

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS



ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA BAHÍA DE TODOS SANTOS
B.C. MEDIANTE PARÁMETROS OBTENIDOS POR PERCEPCIÓN REMOTA

TESINA

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
CONCLUÍR EL PROGRAMA DE

ESPECIALIDAD GESTIÓN AMBIENTAL

PRESENTA:

MARLON OMAR VARGAS GUZMÁN

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO

2022

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

Trabajo Terminal

“ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA BAHÍA DE TODOS SANTOS B.C.
MEDIANTE PARÁMETROS OBTENIDOS POR PERCEPCIÓN REMOTA”

Que para obtener el diploma de Especialidad en Gestión Ambiental

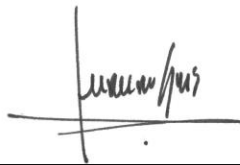
Presenta

MARLON OMAR VARGAS GUZMÁN

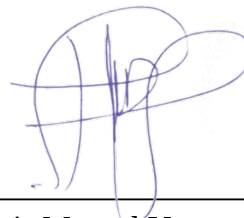
Aprobado por



Dra. Rosa María Carmona Enríquez
Directora



Dr. Leopoldo Mendoza Espinosa
Sinodal



Ing. Luis Manuel Vargas Pelayo
Sinodal

AGRADECIMIENTOS

A mi directora de tesis, Dra. Rosa María Carmona Enríquez, por su gran apoyo y paciencia desde el inicio de la especialidad hasta el último día de la realización del presente trabajo.

Al Dr. Leopoldo Mendoza Espinosa, por sus observaciones y sugerencias durante el desarrollo de la tesina, que sin duda enriquecieron mi visión del tema y redefinieron la dirección del trabajo.

A mi papá, Ing. Luis Manuel Vargas Pelayo, por haberme compartido su pasión por el agua y su compromiso con el mejoramiento de nuestra ciudad.

A mi amiga, M.C. Liliana González García, por haberme convencido de entrar a la Especialidad en Gestión Ambiental, en plena pandemia.

A mi mamá y mis hermanas, por su apoyo incondicional.

A mi novia Nayeli, por siempre estar cerca a pesar de la distancia.

Al Comité de Estudios de Posgrado, de la Facultad de Ciencias Marinas, por haber confiado en mí.

A CONACYT, por la beca otorgada.

RESUMEN

Las playas de Ensenada sirven como atractivo turístico y fuente de empleo para la población, por lo que la contaminación en las playas de la ciudad es un problema ambiental, económico y de salud pública. Existen estudios en donde se relaciona directamente la presencia de patógenos en los cuerpos de agua de contacto con brotes de enfermedades en la población así como pérdidas económicas para la región. La principal fuente de contaminación en las playas mexicanas son las actividades antropogénicas y la falta de infraestructura para manejar los desperdicios humanos, que terminan vertiéndose al mar. En 2003 se crea el Programa Playas Limpias para mantener un monitoreo de la calidad del agua para actividades recreativas y de contacto con el fin mantener informada a la población y tomar medidas necesarias para reducir los riesgos a la salud. El programa Playas Limpias en Ensenada, a cargo de la Comisión Estatal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Coepris), realiza monitoreos de la calidad del agua de las playas municipales 3 veces al año, previo a los períodos vacacionales, en 6 puntos a lo largo de la costa de la Bahía Todos Santos. Dichos muestreos requieren personal y material especializado, por lo que se requerirían más recursos para realizarse de forma frecuente. Con el objetivo de mantener un monitoreo constante de las condiciones de contaminación en la BTS, se propuso un método de percepción remota usando imágenes de satélite del sensor VIIRS para observar el comportamiento del fitoplancton a través de la clorofila-a en presencia de un aumento repentino de nutrientes, producto de un derrame de aguas negras ocurrido el 25 de febrero de 2021. Se encontró una señal de respuesta de la clorofila-a que corresponde al sitio y fecha del derrame de aguas negras y un patrón de distribución en los días posteriores a éste, por lo que se concluye que el instrumento y el parámetro son viables como apoyo a los programas existentes de monitoreo de la calidad del agua de la BTS, mientras las condiciones meteorológicas lo permitan.

CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	10
2	ANTECEDENTES	12
3	JUSTIFICACIÓN	14
4	OBJETIVO	15
4.1	Objetivos específicos	15
5	MARCO TEÓRICO	16
5.1	Fitoplancton y clorofila como indicador de salud en sistemas marinos	17
5.2	Percepción remota y observación del color del océano	19
5.3	Percepción remota y calidad del agua	21
5.4	Percepción remota y estimación de clorofila-a	23
6	AREA DE ESTUDIO.....	26
6.1	Hidrología	27
6.2	Gestión del agua residual.....	28
7	MÉTODO	29
7.1	Identificar evento y período de estudio.....	30
7.2	Identificar sensor y plataforma	30
7.3	Identificar parámetro de estudio	30
7.4	Procesar imágenes en software	31
7.5	Exportar valores de pixeles del parámetro	32
7.6	Generar estadísticas, gráficas y cartas	32
8	RESULTADOS	32
8.1	Selección de evento y período de estudio.....	32
8.2	Selección de sensores y plataformas.....	34
8.3	Selección de parámetro de estudio	39

8.4	Limitaciones del parámetro	40
8.5	Descargando y procesando imágenes VIIRS.....	41
9	DISCUSIÓN	57
10	CONCLUSIONES.....	60
11	REFERENCIAS.....	62
12	ANEXOS	70
12.1	Anexo 1: MANUAL DE PARÁMETROS DE PERCEPCIÓN REMOTA PARA EL MONITOREO DE LA BTS, ENSENADA B.C.....	70

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1: Algoritmo del producto de turbidez de la columna de agua. (Tomado de Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.).....	22
Ecuación 2: Algoritmo de índice de color CI (Tomado de Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.).....	24
Ecuación 3: Ecuación del producto chlor_a (Tomado de Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.).....	25

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Resultados de muestreo de Cofepris en la BTS, 02-18 marzo 2021 (Tomado de Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2021).....	33
Tabla 2: Sensores dedicados a observación del océano.	34
Tabla 2: Sensores dedicados a observación del océano (continuación).....	35
Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021.	45
Tabla 4: parámetros representados geográficamente.....	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estaciones de muestreo del programa Playas Limpias en la Bahía Todos Santos (BTS). Al oeste se encuentra la Isla Todos Santos (ITS).	13
Figura 2: Imagen de fitoplancton de la Corriente de las Californias del 15 de junio de 1981. Las zonas claras corresponden a niveles altos de clorofila. Se puede observar la frontera bien definida, <i>Ensenada Front</i> , orientada de forma latitudinal y que empieza aproximadamente a 150 km de las BTS (Imagen tomada de Peláez y McFowan, 1986).....	21
Figura 3: el área de estudio comprende la Bahía Todos Santos (BTS) en Ensenada B.C. Al norte se encuentra San Miguel, al sur Punta Banda y al oeste la Isla Todos Santos (ITS).	26
Figura 4: Diagrama de flujo de la metodología seguida en el estudio.	29

Figura 5: Precipitaciones de febrero y marzo 2021 registradas en Ensenada. Las barras azules indican precipitación en mm, las secciones amarillas indican días soleados, las secciones gris claro a gris oscuro denotan el grado de cobertura de nubes (Tomado de meteoblue, 2021).	34
Figura 6: Niveles de clorofila-a en la BTS obtenida por los sensores MODIS (izquierda) y VIIRS (derecha) el 5 de febrero de 2021. VIIRS tiene un tamaño de pixel menor que MODIS.	37
Figura 7: Niveles de clorofila-a en la BTS obtenida por los sensores MODIS (izquierda) y VIIRS (derecha) el 19 de febrero de 2021.	38
Figura 8: Diferencia en la generación de datos entre MODIS (izquierda) y VIIRS (derecha).	39
Figura 9: Diagrama de caja y bigotes para la concentración de clorofila-a en la BTS, febrero y marzo 2021.	42
Figura 10: Diagrama de caja y bigotes del total de datos de clorofila-a en la BTS, febrero y marzo 2021.	43
Figura 11 : Distribución normal y acumulada de valores máximos de clorofila-a en la BTS, febrero y marzo de 2021.	44
Figura 12: Diagrama de caja y bigotes para los valores máximos de clorofila-a en el período de estudio.	45
Figura 13: clorofila-a en los sitios aproximados de muestreo de Cofepris en la BTS, febrero y marzo 2021.	53
Figura 14: promedio de clorofila-a por día en los sitios de muestreo de Cofepris en la BTS, febrero y marzo 2021.	53
Figura 15: simulación de corrientes en la BTS y temperaturas usando el modelo ELCOM para el 17 de marzo de 2010 (Tomado de Flores-Vidal, y otros, 2018)... ..	54
Figura 16: temperatura de la superficie del océano en la BTS, 26 de febrero de 2021.	55
Figura 17: promedio de clorofila-a para los puntos de muestreo de Cofepris en la BTS norte, febrero y marzo 2021	56
Figura 18: promedio de clorofila-a para los puntos de muestreo de Cofepris en la BTS sur, febrero y marzo 2021	56

Figura 19: portal Ocean Color Web	71
Figura 20: buscador de productos nivel 1 y 2.....	71
Figura 21: resultado para el 22 de septiembre	72
Figura 22: cargando archivo en SeaDAS	72
Figura 23: re proyectando la imagen.....	73
Figura 24: producto de clorofila-a re proyectado	74
Figura 25: cargando el producto de clorofila-a QGIS	74
Figura 26: ráster de clorofila-a.....	75
Figura 27: máscara de la BTS sobrepuesta al ráster de clorofila-a.....	75
Figura 28: recortando el ráster con máscara de la BTS	76
Figura 29: ventana de herramienta de corte de ráster	76
Figura 30: capa de clorofila-a recortada al área de estudio	77
Figura 31: quitamos los pixeles sin información	77
Figura 32: ajustando la visualización de la capa ráster	78
Figura 33: capa de clorofila-a en la BTS con la rampa de colores ajustados.....	79
Figura 34: herramienta de identificar objetos espaciales	79
Figura 35: valor de un pixel desplegado.....	80
Figura 36: información y estadísticas generales de la capa.....	80
Figura 37: selección del plugin GRASS en la caja de herramientas	81
Figura 38: herramienta r.stats de GRASS.....	81
Figura 39: ventana de r.stats.....	82
Figura 40: guardando el archivo de salida de r.stats.....	82
Figura 41: valores de los pixeles de la capa de clorofila-a exportados en .html....	83
Figura 42: pasando los valores a Excel.....	83
Figura 43: estadísticas de los parámetros en la BTS generadas con los valores de los pixeles.....	84

1 INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua de las playas tiene importantes repercusiones para la salud y la economía de las regiones costeras. Los riesgos a la salud causados por patógenos están asociados principalmente con desechos humanos y animales y son causantes de padecimientos como enfermedades gastrointestinales, infecciones respiratorias e infecciones de la piel y oídos (Dorfman y Haren, 2014). El origen principal de la contaminación en las playas mexicanas es la descarga de aguas residuales, drenajes deficientes o nulos, plantas de tratamiento ineficientes o sobrecargadas, residuos de embarcaciones, residuos de personas y animales en la playa y el arrastre de residuos ocasionado por las lluvias (Mejía-Maravilla, 2007).

Se ha encontrado un aumento de hasta el 50% en el riesgo de presentar síntomas relacionados con infecciones y enfermedades transmitidas por agua contaminada al nadar a menos de 400 yardas (366 m) de desagües pluviales y de aguas con presencia de virus entéricos (Haile, y otros, 1999) y un posible aumento en el riesgo de contraer enfermedades gastrointestinales al practicar surf de 24 – 72h después de un episodio de lluvia comparado con la misma actividad durante un período sin lluvias (Tseng y Jiang, 2012).

Una consecuencia secundaria de las aguas contaminadas ricas en nutrientes, como los presentes en las descargas de aguas negras y pluviales, es el sobre crecimiento de fitoplancton; cuando las especies son tóxicas, se denomina Florecimiento Algal Nocivo (FAN). Comúnmente se les llama mareas rojas a pesar de que no todas las mareas rojas son tóxicas. Los FANs son favorecidos por la presencia de nitrógeno, fósforo, dióxido de carbono e intensidad lumínica, por lo que su existencia está íntimamente ligada a las aguas superficiales y predominantemente cercanas a las costas. El principal riesgo de los FANs se presenta cuando las especies tóxicas son filtradas por moluscos bivalvos como alimento, acumulando en ellos toxinas a niveles que pueden producir síntomas de envenenamiento en los humanos al consumir dichos moluscos (Castillo-Chávez, 2016).

Las repercusiones económicas de los daños a la salud también deben considerarse. En México, se registra un aumento de entre 7 y 12% en las tasas de hospitalización por diarrea derivadas de contacto con agua cuya concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), está por encima del valor recomendado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) de 6 mg/l para las aguas superficiales, asociándose con un aumento en el gasto en salud de hasta 22%, especialmente entre los hogares del tercil inferior de la distribución de ingresos. (Damania *et al.*, 2019). Estos autores mencionan que se ha encontrado que la descarga de contaminantes en las aguas superficiales puede reducir hasta en un tercio el potencial de crecimiento económico de las regiones en la parte baja de la cuenca.

Según los resultados de un estudio de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), en abril de 2017, Playa Hermosa en Baja California fue declarada como la playa más contaminada de México al reportar 263 NMP de enterococos por cada 100 ml de agua de mar (Heras, 2017). Esto provocó que el Ayuntamiento de Ensenada cerrara la playa como medida precautoria por recomendación de la Secretaría de Salud. La descarga de aguas residuales de tomas clandestinas, fallas en las plantas de tratamiento y en los cárcamos de bombeo son señalados como los culpables (García, 2017). Han sucedido por lo menos cuatro cierres a las playas de Ensenada, derivados de la contaminación por aguas residuales, desde 2017, siendo el último reportado en julio de 2021 y que se mantiene hasta la fecha del presente documento.

En este trabajo, se busca identificar parámetros que puedan ser obtenidos mediante Percepción Remota (PR) y puedan servir como indicador de señales de contaminación del agua en la Bahía de Todos Santos (BTS) en Baja California. De esta forma, se abre la posibilidad de generar un archivo con dichos indicadores ordenados por fecha, accesible para futuras investigaciones y ayudar a los organismos pertinentes en la toma de decisiones sobre el monitoreo contaminación y descargas en la Bahía a lo largo del año.

2 ANTECEDENTES

Hasta 2003 no existía en México un protocolo para determinar la calidad del agua para uso recreativo de contacto primario, por lo que en abril de ese año y atendiendo lo establecido en el Artículo 3o. Fracción XV de la Ley General de Salud, se da inicio al Sistema Nacional de Información sobre Calidad del Agua en Playas Mexicanas, Programa Playas Limpias, mediante el esfuerzo conjunto de las Secretarías de Marina, Medio Ambiente y Recursos Naturales, Salud y Turismo. A partir de esto, se establece el Programa Playas Limpias, a cargo de la recién creada Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Cofepris), un organismo descentralizado de la Secretaría de Salud, responsable de la regulación, control y fomento sanitarios, acorde a lo estipulado en la Ley General de Salud.

El Programa Playas Limpias surge con el objetivo de evaluar la calidad del agua y establecer medias necesarias en los lugares que representen riesgos a la salud. Este programa incluye 273 playas, 367 sitios de muestreo en 70 destinos turísticos y permite a los usuarios estar informados sobre las condiciones sanitarias de las playas y tener una mejor comunicación entre las instituciones encargadas del manejo y monitoreo de las zonas (Cofepris, 2020).

Para determinar la calidad del agua apta para actividades recreativas, los parámetros usados se basan en estudios realizados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), en los cuales se establece una relación causal entre enfermedades gastrointestinales, respiratorias e infecciones de piel y oído con la calidad del agua recreativa según su concentración de bacterias indicadoras fecales como los enterococos/estreptococos fecales (Organización Mundial de la Salud (OMS), 1998). Cabe señalar que las bacterias fecales se usan como un indicador de contaminación del agua porque son muy resistentes a las condiciones de salinidad del agua de mar y su presencia en el agua supone la presencia de patógenos (Ríos-Tobón *et al.*, 2017).

El parámetro de vigilancia descrito en el Manual de Agua de Contacto de la Cofepris basado en los criterios de la OMS, establece que se considerará el agua

costera como apta para actividades de recreación humana cuando esta presente un conteo por debajo de los 200 NMP/100 ml de enterococos, ya que este límite estima un riesgo sanitario de entre 5 y 10% para enfermedades gastrointestinales y de 1.9 a 3.9% para enfermedades febriles agudas, con base en los estudios presentados por la OMS (Cofepris, 2020).

En la BTS existen 6 estaciones de muestreo de Cofepris correspondientes al programa Playas Limpias, como se muestra en la Figura 1

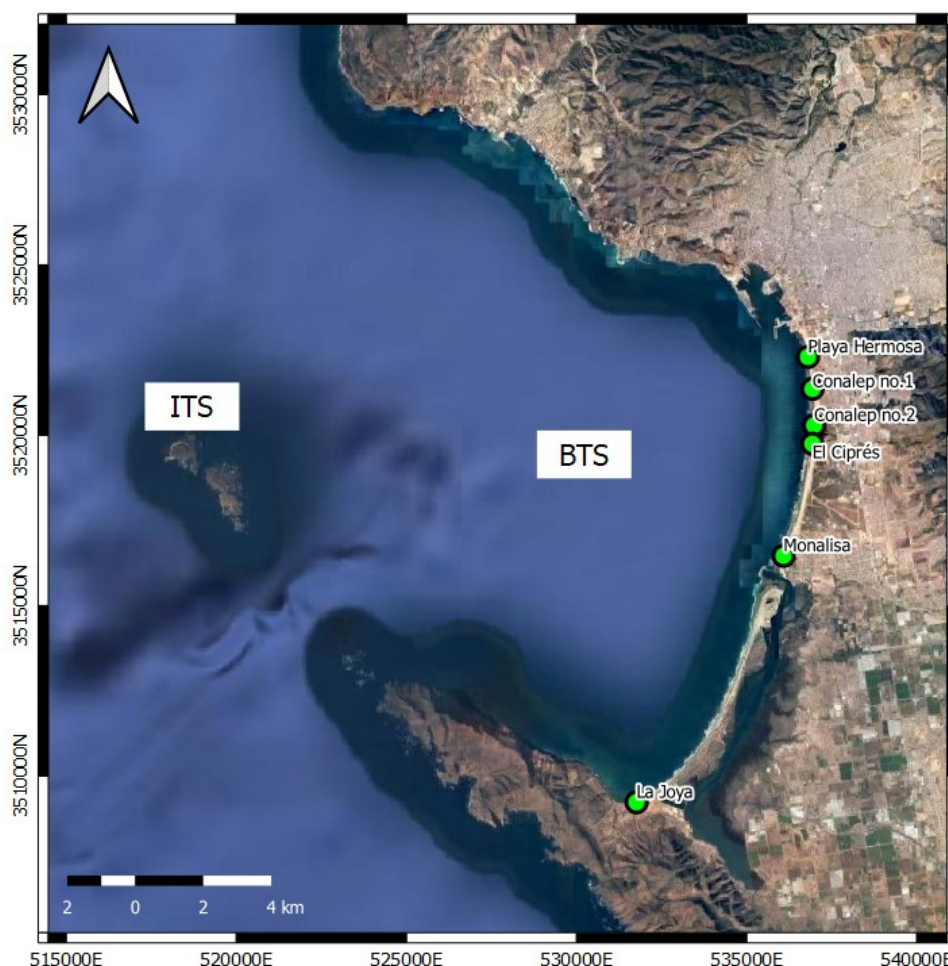


Figura 1: Estaciones de muestreo del programa Playas Limpias en la Bahía Todos Santos (BTS). Al oeste se encuentra la Isla Todos Santos (ITS).

Gracias al monitoreo de la concentración de enterococos dentro del período de muestreo del programa Playas Limpias, se han detectado situaciones de riesgo a la salud en las playas de Ensenada, Baja California. A finales de marzo y principios de abril de 2017, Playa Hermosa en Ensenada fue catalogada como la

playa más contaminada del país y no apta para actividades recreativas al reportar un conteo de enterococos de 263 NMP/100 ml, causando el cierre temporal del balneario hasta que las condiciones mejoraran. El día 8 de abril se levantó el cierre precautorio que había estado instaurado desde el 25 de marzo, para luego volver a ser cerrado por autoridades municipales el día 11 de abril debido a derrames de aguas negras (Lachica, 2017; Uniradio Informa, 2017). Esta misma situación se repitió durante 2019 en enero, durante 2020 en enero y durante 2021 en febrero, marzo y julio, ocasionando cierres preventivos en las playas afectadas (Linaldi-Marquez, 2019; NOTIMEX, 2020; El Imparcial, 2021; Vargas, 2021; Cadena Noticias, 2021). Además, se reportan continuamente en redes sociales casos de derrames de aguas residuales en diferentes puntos de la BTS, siendo uno de los más documentados los de la zona conocida como Playitas, gracias a los colectivos de vecinos, activistas ambientales y empresas hoteleras que hacen uso de la zona afectada (Flores, 2021). Dichos derrames corresponden a cárcamos de rebombeo y zonas de descarga de efluentes provenientes de las plantas de tratamiento.

3 JUSTIFICACIÓN

El presente trabajo busca establecer la posibilidad de monitorear los niveles de contaminación en las playas de la Bahía Todos Santos usando productos de percepción remota obtenidos a partir de un algoritmo aplicado a imágenes de satélite de libre acceso, debido a que el método actualmente usado por Cofepris para analizar la calidad del agua se limita a 7 puntos de muestreo; 6 de estos en la BTS, durante 3 períodos al año, previo a temporadas vacacionales. Para llevarse a cabo, se requiere personal especializado recolectando muestras en campo, coordinación entre varios organismos, disponibilidad de laboratorio, uso de materiales y reactivos, además de personal y tiempo para su procesamiento en el laboratorio.

Ensenada está dentro de las 17 Entidades Federativas costeras del país, por lo que en la BTS se realizan muestreos de forma obligatoria dos semanas antes de cada período vacacional, resultando en muestreos tres veces al año en las playas

más concurridas de Ensenada (Cofepris, 2020). Esto mantiene sin información oportuna sobre la calidad del agua costera a la ciudadanía que acostumbra visitar las playas locales con fines de esparcimiento o deporte y a la población que planea visitar la ciudad para vacacionar en las mismas, antes de que los resultados oficiales sean publicados por los organismos encargados. Con lo anterior, se genera un riesgo de exposición a niveles nocivos de patógenos, afectando sobre todo al sector más vulnerable como niños, adultos mayores y personas con sistemas inmunes comprometidos (Dorfman y Haren, 2014).

El presente estudio no busca sustituir los programas | de medición de la calidad del agua, sino complementar los análisis de laboratorio con una herramienta útil, de bajo costo que tenga gran cobertura y capacidad de manejar información de forma rápida, frecuente y precisa, como se ha demostrado en a través de los años (Aguilar-Maldonado *et al.*, 2019). Se propone la utilización de técnicas de percepción remota para generar un archivo de información de la superficie del mar, mismo que podrá asociarse a los datos históricos de los muestreos de Cofepris y que pueda serle de utilidad tanto a futuros investigadores como a los organismos encargados de la comunicación de riesgos sanitarios.

Este estudio pretende abonar al trabajo de Cofepris en su misión de proteger a la población contra riesgos a la salud por la exposición a factores ambientales dañinos. “La difusión oportuna de los resultados del monitoreo de la calidad de agua, [...] permite a los bañistas tomar decisiones en relación a la o las playas que visitará” (Cofepris, 2020).

4 OBJETIVO

El objetivo general de este proyecto es identificar parámetros adquiridos por percepción remota (PR) que sirvan para el monitoreo de la calidad del agua en la Bahía Todos Santos (BTS).

4.1 Objetivos específicos

- Explorar los parámetros de PR y sus limitaciones para monitoreo de la contaminación en la BTS.

