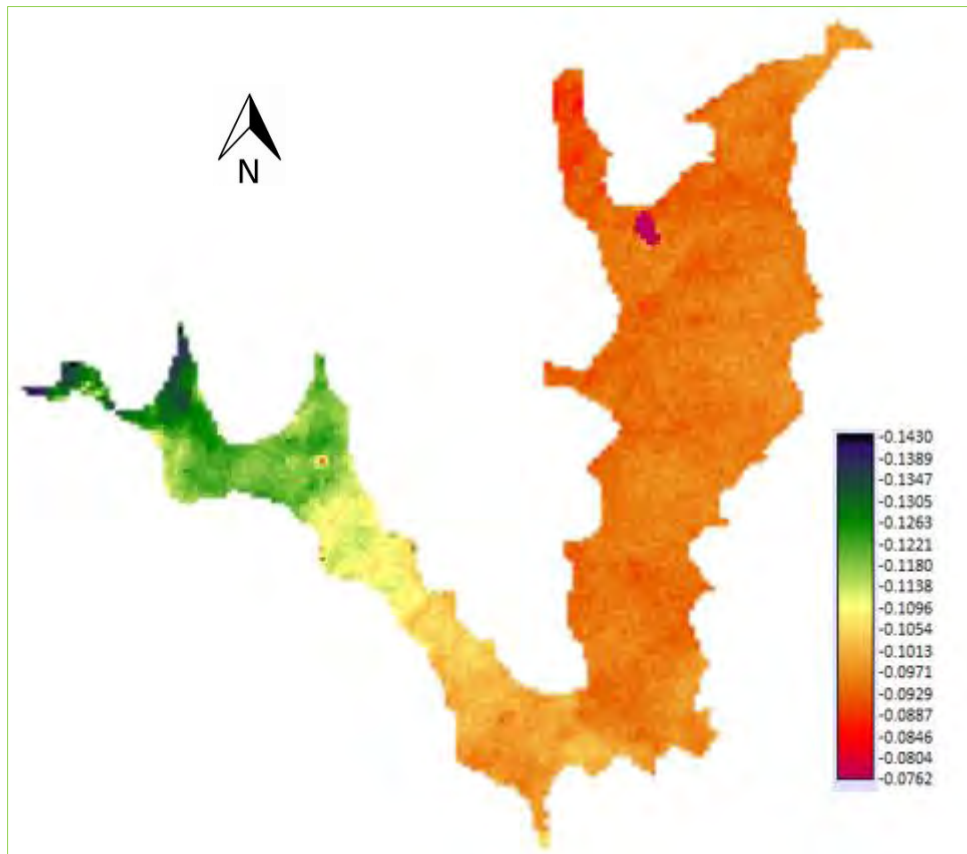


Figura 3.7 Imagen raster del NDVI de la presa Tepetitlán (elaboración propia)

El NDVI mayormente se utiliza para saber cuán saludable se encuentra la vegetación, pero el estimado lo obtiene tomando en cuenta la clorofila a que se encuentra en el mesófilo de la hoja. Es por esta razón que se decidió hacer una imagen con el NDVI para saber si en realidad existe presencia de clorofila.

Se utiliza igualmente el índice GNDVI (ecuación 2.2) por ser más sensible a las variaciones de la clorofila obteniendo como resultado la siguiente imagen, figura 3.8.

Sin embargo hay que tener presente los índices NDVI y el GNDVI representan las variaciones de reflectancia en suelo seco, pero se puede usar como guía para conocer los diferentes puntos de absorbancia y reflectancia que podría tener nuestro cuerpo de agua eutrofizado, si este fuera el caso.

