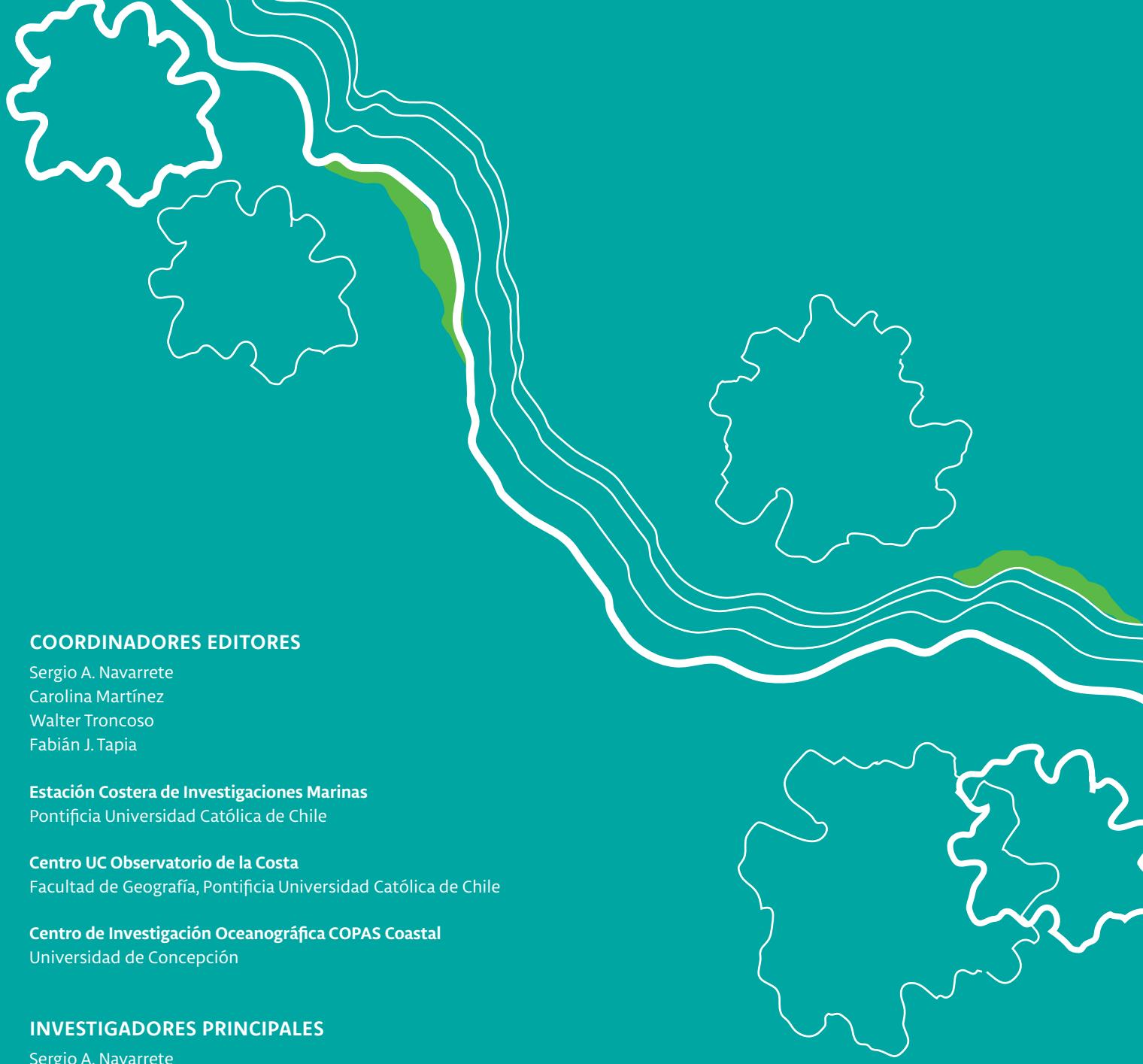


MAREAS VERDES EN LA BAHÍA DE ALGARROBO

Conocimiento ecológico y oceanográfico de la
Bahía de Algarrobo para informar sobre sus
causas y potenciales medidas de mitigación

DICIEMBRE 2024





COORDINADORES EDITORES

Sergio A. Navarrete
Carolina Martínez
Walter Troncoso
Fabián J. Tapia

Estación Costera de Investigaciones Marinas

Pontificia Universidad Católica de Chile

Centro UC Observatorio de la Costa

Facultad de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile

Centro de Investigación Oceanográfica COPAS Coastal

Universidad de Concepción

INVESTIGADORES PRINCIPALES

Sergio A. Navarrete
Fabián J. Tapia
Loretto Contreras-Porcia
Laura Farías
Gonzalo Saldías
Juan Faúndez
Matías Gómez
Mauricio Villagrán
Stefan Gelcich
Carolina Martínez

Cita: Navarrete, S.A. Martínez, C., Troncoso, W., Tapia, F.J. (Editores) 2024. Mareas verdes en la Bahía de Algarrobo: Conocimiento ecológico y oceanográfico para informar sobre sus causas y potenciales medidas de mitigación. Sin editorial, Santiago, Chile, 100pp.

ISBN: 978-956-420-310-2

Diseño: Catalina Cano

MAREAS VERDES EN LA BAHÍA DE ALGARROBO

Conocimiento ecológico y oceanográfico de la
Bahía de Algarrobo para informar sobre sus
causas y potenciales medidas de mitigación

DICIEMBRE 2024



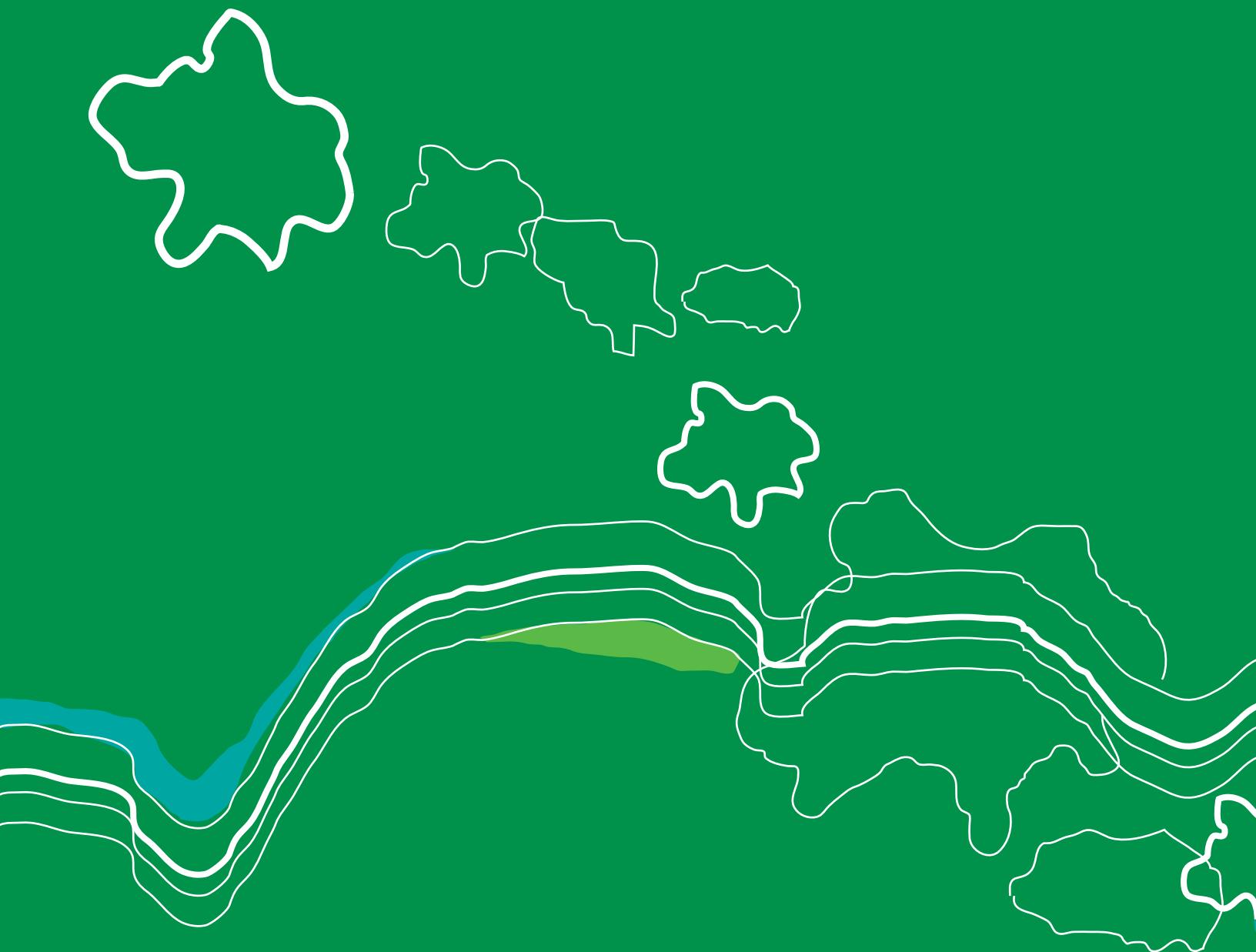
PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DE CHILE