- Seleccionar parámetros adecuados para el monitoreo de la BTS.
- Establecer un período de estudio para aplicar el monitoreo usando los parámetros seleccionados.
- Mostrar el comportamiento de los parámetros seleccionados en la BTS durante el período de estudio y contrastar los resultados con los monitoreos *in situ* de Cofepris.
- Identificar los posibles factores antropogénicos y naturales que pueden influir en el comportamiento de los parámetros en la bahía.
- Proponer un producto que almacene la información generada y que pueda ser usado para futuros estudios.

5 MARCO TEÓRICO

La Organización de las Naciones Unidas estima que la población mundial alcanzará los 9,700 millones de habitantes para 2050 y para 2100 habremos llegado a casi 11,000 millones de personas. (Roser, 2013). En la actualidad, los países desarrollados tratan aproximadamente el 70% de sus descargas municipales e industriales, los países de renta media alta tratan el 38% y el 28% es tratado en países de renta media baja, mientras que, en los países de renta baja, solamente el 8% de sus aguas residuales reciben algún tipo de tratamiento. En conjunto, a nivel mundial más del 80% de las aguas residuales se descargan sin recibir tratamiento alguno (WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), 2017). Debido a dicho aumento poblacional proyectado, se espera que la carga de nutrientes de origen antropogénico en las aguas costeras vaya en aumento, sobre todo en países de bajos recursos. Mientras tanto, se prevé que los efectos del cambio climático afectarán negativamente la calidad de las aguas costeras, debido al cambio de patrones climáticos, siendo las regiones más afectadas las ubicadas en climas cálidos, donde al mismo tiempo se concentran la mayoría de las naciones de renta baja. Así mismo, las precipitaciones atípicas pueden generar flujos mayores a la capacidad instalada de los sistemas de transporte y tratamiento, provocando inundaciones y derrames de contaminantes al medio ambiente (Hughes *et al.*, 2021). Por otro lado, de haber más sequías,

menor será la dilución de la carga orgánica de las aguas residuales, pudiendo sacar de balance los procesos biológicos con los que están diseñadas las plantas de tratamiento y por ende afectar la calidad de su efluente (Ware, 2016).

La zona costera es un área de suma importancia para la salud del ecosistema marino además de ser vital para las actividades humanas, ya que más del 90% de la producción pesquera se da en estas aguas poco profundas, las cuales representan menos del 7% de la extensión total de los océanos (Pauly *et al.*, 2002).

5.1 Fitoplancton y clorofila como indicador de salud en sistemas marinos

Uno de los indicadores más conocidos para evaluar la salud ecológica del ecosistema acuático es la clorofila-a, pigmento presente en todas las especies de algas (Zheng y DiGiacomo, 2017).

El término *plancton* hace referencia al conjunto de organismos vivos, adaptados para vivir en cuerpos de agua en estado de aparente suspensión parte o toda su vida (Reynolds, 2006).

Según el diccionario de Merriam-Webster, la etimología de plancton deriva del griego *planktos*, que significa “errante”. Por lo tanto, a diferencia del *necton*, son organismos que, al carecer de la capacidad de contraponerse a las corrientes marinas, flotan de forma pasiva en las aguas.

Reynolds (2006) define *fitoplancton* como el colectivo de microorganismos fotosintéticos, adaptados para vivir de forma parcial o continua en aguas abiertas. Son la parte fotoautótrofa del plancton y uno de los principales productores de carbono orgánico en el agua. El fitoplancton constituye la base de la cadena alimenticia marina y es el principal responsable de los procesos biogeoquímicos en el océano (Zheng y DiGiacomo, 2017).

El crecimiento del fitoplancton en los océanos depende en gran medida de variaciones climáticas tanto estacionales como interanuales que determinan la disponibilidad de nutrientes y luz solar, así como la temperatura de la superficie del agua (Poll *et al.*, 2013). Su presencia en los cuerpos de agua costeros sirve

como parámetro de medición de la calidad del agua, debido a que los florecimientos algales pueden ser relacionados directamente con los niveles de eutrofización en el agua (Zheng y DiGiacomo, 2017). Se ha encontrado que la presencia de fitoplancton puede duplicarse o triplicarse ($0.8 - 1.3$ / día) en un lapso de 24 horas en condiciones favorables, como lo son una mayor concentración de nutrientes como Nitrógeno y Fósforo, comparado contra un ambiente de control con menor concentración de nutrientes y con iguales cantidades de irradiancia solar ($0.4 - 0.6$ / día), por lo tanto, el fitoplancton tiene el potencial de responder de forma casi instantánea a la presencia de nutrientes en el agua (Örnólfssdóttir *et al.*, 2004). Sin embargo, es necesario tomar en cuenta las condiciones específicas del área y período de estudio, así como la taxonomía de los grupos de fitoplancton endémicos del área de estudio.

La forma en la que se utiliza el fitoplancton como indicador de la calidad de agua es a través de la medición de la concentración de clorofila presente en el agua. El término “concentración de clorofila” se refiere a la suma de clorofila-a, principal pigmento en las células del fitoplancton, y feofitina-a, un pigmento subproducto de la acidificación de la clorofila (Tett *et al.*, 1975). Este indicador permite la caracterización del estado trófico del mismo mediante la cuantificación de la biomasa de fitoplancton. Las células de fitoplancton son las que más absorben la luz visible, sobre todo en la banda azul y roja, con poca absorción en la banda del verde. Tradicionalmente se mide recolectando muestras en sitio para luego ser evaluadas en laboratorio mediante espectrofotometría, fluorometría o cromatografía líquida de alto rendimiento, HPLC (Back *et al.*, 2021).

Mobley (1994) propone que la concentración de clorofila-a varía de 0.01 mg/m^3 en aguas abiertas y claras, a 10 mg/m^3 en afloramientos costeros productivos, hasta 100 mg/m^3 en estuarios eutróficos y lagos. El promedio oceánico mundial en mar abierto se estima en 0.5 mg/m^3 . Por otra parte, el umbral de clorofila-a que genera impactos en la fauna marina es generalmente considerado de 100 mg/m^3 y superior (Nielsen y Jernakoff, 1997).

A pesar de que la presencia de clorofila-a se use como una medida del estado trófico del ecosistema y que altos niveles de la misma usualmente sea indicio de agua contaminada, las concentraciones elevadas de clorofila no son necesariamente malas; es la persistencia a largo plazo de los niveles elevados lo que pone en riesgo el ecosistema. Por esa razón, las concentraciones anuales medias de clorofila-a son un indicador importante en el estado del ecosistema (Ward *et al.*, 1998).

Los regímenes de vientos, mareas y oleajes son un factor importante en la variación de la biomasa (Jacobson, 2005). La presencia de oleajes fuertes genera condiciones de mezcla en los estratos de la columna de agua, por lo que la exposición de las algas en la zona fótica se ve reducida. Además el oleaje genera turbidez al suspender material fino, lo que resulta en una reducción de la luz disponible para la fotosíntesis (Ward *et al.*, 1998).

Otro factor que influye en la concentración de clorofila-a son factores hidrodinámicos como el tiempo de residencia del agua y tasa de intercambio entre zonas de diferente concentración (Hinga *et al.*, 1995).

5.2 Percepción remota y observación del color del océano

Las aguas costeras del sur de California son uno de los sistemas más estudiados del Océano Pacífico (Espinosa-Carreón *et al.*, 2001). Desde 1949, esta área empezó a ser estudiada por las Investigaciones Cooperativas Oceánicas Pesqueras de California, EEUU (CalCOFI) y los pigmentos del fitoplancton empezaron a ser estudiados desde 1969, sin embargo se realizaban muestreos cada tres años (Peláez y McFowan, 1986).

La primera misión de observación del océano usando percepción remota desde un satélite se llevó a cabo por la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de los Estados Unidos (NASA) en 1978, usando el sensor *Coastal Zone Color Scanner* (CZSC) montado en el satélite *Nimbus-G*. Interesados por trabajos previos sobre el potencial de la percepción remota en el estudio del océano, la NASA inició estudios en 1972 sobre la viabilidad de efectuar mediciones del color del océano desde un satélite, sobre si era posible detectar el color del océano a

pesar de la dispersión atmosférica y sobre si era posible corregir o evitar la reflectancia especular directa del sol en las imágenes tomadas desde un satélite. Los resultados de esta misión confirmaron que era posible generar datos con la suficiente sensibilidad para detectar ligeros cambios en la coloración del océano atribuibles directamente a la variación en la concentración del fitoplancton, además se encontró que los efectos de la clorofila-a en el color del océano se hacen evidentes en la banda de los 443 nm del espectro electromagnético, que las correcciones atmosféricas son de gran importancia para la calidad de los datos obtenidos y que PR tiene un gran potencial de detectar florecimientos algales nocivos en etapas tempranas (Hovis *et al.*, 1980). Peláez y Guan (1982) encontraron para las aguas de la Corriente de California, una correlación de 0.92 entre los datos de clorofila obtenidos con CZSC comparados con mediciones *in situ*, además de patrones de distribución de clorofila previamente desconocidos al sur de San Diego, frente a Ensenada y corrientes de Eddy en la costa de San Quintín. Años más tarde, Peláez y McFowan (1986) realizaron una investigación sobre los patrones de distribución de clorofila encontrados en el sistema de la Corriente de California y caracterizaron una estructura frente a Ensenada (después llamado Ensenada Front), que inicia aproximadamente a 160 km de la costa y se extiende latitudinalmente por 500 km, descrita como una frontera bien definida entre dos grandes y diferentes masas de agua, una de ellas de alta concentración de pigmentos de clorofila, que se mueve con las corrientes y que varía con las estaciones (Figura 2). Al analizar los patrones de distribución de 3 años, los investigadores observaron que dicha estructura aparece más grande e intensa durante la primavera y verano, para luego atenuarse o desaparecer en el otoño tardío e invierno temprano. Durante el mes de febrero, la estructura de pigmentos de clorofila empieza a intensificarse a la par del inicio de un nuevo ciclo. Otra característica observada fue la presencia de una franja estrecha de alta concentración de clorofila en toda la zona costera.

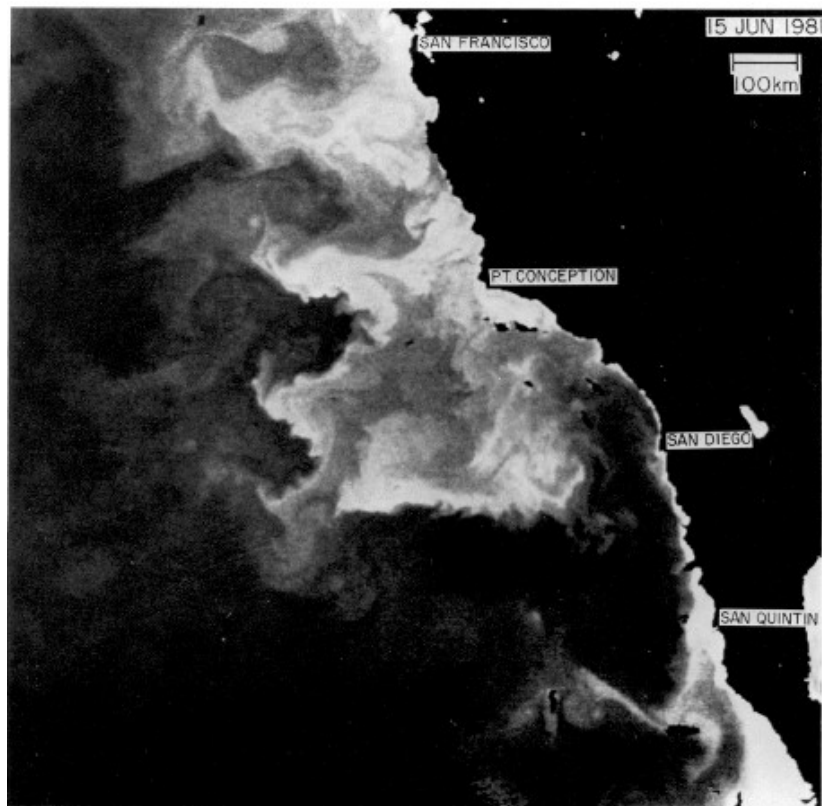


Figura 2: Imagen de fitoplancton de la Corriente de las Californias del 15 de junio de 1981. Las zonas claras corresponden a niveles altos de clorofila. Se pudo observar la frontera bien definida, *Ensenada Front*, orientada de forma latitudinal y que empieza aproximadamente a 150 km de las BTS (Imagen tomada de Peláez y McFowan, 1986).

En un estudio realizado sobre la variabilidad hidrográfica en las aguas costeras de la Ensenada del Sur de California, Espinosa-Carreón, y otros (2001), mencionan que los cambios estacionales de las propiedades físicas en dicha área parecen estar estrechamente relacionadas con los procesos regionales del Océano Pacífico adyacente, además que el agua en la zona costera parece estar sujeta a la variabilidad regional de la dinámica del sistema de la Corriente de California. Por ejemplo, relacionan directamente las concentraciones de nutrientes de enero a marzo con el incremento en las surgencias en las aguas de la BTS, y a su vez se reflejan en un aumento en la clorofila medida en los estudios.

5.3 Percepción remota y calidad del agua

Morel y Prieur (1977), en Chen *et al.*, (2013), clasifican las aguas naturales en dos tipos; Caso 1 y Caso 2. Las propiedades ópticas inherentes (IOP) de las aguas de primer tipo son dominadas por una sola variable, clorofila, mientras que las aguas de Caso 2 son dominadas por la clorofila-a, los sólidos suspendidos totales (SST)

y la materia orgánica disuelta coloreada (CDOM). Debido a que las aguas costeras son sistemas dinámicos, con variaciones topográficas, patrones complejos de afloramiento, cambios repentinos de concentraciones causados por mezcla de agua dulce y salada, interacciones entre tierra y mar y corrientes marinas cambiantes, estas se catalogan como Caso 2. Las propiedades ópticas de dichas aguas están influenciadas por la dispersión y absorción de diferentes longitudes de onda de los SST y CDOM (Chen *et al.*, 2013).

El coeficiente de atenuación difusa es una medida de la turbidez o claridad del agua a una determinada longitud de onda dentro del espectro visible. Está directamente relacionada con la presencia de SST de origen orgánico e inorgánico dentro de la columna de agua y representa la velocidad a la que el espectro de la luz a 490 nm se atenúa con la profundidad (Wang *et al.*, 2009). Se calcula usando una relación empírica derivada de mediciones *in situ* contra reflectancias de coeficientes de las bandas azul y verde. Los valores representan la reducción de la luz mediante un coeficiente entre logaritmo natural sobre metro de profundidad en la columna de agua. Así, un valor de 0.1/m representa una reducción en la intensidad de luz de un logaritmo natural cada 10 metros. Los valores más altos representan menores profundidades de atenuación y por lo tanto, mayor turbidez (Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.).

El algoritmo de este producto es una relación polinómica de cuarto orden entre un coeficiente de reflectancias de las bandas azul y verde y la irradiancia a 490 nm, como se muestra a continuación:

$$\log_{10}(K_{bio}(490)) = a_0 + \sum_{i=1}^4 a_i \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs} \lambda_{blue}}{R_{rs} \lambda_{green}} \right) \right)^i$$

Ecuación 1: Algoritmo del producto de turbidez de la columna de agua. (Tomado de Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.)

El producto de turbidez, llamado Kd_490, fue desarrollado por la NASA usando el algoritmo para el Sensor Espectrorradiómetro de Imágenes de Media Resolución (MODIS) y únicamente ha sido validado con información *in situ* para éste. A la

fecha no hay validación cuantitativa para el sensor Suite de Radiómetros de Imágenes Infrarrojas Visibles (VIIRS).

Una limitante del producto de turbidez usando el algoritmo estándar de NASA es que el rango de valores en las aguas costeras turbias es muy reducido. La Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) trabaja de forma conjunta con NASA en la observación marina y ha modificado los algoritmos de turbidez para sus aplicaciones específicas. La NOAA tiene conocimiento de la limitación que supone un rango reducido de valores para el algoritmo de turbidez que usa NASA en sus productos, que es principalmente usado en aguas claras de mar abierto (aguas Caso 1), por lo que han desarrollado su propia versión del algoritmo, optimizado para aguas costeras turbias (NOAA , s. f.). Sin embargo, este algoritmo, llamado “k490noaa” no está disponible en la suite de productos nivel 2 de *Ocean Color* de NASA y los productos generados por NOAA, accesibles desde su plataforma, están limitados a ciertas regiones costeras de EEUU.

Al ser el algoritmo de NASA desarrollado principalmente para aguas abiertas, o Caso 1, se asume una relación lineal entre el fitoplancton y los demás materiales presentes. Dicho algoritmo se ve limitado en situaciones más complejas como lo son las aguas costeras Caso 2, ya que el fitoplancton no necesariamente mantiene una relación lineal con los demás componentes y puede no ser el factor dominante en el color del océano (Jacobson, 2005). Es necesario tomar en cuenta las condiciones específicas del sitio para desarrollar algoritmos regionales a fin de modelar de forma más precisa los fenómenos.

5.4 Percepción remota y estimación de clorofila-a

Se estima que puede haber hasta un 35% de incertidumbre en la estimación de clorofila-a si hay un 5% de incertidumbre en la corrección atmosférica. Al ser el agua un cuerpo que absorbe la mayoría de la radiación infrarroja y cercana al infrarrojo, se asume que la radiación registrada por los sensores que correspondería a estas áreas, se debe más bien a la dispersión atmosférica. Esta información se usa en el método *clear water* para hacer correcciones

atmosféricas, sin embargo, las aguas turbias modifican la respuesta de la radiancia que llega al sensor, lo que genera errores al hacer correcciones atmosféricas. Por lo tanto, la eficacia del modelo de estimación de clorofila-a depende directamente de una buena corrección atmosférica (Chen *et al.*, 2013).

Los picos de absorción de radiación en la clorofila-a se dan en los 440 nm y 675 nm, el coeficiente de absorción de la banda del azul es de entre 1 y 10 veces mayor al de la banda del rojo y el mínimo de absorción se da cerca de los 600 nm. Sin embargo, la absorción se ve afectada por el estado trófico del agua, la composición taxonómica del fitoplancton y las condiciones de luz del lugar, por lo que puede haber variaciones en su respuesta a la radiación, incluso en cultivos de laboratorio (Chen *et al.*, 2013).

Los algoritmos aritméticos usados en percepción remota para determinar la concentración de clorofila-a usan los máximos de absorción primaria a 442 nm, secundaria a 665 nm, el pico de reflectancia a 700nm y su banda de emisión de fluorescencia a 681 nm (Chen *et al.*, 2013).

El producto *chlor_a*, disponible como parte de la suite de productos nivel 2 de *Ocean Color* (OC) de NASA, utiliza los algoritmos OCx fusionados con el índice de color (CI), con la transición entre CI y OCx establecida en $0.15 < CI < 0.2 \text{ mg/m}^3$ (Hu *et al.*, 2012).

El índice de color CI es un algoritmo de diferencia de reflectancia (R_{rs}) de tres bandas que emplea la diferencia de reflectancia entre la banda del verde y una referencia formada linealmente entre las reflectancias de las bandas azul y roja, como se muestra en la Ecuación 2:

$$CI = R_{rs}(\lambda_{green}) - [R_{rs}(\lambda_{blue}) + (\lambda_{green} - \lambda_{blue})/(\lambda_{red} - \lambda_{blue}) * (R_{rs}(\lambda_{red}) - R_{rs}(\lambda_{blue}))]$$

Ecuación 2: Algoritmo de índice de color CI (Tomado de Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.).

En donde λ_{blue} , λ_{green} y λ_{red} son las longitudes de onda más cercanas a 443 nm, 555 nm y 670 nm respectivamente, específicas para cada sensor.

Cuando las concentraciones de clorofila-a superan los 0.2 mg/m³, MODIS y VIIRS fusionan el algoritmo CI con el OCx; una relación polinómica de cuarto orden entre un cociente de reflectancias y *chlor_a*, como se muestra a continuación:

$$\log_{10}(\text{chlor_a}) = a_0 + \sum_{i=1}^4 a_i \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{blue})}{R_{rs}(\lambda_{green})} \right) \right)^i$$

Ecuación 3: Ecuación del producto *chlor_a* (Tomado de Ocean Biology Processing Group (OBPG), s. f.).

En donde las longitudes de onda de las reflectancias y los coeficientes $a_0 \rightarrow a_4$ son específicos para cada sensor.

En junio de 2021 entró en servicio la misión *SeaHawk* con el instrumento *HawkEye*, diseñado para demostrar el potencial de un sensor de alta resolución (~120 m) en aplicaciones científicas de color del océano. Se espera que en 2023 entre en órbita el sensor *Ocean Color Instrument* (OCI) a bordo de la misión *Plankton, Aerosol, Cloud and ocean Ecosystem* (PACE), con mejor resolución y tecnología más avanzada que sus antecesores MODIS y VIIRS, destinado a la observación del océano y recopilación de información relacionada con los ecosistemas marinos, atmósfera y cambio climático. Se esperan avances en materia de corrección atmosférica y coeficientes de calibración para los instrumentos en órbita y las nuevas misiones a partir de los resultados de éstas.

6 AREA DE ESTUDIO

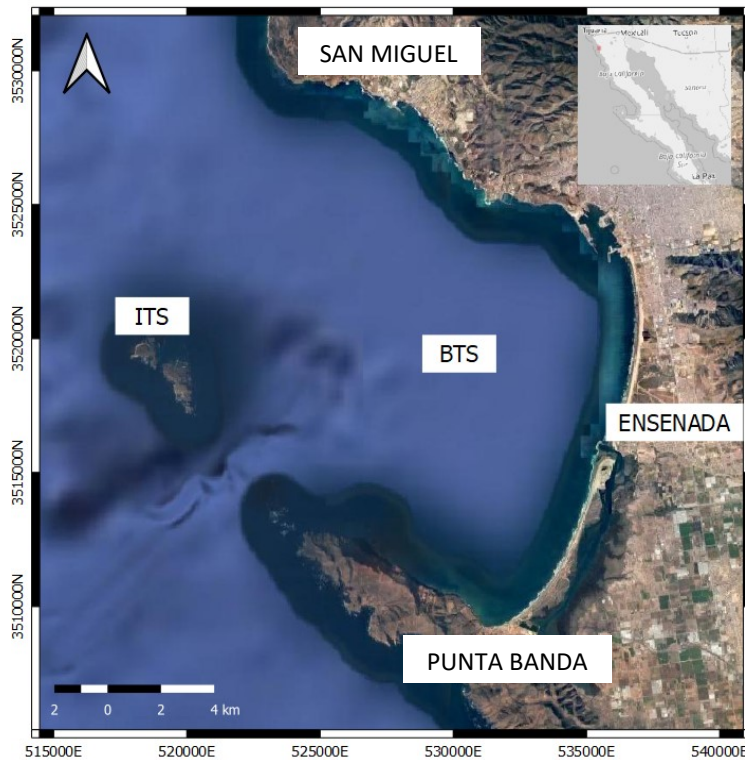


Figura 3: el área de estudio comprende la Bahía Todos Santos (BTS) en Ensenada B.C. Al norte se encuentra San Miguel, al sur Punta banda y al oeste la Isla Todos Santos (ITS).

La Bahía de Todos Santos (BTS) está ubicada en la zona noroeste del municipio de Ensenada, Baja California, entre los 31°40' y 31°56' de latitud Norte y 116°36' y 116°50' de longitud Oeste. Tiene una extensión de 18 km de largo por 15 km de ancho y un área aproximada de 24,090 ha, constituye la región costera de la ciudad de Ensenada, siendo sus aguas parte del Océano Pacífico (Colín-Cruz, 1997). En la Bahía de Todos Santos se ubica el puerto de Ensenada, considerado puerto de altura y parte importante de la economía de la región debido a sus actividades turísticas y comerciales (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1995).

El clima es mediterráneo con veranos cálidos y secos e inviernos fríos y húmedos. La temperatura media anual en Ensenada es de 16.8° y la precipitación media es de 250 mm anuales (CICESE, 2019).

Las características de la superficie del agua en la BTS están estrechamente relacionadas con el Sistema de Corriente de California (Aguilar-Maldonado *et al.*, 2019). Peña-Manjarrez (2008) caracteriza el agua superficial que llega a la BTS como tipo 2 de surgencia, de temperaturas mayores a 10°C y concentraciones de clorofila que van de 1 a 20 mg/m³.