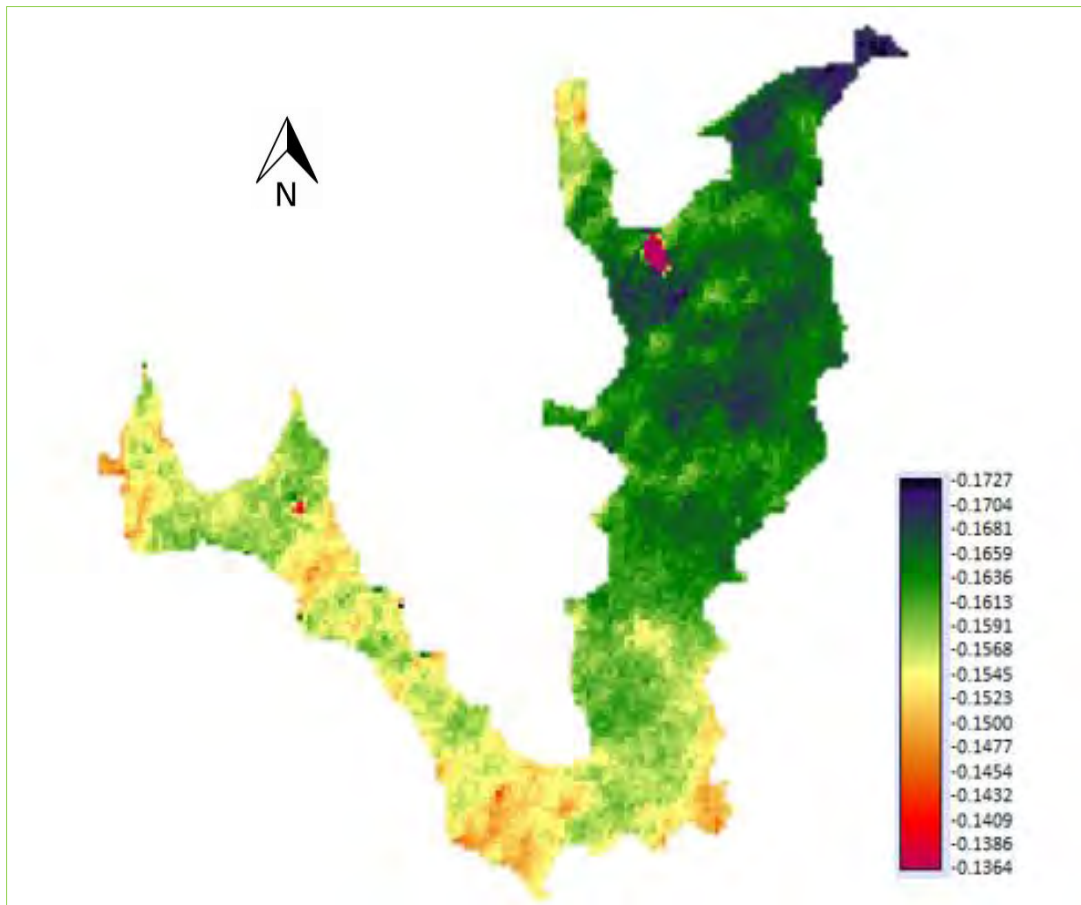


Figura 3.8 Imagen raster del GNDVI de la presa Tepetitlán (elaboración propia)

A pesar de que se observan variaciones en la escala de color, también se observa en la escala numérica que los valores son muy pequeños ya que estos índices se construyeron pensando en la respuesta de la vegetación en suelo firme. Es por esto que se propusieron dos índices adicionales, los cuales tienen potencial para entender más el comportamiento de la distribución de algas en la presa, como se puede observar en las figuras 3.9 y 3.10.

Para el cálculo de los índices propuestos se usaron las ecuaciones 2.8 y 2.9 conociendo la longitud de onda en la que reflejan y absorben.

$$\text{Índice propuesto 1} = \frac{\rho_{red} - \rho_{NIR}}{\rho_{red} + \rho_{NIR}} \quad (2.8)$$

$$\text{Índice propuesto 2} = \frac{\rho_{green} - \rho_{NIR}}{\rho_{green} + \rho_{NIR}} \quad (2.9)$$