Universidad
de Concepción

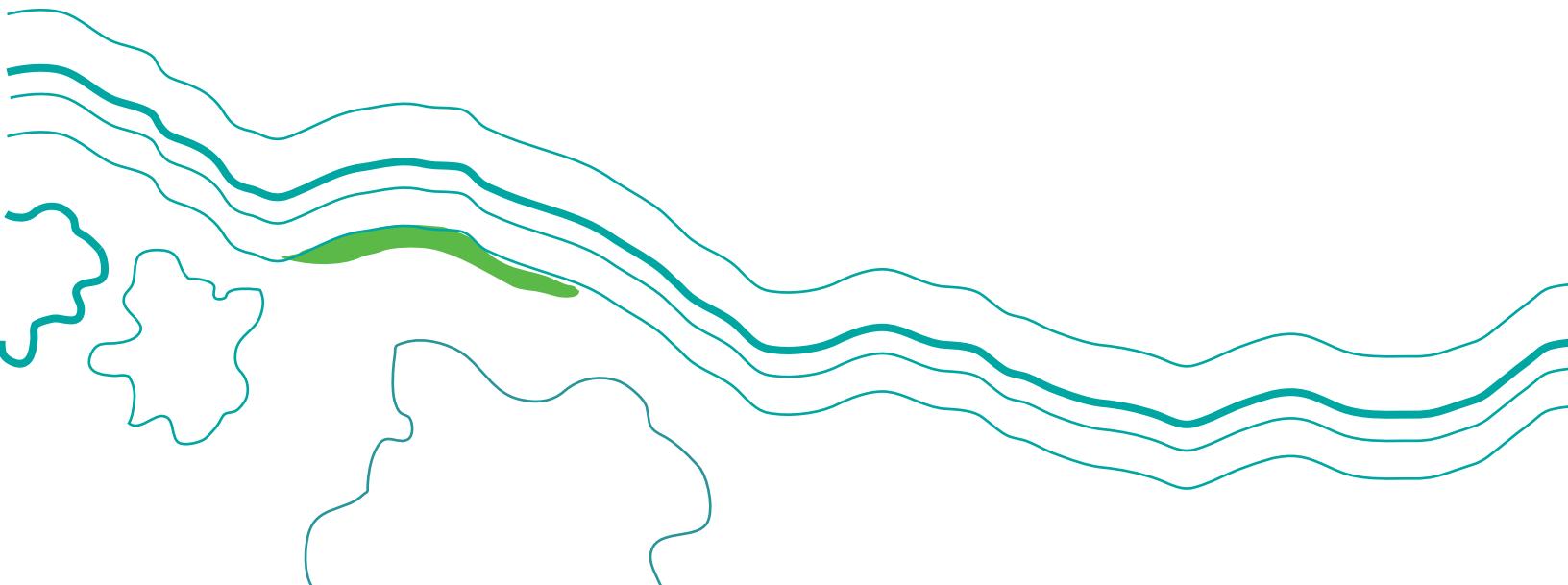


UNIVERSIDAD DEL BÍO-BÍO
ubio.bio.cl



Objetivo General

Mejorar el conocimiento científico sobre Bahía de Algarrobo, que permita evaluar las condiciones ambientales naturales de la Bahía, incluyendo, hidrografía, oceanografía, y patrones ecológicos, sus forzantes naturales y antrópicos, y su potencial conexión con el fenómeno de las mareas verdes y otros problemas ambientales, e iluminar potenciales estrategias de mitigación.



Grupo Científico

CENTROS DE INVESTIGACIÓN

- Instituto Milenio en Socioecología Costera, SECOS
- Centro de Investigación Oceanográfica COPAS Coastal
- Núcleo Milenio para la Ecología y Conservación de Arrecifes Mesofóticos Templados, NUTME
- Centro UC Observatorio de la Costa
- Estación Costera de Investigaciones Marinas, ECIM UC
- Centro de Investigación Marina Quintay (CIMARQ), UNAB
- Centro de Ecología Aplicada & Sustentabilidad (CAPES)

COORDINADORES

- **Dr. Sergio A. Navarrete**
Estación Costera de Investigaciones Marinas, UC
- **Dra. Carolina Martínez**
Centro UC Observatorio de la Costa
- **Sr. Walter Troncoso**
Estación Costera de Investigaciones Marinas, UC
- **Dr. Fabián J. Tapia**
Departamento de Oceanografía, U de C

INVESTIGADORES PRINCIPALES

- **Dra. Loretto Contreras Porcia**
Departamento de Ecología y Biodiversidad
Universidad Andrés Bello
- **Dra. Laura Farías**
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción
- **Dr. Juan Faúndez**
Instituto de Fomento Pesquero
- **Dr. Stefan Gelcich**
Unidad de Biología Integrativa
Pontificia Universidad Católica de Chile
- **Dr. Matías Gómez**
Departamento de Ingeniería y Gestión de la Construcción
Universidad de Talca
- **Dra. Carolina Martínez**
Facultad de Historia, Geografía y Ciencia Política
Pontificia Universidad Católica de Chile
- **Dr. Sergio A. Navarrete**
Estación Costera de Inverstigaciones Marinas ECIM
Pontificia Universidad Católica de Chile
- **Dr. Gonzalo Saldías**
Departamento de Física
Universidad del Bío-Bío
- **Dr. Fabián J. Tapia**
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción
- **Dra. Odette Vergara**
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción
- **Sr. Mauricio F. Villagrán**
Universidad Católica de la Santísima Concepción

INVESTIGADORES ASOCIADOS Y ESTUDIANTES

• **Marina Briones**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Sofía Chacano**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Pedro Figueroa**

Universidad del Bío-Bío

• **Matías Figueroa**

Universidad de Talca

• **Andrés E. González**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Celeste Gómez**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Hannah Hall**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **María Eliana Ramírez**

Universidad Andrés Bello & Museo Nacional de Historia Natural Chile

• **Jorge Rivas**

Universidad Andrés Bello

• **Constanza Hernández**

Universidad Andrés Bello

• **Andrés Meynard**

Universidad Andrés Bello

• **Nicolás Mayorga**

Universidad de Concepción

• **Javiera Mutizabal**

Universidad Andrés Bello

• **Richard Muñoz**

Universidad de Concepción

• **Alejandra Núñez**

Independiente

• **Celeste Parra**

Universidad de Concepción

• **Ignacio Quiroz**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Javiera Rivera**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Francesca Search**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Andrés Smith**

Pontificia Universidad Católica de Chile

• **Walter Troncoso**

ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile

ÍNDICE

1.

RESUMEN EJECUTIVO

/ 9

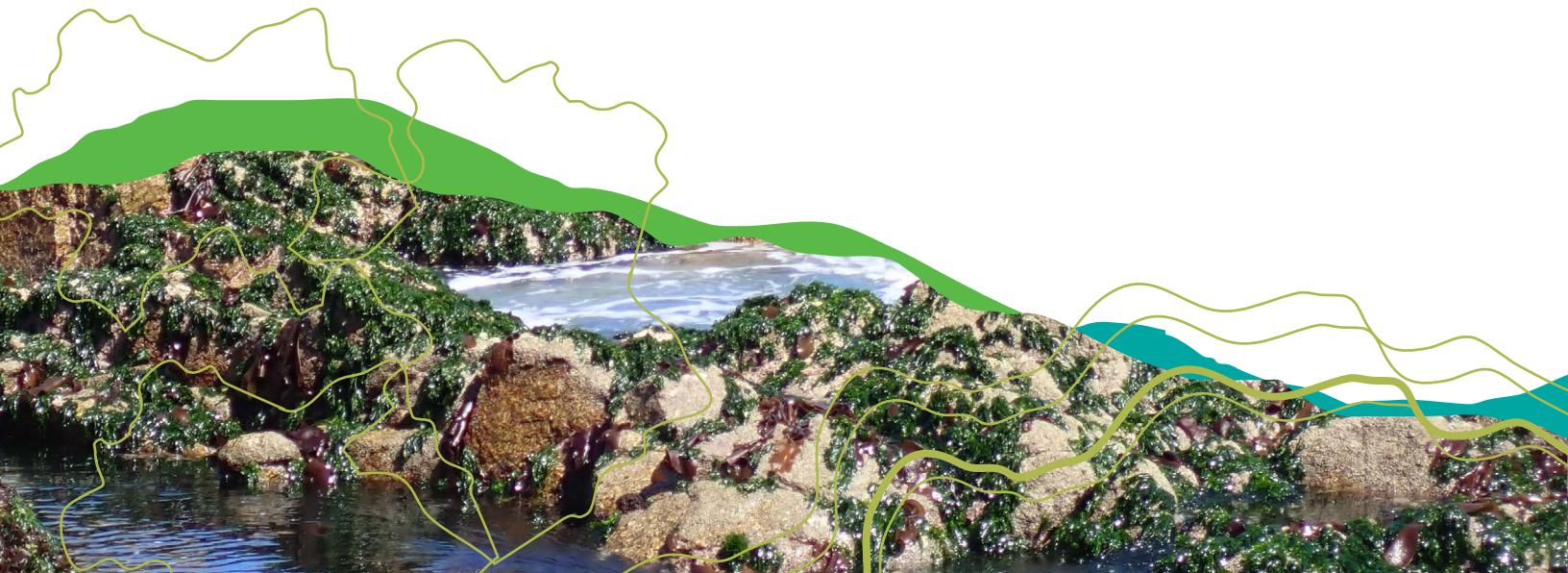
2.