6.1 Hidrología

La ciudad de Ensenada pertenece a la Región Hidrológica 1 (RH1), Baja California Noroeste. Las cuencas que la conforman son la Cuenca B: Arroyo Las Ánimas-Arroyo Santo Domingo, subcuenca Bg (A. Las Ánimas) y Cuenca C: Río Tijuana-Arroyo de Maneadero, subcuencas Ca (A. de Maneadero) y Cb (B. Ensenada). El coeficiente de escurrimiento para las cuencas B y C es de 6.71 y 6.68% respectivamente (mapa hidrográfico INEGI 2010). En la región RH1, el agua superficial es poco abundante, cuenta con pocas corrientes permanentes, su principal uso es doméstico y pecuario, siendo el agua subterránea la fuente más importante para el apoyo de las actividades económicas del estado. (Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2001).

El tipo de suelo de la ciudad de Ensenada está principalmente constituido por rocas ígneas extrusivas, rocas ígneas intrusivas y suelos. Las unidades geohidrológicas corresponden a materiales consolidados con permeabilidades bajas para los dos primeros y material no consolidado con permeabilidad alta para el último. (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1995).

El servicio de agua potable para la ciudad de Ensenada es proporcionado por la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) a través de pozos profundos y una planta potabilizadora aguas debajo de la cortina de la presa Emilio López Zamora, sobre el arroyo Ensenada. Hasta 2015 la producción de agua fue de poco más de 20 Mm³ (URBACA, s. f.). En 2018 entró en operaciones una planta desaladora para cubrir la demanda de la ciudad, con una capacidad diseñada de 250 l/s (El Economista, 2018). Sin embargo, hasta 2021 se siguen

presentando problemas técnicos que limitan su operación, entregando menos volumen de lo proyectado (Zeta Tijuana, 2021; Alfaro, 2021).

6.2 Gestión del agua residual

A través de la Comisión Estatal de Servicios Público de Ensenada (CESPE), la ciudad cuenta con 5 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR); PTAR El Sauzal, PTAR El Gallo, PTAR El Naranjo, PTAR Noreste y PTAR Maneadero, sumando una capacidad instalada total de 931 l/s. El agua residual es recolectada mediante gravedad, siendo necesaria la instalación de cárcamos de rebombeo para finalmente ser transportada hasta las plantas de tratamiento.

El agua residual de Ensenada llega a las PTARs con niveles de entre 300 y 400 mg/l de DBO₅ y entre 240 y 380 mg/l de SST. Estas PTARs, diseñadas para operar mediante el proceso biológico de lodos activados, proveen de tratamiento secundario avanzado a las aguas residuales, con excepción de la PTAR Maneadero, que además incorpora un tratamiento terciario mediante ultrafiltración después de la desinfección por luz ultravioleta (Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE), s. f.).

De las 5 PTARs de Ensenada, 4 están diseñadas para cumplir la NOM-003-SEMARNAT-1997 (la PTAR El Gallo solo cumple con la NOM-001-SEMARNAT-1997), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para los efluentes que estarán en contacto directo e indirecto con humanos a la salida de la planta (≤ 30 mg/l DBO₅ y ≤ 30 mg/l SST para contacto indirecto u ocasional) y actualmente operan en cumplimiento a la NOM-001-SEMARNAT-1997, conforme a los requerimientos de CONAGUA.

Espinosa-Carreón, y otros (2001), encontraron que en la BTS, la razón de Redfield, esto es, la relación de nitratos con fosfatos y que teóricamente se debería mantener 16:1 en el océano, no se cumple a los 50 m de profundidad. Los autores explican que esto puede deberse a que el agua de surgencia en estas zonas proviene de aguas donde ha habido cierta denitrificación previa, o que la BTS recibe un aporte constante, no natural de fosfatos. Cruz-Rico (2015) menciona que la variabilidad en las concentraciones de nutrientes inorgánicos en

la BTS está influenciada, entre otros factores, por aportes de aguas residuales de la ciudad con altos contenidos de fosfatos y formas nitrogenadas reducidas. De igual forma, se han encontrado enriquecimientos de fosfatos en las aguas de la BTS, producto de derrames de aguas residuales (Giffard-Mena, 1997).

Al estudiar las propiedades ópticas inherentes (IOP) en la BTS usando datos de *MODIS/Aqua* de 2003 a 2016, Aguilar-Maldonado *et al.* (2019), encontraron una tendencia a la baja desde 2010 en los valores de las IOPs, coincidiendo con el mejoramiento de la calidad de las aguas receptoras en la BTS debido la entrada en funcionamiento de la PTAR Noreste en 2009 y PTAR Maneadero en 2010, así como el aumento en la acuacultura de moluscos bivalvos en la BTS en años recientes. Los autores apuntan a que estos dos factores podrían ser la causa en la disminución de la concentración de componentes ópticamente activos en la BTS, como lo son la biomasa de fitoplancton, CDOM y detritos.

7 MÉTODO

Para la realización del presente estudio, se siguió un proceso como el que se muestra en el diagrama de flujo de la Figura 4: Diagrama de flujo de la metodología seguida en el estudio



Figura 4: Diagrama de flujo de la metodología seguida en el estudio.

A continuación se describen cada uno de los pasos del método implementado.

7.1 Identificar evento y período de estudio

Mediante una investigación documental de noticias de prensa en línea, se buscaron incidentes de derrames de aguas residuales en la BTS así como el registro histórico de condiciones climáticas de la zona y se consideraron los siguientes criterios: existencia de imágenes del día del evento en el buscador de productos; ausencia de lluvias en los días anteriores, durante y después del evento; cercanía con los sitios de muestreo reglamentarios del programa Playas Limpias de Cofepris. Lo anterior, con el objetivo de permitir la utilización de los resultados del mencionado programa como datos de referencia para comparar con la información derivada del procesamiento de imágenes satelitales.

Se buscaron eventos sin precipitación significativa para aislar las señales del derrame de aguas negras de las causadas por escurrimientos pluviales, drenajes y aportaciones típicas características de lluvias, pues se ha encontrado una fuerte correlación entre los parámetros ópticos de las aguas costeras y la presencia de lluvias fuertes (Corbari *et al.*, 2016).

7.2 Identificar sensor y plataforma

Para identificar qué sensores son los más adecuados para trabajar con percepción remota para el estudio de la superficie del agua, se llevó a cabo una investigación del estado del arte de las misiones de observación del océano; cuáles tienen datos abiertos al público, cuáles se encuentran actualmente en órbita, cuáles son sus resoluciones temporales y espaciales y qué productos son capaces de generar, además de la disponibilidad de tutoriales gratuitos en línea para aprender a usar sus herramientas de búsqueda y procesamiento.

7.3 Identificar parámetro de estudio

La identificación del parámetro de estudio se realizó a través de una investigación bibliográfica sobre monitoreo de calidad del agua usando percepción remota, encontrando antecedentes sobre el uso del CDOM, turbidez, clorofila-a y propiedades ópticas inherentes (IOP) en diferentes aplicaciones. Espinosa-Carreón *et al.* (2001), mencionan que los cambios en factores como nutrientes inorgánicos disueltos y clorofila pueden servir como indicadores de procesos de fertilización en la zona costera, debido a que estas variables tienen una respuesta rápida, de horas a días, a los cambios hidrográficos.

Tomando un escenario optimista para refinar la selección, se exploraron los parámetros de turbidez mediante el algoritmo de atenuación difusa a 490 nm (K_d_{490}), concentración de CDOM en el espectro de los 443 nm ($R_{rs_{443}}$) y clorofila-a aplicados a la salida de la PTAR de Punta Bandera, Tijuana, sitio conocido por los derrames continuos de aguas residuales sin tratamiento debido a la inoperancia de dicha planta, y que ha sido objeto de conflictos internacionales con EEUU (Díez, 2017).

Usando el *software* SeaDAS, se revisaron los resultados del ráster de CDOM en el espectro de los 443 nm para varias fechas y se ajustó el histograma espectral para revelar mayor detalle, sin embargo, no se pudo encontrar una señal visible que pudiera concordar con la contaminación por descargas de aguas residuales en el efluente de la PTAR de Punta Bandera. Por otro lado, la señal registrada por el producto de turbidez (K_d_{490}) se comportaba de forma paralela a la señal

generada por el producto de clorofila-a (chlor_a). Se siguieron explorando los demás productos disponibles para tener un entendimiento general del comportamiento del Océano Pacífico durante el período de estudio. El parámetro que mostró mayor potencial de generar datos en la zona costera y mayor sensibilidad a la variación de los valores de los píxeles es el producto chlor_a.

7.4 Procesar imágenes en software

Una vez identificado el parámetro de estudio, en el programa QGIS se creó una capa con las coordenadas de los sitios de muestreo de Cofepris en la BTS, obtenida de la página web de la dependencia (<https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/gob-mx/playas/destinos/ensenada.html>). Luego se generó una máscara de la BTS para recortar los archivos ráster al área de estudio. Después, se cargaron y se recortaron los archivos chlor_a en formato .img correspondientes al período del estudio.

7.5 Exportar valores de píxeles del parámetro

Usando la herramienta estadísticas de ráster (r.stats) del plugin GRASS para QGIS, se exportaron los valores de los píxeles en formato .html y se ordenaron por fecha en una hoja de Excel.

7.6 Generar estadísticas, gráficas y cartas

El análisis estadístico de los valores de los píxeles se realizó mediante la generación de un diagrama de cajas y bigotes para visualizar la distribución de los datos por fecha en toda la capa y mediante una gráfica de líneas para los valores de clorofila más cercanos a los puntos de muestreo de Cofepris durante el período de estudio.

Para determinar los valores máximos a considerarse y elaborar rampas de color que faciliten la visualización de la señal de clorofila, se generó una distribución normal y una distribución acumulada utilizando los valores máximos de todos los días del estudio, luego se comparó con un diagrama de cajas y bigotes para

determinar si nuestro valor máximo obtenido de la distribución normal es representativo para la mayoría de los valores.

8 RESULTADOS

8.1 Selección de evento y período de estudio

Se reporta que el día 25 de febrero de 2021, se suscitó una falla eléctrica en un cárcamo de rebombeo ubicado en el fraccionamiento Loma Dorada de la ciudad de Ensenada, B.C., provocando un derrame de aguas negras a la BTS, entre los sitios de muestreo de Cofepris *Conalep 1* y *Conalep 2*. Dicho derrame duró varias horas, lo que provocó el cierre temporal de las playas Conalep y Pacífica. El gobierno municipal de Ensenada, a través de su página oficial, informó que Cofepris realizaría el muestreo de enterococos el día 02 de marzo de 2021, coincidiendo con el período de muestreo del programa pre vacacional Playas Limpias para Semana Santa. Días después, el 11 de marzo de 2021, el portal de noticias Ensenada Net dio a conocer otro derrame de aguas negras, ahora a la altura del Ciprés. En una entrevista telefónica con personal de operaciones del cárcamo de rebombeo del Ciprés, se supo que el evento del 11 de marzo se originó debido la obstrucción de una tubería por basura sólida que llega desde los desagües. Las maniobras de reparación se realizaron en cuanto se detectó el problema y el derrame duró poco tiempo, según el encargado.

Los resultados de los muestreos pre vacacionales de entre el 2 y el 18 de marzo, reportados por Cofepris, son los siguientes:

Tabla 1: Resultados de muestreo de Cofepris en la BTS, 02-18 marzo 2021 (Tomado de Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2021).

Ensenada, Baja California						
CALIDAD BACTERIOLÓGICA DEL AGUA DE MAR, 2021 (NMP ENTEROCOCOS / 100 ml)						
Playa	Sitio de muestreo	Coordenadas		Fecha de muestreo	NMP/100 ml	Clasificación
		Latitud norte	Longitud oeste			
Playa La Joya	La Joya	31° 43' 05.6"	116° 39' 52.8"	ENTRE EL 2 Y EL 18 DE MARZO	14	APTA
Playa Monalisa	Monalisa	31° 47' 00.2"	116° 37' 07.5"		21	APTA
Playa Pacifica	El Ciprés	31° 48' 46.9"	116° 38' 34.7"		24	APTA
	Conalep No. 2	31° 49' 04.5"	116° 36' 32.7"		47	APTA
	Conalep No. 1	31° 49' 36.3"	116° 36' 34.4"		135	APTA
Playa Hermosa	Hermosa	31° 50' 09.8"	116° 36' 39.4"		267	NO APTA
Playa La Misión	La Misión	32° 05' 34.6"	116° 53' 02.1"		18	APTA

En la Tabla 1 se puede observar que Playa Hermosa registró 267 NMP/100 ml de enterococos entre el 2 y el 18 de marzo, por encima de los 200 NMP/100 ml que se establecen como límite en el Manual de Agua de Contacto de la Cofepris, basado en los criterios de la OMS.

Se seleccionó el derrame de aguas negras a la BTS ocurrido el 25 de febrero de 2021 y el período comprendido entre el 1 de febrero y el 22 de marzo como objeto de estudio debido a los siguientes factores:

- Existe suficiente disponibilidad de información en la plataforma *Ocean Color* para describir el estado de la bahía antes, durante y después del derrame.
- Cofepris realiza muestreos en sus zonas establecidas entre el 2 y el 18 de marzo, aunque no especifica día exacto por punto de muestreo.
- No se reportan precipitaciones de relevancia que puedan impactar de forma significativa la concentración de nutrientes en la BTS debido a escurrimientos, como se observa en la Figura 5 en la cual se presenta el registro de precipitaciones para el período.

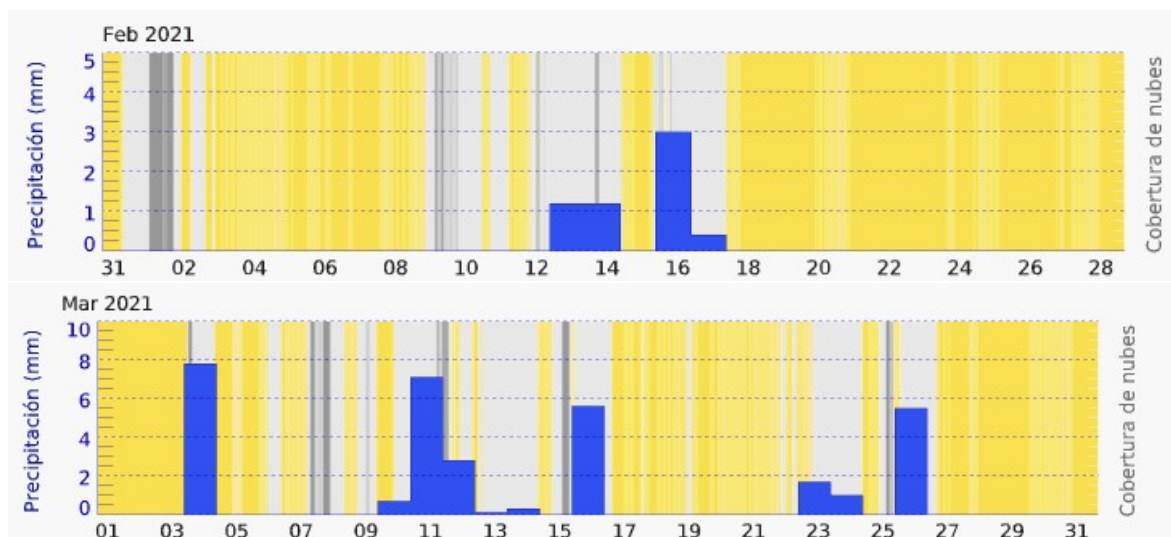


Figura 5: Precipitaciones de febrero y marzo 2021 registradas en Ensenada. Las barras azules indican precipitación en mm, las secciones amarillas indican días soleados, las secciones gris claro a gris oscuro denotan el grado de cobertura de nubes (Tomado de meteoblue, 2021).

8.2 Selección de sensores y plataformas

Para realizar la selección de sensores, se hizo una investigación acerca de las misiones satelitales disponibles considerando los siguientes criterios: fecha de inicio y fin de las misiones; zona de cobertura; disponibilidad al público de los datos recabados; resoluciones temporales y resoluciones espaciales como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2: Sensores dedicados a observación del océano.

SENSOR	PLATAFORMA	RESOLUCIÓN TEMPORAL	RESOLUCIÓN ESPACIAL	RANGO DE DATOS
CZCS	Nimbus 7	48 – 72 hrs	825 m	1978 – 1986
OCTS	ADEOS	72 hrs	700 m	1996 – 1997
SeaWiFS	OrbView-2	24 hrs	1100 m	1997 – 2010
MODIS	Terra (EOS-AM1)	24 – 48 hrs	1000 m	1999 – presente

Tabla 3: Sensores dedicados a observación del océano (continuación).

MERIS	Envisat-1	48 – 72 hrs	1150 m	2002 – 2012
MODIS	Aqua (EOS-PM1)	24 – 48 hrs	1000 m	2002 – presente
HICO	ISS	N/A	100 m	2009 – 2021
GOCI	COMS	1 hr	500 m	2010 – 2021
Aquarius	SAC-D	168 hrs	100,000 m	2011 – 2015
VIIRS	SNNP	12 hrs	750 m	2011 – presente
OLCI	Sentinel-3A	< 48 hrs	1200 m	2016 – presente
VIIRS	JPSS1	12 hrs	750 m	2017 – presente
OLCI	Sentinel-3B	< 48 hrs	1200 m	2018 – presente
OCI	PACE	48 hrs	1000 m	A partir de 2023

Como se observa en la Tabla 2, actualmente existen 6 misiones en órbita dedicadas a la observación del océano. De las 6, se observa que los sensores MODIS y VIIRS tienen la mejor resolución espacial, con 1000 m y 750 m

respectivamente, además de la mejor resolución temporal, generando información cada 48 y 12 horas, respectivamente.

Debido a la cantidad de tutoriales disponibles de libre acceso del programa *Applied Remote Sensing Training Program* (ARSET) de NASA, se eligió explorar los productos de color del océano nivel 2 de los sensores MODIS y VIIRS, disponibles a través del portal del *Ocean Biology Processing Group* (OBPG), que es parte del programa *Earth Science Data Systems* de NASA.

Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, o Sensor Espectrorradiómetro de Imágenes de Media Resolución (MODIS) es un sensor a bordo de los satélites *Terra* y *Aqua* del programa *Earth Observing System* (EOS), lanzados en 1999 y 2002 respectivamente. MODIS/Aqua registra la totalidad de la superficie terrestre cada 2 días, a través de 36 bandas espectrales que van de 405 nm a 14.4 μm . Las bandas usadas para la observación del océano son de la 8 a la 16 y cuentan con una resolución espacial de 1000m.

Visible Infrared Radiometer Suite, o Suite de Radiómetros de Imágenes Infrarrojas Visibles (VIIRS) es un sensor a bordo de los satélites del *Joint Polar Satellite System* (JPSS); JPSS-1 y el *Suomi National Polar-orbiting Partnership* (SNPP), en órbita desde el 2017 y 2012 respectivamente. El JSPP es un programa en conjunto de la NASA y del *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). VIIRS tiene una resolución temporal de 12 horas y recopila información mediante 22 bandas espectrales, que van de 412 nm a 12 μm . Las bandas usadas para la observación del océano tienen una resolución espacial de 750m.

Las imágenes obtenidas por ambos sensores se procesan en el software de libre acceso SeaDAS 7.5.3, creado por la NASA originalmente para las primeras misiones de medición del color del océano y que ahora sirve para el procesamiento, visualización y análisis de información de percepción remota de más de 15 misiones de satélites.

Usando los algoritmos del OBPG en SeaDAS para procesar las imágenes del océano nivel 2 de MODIS y VIIRS, es posible obtener los siguientes productos:

- Temperatura de la superficie del océano.
- Concentración de clorofila-a.
- Atenuación difusa a 490 nm (equivalente a turbidez de la columna de agua).
- Carbono orgánico particulado.
- Carbono inorgánico particulado (concentración de calcita).
- Altura normalizada de la línea de fluorescencia (FHL).
- Radiación fotosintética disponible instantánea.
- Promedio diario de radiación fotosintética disponible.

Además de reflectancias específicas para diferentes longitudes de onda:

- $R_{rs} \sim 410 \text{ nm}$.
- $R_{rs} \sim 443 \text{ nm}$, equivalente al CDOM (Zhao, y otros, 2018).
- $R_{rs} \sim 486 \text{ nm}$.
- $R_{rs} \sim 551 \text{ nm}$.
- $R_{rs} \sim 671 \text{ nm}$.

Al comparar las imágenes obtenidas de los sensores VIIRS y MODIS para la misma fecha, observamos que las diferencias entre ambos sensores y la forma como procesan los datos son significativas. VIIRS es un sensor de tecnología más reciente, tiene un tamaño de pixel de 750 m, mientras que el tamaño de pixel de MODIS es de 1100 m. La mejor resolución de VIIRS ayuda a obtener más detalle y observar los parámetros en la BTS de manera más precisa que usando MODIS. Esta diferencia es más evidente debido al reducido tamaño de nuestra área de estudio comparada con el tamaño original de las imágenes. En las figuras 1 y 2 se presenta una comparativa de la distribución de clorofila-a obtenidos con los sensores MODIS/Aqua y VIIRS para la BTS del día 5 y 19 de febrero.

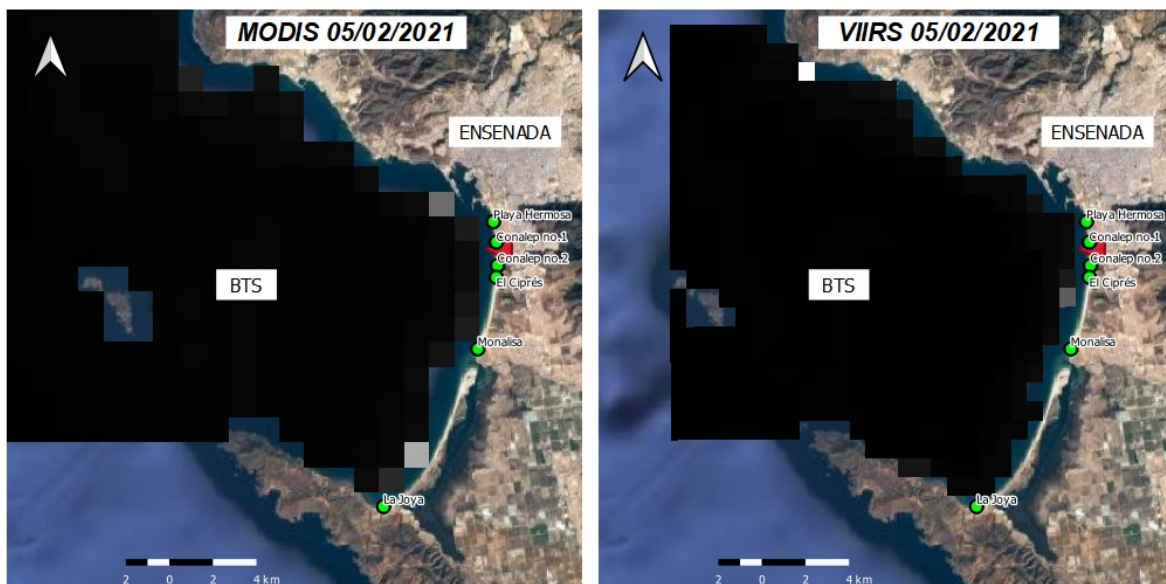


Figura 6: Niveles de clorofila-a en la BTS obtenida por los sensores MODIS (izquierda) y VIIRS (derecha) el 5 de febrero de 2021. VIIRS tiene un tamaño de pixel menor que MODIS.