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE
ÍNDICES DE VEGETACIÓN

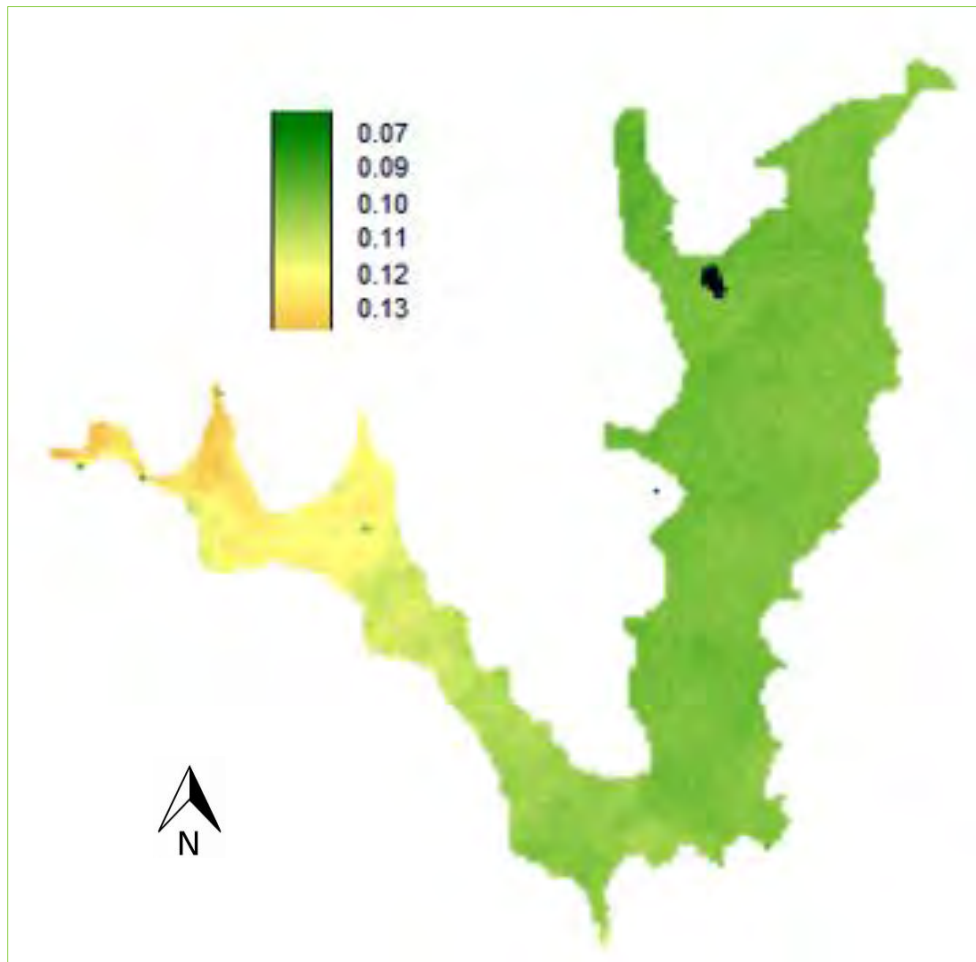


Figura 3.9 Índice propuesto 1



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE
ÍNDICES DE VEGETACIÓN

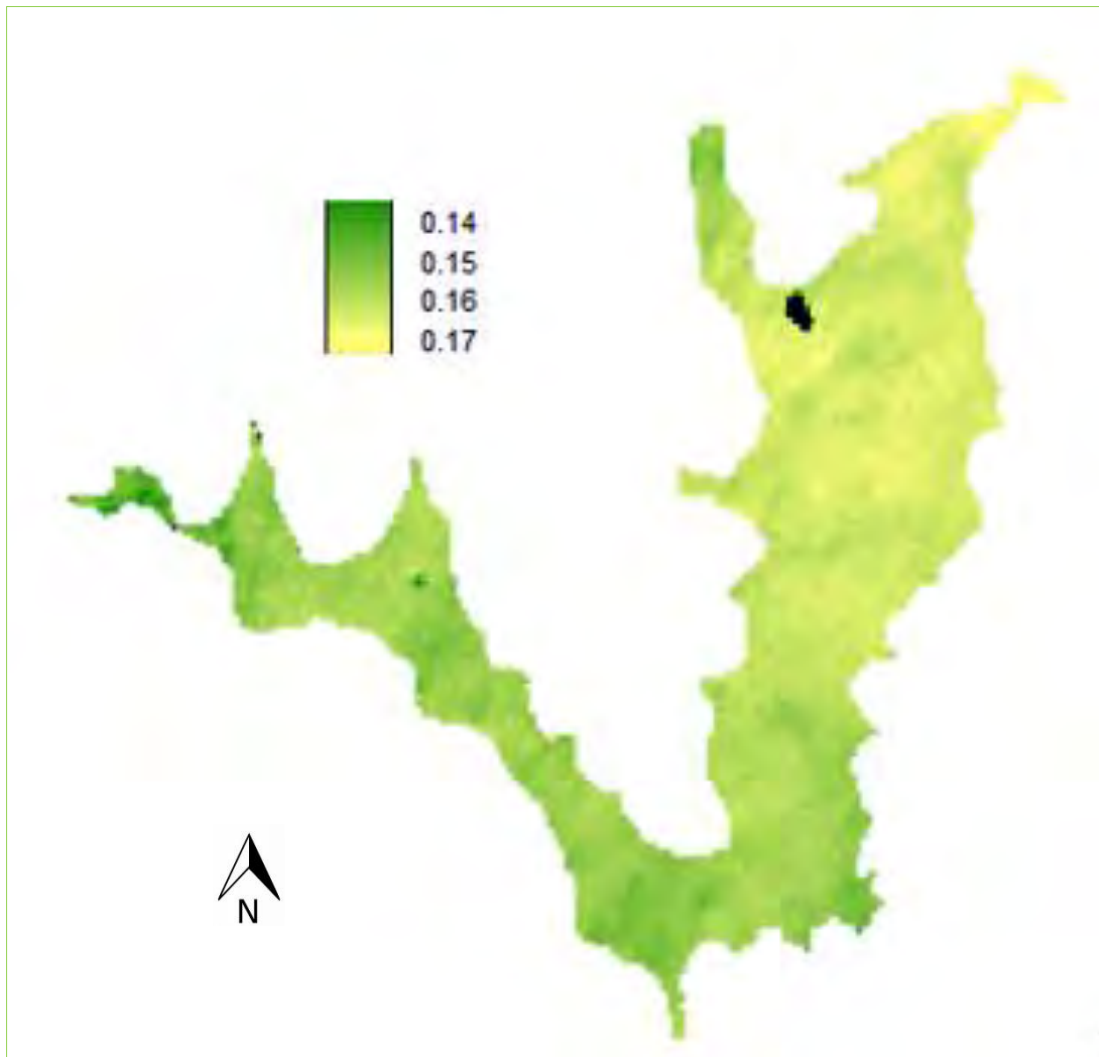


Figura 3.10 Índice propuesto 2



ANÁLISIS DE RESULTADOS

Como se ha mencionado anteriormente, el agua cuando es pura se comporta como un cuerpo negro, absorbiendo por completo la luz, sin embargo, como se observa en nuestras imágenes obtenidas, el cuerpo de agua refleja de una manera muy variable lo que significa presencia de contaminación, es decir presencia de algas, sólidos suspendidos y turbiedad.