INTRODUCCIÓN

Introducción general / 18

Contexto: Ecosistema Marinos Costeros de Surgencia / 22

Contexto: Características Geomorfológicas de la Bahía / 25



3.

RESUMEN DE RESULTADOS DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS /27

Especies del género <i>Ulva</i> presentes en las mareas verdes	/ 28
Mareas verdes de la Bahía de Coliumo y playas de Dichato	/ 31
Comunidades y Biodiversidad del Intermareal y Submareal	/ 33
Nutrientes en la Bahía de Algarrobo	/ 38
Experimentos de crecimiento de <i>Ulva stenophylloides</i> en la Bahía de Algarrobo	/ 52
Contaminantes y metales en Bahía Algarrobo	/ 56
Plan de Vigilancia Ambiental de ESVAL y sugerencia de modificaciones	/ 58
Corrientes y Patrones de Circulación en la Bahía de Algarrobo	/ 62
Modelación de alta resolución del transporte al interior de la bahía: efecto del cierre de la cofradía	/ 65

4.

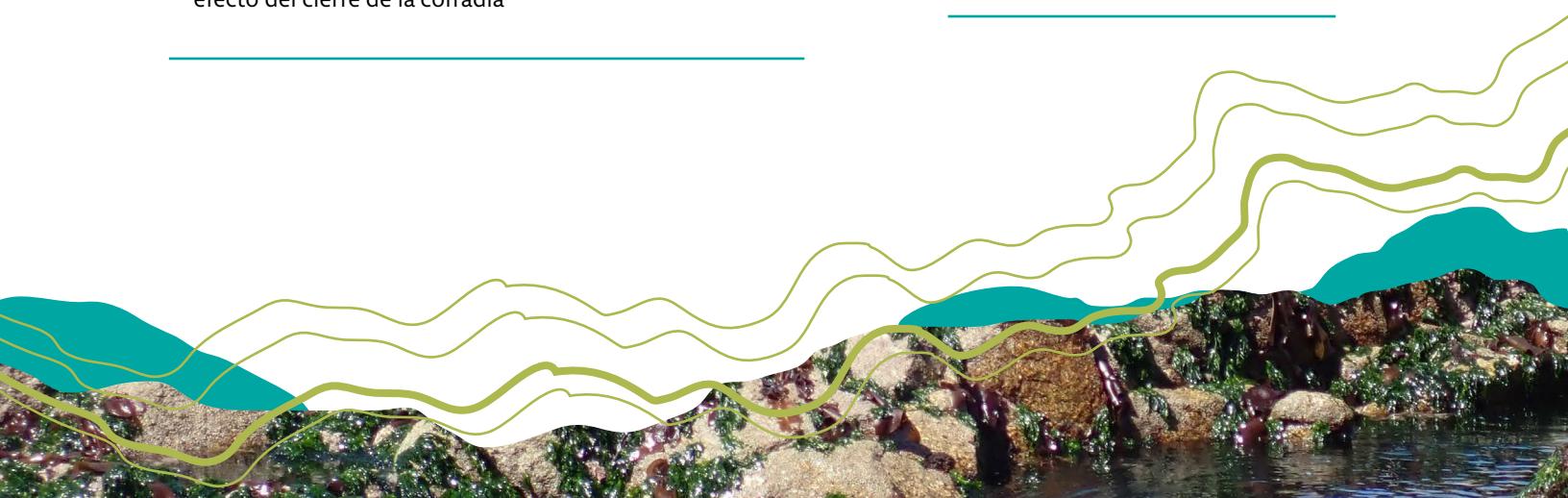
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES / 69

5.

BIBLIOGRAFÍA / 75

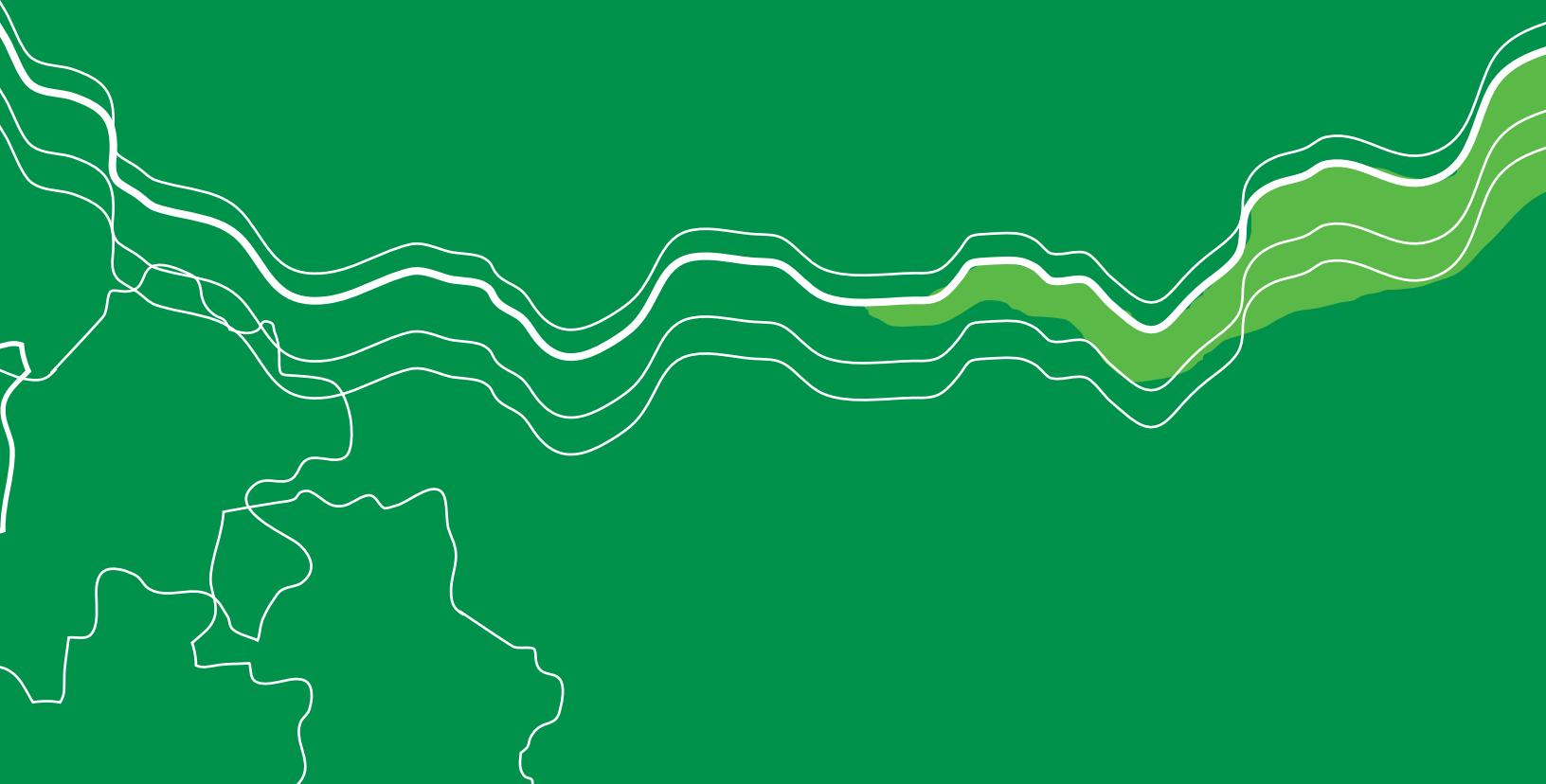
6.