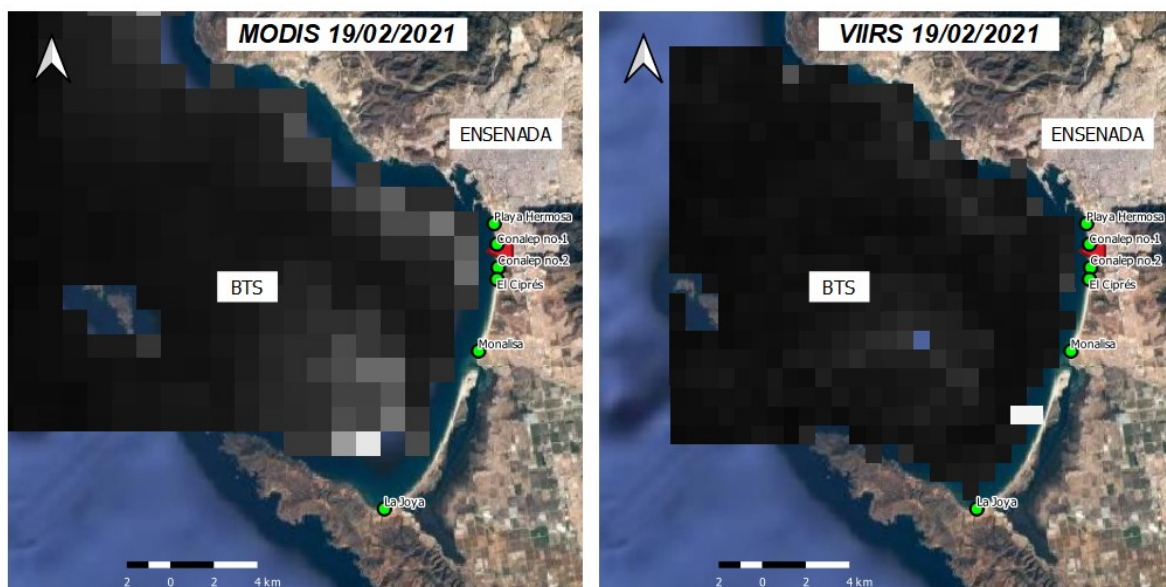


Figura 7: Niveles de clorofila-a en la BTS obtenida por los sensores MODIS (izquierda) y VIIRS (derecha) el 19 de febrero de 2021.

Otra diferencia entre ambos sensores es debido al paso de sus plataformas. MODIS, a bordo del satélite Aqua, genera sus imágenes aproximadamente 23 minutos antes que VIIRS, a bordo del satélite Suomi NPP. Esta diferencia de tiempo es suficiente para que los patrones de nubosidad cambien sobre la BTS, y aunada a la mayor sensibilidad de VIIRS, le permite a éste mejor visibilidad sobre la BTS, incluso cuando MODIS no es capaz de generar

información. En la Figura 8 se muestra una comparativa entre ambos sensores el 23 de febrero de 2021. La imagen adquirida por MODIS presenta un área de aproximadamente 5500 ha de la BTS sin información, atribuible a una formación nubosa encima de ésta. En cambio, el sensor VIIRS sí fue capaz de detectar la señal 23 minutos después, a pesar de la presencia de aerosoles en la bahía.

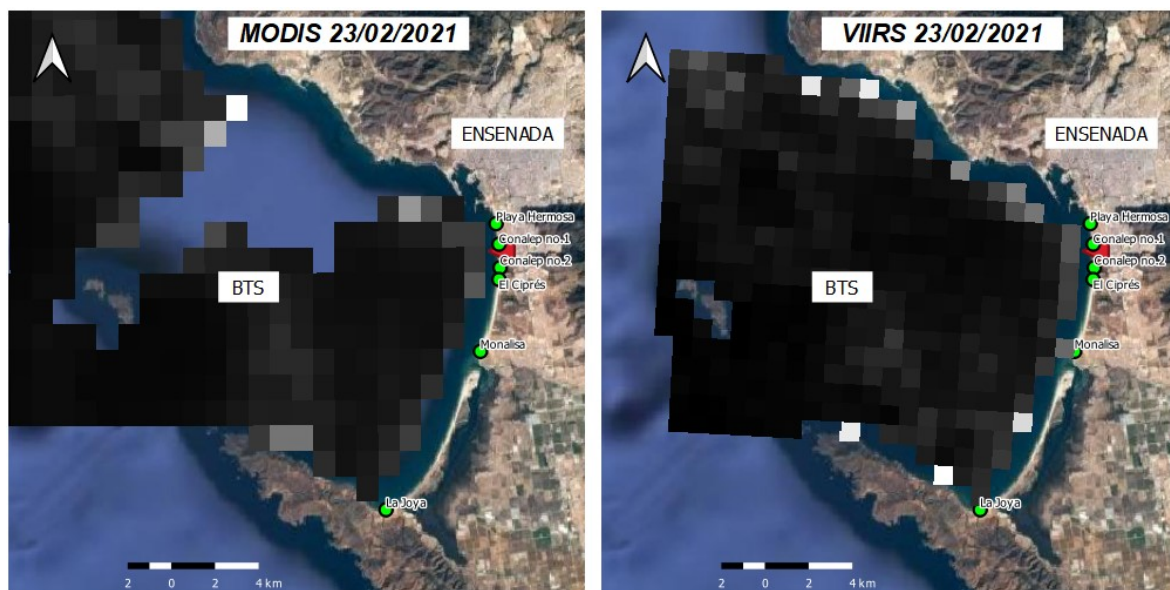


Figura 8: Diferencia en la generación de datos entre MODIS (izquierda) y VIIRS (derecha).

Finalmente, la resolución temporal de VIIRS es superior a MODIS/Aqua, siendo de 12 y 48 horas respectivamente. Esto significa que VIIRS tiene mejor resolución temporal y espacial, lo cual se traduce en mayor cantidad de información disponible y con más detalle que MODIS.

Debido a las consideraciones anteriores, se eligieron los datos generados por el sensor VIIRS para el presente estudio.

8.3 Selección de parámetro de estudio

Se eligió usar la concentración de clorofila-a como parámetro de calidad del agua debido a que el fitoplancton responde de forma estable y constante a la entrada de nutrientes a lo largo de su ciclo de vida, a comparación de las mediciones de turbidez y carbono inorgánico que son muy variables en períodos de tiempo cortos (Brando *et al.*, 2006).

Otra razón para seleccionar la concentración de clorofila-a como parámetro de estudio es que parece integrar las condiciones de turbidez en la columna de agua, de CDOM y de carbono orgánico particulado en uno solo, para las condiciones particulares de la BTS durante la fecha de estudio. Se encontró que el patrón de distribución generado por el algoritmo de clorofila-a coincidió con el de carbono orgánico y con el de turbidez, detectando una señal el día del derrame del 25 de febrero en la BTS así como en los días continuos, con la ventaja de tener un mayor grado de detalle que este último debido a un rango mayor en los valores del producto.

Finalmente, estudios previos han encontrado una correlación estadísticamente positiva entre mediciones *in situ* y de PR del coeficiente de absorción de clorofila-a para las condiciones particulares de la BTS y las aguas adyacentes. Peláez y Guan (1982), encontraron una correlación de 0.92 en las aguas de la Corriente de California, mientras que Aguilar-Maldonado *et al.* (2019) encontraron una correlación de 0.809 para las condiciones en la BTS. En la mayoría de los casos, una correlación del 0.7 o mayor es considerada como satisfactoria (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 2011).

8.4 Limitaciones del parámetro

La precepción remota es un método de análisis considerado de bajo costo y que permite cubrir grandes extensiones de superficie de forma frecuente debido a su alta resolución espacial y temporal, además permite generar mapas de concentración de clorofila con base en el tiempo. Sin embargo, los factores críticos que limitan su aplicación en las aguas costeras son los modelos de corrección atmosférica que se elijan, los algoritmos de modelado de concentración de clorofila y el efecto de escala o nivel de detalle que es posible analizar en un pixel. Esto contribuye a que sea difícil obtener con precisión las concentraciones de clorofila-a en las aguas costeras turbias (Chen *et al.*, 2013).

Otro factor limitante para la percepción remota de clorofila-a es la variación espacial del fitoplancton dentro de la columna de agua, ya que el satélite únicamente es capaz de detectar la clorofila en la capa superficial del océano y la

profundidad de esta se ve afectada por otras propiedades ópticas inherentes que absorben y esparcen la luz, por lo que se considera que la información de clorofila-a que se obtiene mediante PR proviene de la primera longitud de absorción de la luz en la columna de agua (Peláez y McFowan, 1986).

En las aguas costeras (Caso 2) estos parámetros por lo general se comportan de manera ajena a la concentración de clorofila. Además, no siempre hay una relación clara entre clorofila-a y biomasa debido a diferencias en el tamaño de las especies y su contenido de clorofila (ANZECC/ARMCANZ, 2000).

8.5 Descargando y procesando imágenes VIIRS

Desde el buscador de productos nivel 1 y 2 de la plataforma *Ocean Color*, se seleccionaron los sensores VIIRS/Suomi-NPP y VIIRS/NOAA-20. El polígono de interés se estableció con límites de 32.0, 31.0N y -117.0, -115.0W. Las fechas de interés comprenden todo el mes de febrero y marzo de 2021.

Se seleccionaron los archivos nivel 2 que tuvieran la menor cantidad de nubosidad y aerosoles sobre la BTS para evitar tener pixeles sin información, se descargaron y ordenaron por fecha en carpetas individuales. Una vez descargadas, se procesaron una a una en SeaDAS, haciendo una reproyección al sistema WGS84. El archivo producido por la reproyección es una carpeta con todos los productos nivel 2 de VIIRS en sistema WGS84, en formato archivo de imagen de disco (.img) e imagen de alto rango dinámico (.hdr).

Una vez hecha la reproyección, los archivos se cargaron en el software QGIS y se recortaron las imágenes al área de estudio mediante una máscara. Luego, se ordenaron las imágenes por fecha. Para exportar los valores de los pixeles, se usó la herramienta *r.stats* del *plugin* GRASS para QGIS. Se generaron archivos de cada imagen, con los valores de los pixeles y luego se pasaron una hoja de cálculo de Excel, ordenados en columnas por fecha. Una vez teniendo todos los valores, se aplicaron diferentes métodos estadísticos para facilitar su interpretación.

A través del diagrama de caja y bigotes de la Figura 9 para los valores de las imágenes correspondientes al período de estudio, se observa que la mayoría de los valores por día se encuentran por debajo de los 10 mg/m^3 de clorofila-a, sin embargo hay valores máximos que superan los 90 mg/m^3 . Se aprecia a partir de este diagrama que hay una variación espacial importante en el rango de valores en un mismo día.

Peña-Manjarrez (2008) encontró que el promedio de clorofila-a en la BTS durante los períodos de florecimientos de primavera — verano (marzo — septiembre) es de 10.36 mg/m^3 y el promedio durante los meses que no se registran florecimientos (enero — febrero y octubre — diciembre) es de 2.90 mg/m^3 . Propuso que una concentración de clorofila-a $\geq 7.32 \text{ mg/m}^3$ es indicador de presencia de florecimientos de las especies típicas de dinoflagelados de la BTS.

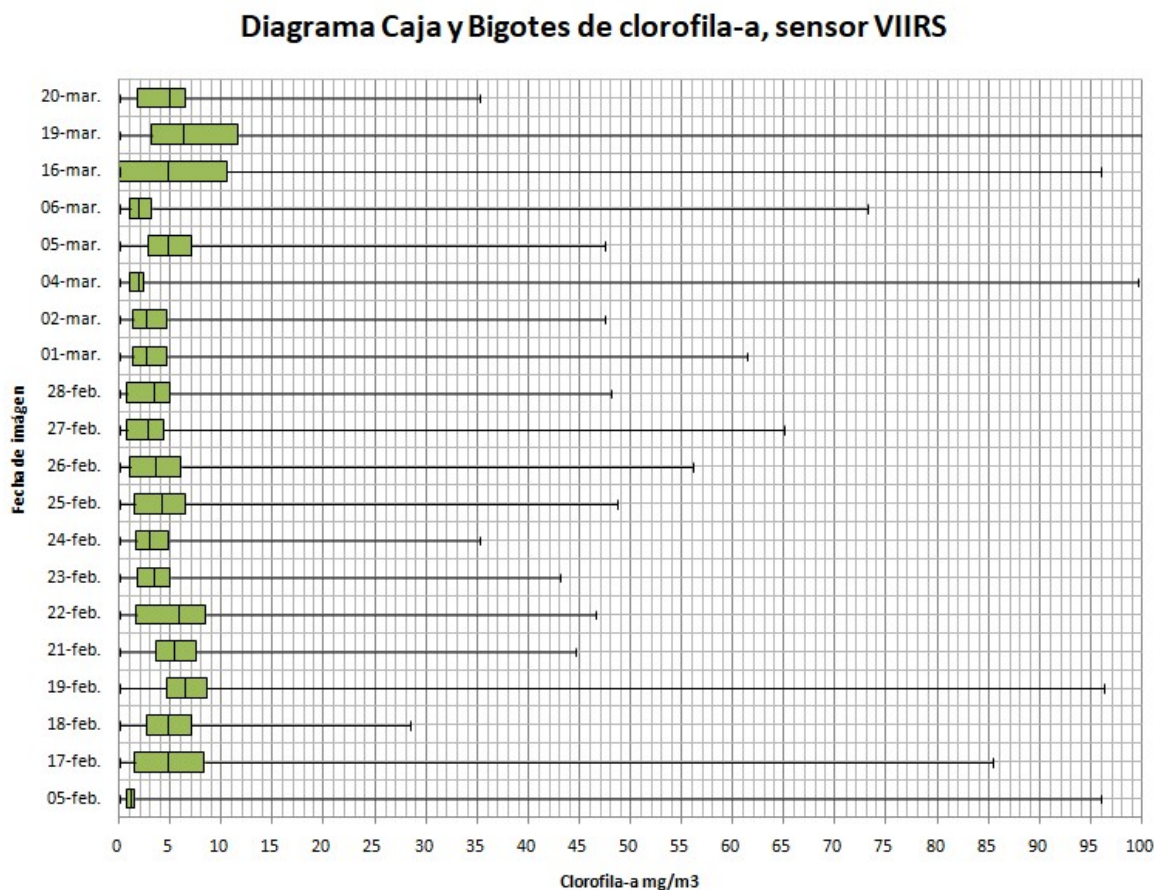


Figura 9: Diagrama de caja y bigotes para la concentración de clorofila-a en la BTS, febrero y marzo 2021.

Haciendo un diagrama de caja y bigotes con el conjunto de los datos para los 20 días, como se muestra en la Figura 10, se encuentra que la mediana del total de datos se sitúa en 3.57 mg/m^3 y la media en 4.92 mg/m^3 . El cuartil 3 apenas rebasa los 6 mg/m^3 sin embargo se tiene un pico de clorofila hasta los 99.9 mg/m^3 .

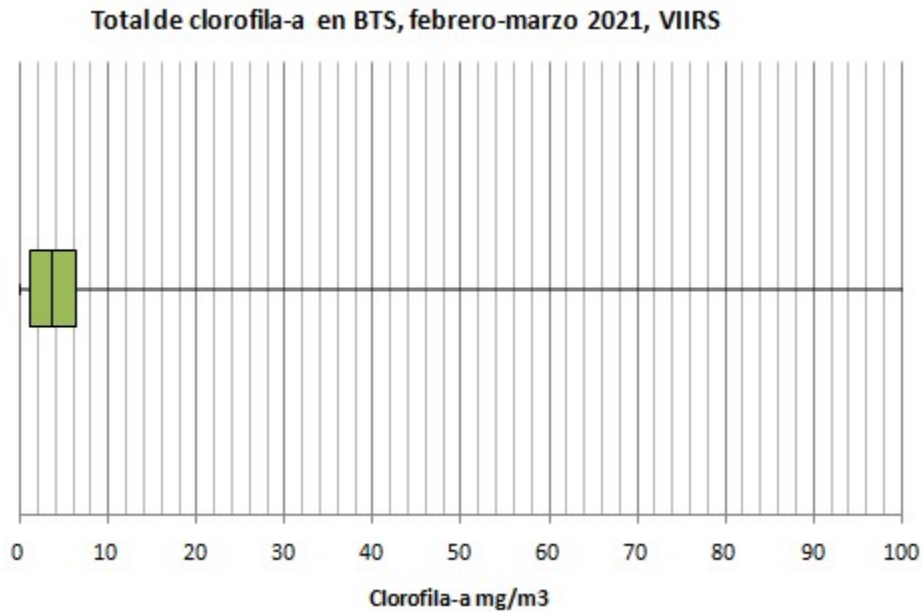


Figura 10: Diagrama de caja y bigotes del total de datos de clorofila-a en la BTS, febrero y marzo 2021.

Para seleccionar el rango de los datos y estandarizar las rampas de color en QGIS, se tomaron todos los valores máximos de clorofila-a de cada día del período de estudio y se hizo una distribución normal o campana de Gauss con distribución acumulada (Figura 11). Se encontró que la media (μ) del total de máximos es de 62.64 mg/m^3 con desviación estándar (σ) de 24.38 mg/m^3 . El valor de una desviación estándar a la izquierda de la media, $\mu - 1\sigma = 38.26$, significa que hay una probabilidad asociada de 0.1586 de encontrar máximos de 38.26 mg/m^3 o menores para las fechas de estudio. Se eligió como valor máximo 40 mg/m^3 , con probabilidad asociada de 0.1765, por ser el número par más cercano a la primera desviación estándar a la izquierda de la media y permitir visualizar el resto de los valores del universo de datos con mayor sensibilidad que únicamente tomando la media.

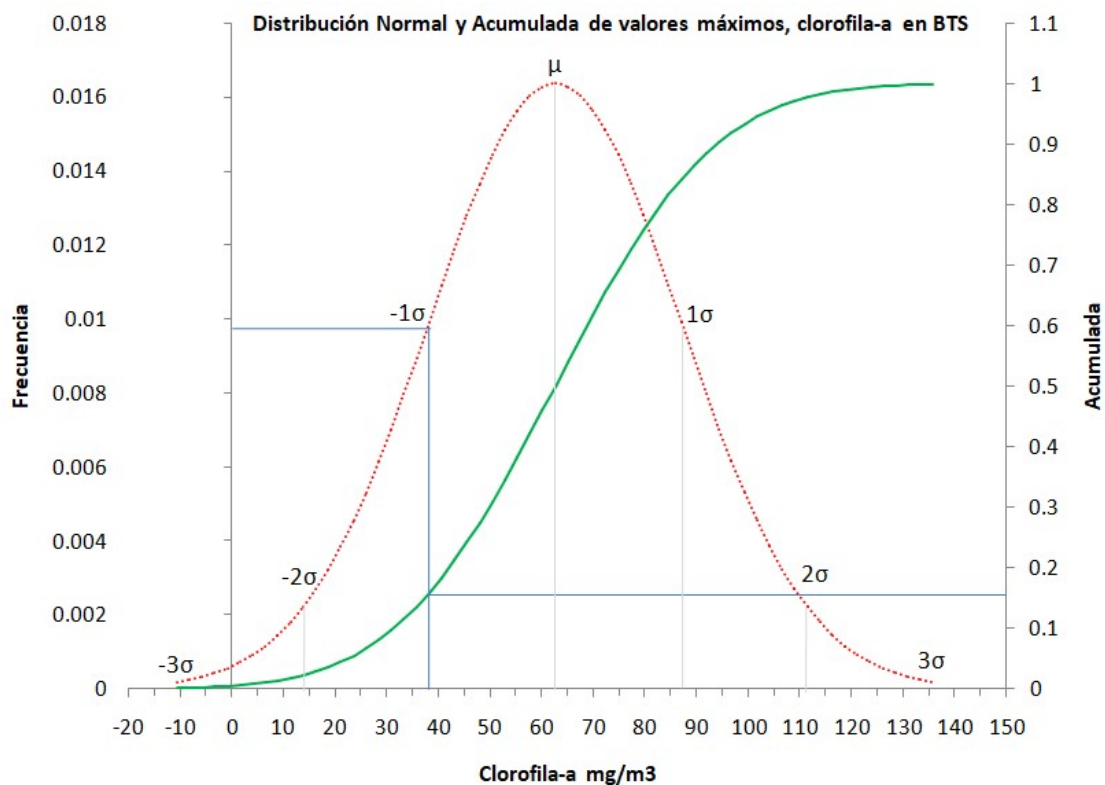


Figura 11 : Distribución normal y acumulada de valores máximos de clorofila-a en la BTS, febrero y marzo de 2021.

Mediante un diagrama de cajas y bigotes usando los valores máximos de todos los días del período de estudio, se comprobó la validez del análisis estadístico de la campana de Gauss (Figura 12). El cuartil 1, que representa el 75% de nuestros datos, se encuentra en 46.09 mg/m^3 , la mediana en 52.38 mg/m^3 y el cuartil 3 en 87.96 mg/m^3 . De esta forma vemos que al elegir como máximo 40 mg/m^3 se mantiene la sensibilidad de visualización con los valores inferiores, al mismo tiempo que es representativo de los valores máximos de clorofila-a para el período de estudio.

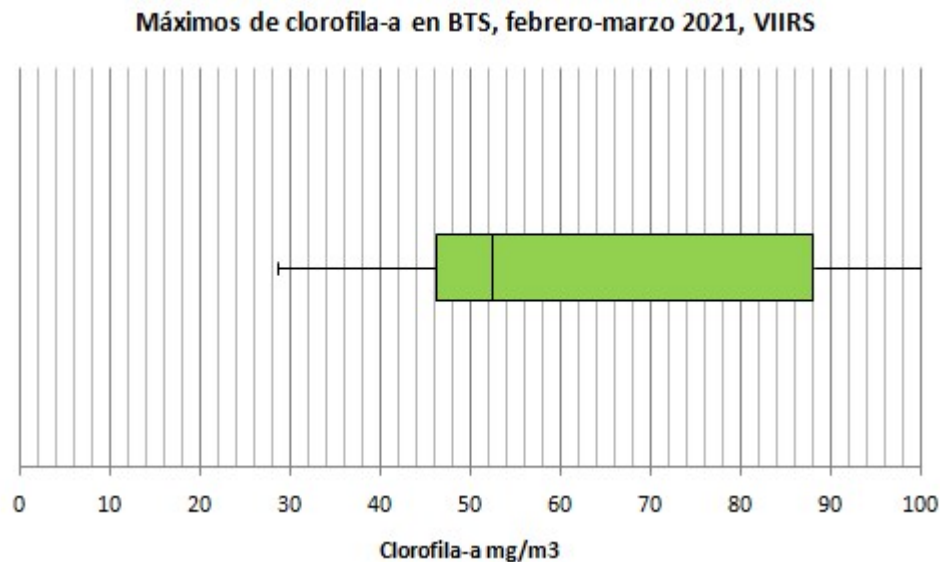


Figura 12: Diagrama de caja y bigotes para los valores máximos de clorofila-a en el período de estudio.

La visualización en QGIS se realizó haciendo una interpolación lineal, con un rango de valores de 0 a 40 mg/m³, dividido en 21 clases, en incrementos de 2 mg/m³ por clase. Los resultados se muestran a continuación en la Tabla 4.

Tabla 4: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021.