Analizando las figuras 3.7 y 3.8 se puede ver que el índice GNDVI es más sensible a los cambios que ocurren en el embalse.

Los valores obtenidos en ambos índices no muestran una diferencia significativa.

Se seleccionaron 5 puntos donde se observaba un cambio considerable de color en las figura 3.7, 3.8, 3.9 y 3.10 de lo cual se obtiene los resultados de la tabla 3.2

Como se puede observar, los valores del NDVI es un poco mayor en comparación con los del GNDVI y esto es de esperarse ya que los valores altos pueden significar la reflectividad provocada por la clorofila.

Para los índices propuestos se usaron las bandas 3, 4 y 5 por la relación que existe en las longitudes de onda, ya que entre estas bandas de acuerdo a las figura 2.3, 2.4, 2.5 y 2.6 se encuentran ámbitos de reflectancia y absorbancia de las firmas espectrales de algas y suelo.

En la figura 3.9 en la parte poniente de esta presenta valores mayores que nos indican teóricamente presencia de sólidos en suspensión comparando los datos de reflectancia con las figura 2.3 y 2.4

Por otra parte, la figura 3.10 muestra en la parte oriente valores mayores, que si comparamos con las figura 2.5 y 2.6 nos indica presencia de algas de acuerdo a la longitud de onda que se demuestra.



Tabla 3.2 Valor de puntos obtenidos por cada índice

	No. Columna	No. Renglón	Valor NDVI	Valor GNDVI	Índice propuesto 1	Índice propuesto 2
1	308	241	-0.0966	-0.1694	0.0966	0.1648
2	277	291	-0.0936	-0.1533	0.0936	0.1567
3	267	324	-0.1035	-0.1483	0.1035	0.1576
4	226	286	-0.1093	-0.1599	0.1093	0.157
5	188	260	-0.1265	-0.1466	0.1265	0.1569

Fuente: Elaboración propia

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los objetivos establecidos en este trabajo se cumplieron ya que se estimó de manera cualitativa la presencia de algas en el cuerpo de agua establecido, mediante índices de eutrofización, usando como herramienta la percepción remota.

Conjuntamente, se compararon los índices de vegetación y se observaron las variaciones que existen en la distribución espacial de las algas.

Se concluye que el uso de la percepción remota nos facilita el estudio de la calidad del agua, es posible establecer parámetros de calidad y la reflectancia, debido a que la intensidad y color de luz es modificada por el volumen de agua y sus contaminantes, ya que el comportamiento óptico está estrechamente relacionado.

Los índices de vegetación pueden ser aplicados a cuerpos de agua, su comportamiento está en estudio.

La integración de datos de percepción remota en un sistema de información geográfica proporciona una valiosa herramienta para el monitoreo y evaluación. No obstante se recomienda siempre hacer un muestreo en campo, pues el análisis digital sumado al muestreo proporcionará información sobre la condición que tiene la superficie del cuerpo del agua. De esta forma se pueden establecer los modelos o definir índices, y posteriormente validarlos.



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN



Se recomienda para proyectos sucesivos un análisis completo, ya que existen áreas de la presa donde experimentar los parámetros estudiados aquí, de igual manera se hace la recomendación de seguir con nuevos estudios para modificar los índices para el estudio de clorofila en los cuerpos de agua.

Las ventajas de las imágenes satelitales en estudios de calidad de agua son:²⁸

- Una de las principales ventajas de la percepción remota es que proporciona información de grandes áreas de manera simultánea, a diferencia de los muestreos *in situ*, e identifica a través de procesos de realce espectral materiales como clorofila- α y sedimentos en suspensión.²⁹
- Visión sinóptica del área de estudio
- Disponibilidad para personalizar los sistemas de procesamiento de imágenes digitales
- De acuerdo a la resolución del sensor de adquisición de datos digitales, se pueden estimar parámetros de calidad e investigar con mayor detalle la interacción agua-luz-sustancia. Con esta información es posible determinar modelos de calidad de agua con base en información espectral.

²⁸ Dekker, A. G. y Peters, S.W.M. (1993) *The use of thematic mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands*. International journal of remote sensing.

²⁹ Alle, R. J. y Johnson J.E. (1999). *Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll and secchi disc depth of bull shoals reservoir, Arkansas, USA*. International Journal of remote sensing



GLOSARIO

Color aparente: Es producto de suspensiones no naturales que interfieren con la turbidez del agua.