APÉNDICE / 81

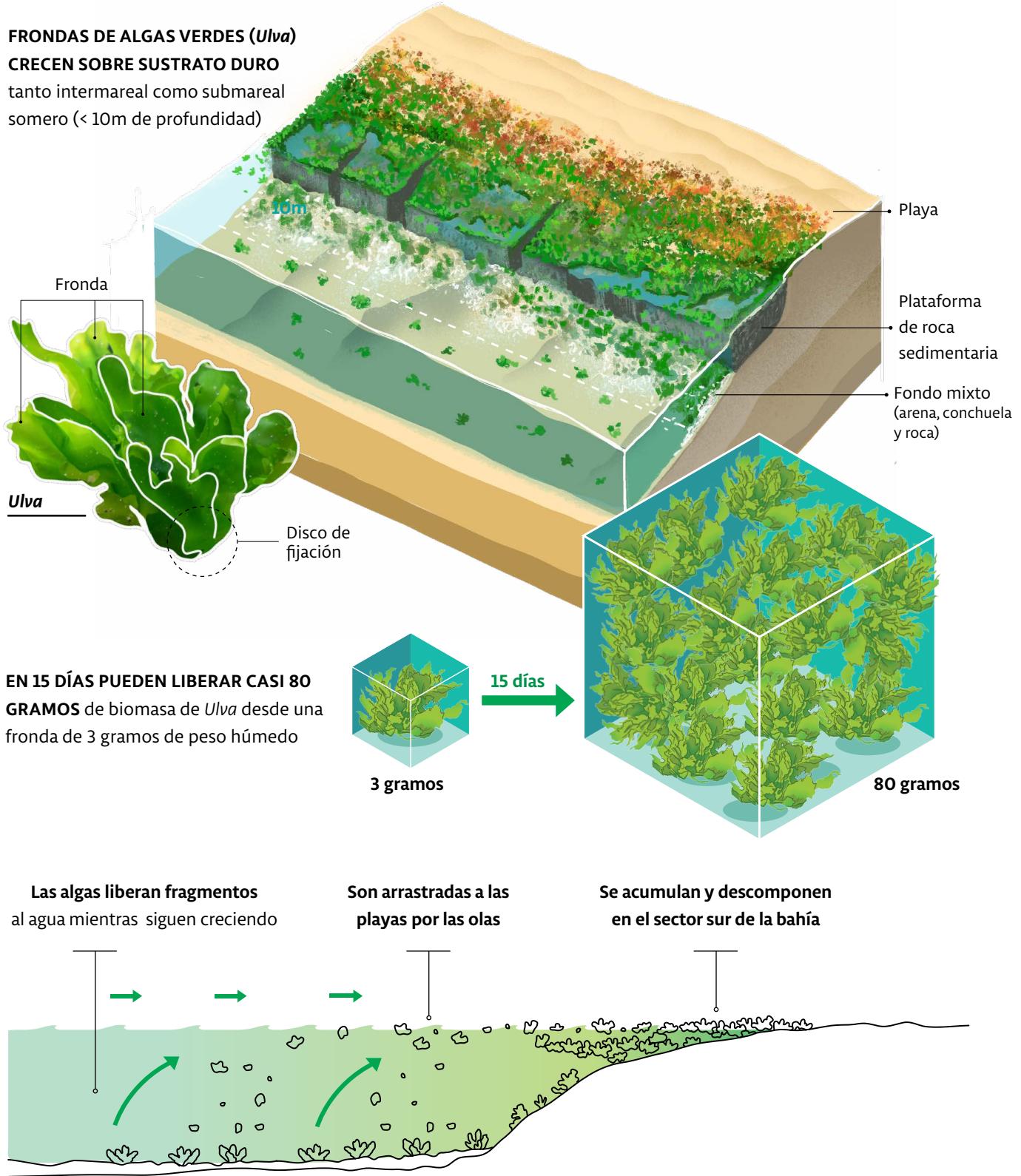




1. RESUMEN EJECUTIVO



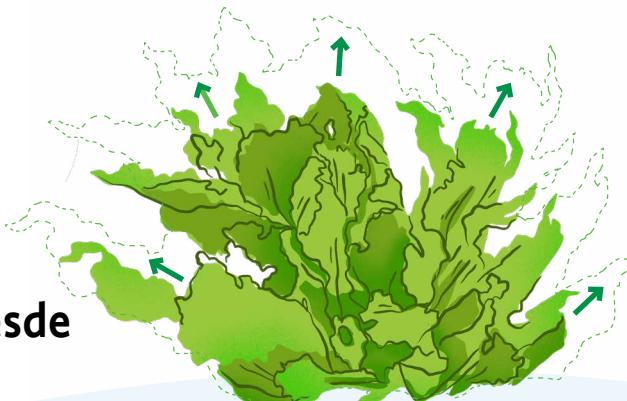
Ciclo de mareas verdes



Posibles Causas

1.

Possible introducción antrópica desde otras costas



2. Crecimiento acelerado

ULVA CRECE MUY RÁPIDO y por ello puede generar alta biomasa en corto tiempo sobre sustrato efímero y antes que otras especies

~120 % de crecimiento en 24 horas

3. Inhibición de competidores



4. Reducción de herbívoros

LA REDUCCIÓN DE LA BIOMASA DE HERBÍVOROS, tales como lapas y peces explotados comercialmente, ayuda a liberar de control a las algas verdes.

5. Alta concentración natural de nutrientes

EN ALGARROBO Y TODA LA COSTA CENTRAL DE CHILE LOS NUTRIENTES SON NATURALMENTE ALTOS DEBIDO AL FENÓMENO DE SURGENCIA COSTERA.

Las algas verdes son muy **eficientes en capturar nutrientes** a bajas concentraciones, por lo que no se necesitan concentraciones muy altas para mantener altas tasas de crecimiento

Resumen Ejecutivo

Las mareas verdes son floraciones de macroalgas, principalmente del género *Ulva*, que liberan fragmentos de sus frondas foliosas de tipo laminar, o bien se desprenden enteramente del sustrato duro, acumulándose como biomasa flotante en ciertas áreas de la zona costera.

La mayor parte de esta biomasa termina varada en playas, principalmente arenosas, cubriendo extensiones desde cientos de metros hasta decenas o incluso cientos de kilómetros. Este fenómeno, conocido desde hace más de 100 años, ha aumentado su frecuencia en las últimas décadas. En el extremo sur de la Bahía de Algarrobo, Chile, se han registrado mareas verdes de *Ulva* durante más de dos décadas, afectando las actividades recreativas y económicas (turismo) de esta localidad. Se han sugerido muchas hipótesis para explicar este fenómeno en Algarrobo, pero las principales son: i) una alteración de las corrientes y tiempos de residencia de las aguas en la bahía, producto de la construcción de infraestructura costera y ii) cambios en las condiciones químicas del agua (concentraciones de nutrientes, materia orgánica) producidos por el emisario submarino de ESVAL ubicado en la parte centro-norte de la bahía. Ante la necesidad, planteada por la comunidad local, de entender mejor este fenómeno, en agosto de 2021 un grupo de investigadores de diversas universidades chilenas inició estudios para identificar las especies que componen las mareas verdes en Algarrobo, y para caracterizar las condiciones ecológicas, ambientales y oceanográficas de la bahía. El financiamiento para los estudios provino de los centros ANID Instituto Milenio SECOS, Centro de Investigación Oceanográfica COPAS-COASTAL, Centro Ecología Aplicada & Sustentabilidad CAPES y Núcleo Milenio NUTME, coordinados por el Observatorio de la Costa UC y la Estación Costera de Investigaciones Marinas UC.

El trabajo de identificación de las algas, basado en criterios morfológicos y marcadores moleculares específicos, permitió concluir que las mareas verdes en la Bahía de Algarrobo están compuestas por cinco especies del género *Ulva*: tres especies foliosas, *U. stenophylloides*, *U. uncialis* y *U. australis*, y dos especies tubulares, *U. compressa* y *U. aragoensis*. De estas

cinco especies, *U. stenophylloides* resultó ser la más dominante y persistente, presente durante todo el año. Aunque varias especies de *Ulva* son nativas en Chile, esta especie en particular no había sido descrita para nuestras costas, lo que sugiere que podría haber sido introducida a la bahía, pero su origen exacto es incierto pues las especies de *Ulva* no se pueden identificar usando la morfología como único criterio. Por otro lado, estudios de bio-refinería centrados en *U. stenophylloides* han demostrado el valor de la biomasa de esta alga en términos de biocompuestos con propiedades antioxidantes y alto contenido de oligosacáridos, abriendo la posibilidad de utilización sostenible de esta biomasa.

En los estudios de biodiversidad de la zona intermareal en Algarrobo, se observó una alta dominancia de *Ulva* spp. en playa Los Tubos, especialmente en la zona intermareal baja. La roca en este sector de la bahía es de tipo sedimentaria, bastante erosionable y contrasta con la roca granítica dura de todos los otros sitios de la costa central. En el sector Cofradía Norte, a tan solo 500 m de distancia, la abundancia de *Ulva* spp. fue mucho menor y con mayor variabilidad estacional. En sectores expuestos al oleaje, como Peña Blanca, afuera de la bahía hacia el sur, o moderadamente expuestos como Bora-Bora en la parte centro-norte de la bahía, la presencia de *Ulva* fue muy limitada. Esto indica que las mareas verdes continúan restringidas al sector sur de la Bahía de Algarrobo, sin indicación de que se hayan expandido hacia el sector norte de la bahía o fuera de ella.

Las comunidades de organismos intermareales en Los Tubos son distintas a las de otros sitios cercanos. Hay una alta diversidad de algas frondosas, y ausencia de algas pardas grandes como los huiros, o algas perennes dominantes que cubren mucho sustrato, como *Gelidium* sp. o *Codium bernabei*. Destaca la alta abundancia de moluscos gastrópodos como *Crepidatella dilatata* (filtrador semi sésil) y la lapa ramoneadora *Fissurella costata*. Sin embargo, hay ausencia de otras especies de lapas herbívoras que son comunes en otros sitios más expuestos al oleaje, como *F. crassa* y *F. limbata*, así como de erizos negros. La abundancia de

especies sésiles de tamaño grande y cuerpo rígido, como choritos y cirripedios, es bastante baja, lo que puede ser resultado de la alta erosión de la roca sedimentaria. En la zona submareal, *Ulva* se limita a profundidades de hasta 10 m, con mayor abundancia en verano y en fondos duros rodeados de arena y conchuela. La menor competencia en estos sustratos inundados periódicamente por arena (perturbación natural) parece favorecer el crecimiento de *Ulva*. Los estudios de batimetría de alta resolución con ecosonda y mediante buceo autónomo y video-registro, muestran que en la bahía predomina el sustrato arenoso y que no existe una barra de sedimentos o irregularidad batimétrica en el sector centro norte de la bahía. Es posible que la demostrada pérdida de arena de las playas de Algarrobo también haya afectado la zona de Playa Los Tubos, transformando fondos arenosos permanentes en fondos duros efímeros que favorecen a *Ulva*. Pero no existe información que permita evaluar esta hipótesis.