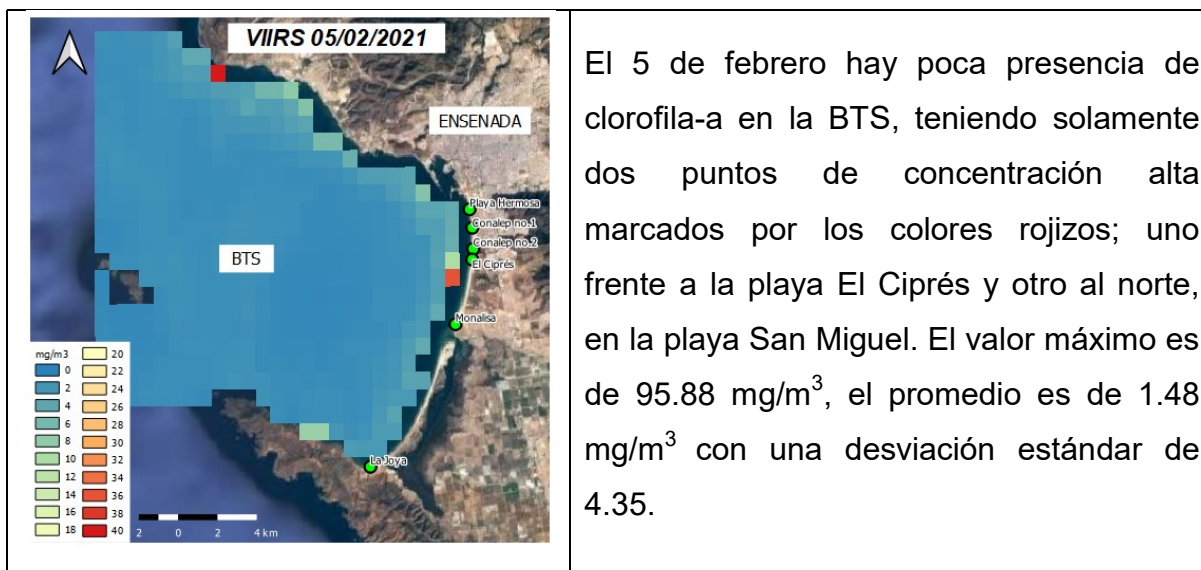


Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

	El 17 de febrero se nota un incremento en los índices de clorofila-a en toda la bahía, concentrado sobre todo en la zona norte, frente a la marina y hasta llegar a la playa San Miguel. Los valores máximos llegan hasta los 85.32 mg/m³, el promedio es de 6.11 mg/m³ con una desviación estándar de 7.64.
	El 18 de febrero se aprecia mayor uniformidad en la distribución de clorofila, desapareciendo las zonas de concentración presentes el día anterior. El valor máximo se estima en 28.43 mg/m³, con un promedio de 5.07 mg/m³ y desviación estándar de 4.14.
	El 19 de febrero se aprecia una zona de alta concentración de clorofila sobre la línea costera al sur de la BTS, a la altura de la lengüeta arenosa. También se observa una región amarillenta con valores que rondan los 20 mg/m³ entre la playa Monalisa y la Isla Todos Santos. El valor máximo de clorofila es de 96.27 mg/m³, con promedio de 6.77 mg/m³ y desviación estándar de 7.07.

Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

	El 21 de febrero se observa una señal de mayor concentración en toda la costa de Ensenada y una región con valores máximos de 44.63 mg/m^3 frente a la zona de muestreo de Conalep 1. El promedio de clorofila para ese día fue 5.57 mg/m^3 con desviación estándar de 4.51.
	El 22 de febrero se mantiene un promedio de clorofila de 5.69 mg/m^3 en la BTS, con valores máximos de 46.58 mg/m^3 al norte de la bahía y desviación estándar de 4.67.
	El 23 de febrero se aprecia una reducción en el promedio de clorofila para la BTS con valores de 4.16 mg/m^3, máximos de 43 mg/m^3 y desviación estándar de 5.16. Las regiones de mayor concentración se ubican al norte de la bahía, frente a San Miguel, y otras al sur, sobre Punta Banda.

Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

	El 24 de febrero, día previo al derrame, se observan zonas al norte de la BTS con mayor concentración de clorofila, con máximo de 35.16 mg/m^3. El promedio de ese día es de 3.57 mg/m^3 con desviación estándar de 3.7.
	El 25 de febrero es cuando se reporta el derrame de aguas negras a la BTS a la altura de la colonia Loma Dorada, ubicado por la flecha roja entre las playas Conalep 1 y Conalep 2. Se nota una señal de concentración de clorofila frente a la zona del derrame con valores de 25.16 mg/m^3 y otra a la salida de la marina de Ensenada, frente a Playa Hermosa, además de señales de concentración elevada al sur de la BTS, frente a La Joya. El valor máximo de clorofila es 48.68 mg/m^3, el promedio es de 4.65 mg/m^3 con desviación estándar de 4.74.

Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

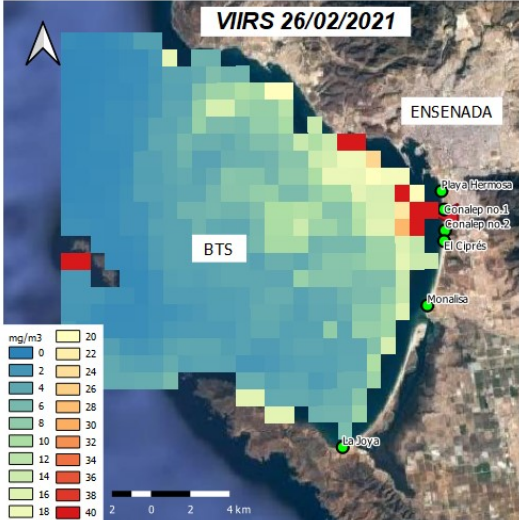
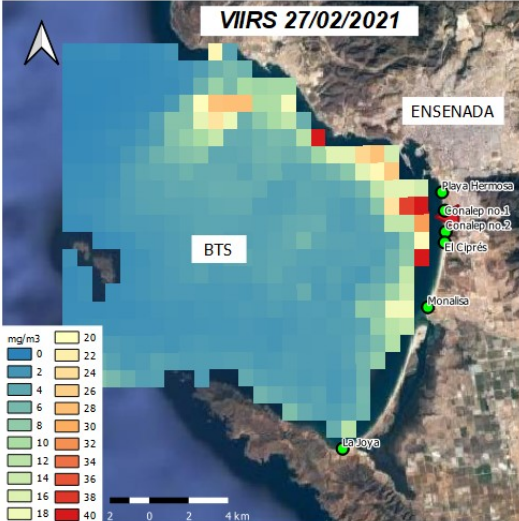
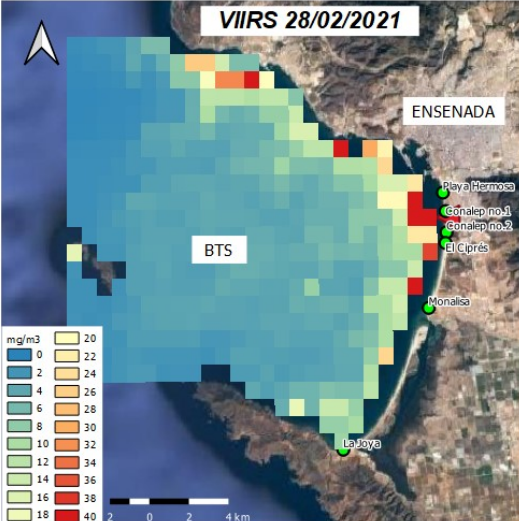
	El 26 de febrero se observa una mayor concentración de clorofila frente a Playa Hermosa, Conalep 1 y Conalep 2 que coinciden con la descarga de aguas residuales del día anterior. También hay concentración de clorofila-a la altura de la playa San Miguel, donde se ubica el valor máximo de 56.08 mg/m^3 de clorofila. El promedio de ese día es de 5.02 mg/m^3 con desviación estándar de 6.91.
	El 27 de febrero se mantiene la señal de alta concentración de clorofila frente a la zona del derrame hasta llegar a San Miguel. El valor máximo de clorofila es de 64.89 mg/m^3, con promedio de 3.97 mg/m^3 y desviación estándar de 6.0.
	El 28 de febrero aun se hace evidente la señal de clorofila en la zona norte de la BTS, frente al lugar del derrame de aguas negras. El valor máximo es de 48.03 mg/m^3, el promedio es de 4.51 mg/m^3 con desviación estándar de 6.5.

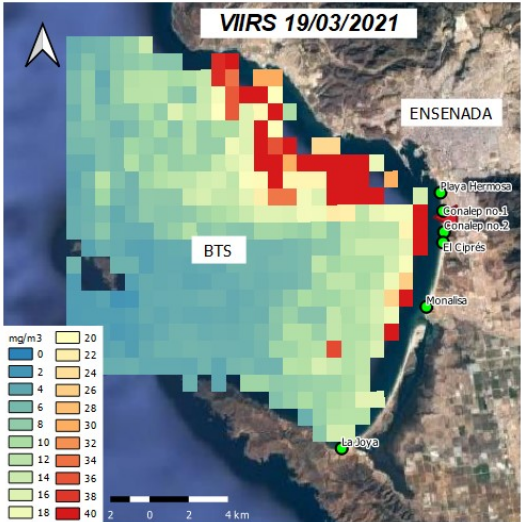
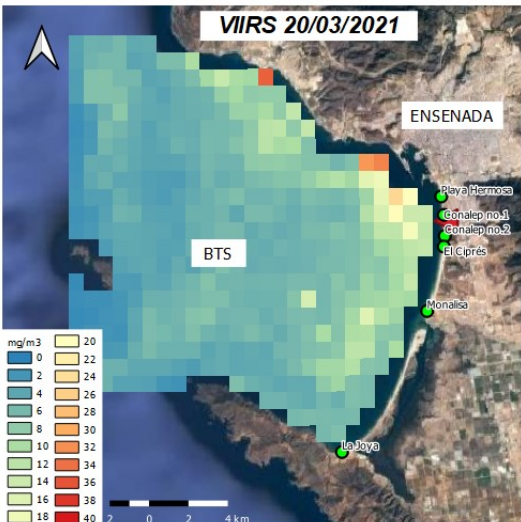
Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

VIIRS 01/03/2021	Para el 01 de de marzo, la señal de clorofila prácticamente desaparece de la costa y se nota un decremento en la concentración en toda la BTS. El valor máximo de ese día es de 61.34 mg/m^3, un promedio de 3.87 mg/m^3 y una desviación estándar de 5.26.
VIIRS 02/03/2021	El 2 de marzo se mantienen los niveles bajos de clorofila con un promedio de 3.85 mg/m^3 y desviación estándar de 5.23. Los valores máximos de 47.39 mg/m^3 se ubican al sur de la BTS en la zona de La Joya.
VIIRS 04/03/2021	El 4 de marzo hay una reducción de los niveles de clorofila en la BTS, con promedio de 2.38 mg/m^3 y desviación estándar de 5.04. El valor máximo es de 99.57 mg/m^3 y se encuentra en la zona sur, cerca de la playa La Joya.

Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

	El 5 de marzo se aprecia un aumento en los niveles de clorofila, sobre todo la señal presente en la zona de La Joya al sur de la BTS. El valor máximo es de 47.42 mg/m^3, promedio de 5.60 mg/m^3 y desviación estándar de 5.21.
	El 6 de marzo se aprecia nuevamente un aumento en los valores de clorofila, concentrados en la zona norte de la BTS, desde la playa Conalep no. 2 hasta San Miguel. Los valores para ese día son máximo de 73.17 mg/m^3, promedio de 3.70 mg/m^3 y desviación estándar de 7.23.
	El 16 de marzo, se observa una señal de concentración de clorofila desde el Sauzal hasta Estero Beach a una separación de entre 1 y 3 km de la costa. El 16 de febrero hubo mayor nubosidad que los días anteriores, lo que se refleja en mayor cantidad de píxeles sin información (16.46 %). Los valores máximos de clorofila son de 95.97 mg/m^3, promedio de 7.6 mg/m^3 y desviación estándar de 10.1.

Tabla 3: Concentración de clorofila-a en la BTS durante febrero y marzo de 2021 (continuación).

	El 19 de marzo, se observa un marcado incremento en la concentración de clorofila en toda la zona norte de la BTS, desde San Miguel hasta Estero Beach a lo largo de la línea costera y hasta los 3 km dentro de la bahía. El valor máximo registrado es de 99.96 mg/m^3, el promedio es de 10.24 mg/m^3 y desviación estándar de 14.62.
	El 20 de marzo se aprecia una disminución en los valores de clorofila comparados con el día anterior. El máximo es de 35.14 mg/m^3, promedio de 4.85 mg/m^3 y desviación estándar de 4.28.

Buscando relacionar los resultados de las imágenes de satélite con los muestreos *in situ* que se realizan en la zona, se usó la herramienta “Identificar Objetos Espaciales” para desplegar el valor de clorofila-a en mg/m^3 del pixel más cercano a la coordenada de muestreo de Cofepris. Se hizo lo mismo para cada coordenada de muestreo en la BTS con las imágenes disponibles entre el 5 de febrero y el 20 de marzo de 2021. Se tabularon y graficaron los resultados, como aparece en la Figura 13.

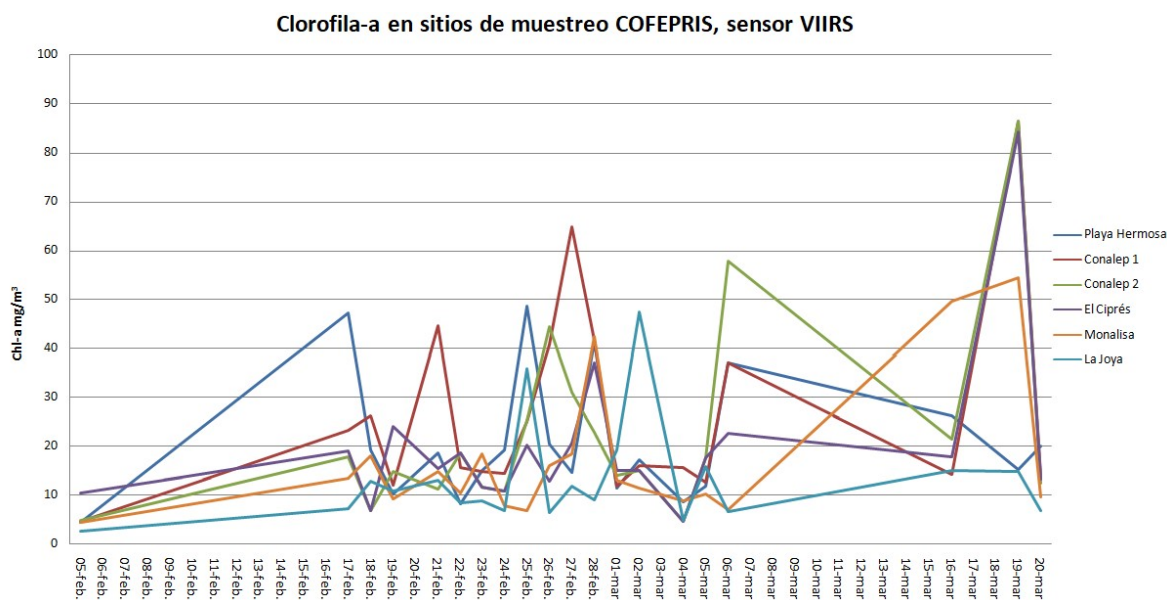


Figura 13: clorofila-a en los sitios aproximados de muestreo de Cofepris en la BTS, febrero y marzo 2021.

Tomando el promedio por día de los valores de clorofila-a para todos los sitios de muestreo, se obtuvo una gráfica en donde se condensa el comportamiento generalizado del parámetro en la línea costera que Cofepris considera en sus muestreos, como se aprecia en la Figura 14.

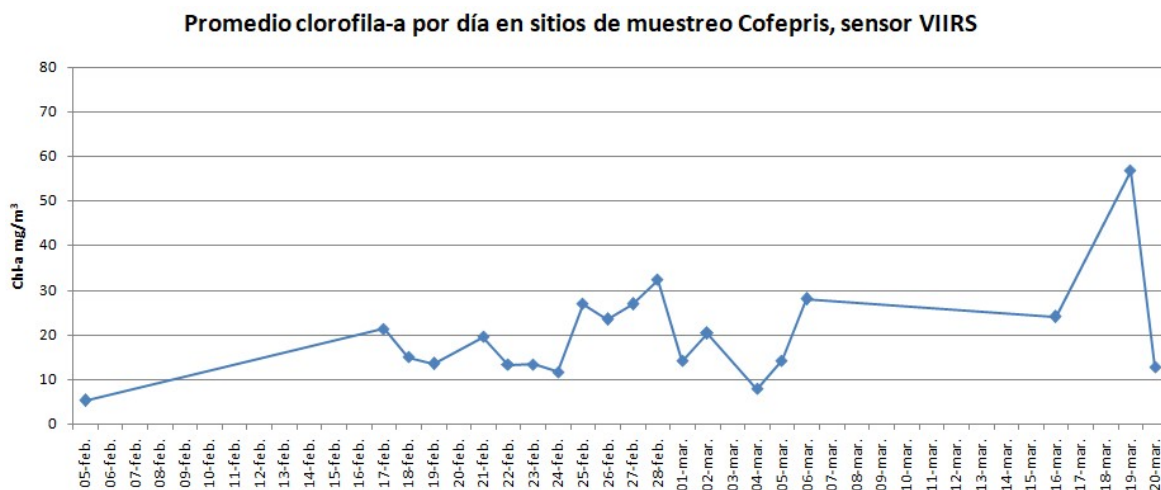


Figura 14: promedio de clorofila-a por día en los sitios de muestreo de Cofepris en la BTS, febrero y marzo 2021

De las gráficas anteriores, observamos que la concentración de clorofila-a cercana a los puntos de muestreo de Cofepris se mantuvo relativamente baja entre el 18 y el 24 de febrero con excepción de un pico el 21 de febrero en Playa Hermosa, sin embargo se aprecia una señal a partir del 25 de febrero y que dura hasta el 4 de marzo, en donde hay un aumento en la concentración de clorofila-a en todos los puntos de muestreo.

Según un estudio realizado por Flores-Vidal *et al.* (2018), usando el modelo hidrodinámico tridimensional ELCOM, se encontró la presencia de un giro ciclónico al sur de la BTS para el mes de marzo. Este giro ciclónico arrastra las aguas superficiales o capa de Ekman hacia el sur y fuera de la BTS.

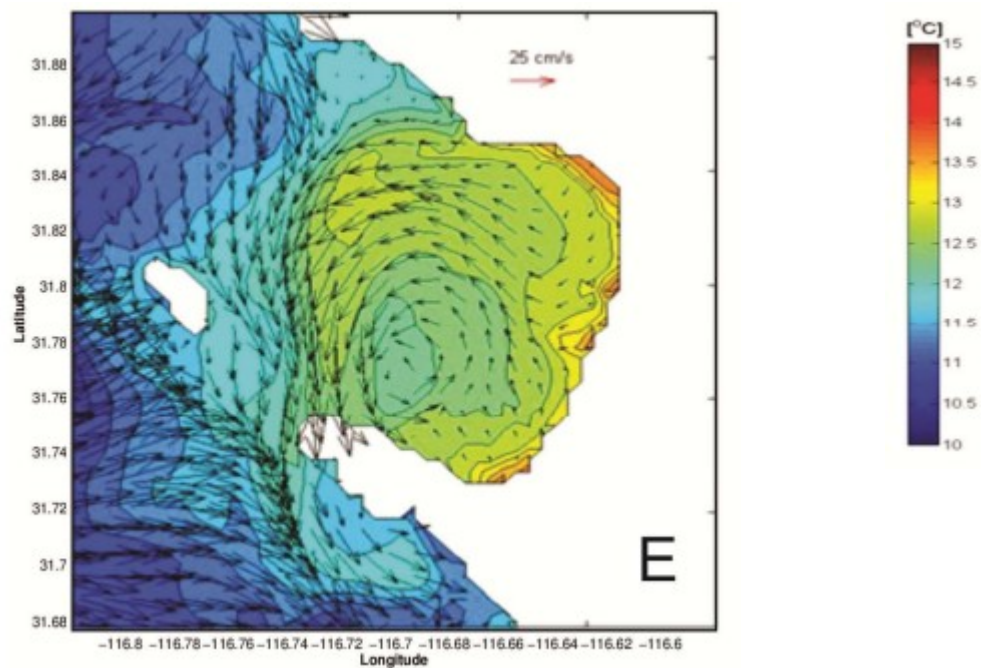


Figura 15: simulación de corrientes en la BTS y temperaturas usando el modelo ELCOM para el 17 de marzo de 2010 (Tomado de Flores-Vidal, y otros, 2018).

De la

Figura 15 observamos que las corrientes de circulación en la costa de la BTS se podrían dividir en BTS norte y BTS sur, con el punto medio siendo aproximadamente la Playa Monalisa. Esto significaría que el transporte de Ekman

en la zona norte une los sitios de muestreo de Playa Hermosa, Conalep 1, Conalep 2 y el Ciprés, y en la zona sur La Joya con la Playa Monalisa. También se puede apreciar una surgencia al centro del giro ciclónico, producto del transporte de Ekman.

Usando el producto de temperaturas de la superficie del océano de MODIS/Aqua, encontramos una distribución para el 26 de febrero de 2021 como se muestra en la Figura 16.

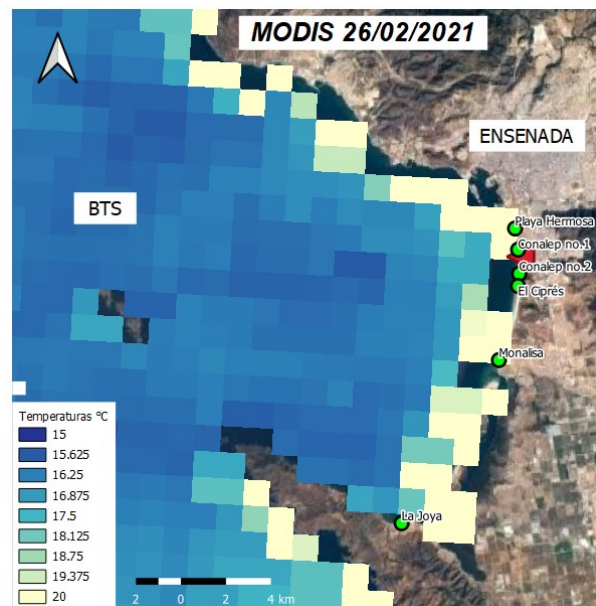


Figura 16: temperatura de la superficie del océano en la BTS, 26 de febrero de 2021.

A pesar de tener un desfase de 5°C en los valores absolutos, el patrón de distribución sí corresponde con los datos generados con ELCOM. Se puede apreciar un patrón de surgencia al centro y otro sur de la BTS, correspondiente a lo encontrado por Flores-Vidal, por lo que se puede suponer la presencia del mismo giro ciclónico en la BTS durante el período de nuestro estudio.

Considerando lo anterior, se dividieron los promedios de clorofila-a cercanos a los sitios de muestreo de Cofepris en BTS norte y BTS sur. Se obtuvieron gráficas de promedios de clorofila-a para ambas secciones, como se muestra en la Figura 17 y Figura 18.

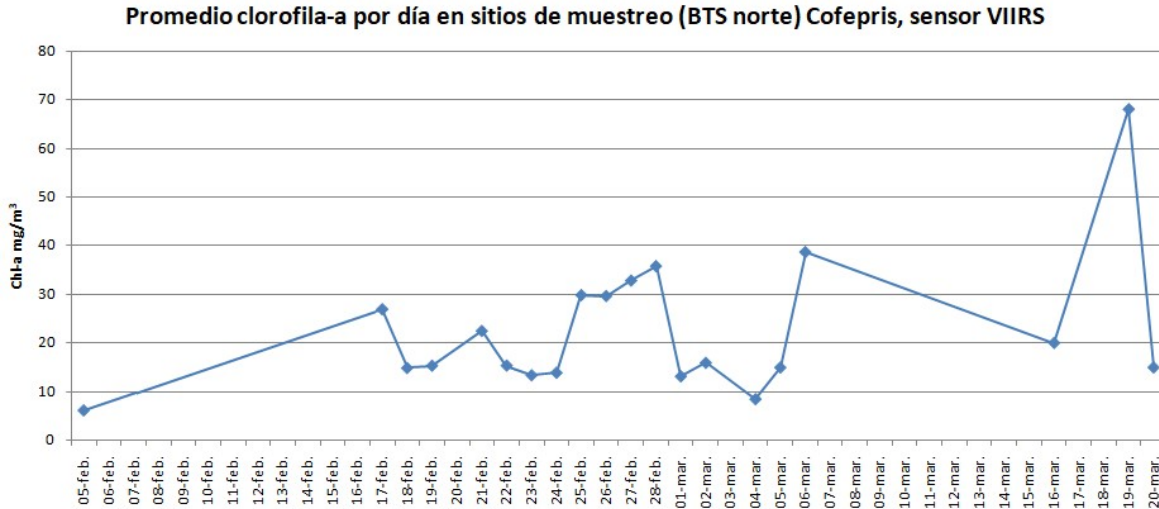


Figura 17: promedio de clorofila-a para los puntos de muestreo de Cofepris en la BTS norte, febrero y marzo 2021

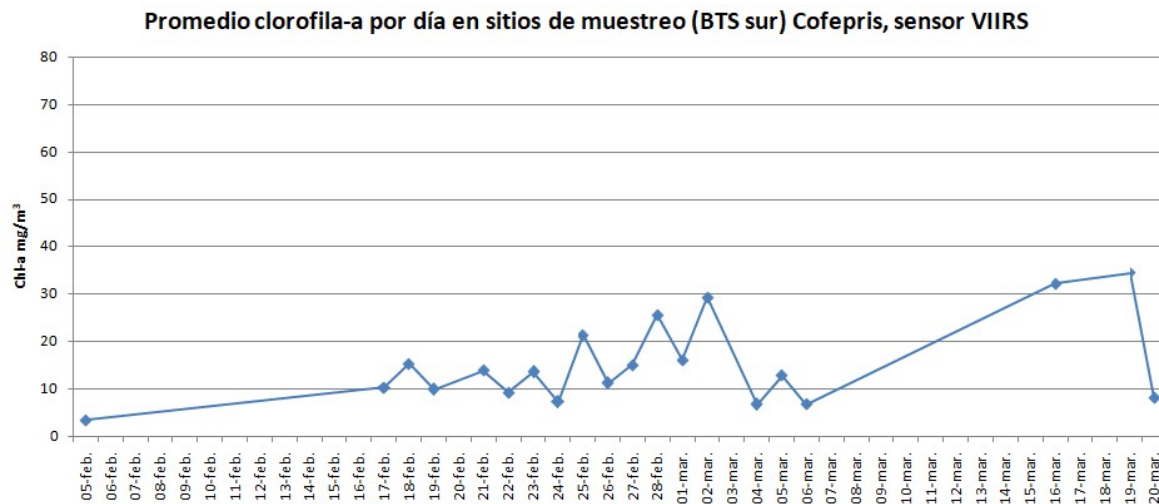


Figura 18: promedio de clorofila-a para los puntos de muestreo de Cofepris en la BTS sur, febrero y marzo 2021

Comparando las gráficas anteriores, se puede observar que la zona norte de la BTS se comporta de forma muy similar a lo encontrado para toda la bahía, en la Figura 14, mientras que la zona sur de la BTS parece responder a patrones diferentes a los que dominan el resto de la bahía y se hace evidente en el patrón repetitivo de valores altos y bajos en días contiguos.