Color verdadero: El que depende solamente el agua y sustancias disueltas

Emitancia: M energía emitida por radiación desde una superficie por unidad de tiempo y de superficie (cantidad de energía que se transmite cada segundo por cada metro cuadrado de la superficie emisora) $M = \phi/A = Q/t \cdot A$, se mide en $\text{Js}^{-1}\text{m}^{-2} = \text{Wm}^{-2}$

Epilimnion o epilimnio: Es la capa superficial del embalse, rica en oxígeno

Espectro electromagnético: Se denomina espectro electromagnético a la distribución energética del conjunto de las ondas electromagnéticas. Referido a un objeto se denomina espectro electromagnético o simplemente espectro a la radiación electromagnética que emite (espectro de emisión) o absorbe (espectro de absorción) una sustancia.

El espectro electromagnético se extiende desde la radiación de menor longitud de onda, como los rayos gamma y los rayos X, pasando por la luz ultravioleta, la luz visible y los rayos infrarrojos, hasta las ondas electromagnéticas de mayor longitud de onda, como son las ondas de radio. Se cree que el límite para la longitud de onda más pequeña posible es la longitud de Planck mientras que el límite máximo sería el tamaño del Universo aunque formalmente el espectro electromagnético es infinito y continuo.

Para su estudio, el espectro electromagnético se divide en segmentos o bandas:

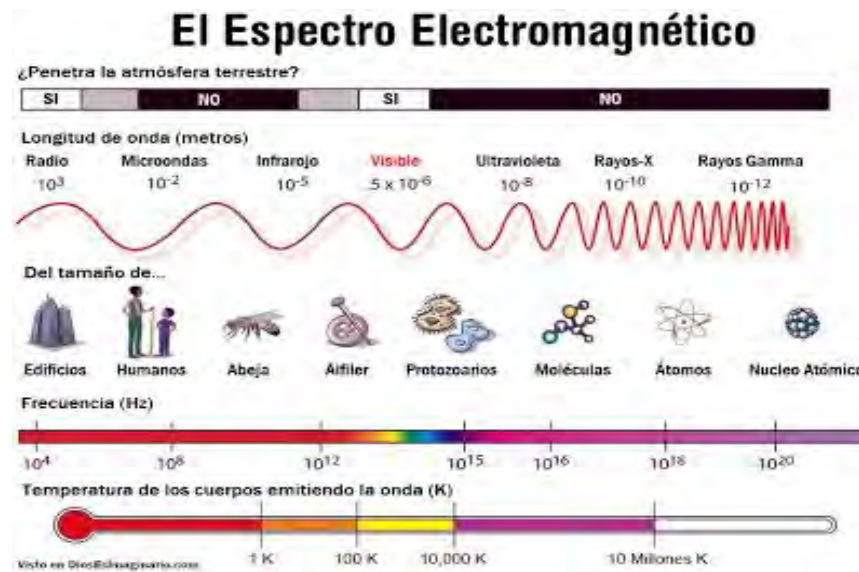


Banda	Longitud de onda (m)	Frecuencia (Hz)	Energía (J)
Rayos gamma	< 10 pm	> 30,0 EHz	> 20·10 ⁻¹⁶ J
Rayos X	< 10 nm	> 30,0 PHz	> 20·10 ⁻¹⁸ J
Ultravioleta extremo	< 200 nm	> 1,5 PHz	> 993·10 ⁻²¹ J
Ultravioleta cercano	< 380 nm	> 789 THz	> 523·10 ⁻²¹ J
Luz Visible	< 780 nm	> 384 THz	> 255·10 ⁻²¹ J
Infrarrojo cercano	< 2,5 μm	> 120 THz	> 79·10 ⁻²¹ J
Infrarrojo medio	< 50 μm	> 6,00 THz	> 4·10 ⁻²¹ J
Infrarrojo lejano/submilimétrico	< 1 mm	> 300 GHz	> 200·10 ⁻²⁴ J
Microondas	< 30 cm	> 1 GHz	> 2·10 ⁻²⁴ J
Ultra Alta Frecuencia - Radio	< 1 m	> 300 MHz	> 19.8·10 ⁻²⁶ J
Muy Alta Frecuencia - Radio	< 10 m	> 30 MHz	> 19.8·10 ⁻²⁸ J
Onda Corta - Radio	< 180 m	> 1,7 MHz	> 11.22·10 ⁻²⁸ J
Onda Media - Radio	< 650 m	> 650 kHz	> 42.9·10 ⁻²⁹ J
Onda Larga - Radio	< 10 km	> 30 kHz	> 19.8·10 ⁻³⁰ J
Muy Baja Frecuencia - Radio	> 10 km	< 30 kHz	< 19.8·10 ⁻³⁰ J

Generalmente, la radiación electromagnética se clasifica por la longitud de onda:

- Ondas de radio
- Microondas
- Infraroja
- Espectro visible
- Rayos ultravioleta
- Rayos X
- Rayos gamma

Se puede obtener mucha información acerca de las propiedades físicas de un objeto a través del estudio de su espectro electromagnético, ya sea por la luz emitida (radiación de cuerpo negro) o absorbida por él.