Respecto a las condiciones oceanográficas, nuestras mediciones muestran la presencia de aguas subsuperficiales de origen ecuatorial (AESS) al interior de la bahía desde fines de invierno y especialmente durante los meses de primavera y verano. Estas aguas son frías, ricas en nutrientes y pobres en oxígeno, y afloran a la superficie cuando se intensifican los vientos del sur, favorables a la surgencia costera. La estratificación térmica típica de primavera-verano, i.e. capa superficial más cálida separada por una termoclina estacional de una capa más fría en el fondo, es bastante débil en comparación a otras áreas costeras de la zona central. Esta estratificación débil se rompe cuando se intensifica la surgencia, que genera mezcla vertical y enfriamiento de toda la columna de agua en toda la bahía en cuestión de pocas horas. Es decir, frecuentemente durante primavera-verano la bahía es inundada por aguas subsuperficiales de surgencia en un lapso muy breve. En meses de invierno, se observa una columna de agua bien mezclada y con presencia de aguas subtárticas de menor densidad que las de origen ecuatorial, tal como ocurre en otros sitios de Chile central.

En términos de nutrientes, las concentraciones de nitratos, fosfatos y silicatos medidos directamente en aguas de la bahía fueron similares a las observadas en otros sectores costeros del litoral del centro y norte de Chile, como Las Cruces, Valparaíso, Curaumilla, Matanzas, Temblador y Huasco. Debido al proceso de afloramiento o surgencia costera que caracteriza toda la costa central, las concentraciones de nutrientes en aguas superficiales tienden a ser muy altas (con máximos sobre los 20-30 $\mu\text{mol/L}$), pero variables en el tiempo, especialmente en la escala sinóptica (2-7 días) y entre estaciones del año (mayores en primavera y verano). La variabilidad en concentración de nutrientes en el sector abierto de la bahía está fuertemente asociada a la intensificación de la surgencia costera mediada por el viento sur. En meses de invierno, los nutrientes son más estables en el tiempo y un poco más bajos que en primavera y verano, pero de todas maneras permanecen alrededor de 10-14 $\mu\text{mol/L}$ debido a procesos de mezcla y al menor consumo de nutrientes por parte del fitoplancton, debido a limitación lumínica. Se debe notar que estas concentraciones de nutrientes son naturalmente muy elevadas en comparación a muchas otras zonas costeras del planeta, pero similares a las observadas en otros sectores de la costa de Chile y en otras regiones de surgencia como las costas de California y Sudáfrica-Namibia.

Otros fenómenos naturales de alta frecuencia, que ocurren en escala de minutos a pocas horas, tales como las ondas internas, también pueden contribuir al transporte de nutrientes desde aguas profundas. En el caso de Algarrobo, se documentaron pulsos de agua fría asociados a ondas internas en el extremo sur de la bahía, pero no en el sector norte. Se desconoce el impacto de estos pulsos en el balance de nutrientes de la zona costera de la bahía de Algarrobo, pero en otras costas del mundo se ha demostrado que estimulan el crecimiento de algas verdes tipo *Ulva* que son capaces de capturar nutrientes de manera muy rápida.

No se observó un patrón espacial persistente en la concentración de nutrientes entre el norte y el sur de la bahía, ni tampoco un aumento en la concentración de éstos en los

muestreos realizados en zonas cercanas del emisario submarino. Estudios previos basados en muestras superficiales (1 m) tampoco mostraron una estructura espacial en concentración de nutrientes al interior de la bahía, y encontraron concentraciones menores que las registradas en nuestros estudios. A medida que la profundidad aumenta, desde la capa superficial de 1 m de profundidad hasta el fondo de la bahía a 40-65 m, la concentración de nitratos, nitritos y fosfatos aumenta rápidamente, alcanzando concentraciones máximas por debajo de los 25-35 m de profundidad. Los muestreos de urea y amonio tampoco mostraron un patrón de distribución espacial claro en la bahía, tanto en el eje horizontal como en profundidad. Ambas formas de nitrógeno presentaron una distribución espacial variable, sin indicios de influencia clara de fuentes puntuales, pero es necesario realizar más mediciones de estas dos formas de nutrientes para caracterizar con mayor resolución su distribución espacial y los cambios temporales que ésta pueda tener.

La relación entre la concentración de nutrientes en el agua y la biomasa fitoplantónica no es lineal y depende de múltiples factores, como las tasas de crecimiento y asimilación de nutrientes por parte del fitoplancton y macroalgas, la limitación por factores como las condiciones de luz, la temperatura, la tasa de mezcla vertical del agua, los flujos advectivos (corrientes) hacia mar afuera en la capa superficial (capa de Ekman), y el aporte de nutrientes alóctonos a través de emisarios, estuarios, aguas subterráneas y deposición atmosférica. Por lo tanto, no es posible inferir los niveles de nutrientes en el agua desde imágenes satelitales que estiman la concentración de clorofila superficial, que a su vez es un indicador de la biomasa fitoplancónica. Las concentraciones de nitrógeno, fósforo o silicio deben ser determinadas por mediciones *in situ*. En nuestros resultados al interior de la bahía, se ilustra la compleja y cambiante relación espacio-temporal entre la concentración de nitratos y los niveles de clorofila-a derivada de mediciones *in situ* de fluorescencia.

Un balance preliminar de los ingresos de nitrógeno a la Bahía de Algarrobo (expresados como gramos/día) sugiere que, en promedio, sobre el 98-99% de los aportes de nitrógeno total proviene de aguas más profundas movilizadas hacia la bahía por el proceso de surgencia costera (sobre todo en primavera-verano) o procesos de mezcla (en invierno). En meses de invierno, cuando la surgencia costera se debilita,

la columna de agua está bien mezclada con concentraciones relativamente altas de nutrientes gracias a la presencia de aguas subecuatoriales y los caudales del emisario también bajan a cerca de un tercio de los observados en verano, por lo que los aportes de nutrientes por el emisario permanecen muy por debajo de los aportes por procesos naturales.

Los experimentos realizados en terreno para estimar la tasa de crecimiento de *Ulva stenophylloides* en la Bahía de Algarrobo mostraron que las frondas pueden crecer entre un 9% y 121% de su peso húmedo en 24 horas, tanto en el sector sur (playa Los Tubos) como en el sector norte (Bora-Bora, más cercano a salida del emisario, pero a sólo 3 m de profundidad). El crecimiento fue rápido en ambos puntos de la bahía, pero significativamente mayor en el sector Los Tubos que en el sector Bora-Bora. Aportes de aguas frías asociados con ondas internas, que ocurren en escala de minutos en el extremo sur de la Bahía, pero que no se detectan en el centro o extremo norte, pueden favorecer un mayor crecimiento de *Ulva* en el sector sur. Pese a que en experimentos de incubación con isótopos estables y agua recolectada cerca del emisario se observó que estas aguas tienen el potencial de estimular el crecimiento de las algas, no se detectó un incremento significativo en el crecimiento de las algas en puntos de la costa más cercanos al punto de evacuación del emisario submarino.

Los estudios sobre metales en el agua de mar indicaron que, en general, la Bahía de Algarrobo presenta valores por debajo de las normas nacionales e internacionales. Sin embargo, en una de las campañas se registraron concentraciones elevadas de cobre en Playa Los Tubos, lo que sugiere la necesidad de estudios adicionales para evaluar posibles fuentes de contaminación y su persistencia. El análisis de los datos ambientales recolectados entre 2017 y 2022 por el Plan de Vigilancia Ambiental (PVA) del emisario Submarino de ESVAL, reveló que las concentraciones de metales no superan la norma nacional establecida por el D.S. 90. Los valores de aceites y grasas en la columna de agua fueron particularmente altos en 2017 (ca. 100 mg/L), pero se han reducido a valores por debajo de 20 mg/L desde entonces. Las mediciones de nutrientes del PVA siguen los protocolos habituales de los monitoreos ambientales, pero no son directamente comparables con las mediciones de estudios oceanográficos. Los valores de nitrógeno como Nitrógeno

Total Kjeldahl (NKT), que mide nitrógeno orgánico total más amonio, no presentan tendencias temporales claras que sugieran aumento o disminución sostenida en el tiempo. Los valores de fósforo total fueron variables entre muestras, pero tampoco evidencian tendencia temporal sostenida. En reuniones con autoridades sanitarias, marítima y representantes de ESVAL los investigadores hicieron llegar un plan de PVA que modifica el monitoreo para conectarlo de mejor manera con potenciales impactos ambientales. Se debe notar que los caudales máximos en el efluente del emisario son variables en el año y se han mantenido por debajo del caudal máximo de diseño, pero han ido aumentando significativamente desde 2017 a 2022, por lo que se sugieren estudios de proyección de estos caudales para los próximos años.

Las corrientes medidas en el centro de la bahía a los 25m de profundidad son moderadas y bastante 'isotrópicas', es decir las corrientes no tienen una dirección predominante, con velocidades similares tanto a lo largo de la costa como en el eje perpendicular a la línea de costa. Además, en general no presentan grandes cambios en la dirección de la corriente en función de la profundidad, sino que la columna de agua se mueve de manera bastante homogénea. Las mareas tienen una baja influencia en la circulación de la bahía (i.e. las corrientes de marea son débiles) y las corrientes hacia el suroeste se intensifican cuando disminuyen los vientos de surgencia o aumentan los vientos no favorables a la surgencia.