Separando la respuesta de la BTS sur, se aprecia de forma más clara la respuesta de la clorofila-a entre el 25 de febrero y el 4 de marzo.

9 DISCUSIÓN

Existe un vacío en las imágenes de satélite entre el 6 y el 16 de marzo debido a la presencia de nubosidad sobre la BTS y Cofepris no publica los días específicos en los que se recolectan muestras en las estaciones designadas, por lo que es difícil aislar el derrame ocurrido el 11 de marzo del ocurrido el 25 de febrero en sus resultados. Al caer dentro de la ventana de muestreo de entre el 2 y el 18 de marzo, los resultados del programa Playas Limpias que muestran valores por encima de la norma, podrían reflejar la contaminación de cualquiera de los dos derrames de aguas residuales. Para el derrame de marzo, ni Cespe ni el ayuntamiento se pronunciaron públicamente al respecto.

La playa ubicada al sur de BTS, La Joya, aparenta responder a un patrón ajeno al dominante en los demás sitios de muestreo que podría ser explicado por la presencia de un giro ciclónico al sur de la BTS durante los meses de febrero y marzo, los procesos naturales de la Corriente de California que influyen en la BTS, la presencia de una planta procesadora de erizo, o una combinación de más factores. Los resultados de Cofepris para esta zona arrojan valores de enterococos de 14 NMP/100 ml, muy por debajo del límite de la norma, pero esto no descarta la posibilidad de que exista presencia de aportes de efluentes con alta carga de nutrientes de origen antropogénico, aunque estos no contengan indicadores de materia fecal. Debido a lo anterior, se propone estudiar la playa La Joya como un caso aparte y determinar los procesos específicos que rigen las condiciones de esa zona.

Las imágenes y los datos obtenidos por PR muestran patrones de aumento y descenso en las concentraciones de clorofila-a en la BTS para el período estudiado, sin embargo llama la atención la evolución entre el 23 de febrero y el 4 de marzo, que puede apreciarse en las imágenes de la Tabla 3 así como en las gráficas de las Figuras 8, 13, 16 y 17.

Usando los valores de los pixeles más cercanos a los puntos de muestreo de Cofepris, se puede observar en la zona que llamamos BTS norte, un aumento repentino de clorofila-a, de 13.85 el 24 de febrero a 29.8 mg/m³ el 25 de febrero, que se mantiene y llega a su máximo el 28 de febrero con 35.79 mg/m³, para luego regresar a 13.10 mg/m³ el 1 de marzo. Hay un ligero repunte a 15.88 mg/m³ el 2 de marzo y luego se registran los valores mínimos del estudio, con un promedio de 8.41 mg/m³ para la BTS norte el 4 de marzo. Ese pico de clorofila-a podría indicarnos una respuesta del fitoplancton a la presencia repentina de nutrientes de origen antropogénico, derivados del derrame de aguas residuales en la BTS. El descenso de los días posteriores al 1 de marzo podría deberse a procesos naturales o a la tasa de intercambio de la BTS con las aguas exteriores. La disminución en la concentración superficial de clorofila-a también puede deberse a un cambio en el esfuerzo del viento, que ocasiona un flujo de salida en profundidad de nutrientes y clorofila, como lo descrito por Cruz-Rico (2015).

Se encontró una señal en las imágenes de satélite, que inicia el 25 de febrero y que corresponde al lugar y fecha en donde sucedió el derrame de aguas residuales. Esta señal perdura en la zona hasta el 4 de marzo, donde parece desvanecerse siguiendo el mismo patrón de giro ciclónico en la BTS encontrado por Flores-Vidal *et al.* (2018) usando el modelo hidrodinámico ELCOM durante el invierno tardío. El desconocer si existen otras descargas no reportadas durante nuestro período del estudio limita la interpretación de los resultados, sin embargo se considera que el presente estudio es un buen acercamiento para la caracterización a través de PR de la clorofila-a en presencia repentina de contaminantes de origen antropogénico en la BTS durante un evento específico.

La respuesta de la clorofila-a para las fechas posteriores al 4 de marzo puede deberse al inicio del período de surgencias o a los procesos naturales adyacentes de la Corriente de California (Espinosa-Carreón *et al.*, 2001; Cruz-Rico, 2015).

Otro factor a tener en cuenta que podría influir en los resultados tanto de los muestreos de Cofepris como de los resultados de PR es la dinámica dentro del Puerto de Ensenada. La presencia de altos niveles de contaminantes, producto de

las actividades humanas dentro en rada portuaria y de la poca recirculación podría tener un efecto en la calidad del agua a la salida del Puerto (Czitrom *et al.*, 2002). Se han encontrado altas concentraciones de clorofila-a sobre la dársena portuaria (Cruz-Rico, 2015). Se tendrá que hacer un estudio más detallado de los patrones de recirculación dentro de la marina y el intercambio con las aguas de la BTS para determinar el impacto que representa para las playas de la ciudad.

En el presente estudio se mencionó el umbral de clorofila-a propuesto por Peña-Manjarrez (2008) para identificar florecimientos algales en la BTS como marco de referencia, sin embargo los resultados de nuestro estudio se alinean con lo descrito por Aguilar-Maldonado *et al.* (2019) sobre la necesidad de establecer líneas base para diferentes áreas y comparar los valores nuevos con los históricos de la misma área, debido a que no hay un valor absoluto que pueda ser considerado el único umbral para decidir la caracterización de los florecimientos. Diferentes áreas tienen diferentes características, y diferentes niveles de biomasa podrían ser considerados como florecimientos, por eso es necesario implementar una metodología que se actualice de forma permanente, como la propuesta por estos autores. También resalta la importancia de establecer un modelo numérico físico-biológico como el descrito por Cruz-Rico (2015), para caracterizar la variabilidad temporal y espacial de los parámetros en la BTS. La identificación oportuna de señales consideradas anomalías puede ser de gran utilidad para administrar los recursos limitados con los que cuentan instituciones y tomadores de decisiones, y de esta forma concentrar la atención en los lugares donde se requiera complementar la información generada mediante estas herramientas con muestreos en sitio.

Como parte de los resultados del presente estudio, se entregó a la Comisión Estatal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Coepris) un Manual de Parámetros de Percepción Remota, detallando los pasos a seguir para obtener y procesar la información presentada en éste estudio así como la de otros productos generados con los algoritmos del OBPG sobre observación del océano (ver Anexo 1). Esto con el fin de que sirva como complemento a los muestreos en sitio,

abriéndose la posibilidad de generar validaciones de los algoritmos para las condiciones particulares de la BTS y mantener un archivo histórico de atributos y parámetros geofísicos tanto de la BTS como de otras áreas que el organismo considere relevante para su estudio.

10 CONCLUSIONES

Se exploraron los productos de observación del color del océano desarrollados por el OBPB de NASA y se identificó la concentración de clorofila-a como una herramienta útil y confiable para el monitoreo de calidad del agua en la BTS. Las fortalezas de éste parámetro están relacionadas con la respuesta estable y constante del fitoplancton en presencia de condiciones favorables de nutrientes durante su ciclo de vida y su alta correlación con los valores obtenidos de mediciones hechas *in situ*. Las debilidades del parámetro se deben a la incertidumbre en los modelos de corrección atmosférica, a la inherente dificultad de modelar la concentración de clorofila en aguas ópticamente complejas (Caso 2) y que la PR está sujeta a que existan condiciones meteorológicas favorables durante el período de estudio.

Por el alcance del trabajo, no fue posible ligar los valores de clorofila-a encontrados por PR con los valores de enterococos reportados por Cofepris para el evento de estudio, pero se encontraron antecedentes bibliográficos donde se menciona una relación positiva de la concentración de fitoplancton y otras propiedades ópticas inherentes con zonas enriquecidas por nutrientes de descargas de aguas residuales en la BTS.

A través de la investigación bibliográfica, se encontraron los principales factores naturales que influyen en el comportamiento de las características biogeoquímicas de la BTS y mediante el estudio de los datos obtenidos por PR, se pudo observar la respuesta de un parámetro a factores antropogénicos.

A pesar de las limitaciones discutidas al usar PR en la observación del océano y del uso de la clorofila-a como un indicador de la calidad del agua, los resultados del presente estudio muestran que los datos obtenidos del sensor VIIRS tienen la

suficiente resolución temporal, espacial, espectral y radiométrica para detectar variaciones en la concentración de clorofila-a en la BTS. Se encontró una respuesta positiva en la concentración de la clorofila-a durante el evento de estudio; se observa que la respuesta se origina en la zona y fecha del derrame de aguas residuales y que su distribución en los días subsecuentes responde al patrón de circulación estacional esperado para la BTS.

Para poder enriquecer el método descrito en el presente trabajo y de forma concluyente poder identificar señales anómalas a lo largo del año, es necesario establecer una línea base que represente la variabilidad temporal y espacial de la clorofila-a en la BTS. Dicho marco de referencia debe ser alimentado de forma permanente con información actualizada para poder responder a los cambios estacionales, así como a los efectos previstos por el aumento poblacional y cambio climático.

11 REFERENCIAS

Aguilar-Maldonado, J. A., Santamaría-del-Ángel, E., Gonzalez-Silvera, A., & Sebastiá-Frasquet, M. T. (2019). Detection of Phytoplankton Temporal Anomalies Based on Satellite Inherent Optical Properties: A Tool for Monitoring Phytoplankton Blooms. *Sensors* .

Alfaro, N. (11 de julio de 2021). Tienen semanas con problemas de agua por planta desalinizadora. *Cadena Noticias* .

ANZECC/ARMCANZ. (2000). *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. Australian Government Initiative.

Back, D. Y., Ha, S. Y., Else, B., Hanson, M., Jones, S. F., Shin, K. H., y otros. (2021). On the impact of wastewater effluent on phytoplankton in the Arctic coastal zone: A case study in the Kitikmeot Sea of the Canadian Arctic. *The Science of the total environment* .

Brando, V., Dekker, A., Marks, A., Qin, Y., & Oubelkheir, K. (2006). *Chlorophyll and suspended sediment assessment in a macrotidal tropical estuary adjacent to the Great Barrier Reef: spatial and temporal assessment using remote sensing*. Canberra: Cooperative Research Centre for Coastal Zone, Estuary and Waterway Management (Coastal CRC).

Cadena Noticias. (16 de julio de 2021). Descarga de aguas negras en playa hermosa. *Cadena Noticias* .

Castillo-Chávez, M. (2016). *Lineamientos de trabajo para el control sanitario de los moluscos expuestos al florecimiento de algas nocivas*. Cofepris.

Chen, J., Zhang, M., Cui, T., & Wen, Z. (2013). A Review of Some Important Technical Problems in Respect of Satellite Remote Sensing of Chlorophyll-a Concentration in Coastal Waters. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* , 2275-2289.

CICESE. (12 de julio de 2019). 51/2019 Apenas por arriba del promedio anual, la temporada de lluvias que recién terminó. *Boletín de prensa CICESE* .

Cofepris. (2020). *Manual operativo: Monitoreo de agua de contacto primario en el agua de mar de playas y cuerpos de agua dulce*. Secretaría de Salud.

Colín-Cruz, M. E. (1997). Erosión y aporte sedimentario de los cantiles marinos de la Bahía de Todos Santos, Baja California, en el período de 1970 a 1991. *Ciencias Marinas* , 23 (3), 305-306.

Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE). (s. f.). *Infraestructura*. Recuperado el mayo de 2021, de [cespe.gob.mx: http://www.cespe.gob.mx/public/Infraestructura](http://www.cespe.gob.mx/public/Infraestructura)

Corbari, C., Lassini, F., & Mancini, M. (2016). Effect of intense short rainfall events on coastal water quality parameters from remote sensing data. *Continental Shelf Research* , 18-28.

Cruz-Rico, J. E. (2015). Análisis de la variabilidad de la clorofila en la Bahía de Todos Santos a través de un modelo numérico físico-biológico. *Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California* . CICESE.

Czitrom, S., Núñez, I., & Ramirez, I. (2002). Innovative Uses of Wave Power: Environmental Management of the Port of Ensenada, Mexico. *Marine Technology Society Jpurnal* , 36 (4), 74-84.

Damania, R., Desbureaux, S., Rodella, A.-S., Russ, J., & Zaveri, E. (2019). *Quality Unknown: The Invisible Water Crisis*. Washington, DC: World Bank.

Díez, B. (19 de diciembre de 2017). La "guerra sucia" entre Tijuana y San Diego por las aguas que contaminan sus costas. *BBC News - Mundo* .

Dorfman, M., & Haren, A. (2014). *Testing the Waters*. NRDC.

El Economista. (11 de junio de 2018). Planta desaladora de Ensenada entra en operación. *El Economista* .

El Imparcial. (25 de febrero de 2021). Cierran playas de Ensenada tras derrame de aguas negras. *El Imparcial* .

Espinosa-Carreón, T. L., Gaxiola-Castro, G., Robles-Pacheco, J. M., & Nájera-Martínez, S. (2001). Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila a en aguas costeras de la ensenada del sur de California. *Ciencias Marinas* , 27 (3), 397-422.

Flores, M. A. (6 de septiembre de 2021). Derrames de aguas negras en Playitas, años de impunidad. *Zeta Tijuana* .

Flores-Vidal, X., S., G.-M., Zertuche-Chanes, R., Rodríguez-Padilla, I., Marti, C. L., Imberger, J., y otros. (2018). Three-dimensional exchange flows in a semi-enclosed bay: Numerical simulations and high frequency radar observations. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (210).

García, J. (07 de agosto de 2017). Sin control contaminación en las playas de Ensenada. *El Imparcial* .

Giffard-Mena, I. (1997). VARIACIÓN DEL FITOPLANCTON CON RELACIÓN A LAS AGUAS RESIDUALES EN LA BAHÍA DE TODOS SANTOS, B.C. Ensenada, Baja California, México: Facultad de Ciencias Marinas, UABC.

Haile, R. W., Witte, J. S., Gold, M., Cressey, R., McGee, C., C. Millikan, R., y otros. (1999). The Health Effects of Swimming in Ocean Water Contaminated by Storm Drain Runoff. *Epidemiology* , 355-363.

Heras, A. (11 de abril de 2017). Playas de Ensenada, BC, las más contaminadas del país. *La Jornada* , pág. 22.

Hinga, K. R., Jeeseon, H., & Lewis, N. F. (1995). Part 1: Quantifying the Effects of Nitrogen Enrichment on Phytoplankton in Coastal Ecosystems. En *Part 1: Marine Eutrophication Review* (Vol. 1, pág. 36). Silver Springs: NOAA Coastal Ocean Office.

Hovis, W. A., Clark, D., Anderson, F., Austin, R. W., Wilson, W. H., Baker, E. T., y otros. (1980). Nimbus-7 Coastal Zone Color Scanner: System Description and Initial Imagery. *Science* , 210 (4465), 60-63.

Hu, C., Lee, Z., & Franz, B. (2012). Chlorophyll algorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. *Journal of Geophysical Research* , 117 (C1).

Hughes, J., Cowper-Heays, K., Oleson, E., Bell, R., & Stroombergen, A. (2021). Impacts and implications of climate change on wastewater systems: A New Zealand perspective. *Climate Risk Management* , 31.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2001). *Síntesis de Información Geográfica del Estado de Baja California*. Ciudad de México: INEGI.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (1995). *Estudio Hidrológico del Estado de Baja California*. Ciudad de México: INEGI.

Jacobson, E. C. (2005). *Light attenuation in a nearshore coral reef ecosystem*. Theses, University of Hawaii, Hawaii.

Lachica, F. (11 de marzo de 2017). Playa de Ensenada es la más contaminada en el país. *Síntesis TV* .

Larrea-Murrell, J. A., Rojas-Badía, M. M., Romeu-Álvarez, B., Rojas-Hernández, N. M., & Heydrich-Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC Ciencias Biológicas* , 24-34.

Linaldi-Marquez, C. (24 de enero de 2019). Cierran playa de Ensenada por contaminación. *Cadena Noticias* .

Mejía-Maravilla, E. (2007). *Contaminación en Playas Causales y Soluciones*. Coatzacoalcos: ANMCO.

meteoblue. (2021). *Archivo meteorológico de Ensenada*. Recuperado el mayo de 2021, de meteoblue: https://www.meteoblue.com/es/tiempo/historyclimate/weatherarchive/ensenada_m%c3%a9xico_4006702?fcstlength=1m&year=2021&month=2

Mobley, C. (1994). *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press.

Nielsen, J., & Jernakoff, P. (1997). *A Review of the Interaction of Sediment and Water Quality with Benthic Communities*. Technical Report No. 25, Port Phillip Bay Environmental Study, CSIRO Division of Fisheries, North Beach.

NOAA . (s. f.). *MODIS Diffuse Attenuation Coefficient at 490 nm (Kd490)*. Recuperado el 01 de mayo de 2021, de NOAA Coast Watch East Coast Node: https://eastcoast.coastwatch.noaa.gov/cw_k490.php

NOTIMEX. (07 de enero de 2020). Cierran playas en Ensenada por contaminación. *Milenio* .

Ocean Biology Processing Group (OBPG). (s. f.). *Chlorophyll a (chlor_a)*. Recuperado el 01 de mayo de 2021, de Ocean Color Web: https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/atbd/chlor_a/

Ocean Biology Processing Group (OBPG). (s. f.). *Diffuse attenuation coefficient for downwelling irradiance at 490 nm (Kd_490)*. Recuperado el 01 de mayo de 2021, de Ocean Color Web: https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/atbd/kd_490/

Organización Mundial de la Salud (OMS). (octubre de 1998). *Guías para ambientes seguros en aguas recreativas: Vol.1: Aguas costeras y aguas dulces*. Recuperado el marzo de 2021, de Centro de Información sobre Desastres de la Biblioteca Médica Nacional, CIDBIMENA: http://cidbimena.desastres.hn/docum/crid/CD_Agua/pdf/spa/doc14617/doc14617.htm

Örnólfssdóttir, E., Lumsden, S. E., & Pinckney, J. L. (2004). Phytoplankton community growth-rate response to nutrient pulses in a shallow turbid estuary, Galveston Bay, Texas. *Journal of Plankton Research* , 26 (3), 325-339.

Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., y otros. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature* , 418, 689-695.

Peláez, J., & Guan, F. (1982). *California current chlorophyll measurements from satellite data*. Universidad de California. La Jolla: CalCOFI.

Peláez, J., & McFowan, J. A. (1986). Phytoplankton pigment patterns in the California Current as determined by satellite. *Limnology and Oceanography* , 31 (5), 927-950.

Peña-Manjarrez, J. L. (2008). ECOLOGÍA DE DINOFLAGELADOS PRODUCTORES DE FLORECIMIENTOS EN LA BAHÍA DE TODOS SANTOS, BAJA CALIFORNIA. CICESE.

Poll, W. H., Kulk, G., Timmermans, K. R., Brussaard, C. P., Woerd, H. J., Kehoe, M. J., y otros. (2013). Phytoplankton chlorophyll a biomass, composition, and productivity along a temperature and stratification gradient in the northeast Atlantic Ocean. *Biogeosciences* (10), 4227-4240.

Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press.

Ríos-Tobón, S., Agudelo-Cadavid, R. M., & Gutiérrez-Builes, L. A. (2017). Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública* , 236-247.

Roser, M. (2013). Future Population Growth. *Our World in Data* .

Santamaría-del-Ángel, E., Millan-Núñez, R., Gonzalez-Silvera, A., & Cajal, R. (2011). Comparison of In Situ and Remotely-Sensed Chl-a Concentrations: A Statistical Examination of the Match-up Approach. En *Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications for Marine Living Resources Conservation and Management* (págs. 241-260). EU PRESPO; IOCCG.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (julio de 2021). *Ensenada, Baja California*. Recuperado el mayo de 2021, de Resultados de calidad de agua de mar: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/gob-mx/playas/destinos/ensenada.html>

Tett, P., Kelly, M. G., & Hornberger, G. M. (1975). A method for the spectrophotometric measurement of chlorophyll a and pheophytin a in a benthic microalgae. *Limnology and Oceanography* , 887-896.

Tseng, L. Y., & Jiang, S. C. (2012). Comparison of recreational health risks associated with surfing and swimming in dry weather and post-storm conditions at Southern California beaches using quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Marine Pollution Bulletin* , 912-918.

Uniradio Informa. (11 de abril de 2017). Cierran otra vez Playa Hermosa en Ensenada. *Uniradio Informa* .

URBACA. (s. f.). Proyecto de modernización y reposición de redes de agua potable de la ciudad de Ensenada.

Vargas, E. (11 de marzo de 2021). Denuncian públicamente derrame de aguas negras. *Ensenada Net* .

Wang, M., Son, S., & Harding, L. W. (2009). Retrieval of diffuse attenuation coefficient in the Chesapeake Bay and turbid ocean regions for satellite ocean color applications. *Journal of Geophysical Research* , 1-15.

Ward, T. J., Butler, E. C., & Hill, B. J. (1998). *Environmental indicators for national state of the environment reporting: estuaries and the sea*. Canberra: Environment Australia, Department of the Environment.

Ware, D. (2016). *Climate change impacts on coastal water supply and waste water management*. Gold Coast: National Climate Change Adaptation Research.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource*. Paris: UNESCO.

Zeta Tijuana. (14 de agosto de 2021). Desalinizadora de Ensenada seguirá sin aportar 120 litros por lo menos hasta diciembre. *Zeta Tijuana* .

Zhao, J., Cao, W., Xu, Z., Ai, B., Yang, Y., Jin, G., y otros. (2018). Estimating CDOM Concentration in Highly. *Journal of Geophysical Research: Oceans* , 5856-5873.

Zheng, G., & DiGiacomo, P. M. (2017). Remote sensing of chlorophyll-a in coastal waters based on the light absorption coefficient of phytoplankton. *Remote Sensing of Environment* , 201, 331-341.

12 ANEXOS

12.1 Anexo 1: MANUAL DE PARÁMETROS DE PERCEPCIÓN REMOTA PARA EL MONITOREO DE LA BTS, ENSENADA B.C.

1. Objetivo

El objetivo de este manual es procesar parámetros nivel 2 de VIIRS adquiridos a través de la plataforma de Ocean Color web de NASA que sirvan para el monitoreo y gestión de señales de contaminación en la BTS, exportar los valores y desplegarlos de forma gráfica.