En la percepción remota las bandas espectrales que son más frecuentemente utilizadas son las siguientes:

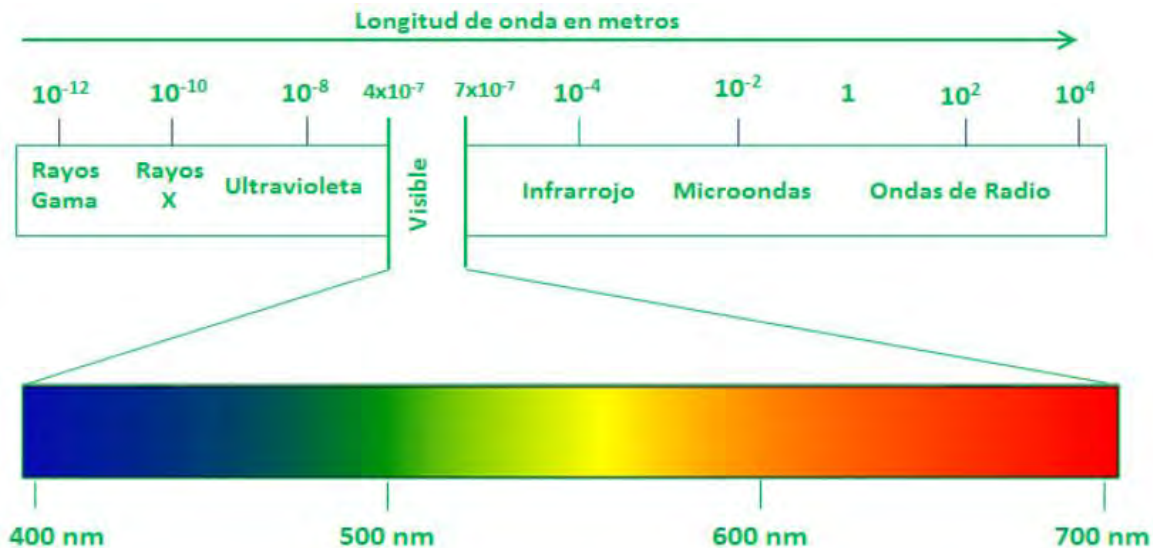
Espectro visible (0.4 a 0.7 μm). Es la única radiación electromagnética que puede percibir el ojo humano, dentro de esta se distinguen tres bandas, azul (0.4 a 0.5 μm); verde (0.5 a 0.6 μm) y rojo (0.6 a 0.7 μm).

Infrarrojo próximo (0.7 a 1.3 μm). Puede detectarse a partir de films dotados de emulsiones especiales. Resulta de específica importancia por su capacidad para discriminar masas vegetales y concentraciones de humedad.

Infrarrojo medio (1.3 a 8 μm). Se llevan a cabo los procesos de reflexión de la luz solar y emisión de la superficie terrestre.

Infrarrojo lejano o térmico (8 a 14 μm). Incluye la porción emisiva del espectro terrestre

Micro-ondas (a partir de 1 mm). Energía muy transparente a cubierta nubosa.



Firma espectral: Es el modo particular con que un cuerpo refleja la energía a distintas longitudes de onda. De tal manera que, al conocer la firma espectral de una superficie es posible identificarla, detectar alteraciones en ella o seleccionar las bandas más convenientes para estudiarla.

Fitoplancton: El plancton compuesto por vegetales

Hipolimnio: Está formado por las aguas profundas del lago que prácticamente están a la misma temperatura durante todo el año.

Imagen raster: Una imagen raster consiste básicamente en un mapa de bits, donde cada píxel (cuadrado que compone la matriz de la imagen) que describe un color definido.

Irradiancia: Es la potencia incidente por unidad de superficie, En palabras simples la irradiancia nos permite conocer cuánta energía incide sobre un área en un tiempo determinado.
Irradiancia=P/A
Donde: P= potencia medida en Watts (W) y A= área en metros cuadrados (m²)

Limnótopo: Cuerpo lagunar



Macroalgas verdes: Pueden ser unicelulares o pluricelulares. Su color se debe a la presencia de clorofila en sus cloroplastos, pueden existir en varios hábitats, pudiendo ser tanto marinas como de agua dulce, lo que conlleva a que existan alrededor de 10,000 especies.

Macrófitas: Constituyen formas macroscópicas de vegetación acuática. Comprenden las macroalgas, las pteridofitas (musgos, helechos) adaptadas a la vida acuática y las angiospermas.

Mesófilo: Comprende la mayor parte del interior de una hoja. El mesófilo se compone de dos tipos de células parenquimatosas: (1) el mesófilo de empalizada y (2) el mesófilo esponjoso. El mesófilo de empalizada es una capa de células de parénquima, rectangulares, alargadas en un ángulo recto con la superficie de la hoja ubicada cerca de la parte superior de la hoja. La mayor cantidad de fotosíntesis ocurre en el mesófilo de empalizada.