Estudios de modelación de alta resolución usando el modelo Delft3D permiten dilucidar el potencial impacto que ha tenido el cierre del sector Cofradía Náutica por el espigón que une la costa con el Islote Pájaro Niño y que fuera construido en 1978. A falta de datos de circulación y oleaje anteriores a la construcción del espigón, se modelaron escenarios para condiciones de oleaje característico de distintas épocas del año, con y sin la intervención producida por el espigón. Los resultados preliminares muestran que el espigón no ha tenido impactos apreciables en la propagación, o en la altura significativa del oleaje al interior de la Bahía Algarrobo, principalmente debido a la protección que proporciona la punta Peñablanca frente al oleaje proveniente del sur y suroeste. Sin embargo, los resultados también sugieren que el espigón ha alterado levemente los patrones de transporte de sedimentos a lo largo de la costa y en el sector Cofradía, atenuando la morfodinámica de las playas del sector sur de la

bahía. Estos resultados deben contextualizarse con estudios de los cambios en los aportes de sedimentos producidos por el cierre de los estuarios.

En conclusión, si bien el emisario submarino genera contaminación de las aguas en un volumen alrededor del punto de emisión, actualmente no existe evidencia de que el emisario sea responsable de las altas biomassas de *Ulva* y otras algas que conforman las mareas verdes de Algarrobo. Los aportes naturales de nutrientes a la bahía superan por un amplio margen los niveles mínimos requeridos para sostener la alta biomasa de estas algas.

La persistencia y alta biomasa de las mareas verdes en el sector Playa Los Tubos, luego de su posible introducción desde otros puntos del país, estaría asociada principalmente a las condiciones locales naturales y la degradación de 'controles ecológicos': a) sustrato duro en submareal somero que es inundado periódicamente por arena y conchuela, lo que impide el crecimiento y ocupación del sustrato por otras especies competidoras dominantes, como huiros y choritos, b) sustrato sedimentario altamente erosionable en las plataformas intermareales que impide, o al menos disminuye, el establecimiento de organismos grandes y/o de plan corporal rígido y favorece especies de crecimiento rápido, c) ausencia de herbívoros grandes que son comunes en zonas expuestas al oleaje (lapas grandes, erizos, algunos peces), posiblemente como resultado de acción antrópica, los que pueden de otra manera ayudar a mantener las algas verdes bajo control.

Esperamos que la información incluida en este informe sirva como un insumo basado en ciencia para iniciar procesos de diálogo deliberativo sobre las mareas verdes en Algarrobo. Esta información también representa un punto de partida para actores interesados en avanzar en el conocimiento y desarrollar futuras investigaciones en torno a este fenómeno. El estudio revela la necesidad e importancia de iniciar procesos de monitoreo constante entre instituciones públicas, privadas y académicas en beneficio de la sustentabilidad y el bienestar de las localidades costeras.

Finalmente, en este informe se realizan recomendaciones generales y específicas basadas en los resultados obtenidos hasta ahora, y orientadas a mejorar el manejo y gestión de los eventos de marea verde en la Bahía de Algarrobo.



2. INTRODUCCIÓN GENERAL



Introducción General

Las floraciones de macroalgas verdes, también llamadas 'mareas verdes', son el resultado de crecimiento de macroalgas que crecen rápidamente adheridas a sustrato duro, y luego se desprenden del sustrato o liberan fragmentos de sus frondas a la columna de agua, donde son transportadas por las corrientes. A menudo esta biomasa algal termina varada en la zona costera, cubriendo desde unas pocas decenas de metros hasta cientos de kilómetros (Ren et al. 2024). Este fenómeno se conoce desde hace más de 100 años, pero en las últimas décadas se ha vuelto cada vez más recurrente en muchas costas del mundo (Ye et al. 2011, Joniver et al. 2021). El género *Ulva* es un grupo dominante en las mareas verdes, pero otros géneros, como *Cladophora*, *Codium* y *Spyrogyra*, también forman mareas verdes, las que pueden tener características un tanto distintas a las floraciones de *Ulva* (Teichberg et al. 2010, Ye et al. 2011, Gladyshev y Gubelit 2019). Otros grupos de algas (pardas y rojas) también forman mareas floraciones masivas. En Bretaña, Francia, y el Mar Amarillo, China, floraciones extensas de *Ulva* spp. han provocado enormes pérdidas económicas, con efectos negativos sobre el turismo, la biodiversidad marina y las industrias costeras (Charlier et al. 2008, Liu et al. 2009).

La ocurrencia de mareas verdes masivas ha estado típicamente asociada con regiones donde las concentraciones de nutrientes se han incrementado desde niveles y/o condiciones oligotróficas o mesotróficas (i.e., comparativamente bajas concentraciones) a condiciones eutróficas; esto debido principalmente al enriquecimiento por nutrientes derivados de la actividad humana. Este patrón es evidente en lugares como Bretaña, el Mar Amarillo y el Mar Báltico. Históricamente, estas regiones tenían niveles de nutrientes comparativamente bajos, pero la escorrentía desde zonas agrícolas, la descarga de aguas residuales urbanas a ríos y las actividades industriales han incrementado significativamente la disponibilidad de nutrientes, particularmente de nitrógeno y fósforo (Liu et al. 2009, Teichberg et al. 2010, Li et al. 2017). Aunque parece evidente que en estas regiones el enriquecimiento natural o antropogénico de nutrientes está involucrado en la mantención de la alta biomasa algal, las causas inmediatas de las floraciones son mucho más

complejas, e incluyen múltiples factores, como el aumento de la temperatura y metales pesados, la alteración de la disponibilidad de sustrato duro (ej. modificación de hábitats por la acuicultura y muros de protección), así como la degradación general de los ecosistemas, incluyendo la remoción de herbívoros y competidores naturales, que ha liberado de control a muchas especies 'pestes' de rápido crecimiento, tales como *Ulva* (Valiela et al. 1997, Lotze y Worm 2002, Liu et al. 2009, Smetacek y Zingone 2013, Rybak y Gabka 2018, Joniver et al. 2021, Ren et al. 2024).

Ciertamente, las mareas verdes ocurren también en muchos entornos oligotróficos en distintos mares del mundo, ya que una de las características de las especies de *Ulva* es una muy alta eficiencia en la absorción de nutrientes a concentraciones muy bajas ($\text{NO}_3 < 1 \mu\text{mol/L}$) (Taylor y Rees 1999, Cohen y Fong 2006, Teichberg et al. 2010, Luo et al. 2012). Por lo tanto, el enriquecimiento de nutrientes en zonas históricamente oligotróficas no puede por sí solo explicar la proliferación masiva de mareas verdes, ni puede informar planes de mitigación, sin información ecológica complementaria y otros factores ambientales, físicos y biológicos, que pueden limitar su abundancia (Smetacek y Zingone 2013, Joniver et al. 2021). En otras palabras, al simplemente disminuir los nutrientes no se eliminará el problema de mareas verdes.

En el sector suroeste de la Bahía de Algarrobo en la costa de Chile central ocurren mareas verdes correspondiente a algas del género *Ulva* desde hace al menos dos décadas, las que han causado un significativo perjuicio sobre el uso recreativo de la playa y han generado importantes impactos económicos, tanto para la I. Municipalidad de Algarrobo como para comerciantes locales y la comunidad en general (Tabla II.1). Afortunadamente, durante estas décadas las mareas verdes se han mantenido relativamente confinadas al sector sur-centro de la Bahía (sector Cofradía, Playa Los Tubos y Playa Caleta), y no se han expandido de manera significativa a las playas del centro y norte.

Tabla II.1. Biomasa de alga verde removida por la I. Municipalidad de Algarrobo entre 2020-2023. Fuente= Dirección Medio ambiente, aseo y ornato, I. Municipalidad de Algarrobo.

AÑO	BIOMASA DE ALGA HÚMEDA REMOVIDA
2023	113 ton
2022	94 m ³
2021	245 m ³
2020	315 m ³

El desconocimiento sobre los factores y mecanismos que han gatillado y que mantienen estas mareas verdes, y sobre las condiciones ambientales, oceanográficas y ecológicas de la Bahía de Algarrobo, han alimentado importantes conflictos entre los vecinos y los usuarios del sector costero. Se han propuesto varias medidas potenciales de mitigación, pero sin base de información científica. Entre los factores causantes de las mareas verdes se han mencionado recurrentemente: a) la introducción de especies de *Ulva* por parte de los pescadores hace más de dos décadas, b) el cierre entre el Islote Pájaro Niño y el borde costero por parte de la Cofradía Náutica del Pacífico hace más de 40 años, lo que habría alterado las corrientes y, especialmente c) la presencia del Emisario Submarino de aguas servidas de ESVAL en el sector centro-norte de la Bahía. En la Tabla II.2. Se presenta el listado de hipótesis planteadas por los vecinos y autoridades locales. Es en este contexto que vecinos del sector, organizaciones ciudadanas no-gubernamentales, la directiva del Comité Ambiental Comunal (CAC) de Algarrobo y autoridades de la I. Municipalidad de Algarrobo, solicitaron en diversas ocasiones asistencia técnica a la Estación Costera de Investigaciones Marinas (ECIM-UC) y al Observatorio de la Costa de la Pontificia Universidad Católica de Chile.



Tabla II.2. Listado de los potenciales factores que pueden haber gatillado y/o favorecido el establecimiento y crecimiento de las algas verdes en el sector sur de la Bahía de Algarrobo, de acuerdo a documento de la I. Municipalidad de Algarrobo (Inostroza, 2012) y conversaciones con vecinos de la comunidad.