2. Material

- Computadora con preferiblemente 8GB de RAM, 2.2 GHz de velocidad de CPU, procesador de 64 bits y disco duro de estado sólido (SSD)
- Cuenta en el programa Earth Science Data Systems de NASA (<https://urs.earthdata.nasa.gov/users/new>)
- Software SeaDAS 7.5.3 (<https://seadas.gsfc.nasa.gov/downloads/>)
- Software QGIS 3.10.12 con plugin GRASS 7.8.4 (<https://qgis.org/downloads/>)
- Excel 2010 o superior

3. Desarrollo

Generar cuenta en el portal Earth Data

- Accesar a <https://urs.earthdata.nasa.gov/users/new>
- Llenar los datos que pide el portal

Accesar al buscador de productos nivel 1 y 2 de Ocean Color Web

- Accesar a <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>
- En la pestaña de DATA, entrar al buscador nivel 1 y 2

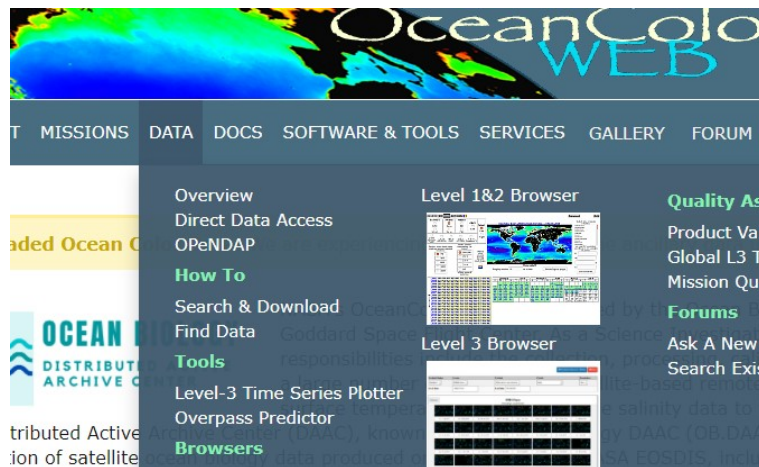


Figura 19: portal Ocean Color Web

- Seleccionar el período de interés. En este ejemplo, seleccionaremos la última semana de Septiembre 2021. Seleccionamos los sensores VIIRS/Suomi-NPP y VIIRS/NOAA-20, verificamos que los datos sean de día e ingresamos las coordenadas del polígono para delimitar el área de interés de la BTS: (N:32, S:31, W:-117, E:-115)

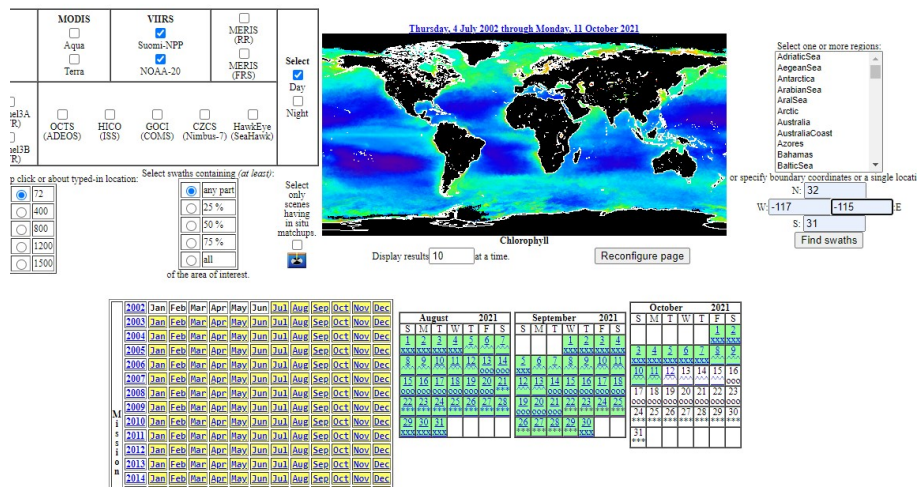


Figura 20: buscador de productos nivel 1 y 2

- Hacemos clic en “Find Swaths” y vamos a la ventana de resultados. Para este ejemplo, seleccionamos una imagen del 22 de septiembre de 2021 y vemos en la imagen preliminar que la BTS aparece sin nubosidad.

Seleccionamos el producto con terminación “.L2_JSS1_OC.nc”. JSS1 es la plataforma de NOAA y OC es “ocean color”. Esperamos la descarga. Se recomienda crear una carpeta nueva con la fecha de la imagen, área de estudio y nombre del sensor como nombre para guardar ahí todos los productos que se generen.

[V2021265210600.L1A_JPSS1.nc](#) 482,865,102 bytes
[V2021265210600.GEO-M_JPSS1.nc](#) 46,771,681 bytes
[V2021265210600.L2_JPSS1_OC.nc](#) 102,847,127 bytes
[V2021265210600.L2_JPSS1_IOP.nc](#) 105,816,447 bytes
(The above hyperlinks point to [compressed files](#).)

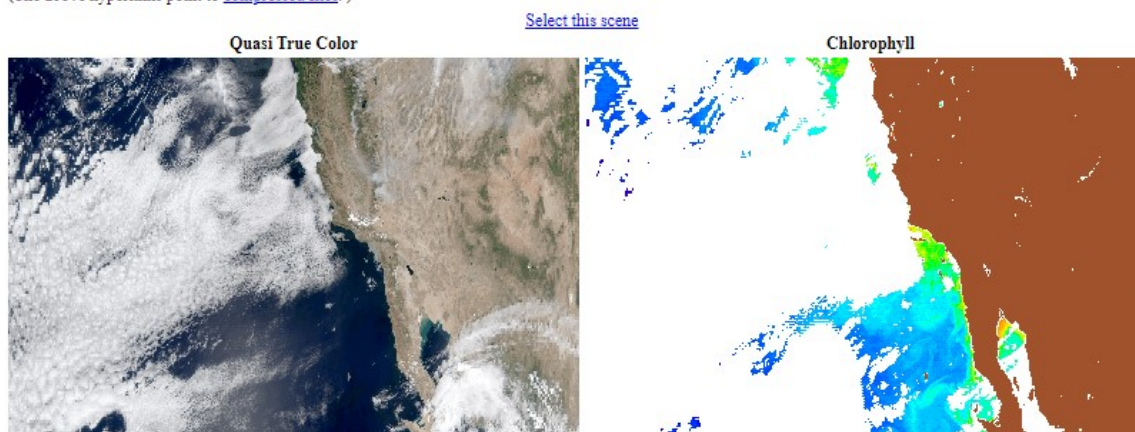


Figura 21: resultado para el 22 de septiembre

Procesar la imagen en SeaDAS

- Abrimos el software SeaDAS en el ícono de abrir archivo, seleccionamos la carpeta con nuestro archivo .nc descargado. Damos abrir.

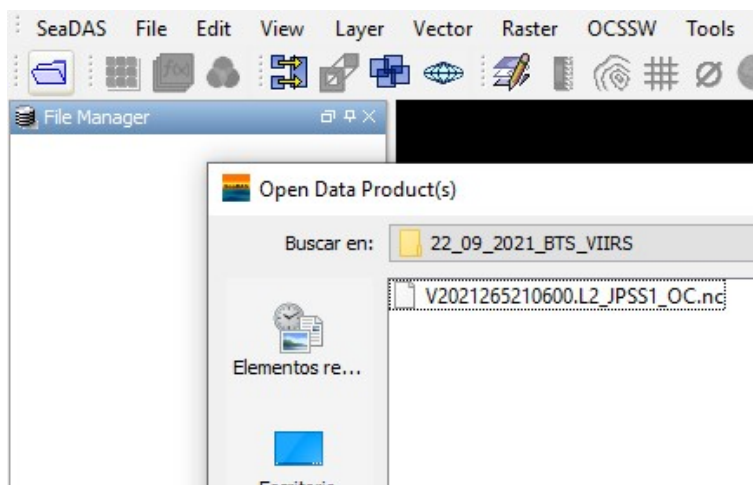


Figura 22: cargando archivo en SeaDAS

- Los productos nivel 2 recién descargados están sin reproyectar. Hacemos clic en el ícono “Reproject” y seleccionamos la carpeta de salida de nuestro producto reproyectado. Se puede seleccionar diferentes parámetros de proyección así como el datum. La opción por default es Lat/Long WGS 84, la mantenemos, hacemos clic en “Run” y esperamos el producto de salida.

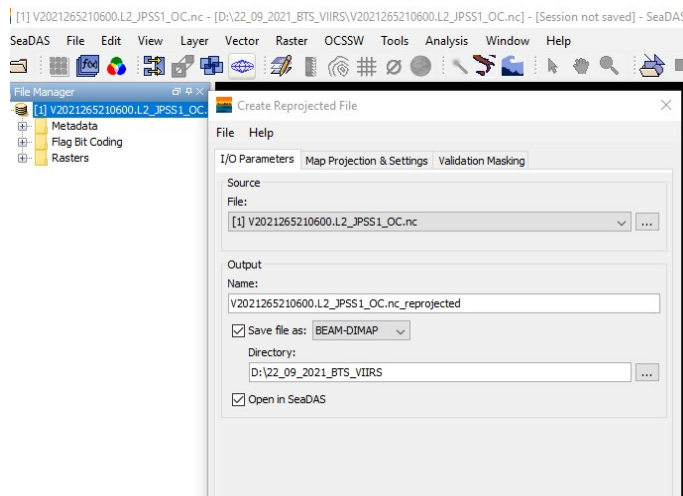


Figura 23: reproyectando la imagen

- En la izquierda, vemos que se acaba de abrir el nuevo archivo reproyectado, con el prefijo [2]. En el menú de árbol, seleccionamos la carpeta “Ráster” del producto reproyectado, vamos al producto de clorofila-a “chlor_a” y comprobamos el resultado

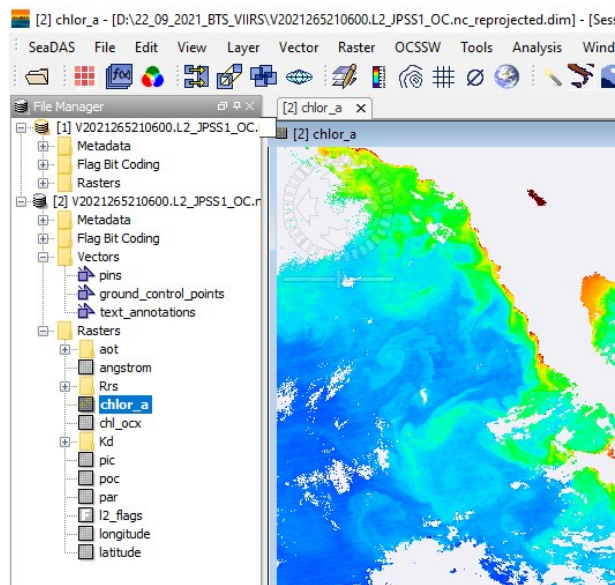


Figura 24: producto de clorofila-a reproyectado

Procesar los productos en QGIS con GRASS

- Abrimos el software QGIS con GRASS y arrastramos el producto reproyectado “chlor_a” desde su carpeta

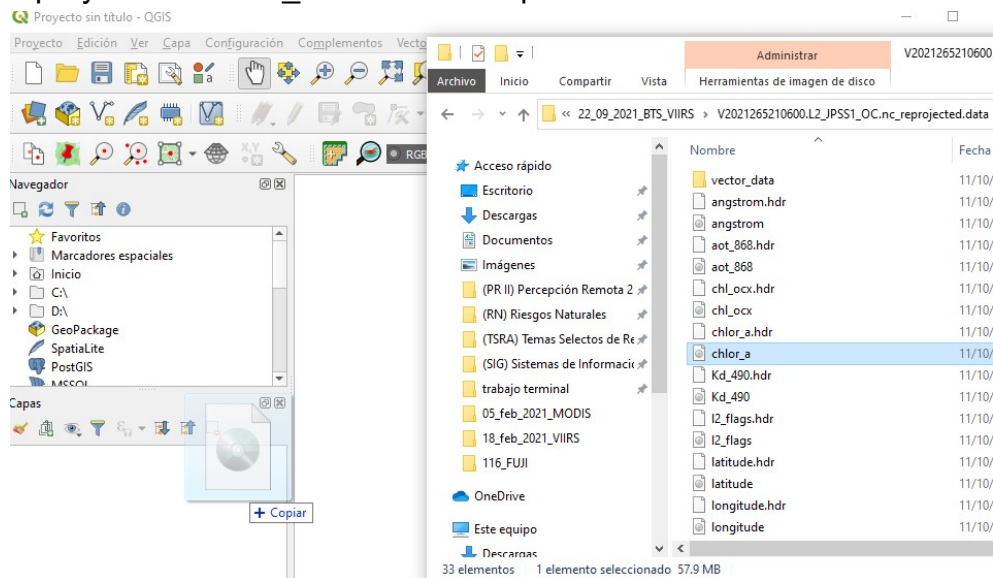


Figura 25: cargando el producto de clorofila-a QGIS

- Vemos el producto cargado en QGIS. Del lazo izquierdo podemos observar que el rango de valores para la capa ráster de clorofila va de 0.001 a 95.0145 mg/m³

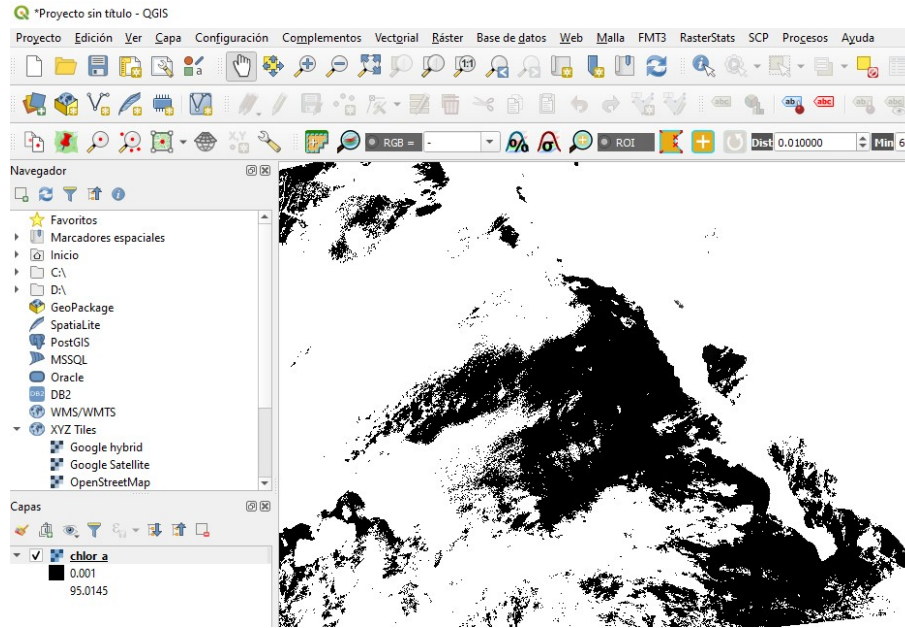


Figura 26: ráster de clorofila-a

- Para facilitar el manejo de los datos, recortamos el ráster con una máscara que cubra nuestra área de estudio. Usamos una máscara de la BTS y la función cortar ráster por capa de máscara y agregamos una capa de Google Hybrid como base del mapa

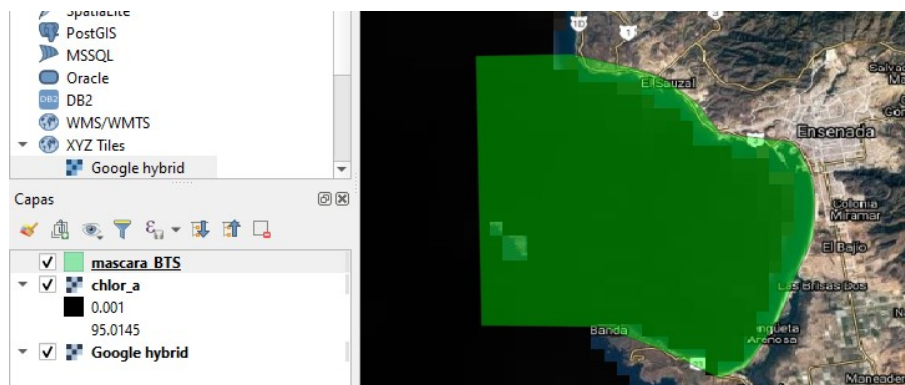


Figura 27: máscara de la BTS sobrepuesta al ráster de clorofila-a

- En el menú “Ráster”, seleccionamos “Extracción” y luego “Cortar ráster por capa de máscara”

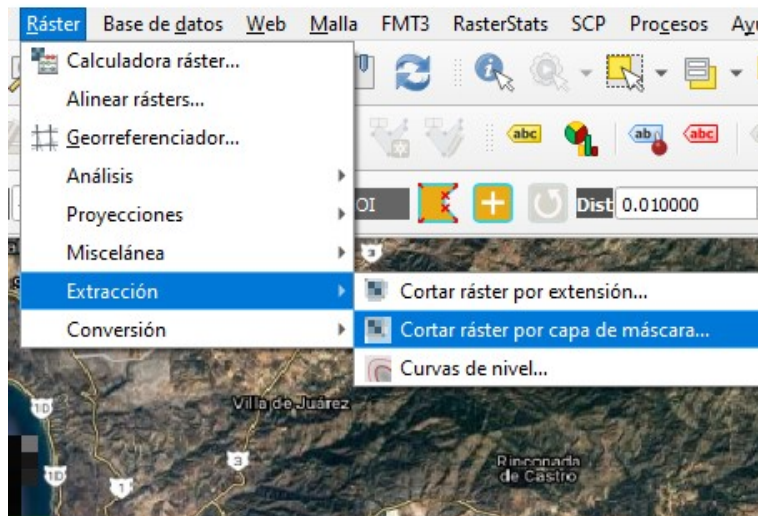


Figura 28: recortando el ráster con máscara de la BTS

- Se abre el menú de extracción; en el seleccionamos como capa de entrada el ráster “chlor_a” y como capa de máscara la capa del área de la BTS. Hasta el final, seleccionamos la carpeta de destino de nuestro ráster recortado y le asignamos un nombre. Se sugiere usar un nombre que relacione fecha de la imagen, parámetro, área de estudio y sensor. Damos ejecutar

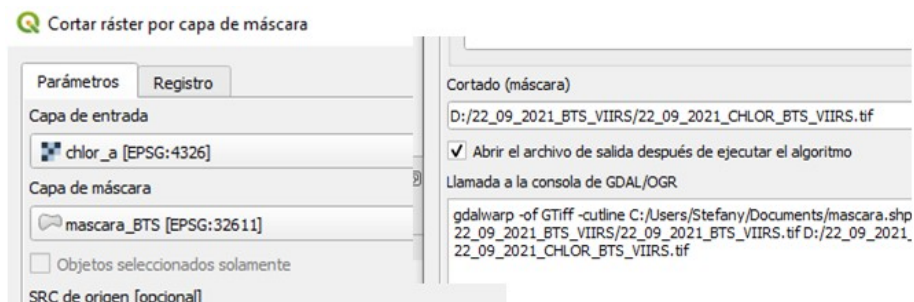


Figura 29: ventana de herramienta de corte de ráster

- Ya no necesitamos de la capa de clorofila completa, por lo que la eliminamos. Vemos que los valores de nuestra capa ráster recortada van de 0 a 20.9762 mg/m³

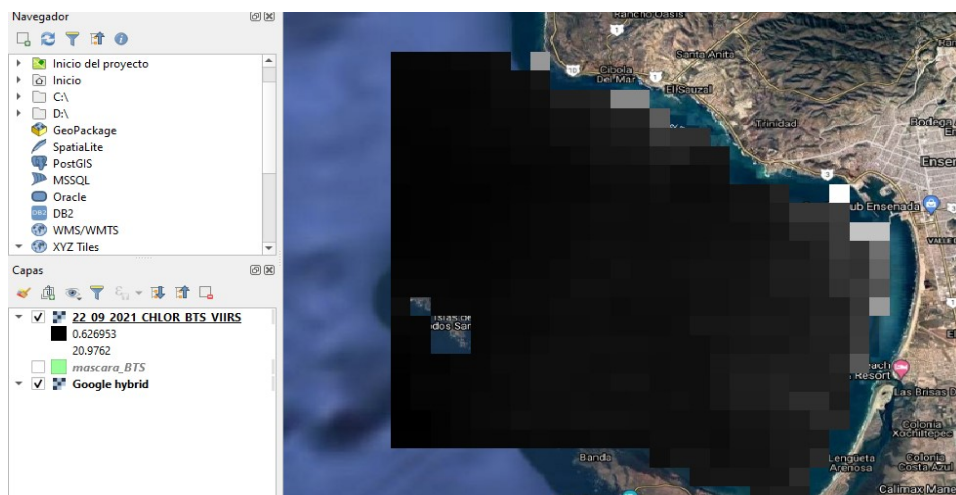


Figura 30: capa de clorofila-a recortada al área de estudio

- Para visualizar los datos con una rampa de color, primero quitamos los pixeles sin información. Hacemos doble clic en la capa recortada. Se abre el menú de propiedades de capa. En la pestaña de “Transparencia” le asignamos el valor de 0 a los pixeles sin dato

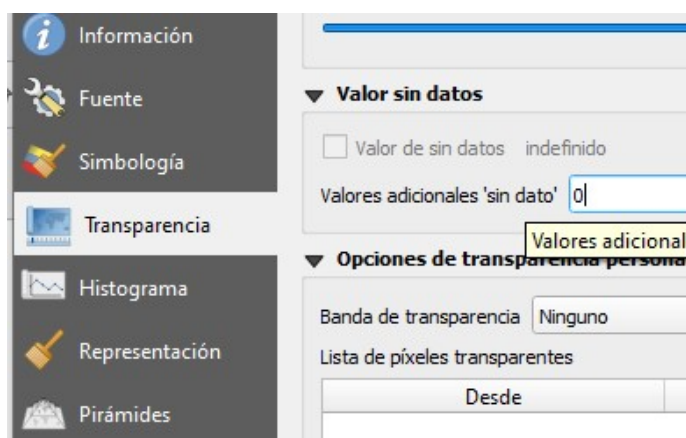


Figura 31: quitamos los pixeles sin información

- En la pestaña “Simbología”, seleccionamos el Tipo de renderizador como “pseudocolor monobanda”, asignamos mínimo de 0 y máximo de 40*, interpolación “Lineal”, modo “Intervalo igual” y 21 clases. Finalmente, invertimos la rampa de color para que los valores más altos sean en color rojo. Damos aceptar

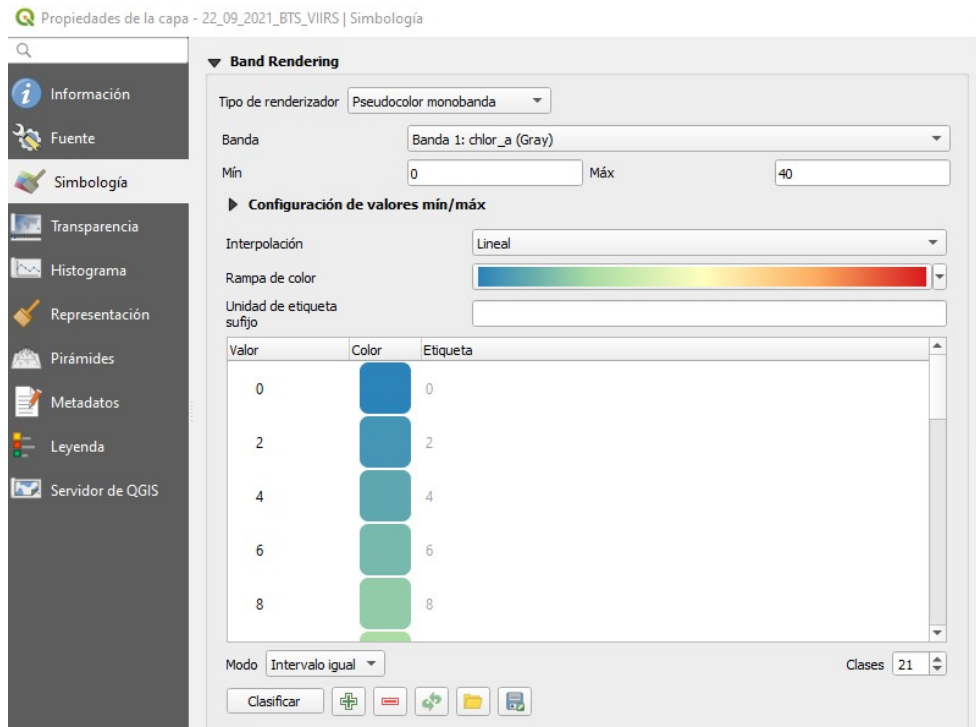


Figura 32: ajustando la visualización de la capa ráster

*El valor máximo de 40 se determinó mediante una distribución normal, tomando los valores máximos de clorofila-a en la BTS durante 2 meses. Se encontró que la media, durante el período de estudio, es de 62.6485 mg/m^3 y desviación estándar de 24.3863 mg/m^3 . Se eligió el 40 como un valor entero cercano a una desviación estándar a la izquierda de la media; $\mu - 1\sigma = 38.26$, para mantener la suficiente sensibilidad de visualización de valores pequeños, mientras sigue siendo representativo como un valor alto de los niveles de concentración iguales y mayores de 40 mg/m^3 al tener una probabilidad asociada de 0.8235. Se recomienda hacer el mismo análisis estadístico para determinar los máximos de los demás parámetros disponibles de VIIRS.