Plancton: Comprende los organismos que viven suspendidos en las aguas y que, por carecer de medios de locomoción o ser estos muy débiles, se mueven o se trasladan a merced de los movimientos de las masas de agua o de las corrientes. Generalmente son organismos pequeños, la mayoría microscópicos.

Radiancia: Es el flujo radiante (ϕ) que abandona una unidad de área en una dirección particular siguiendo un ángulo sólido particular. Las unidades en que se mide son $Wm^{-2} sr^{-1}$. Su importancia estriba en que es la magnitud que detecta el sensor. Cuando la radiancia se refiere a una porción concreta del espectro electromagnético se le denomina radiancia espectral ($L\lambda$).

Termoclino o metalimnion: Es la franja de agua intermedia que separa la superficie del fondo. Se caracteriza por la caída exponencial y continua de temperatura hasta llegar al hipolimnion. Por norma general, esta zona es bastante confortable para las carpas.

W/m²: Unidades de irradiancia.



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE
ÍNDICES DE VEGETACIÓN



- Zona eufótica:** Es la capa más superficial y mejor iluminada y abarca hasta los 80 m.
- Zona limnética:** Corresponde a la zona de las aguas abiertas que se extienden hasta la profundidad donde se alcanza el nivel de compensación, es decir donde la fotosíntesis equilibra a la respiración. Por debajo de este nivel, y debido a la escasez de radiación solar, hay déficit de productividad. Naturalmente esta zona se presenta en los lagos de profundidad considerable.
- Zona litoral:** Comprende la zona de agua somera de la orilla y parte del fondo hasta donde penetra la luz solar. Es la zona donde crecen las plantas con raíces, y donde abunda material flotante y depósitos orgánicos. Esta zona en general es más rica en especies de organismos que las otras. En ella viven plantas con raíces que penetran en el fondo, pertenecientes a las espermatofitas que, junto con el fitoplancton y las algas flotantes, constituyen los productores del ecosistema lacustre.
- Zona profunda:** Comprende los fondos y las aguas a donde no llega la luz solar. En el fondo se deposita el fango, restos orgánicos y minerales. Muchas lagunas y algunos lagos carecen de esta zona por no tener suficiente profundidad.
- Zooplancton:** El plancton formado por animales



BIBLIOGRAFÍA

- 📖 Alle, R. J. y Johnson J.E. (1999). *Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll and secchi disc depth of bull shoals reservoir, Arkansas, USA*. International Journal of remote sensing
- 📖 Anónimo. (2012). *Ecosistemas acuáticos*. Recuperado octubre 22, 2015, Sitio web: <http://vequipov.blogspot.mx/2012/06/mapas-y-proyecto.html>
- 📖 Anónimo. (S/A). *Cálculo del índice de vegetación (NDVI)*. Noviembre 14, 2016, Sitio web: http://concurso.cnice.mec.es/cnice2006/material121/unidad2/a_ndvi.htm
- 📖 Bhargava, D. S y Mariam, D. W., (1990), *Spectral reflectance relationship to turbidity generated by different clay material, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56, 225-229.
- 📖 Chapa, C., y Guerrero, R. *Eutrofización: Abundancia que mata*. Recuperado octubre 18, 2015, de Revista ¿Cómo ves? Sitio web: <http://bibliotecas.umar.mx/publicaciones/eutrofizacion.pdf>
- 📖 Chorus, I., Falconer, I., Salas, H., & Bartram. J. *Riesgos a la salud causados por cianobacterias y algas de agua dulce en aguas recreacionales*. Recuperado enero 20, 2016, Sitio web: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/percca023.pdf>
- 📖 Comisión Nacional del agua. (S/A). *Atlas digital del agua México 2012 Sistema Nacional de Información del Agua*. Recuperado enero 23, 2016, de CONAGUA Sitio web: <http://www.conagua.gob.mx/atlas/index.html>
- 📖 Conde, J. Ramos, E. y Morales, R. (2004). *El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos*. Recuperado agosto 25, 2016, de Asociación española de ecología terrestre Sitio web: <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/204/201>
- 📖 Compagnucci, M. (2011). *Utilización de tecnología espacial asociada a floraciones algales y presencia de Vibrios*. Recuperado octubre 20, 2016, de



Universidad Nacional de Córdoba Sitio web: <http://www.famaf.unc.edu.ar/wp-content/uploads/2014/04/10-Gulich-Compagnucci.pdf>