TIPO DE FACTOR	HIPÓTESIS (POTENCIALES CAUSAS) PROPUESTAS POR LA COMUNIDAD	DESCRIPCIÓN
Contaminación por Emisario Submarino ESVAL	Descargas de aguas residuales sin tratamiento	El emisario submarino descarga aguas residuales domésticas sin tratamiento secundario, lo que supuestamente introduce una alta carga de nutrientes que favorecen la proliferación de <i>Ulva</i> spp.
Otras Fuentes de Contaminantes	Desagües ilegales domésticos (casas no conectadas a red ES- VAL) y desechos de pesca	Desagües o descargas domésticas ilegales y desechos procedidos de la pesca que se lanzan al mar aportarían nutrientes que podrían favorecer el crecimiento de <i>Ulva</i> spp.
'Natural': Escorrentía	Aportes de cursos de agua dulce	Los esteros que ocasionalmente descargan agua dulce en la bahía luego de lluvias intensas, podrían estar introduciendo nutrientes y contaminantes en el sistema marino costero.
Especie Introducida	Introducción de una especie de alga verde exótica	Es posible que el alga verde que produce las floraciones haya sido introducida accidentalmente por pescadores que habrían apoyado en la bahía erizos u otros recursos traídos del sur (las especies de algas verdes tienden a ser especies 'oportunistas')
'Natural': ácido úrico en guano de Pájaros	Escorrimento de ácido úrico y guano desde Islote Pájaro Niño	El guano de la numerosa población de pelícanos, gaviotas, pingüinos y otras aves en el Islote Pájaro Niño podría estar contribuyendo con nutrientes adicionales al agua de la Bahía (ácido úrico que se transforma en amonio y nitratos en agua de mar).
Alteración de las Corrientes costeras	Construcción de molo de abrigo y piedraplén por Cofradía Náutica del Pacífico	La construcción en 1978 del molo de abrigo para la Cofradía Náutica habría alterado las corrientes costeras, favoreciendo la retención en el sector cofradía-Los Tubos y así el crecimiento de <i>Ulva</i> spp.
Pérdida del 'control natural' por parte de herbívoros	Ausencia de herbívoros grandes en la bahía ha reducido la her- bivoría	La reducción de la biomasa de herbívoros (lapas, erizos, peces), principalmente por acción antrópica, ha liberado de controles naturales a las algas verdes
Antrópico-Climático de gran escala: intensificación de la surgencia costera	El aumento en la intensidad de la surgencia costera, asociado a cambio climático, ha producido mayores concentraciones de nutrientes en la costa	Se ha demostrado el aumento en la intensidad de surgencia costera, asociada a la intensificación del Anticiclón del Pacífico Sur como resultado aparentemente de Cambio Climático. Lo que se traduce en mayor disponibilidad de nutrientes en la costa.

En Agosto de 2021, los directores de ECIM y Observatorio de la Costa, junto a los directores e investigadores de los centros de investigación: Instituto Milenio en Socio-Ecología Costera (SECOS), Centro de Investigación Oceanográfica COPAS-Coastal, Núcleo Milenio para la Ecología y Conservación de Arrecifes Mesofóticos Templados (NUTME) y el Centro de Ecología Aplicada y Biodiversidad (CAPES), que agrupan a destacados investigadores pertenecientes a la Universidad Católica de Chile, Universidad de Concepción, Universidad del Bío-Bío, Universidad Andrés Bello, Universidad Católica de la Santísima Concepción y Universidad del Maule, acordaron frente a autoridades municipales y el CAC comunal Algarrobo, “desarrollar trabajos de investigación para mejorar el conocimiento científico de la Bahía de Algarrobo, incluyendo ecología costera, oceanografía, y condiciones ambientales, que permitan entender mejor el fenómeno de mareas verdes, e informar potenciales medidas de mitigación”. Ciertamente, lo que compete a las universidades y centros de investigación no es “solucionar” el problema ambiental, sino que es generar información científica de calidad que facilite e informe decisiones y estrategias para abordar estos problemas de naturaleza compleja, tales como las mareas verdes y otros. El financiamiento para horas de personal técnico y estudiantes, equipamiento oceanográfico, embarcaciones, y gastos de operación para campañas de terreno, análisis de muestras ambientales, etc., fue generosamente provisto por estos centros de investigación. Aquí es importante considerar que el financiamiento para investigación en Chile proviene casi exclusivamente de fondos competitivos de agencias del Estado (primariamente ANID y CORFO). Estos son concursos abiertos que tienen tasas de aprobación (éxito en postulación) de entre 15-20%, con tiempos de evaluación de alrededor de un año. Por ello, las instituciones universitarias

no pueden de *motu proprio* responder a problemas ambientales. El financiamiento generosamente otorgado por los centros de investigación mencionados, permitió entonces generar una gran cantidad de conocimiento e información de alto nivel científico, previamente inexistente para este sector de la costa de Chile. Aquí resumimos los principales resultados y análisis de estos estudios y realizamos algunas recomendaciones generales, primariamente, en relación a las mareas verdes. Este conocimiento científico proveerá el contexto fundamental para muchos temas ambientales y fenómenos climáticos que afectan el territorio y nuestros ecosistemas costeros. Podemos decir de manera responsable que en tan sólo 3 años la Bahía de Algarrobo ha acumulado una cantidad substancial de estudios de alta calidad que sin dudas serán de utilidad para entes reguladores.

Antes de entregar los resultados específicos de los estudios, es de suma importancia proveer muy brevemente el contexto sobre los ecosistemas marinos costeros de Chile central, especialmente porque una inmensa mayoría de la población del país desconoce sus características y procesos que los definen. La desinformación solamente dificulta la interpretación y comprensión de los grandes problemas ambientales a los que, como país litoral, estamos enfrentados en esta época de cambios globales. Afortunadamente, desde hace más de tres décadas existe una rica y vibrante comunidad de biólogos/gas, oceanógrafos/fas, ecólogos/gas marinas de muy alto nivel, cuyo trabajo ha permitido generar un conocimiento muy sólido del océano costero chileno y sus ecosistemas. Muy distinto es que el país no cuente con las reparticiones del Estado ni financiamiento necesario que permitan la observación y monitoreo permanente e integrado del océano costero, como ocurre en países desarrollados. Esta es ciertamente una gran falencia como país.

Contexto:

Ecosistema Marinos Costeros de Surgencia

La costa de Chile al norte de los ca. 40°S y la mayor parte de la costa de Perú, a lo largo del sistema de corrientes de Humboldt, corresponde a uno de los cuatro grandes ecosistemas de surgencia costera de borde oriental del mundo, conocidos genéricamente como EBUS, del inglés Eastern Boundary Upwelling Systems. Los otros EBUS son el de la corriente de California en la costa occidental de Estados Unidos, el de Canarias en España y Portugal, y el de la corriente de Benguela en Sudáfrica y Namibia. La productividad de los EBUS es muy alta y sustenta muchas de las principales pesquerías industriales y costeras del mundo, aportando de forma desproporcionada, en relación a su pequeña superficie, a los desembarques de peces, mariscos y algas que llegan a los puertos de todo el planeta (Cury et al., 2000, 2004, 2008, FAO 2020, Castilla 1997, 2010, Bustamante y Castilla 1987, Botsford et al. 1997, Chávez y Messié 2009). En lo que respecta a pesquerías artesanales o costeras, Chile ocupa el primer lugar en Latino América, por sobre Perú, que lidera desembarques industriales, y muy lejos de todos los otros países de la región (FAO 2024). Esta alta productividad secundaria es mantenida por una alta productividad primaria del fitoplancton y de macroalgas bentónicas (fijas al fondo

marino), las que son consumidas e ingresada a las tramas tróficas bentónicas y pelágicas (en la columna de agua). Altas tasas de fijación de carbono por el proceso de fotosíntesis resultan de las altas concentraciones de nitratos y fosfatos en aguas costeras. Para sostener este ecosistema y sus servicios es necesario entonces un alto aporte nutricional, que es entregado mediante el mecanismo de surgencia costera, del cual se proviene el nombre de EBUS. La surgencia o también llamada afloramiento, es el ascenso a la superficie de aguas frías y ricas en nutrientes que normalmente se encuentran entre 50 y 300 m de profundidad y que ocurre cuando se intensifica el viento en dirección al ecuador (viento sur). Este afloramiento de aguas frías ocurre a lo largo de decenas a cientos de kilómetros de costa (Figura II.1), desplazando la capa superficial hacia mar abierto (Figura II.1). Los flujos de surgencia son de tal magnitud que generalmente se miden en Sverdrups (Sv), equivalentes a un millón de metros cúbicos de agua por segundo, y el agua fría que aflora en la costa se dispersa decenas de kilómetros mar afuera a medida que se va calentando y sus nutrientes son consumidos por el fitoplancton. Este enorme volumen de aguas frías en la costa es claramente visible en imágenes de satélite.