- Apagamos la máscara de la BTS para poder visualizar nuestros resultados de concentración de clorofila para el día 22 de septiembre de 2021.



Figura 33: capa de clorofila-a en la BTS con la rampa de colores ajustados

- Podemos visualizar los valores específicos de cada pixel usando la herramienta “Identificar objetos espaciales”

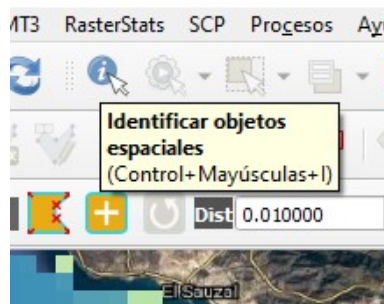


Figura 34: herramienta de identificar objetos espaciales

- Haciendo clic en cualquier pixel dentro del ráster, se despliega del lado derecho una ventana con el nombre de la capa, la banda y el valor del pixel. Así podemos visualizar de forma rápida los valores en un área específica.

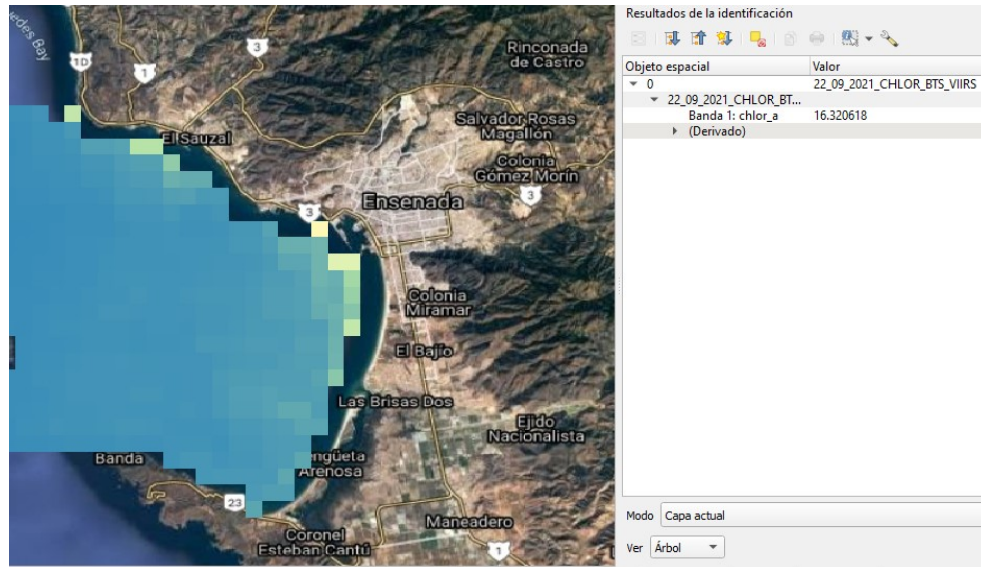


Figura 35: valor de un pixel desplegado

- Haciendo doble clic en el nombre de la capa, se despliega el menú de propiedades. En la pestaña de información también podemos ver el resumen de estadísticas de los valores



Figura 36: información y estadísticas generales de la capa

Exportar los valores de QGIS a Excel

- Abrimos la Caja de Herramientas de Procesos mediante el ícono del engrane. Buscamos que tengamos instalado el plugin “GRASS”

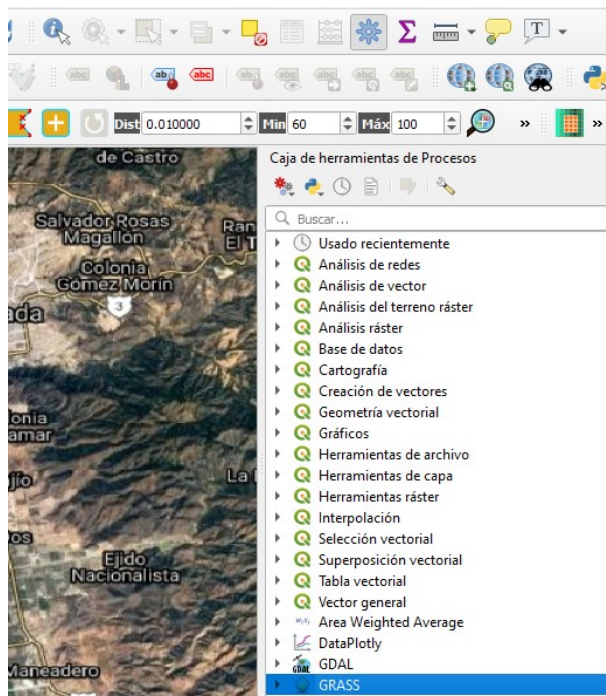


Figura 37: selección del plugin GRASS en la caja de herramientas

- Vamos a generar un archivo .html con los valores de los pixeles. Desplegamos el menú: GRASS > Ráster > r.stats

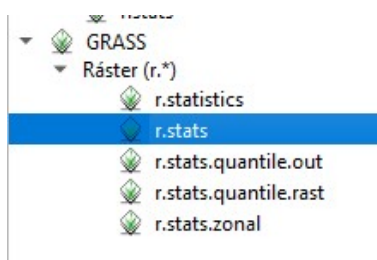


Figura 38: herramienta r.stats de GRASS

- Se abre el menú de r.stats. En el valor ráster de entrada, seleccionamos la capa del 22 de septiembre, damos aceptar.

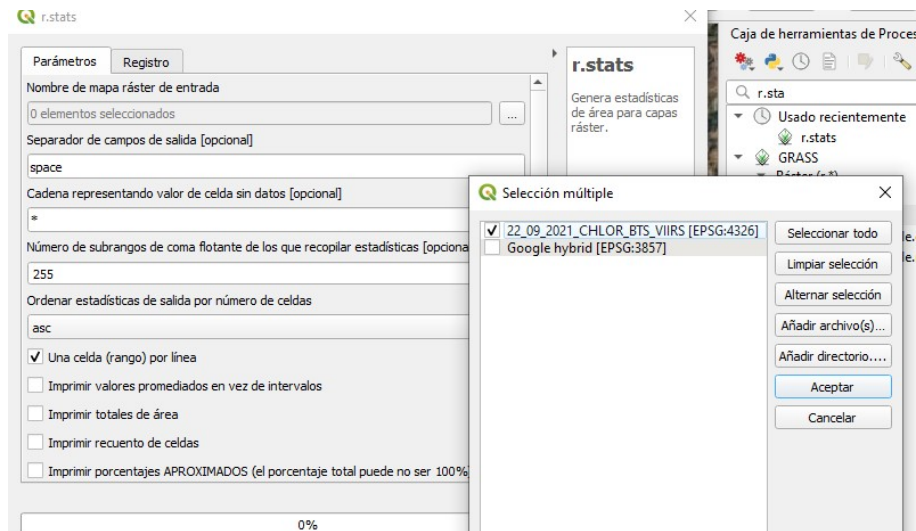


Figura 39: ventana de r.stats

- Hasta abajo, seleccionamos la ruta de salida y asignamos un nombre al archivo. Damos “ejecutar”

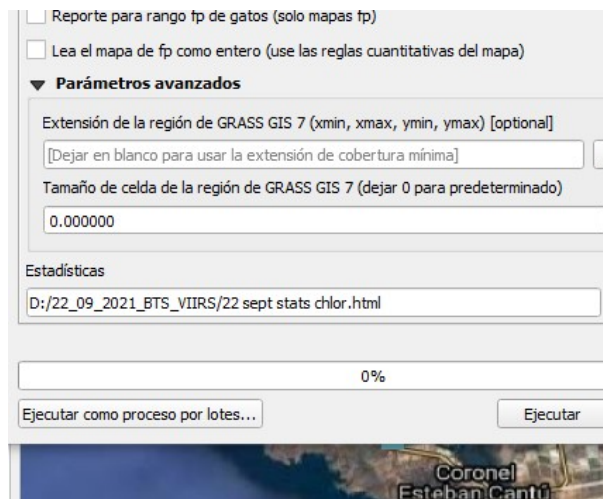


Figura 40: guardando el archivo de salida de r.stats

- Podemos abrir el archivo desde el visor de resultados o desde la carpeta donde se guardó el archivo. Al abrirlo, veremos una columna con números que representan los valores de clorofila en los pixeles.

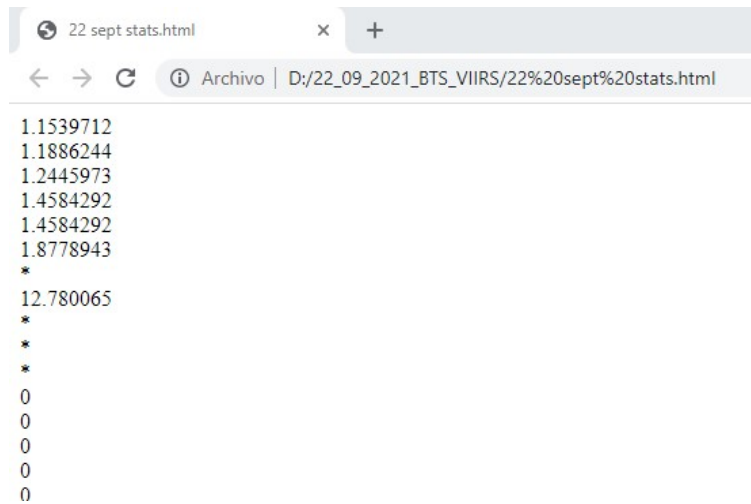


Figura 41: valores de los pixeles de la capa de clorofila-a exportados en .html

- Copiamos los valores y los pegamos en una hoja de Excel, se recomienda en la primer celda asignarle la fecha de los datos para facilitar su manejo cuando se recopilen valores de más días de un mismo parámetro

	A	B	C	D	E
1	22-sep				
2	1.154				
3	1.1886				
4	1.2446				
5	1.4584				
6	1.4584				

Figura 42: pasando los valores a Excel

- Podemos continuar exportando los valores de los otros parámetros para generar estadísticas en Excel. Se puede hacer lo mismo para un período de tiempo o para un polígono de interés. A continuación se muestran unos ejemplos:

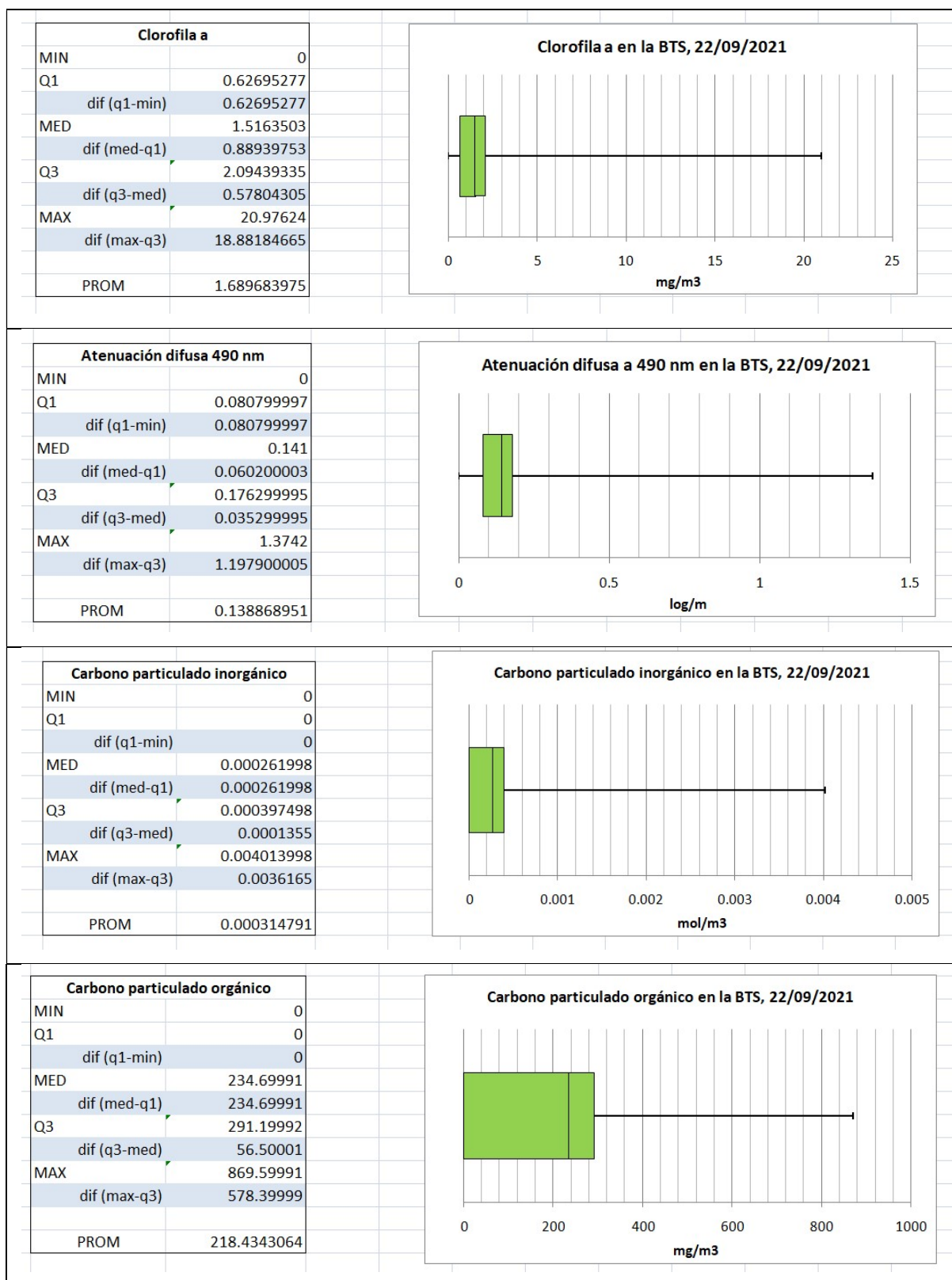


Figura 43: estadísticas de los parámetros en la BTS generadas con los valores de los píxeles

Si repetimos el mismo procedimiento de cargar las capas ráster de los demás parámetros obtenidos por percepción remota, los recortamos con la máscara del área de interés y visualizamos sus datos mediante interpolaciones lineales, ajustando los parámetros de máximos y mínimos, podemos obtener lo siguiente:

Tabla 5: parámetros representados geográficamente

22/09/2021 CHLOR_A BTS ENSENADA mg m⁻³ 0 2 4 6 8 10 12 14 16 18 20 22 24 26 28 30 32 34 36 38 40 2 0 2 4 km	Clorofila-a en la BTS para el 22 de septiembre de 2021. Los valores están dados en mg/m^3 El valor máximo es de $20.976 \text{ mg}/\text{m}^3$, el promedio es de $1.6896 \text{ mg}/\text{m}^3$ con desviación estándar de 1.9765
22/09/2021 POC BTS ENSENADA mg m⁻³ 0 30 60 90 120 150 180 210 240 270 300 330 360 390 420 450 480 510 540 570 600 2 0 2 4 km	Carbono particulado orgánico para la BTS el 22 de septiembre de 2021. Los valores del producto están dados en mg/m^3 El valor máximo es de $869.5999 \text{ mg}/\text{m}^3$, el promedio es de $218.4343 \text{ mg}/\text{m}^3$ con desviación estándar de 158.7604

Tabla 4: parámetros representados geográficamente (continuación)

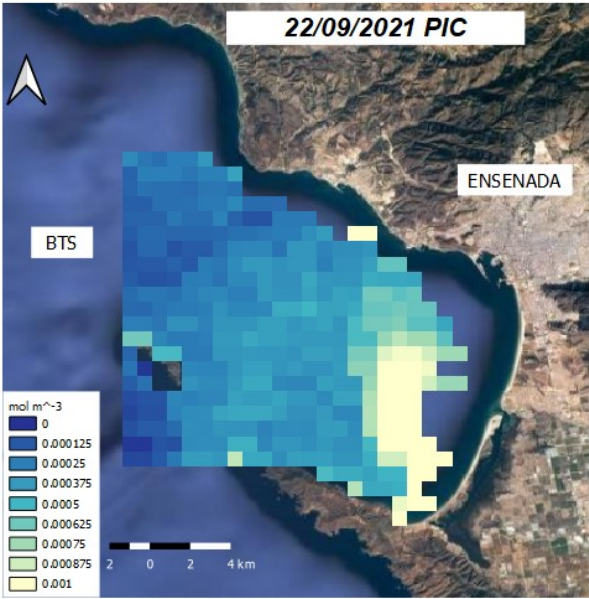
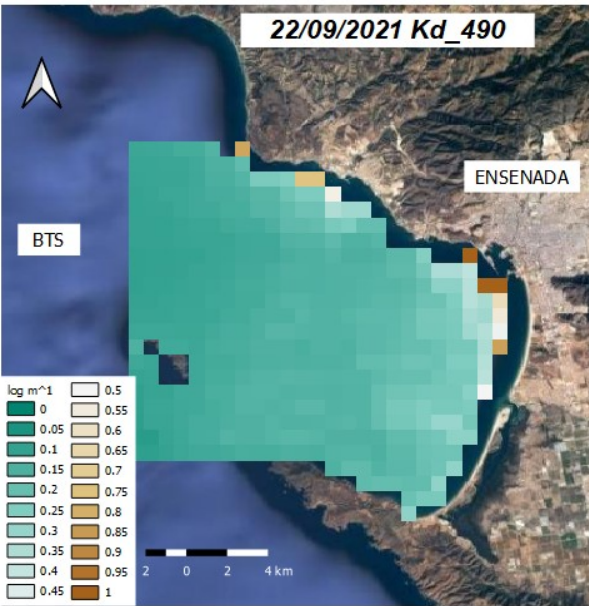
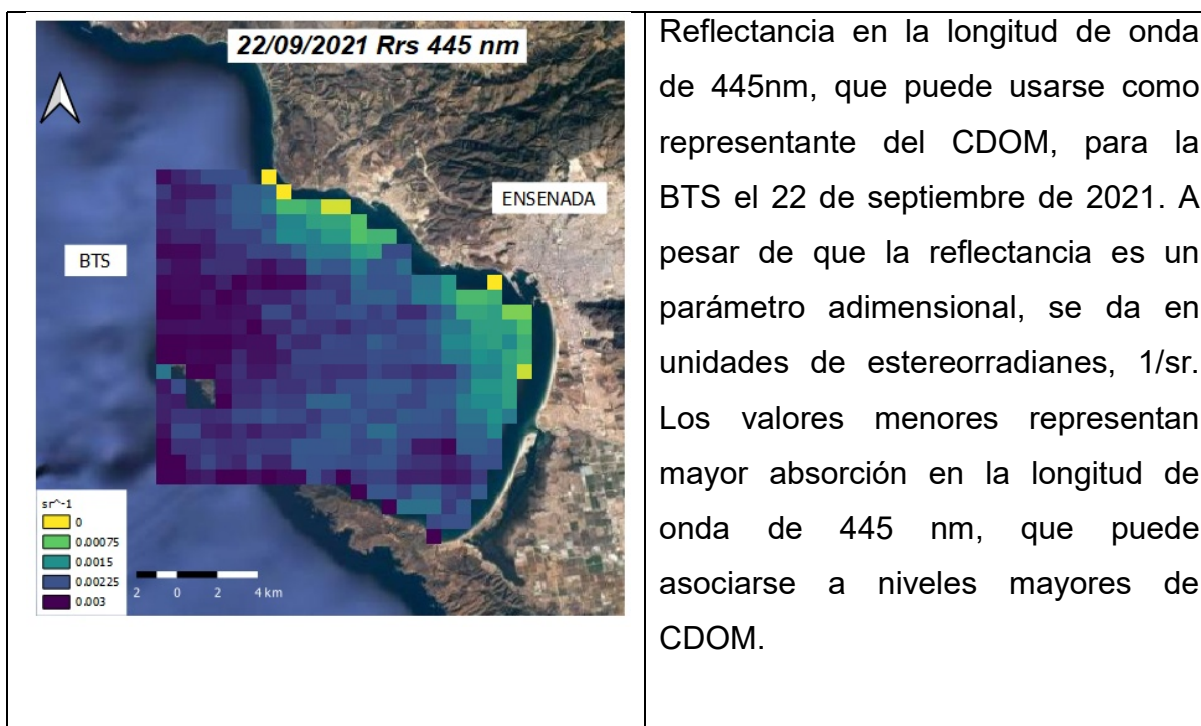
 22/09/2021 PIC BTS ENSENADA mol m⁻³ 0 0.000125 0.00025 0.000375 0.0005 0.000625 0.00075 0.000875 0.001 2 0 2 4 km	Carbono particulado inorgánico (concentración de calcita o carbonato de calcio) para la BTS el 22 de septiembre de 2021. Los valores están dados en mol/m³. El valor máximo es de 0.0040139 mol/m³ con promedio de 0.00031479 mol/m³ y desviación estándar de 0.0003665.
 22/09/2021 Kd_490 BTS ENSENADA log m⁻¹ 0 0.05 0.1 0.15 0.2 0.25 0.3 0.35 0.4 0.45 0.5 0.55 0.6 0.65 0.7 0.75 0.8 0.85 0.9 0.95 1 2 0 2 4 km	Atenuación difusa a 490 nm, equivalente a turbidez de la columna de agua en la BTS para el 22 de septiembre de 2021. Los valores están dados en irradiancia/m y representan la reducción de la luz mediante un coeficiente entre logaritmo natural sobre metro de profundidad en la columna de agua. Así, un valor de 0.1/m representa una reducción en la intensidad de luz de un logaritmo natural cada 10 m. Los valores más altos representan menores profundidades de atenuación, por lo tanto mayor turbidez. El valor máximo es de 1.3741/m, el promedio es de 0.1388689/m con desviación estándar de 0.1323808.

Tabla 4: parámetros representados geográficamente (continuación)



Conclusión

A través de percepción remota es posible mantener un monitoreo constante de algunos parámetros en la BTS. Las principales limitantes de ésta tecnología son la presencia de nubosidad, la resolución del sensor y que únicamente obtenemos información de la capa superficial del mar, sin embargo puede ser una herramienta muy valiosa para recopilar información constante de la BTS y poder establecer patrones normales de comportamiento de los procesos que dominan la dinámica en la bahía, facilitando la detección de anomalías. Con PR no se pretende reemplazar el trabajo de laboratorio y muestreo en sitio, sino servir como una herramienta de complemento de información.

Se requieren más estudios que relacionen los patrones tridimensionales de intercambio de flujos en la BTS con los parámetros de PR y hacer correlaciones con mediciones en sitio.