- 📖 Dadon, J. (S/A). *Calor y temperatura en cuerpos lénticos*. Recuperado enero 20, 2016, de no Sitio web: <http://www.ecologiamarina.com.ar/down/calor.pdf>
- 📖 Dekker, A. G. y Peters, S.W.M. (1993) *The use of thematic mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands*. International journal of remote sensing.
- 📖 Díaz, J. (junio 2015). *Estudio de Índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS y aplicaciones de estos a la agricultura de precisión*. Recuperado enero 22, 2016, de Universidad complutense de Madrid Sitio web: http://eprints.ucm.es/31423/1/TFM_Juan_Diaz_Cervignon.pdf
- 📖 Dukatz, F. (2008). *Nuestros ojos en el cielo: los satélites de aplicación científica*. En Espejos en la Llanura. Nuestras lagunas de la Región Pampeana (pp. 122-123).
- 📖 Facultad de Tecnología - UMSS. (S/A). *Eutrofización de cuerpos de agua*. Recuperado agosto 22, 2016, de Facultad de Tecnología - UMSS Sitio web: http://www.proyectopandora.es/wp-content/uploads/Bibliografia/13101319_eutrofizacion_cuerpos.pdf
- 📖 Gitelson, A. (1992). The peak near 700 nm on radiance spectral of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. International Journal of Remote Sensing, 13 (17), 3367-3373
- 📖 González, M. (2014). *Análisis espectral de sólidos suspendidos en aguas continentales con presencia de actividades mineras: caso de estudio río Sipí, pacífico colombiano*. Universidad militar nueva Granada, pp.5-6. enero 22, 2016.
- 📖 Han, L. y Rundquist, D.C., (1994). *The response of both surface reflectance and the underwater light field to various levels of suspended sediments: Preliminary results, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60, 1463-1471.
- 📖 Harris, D. (2001). *Análisis químico cuantitativo*. Reverte. Barcelona, Pp. 969



- <http://www.panoramio.com/photo/23965122>
- Jensen, J.R, (2000), *Remote Sensing of the Environment an Earth Resource Perspective*. Prentice Hall. USA. Pp. 544.
- Montes, A., Palerm, J., y Chávez, M. (2010). *Las vicisitudes de la transferencia del sistema de riego Tepetitlán, Estado de México*. Recuperado enero 24, 2016, de Agricultura, sociedad y desarrollo Sitio web: <http://www.colpos.mx/asyd/volumen7/numero2/asd-09-009.pdf>
[http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Montevideo/pdf/06 Variabilidadespacialdelaconcentraciondenitratos.pdf](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Montevideo/pdf/06_Variabilidadespacialdelaconcentraciondenitratos.pdf)
- Montes, A., Palerm, J., y Chávez, M. (2012). *El Sistema de Riego Tepetitlán, México: mejoras en la distribución del agua a partir de la transferencia*. Tecnología y ciencias del agua, vol.3 no.1, 2016, Recuperado enero 23, De http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-24222012000100006&script=sci_arttext Base de datos.
- Navarro, G., Alvain, S., Vantrepotte, V., y Huertas, I. (2014). *Identification of dominant phytoplankton functional types in the Mediterranean Sea based on a regionalized remote sensing approach*. Remote Sensing of Environment.
- Ramírez, P., Martínez, E. Martínez, M., & Eslava, C. (2007). *Cianobacterias, Microorganismos del Fitoplancton, y su Relación con la Salud Humana*. Recuperado octubre 20, 2015, de Instituto Nacional de Ecología Sitio web: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/440/cap4.html>
- Ritchie, J. C., Zimba, P. V., Everitt, J. (2003). *Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality*, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.
- Sivonen, K., Jones, J. 1998: Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I. and Bartram, J. (eds): *Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management*. Published on the behalf of WHO by Spon/Champan & Hall, London, in press.
- Schanda, E. (1986). *Physical fundamentals of remote sensing*. Springer Verlag, Berlin, Pp. 187



ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE
ÍNDICES DE VEGETACIÓN



- 📖 Schopf, J.W. and Walter, M.R. (1982) *Origin and Early Evolution of Cyanobacteria: The Geological Evidence*. In: Carr, C.C. and Whitton, B.A., Eds., *The Biology of Cyanobacteria*. Botanical Monographs, Blackwell Scientific Publications, Oxford, Vol. 19, 543-564.
- 📖 Scagel, R. F., Rouse G. E., Stein J. R., Bandoni R. J., Shofield W. B. y Taylor T. M. C. (1980), *El Reino Vegetal. Los grupos de las plantas y sus relaciones evolutivas*. 3ª edición. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 659 pp.
- 📖 Vargas, S. (2007). *Agua y sociedad en el alto Lerma: el módulo Tepetitlán*. Recuperado diciembre 10, 2015, de Instituto Mexicano de Tecnología del Agua Sitio web: <http://www.colpos.mx/asyd/volumen4/numero1/asd-08-001.pdf>
- 📖 Vieira, E., Santos, N., Fernandes, N., & Rodríguez, M. (2015). *Variabilidad espacial de la concentración de nitratos en el embalse de nova ponte, Minas Gerais, Brasil, por medio de la geoestadística y los sistemas de información geográfica - sig*. Aqua-LAC, 7 - N° 1, pp. 49- 55.