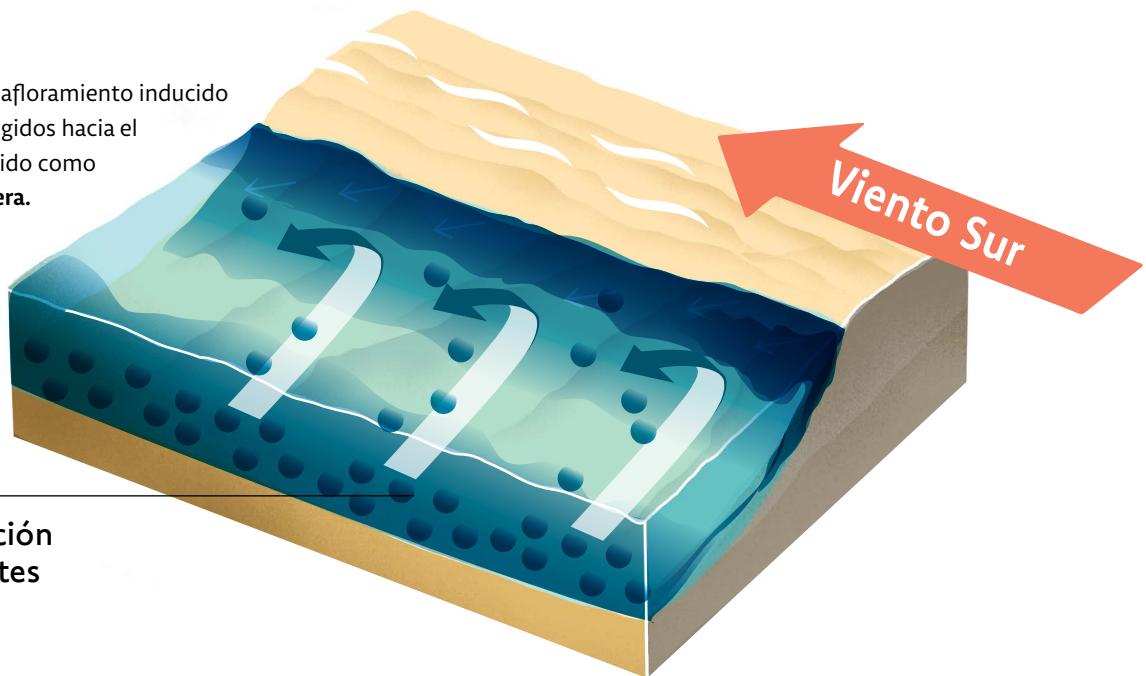
REGIONES EBUS



Verano

Mecanismo de afloramiento inducido por vientos dirigidos hacia el ecuador, conocido como **surgencia costera**.

Alta concentración de nutrientes



Invierno

Condiciones de viento y mezcla predominantes en meses de invierno

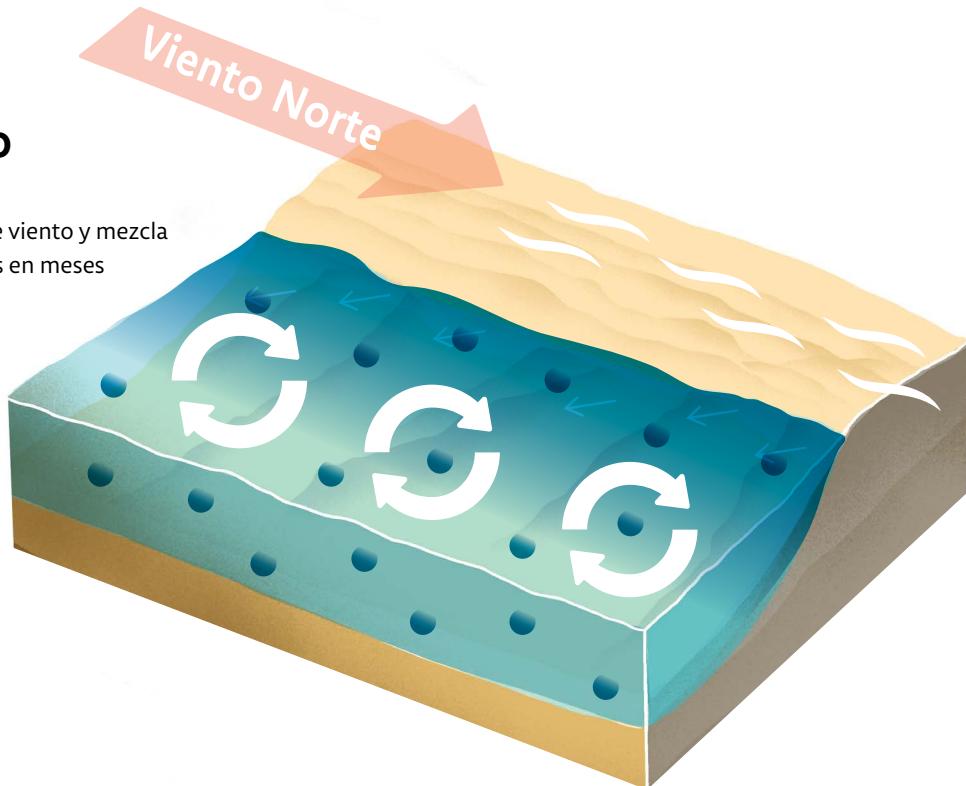


Figura II.1. Condiciones típicas del océano costero en la zona central de Chile.

Al ocurrir la surgencia, los nutrientes acumulados en aguas subsuperficiales de origen ecuatorial (aguas ecuatoriales subsuperficiales o AEES en el caso de Chile) llegan a la capa superficial del océano costero, principalmente durante la primavera y el verano que es cuando se intensifican los vientos provenientes del sur y suroeste. Al llegar los nutrientes a la capa fótica (iluminada) del océano, favorecen una mayor actividad fotosintética que alimenta las redes tróficas costeras. En el contexto de una bahía, la surgencia tiene un impacto significativo en la productividad biológica al inyectar lateral y verticalmente masas de agua con nutrientes esenciales, como nitratos y fosfatos, que estimulan el crecimiento del fitoplancton, impulsando la abundancia de peces y otros organismos marinos (Chávez y Messié 2009, Botsford et al. 2009, Thiel et al. 2007).

Las concentraciones promedio de nitratos en aguas subsuperficiales costeras pueden llegar hasta $\sim 35 \mu\text{mol/L}$ en primavera-verano, y en la superficie se mantiene una concentración variable debido a la interacción entre procesos físicos (corrientes) y biológicos (consumo y asimilación por parte de macro y microalgas, así como la producción de nitrato por descomposición de materia orgánica). Si el ingreso total de nutrientes - por corrientes (surgencia), por descomposición de materia orgánica y otras fuentes- supera el egreso y/o consumo se produce una acumulación neta de nutrientes en la bahía. En invierno, cuando la columna de agua está bien mezclada, las concentraciones de nitratos se mantienen entre $6-12 \mu\text{mol/L}$ (Nielsen y Navarrete 2004, Wieters 2005, Aguirre et al. 2018, Farias y de la Maza 2024). Todos los macronutrientes (nitrato, fosfato, silicato) fluctúan ampliamente en escalas estacionales, en la escala sinóptica (días) y también en alta frecuencia (horas, minutos, Nielsen y Navarrete 2004, ver Resultados). En la zona intermareal y en el submareal somero, las concentraciones de nutrientes permiten alta biomasa de grandes algas pardas y corticadas, muchas de las cuales son explotadas comercialmente (Santelices 1989, Vásquez 2016, Bularz et al. 2022, Carranza et al. 2024). Las macroalgas bentónicas (adheridas al fondo), no se desplazan con las masas de agua y por ello captan los nutrientes cuando éstos surgen cercanos a la costa y pueden ocasionalmente competir con el fitoplancton por acceso a esos nutrientes. Es en este contexto de concentraciones de nutrientes muy altas y fluctuantes, producto de forzantes naturales, que debemos evaluar el potencial sobre-enriquecimiento antrópico de las aguas costeras. También es importante notar que las concentraciones de

nitrato y fosfato se relacionan estrechamente y de manera inversa con la temperatura, lo que lleva a relaciones inversas entre la temperatura del agua y las tasas de crecimiento y biomasa de algas bentónicas (Nielsen y Navarrete 2004, Wieters 2005, Pérez-Mayorga et al. 2011). Este patrón inverso relacionado con la temperatura en todos los EBUS y en muchas otras zonas costeras del mundo, contrasta con la noción común que en condiciones naturales o 'normales' el aumento de la temperatura determina un mayor crecimiento de algas, incluidas *Ulva*.

También es importante destacar que no es posible estimar concentraciones de macronutrientes en sistemas de surgencia a partir de la concentración de clorofila superficial estimada desde imágenes de satélite, independientemente de su resolución espacial. Hasta el día de hoy, no se han desarrollado productos o algoritmos que permitan medir o estimar concentraciones de nutrientes directamente desde satélites, o desde imágenes aéreas en ningún océano costero abierto del mundo, y menos para sistemas de surgencia, en donde la fluctuación temporal ocurre en escala de minutos a horas y los sensores satelitales de color del océano pasan, en el mejor de los casos, dos veces al día sobre cada punto del planeta.

El tiempo de residencia de las aguas cerca de la costa es muy variable tanto espacial como temporalmente. A medida que aguas con nutrientes se exponen a la luz solar, los nutrientes son absorbidos por organismos fotosintéticos y convertidos en biomasa, la cual puede estimarse como concentración de clorofila-a a partir de la información generada por espectro-radiómetros satelitales. Las tasas de 'consumo' de nutrientes por parte del fitoplancton varían entre especies, la radiación solar incidente, la disponibilidad de otros nutrientes limitantes, y la herbivoría por zooplancton (Morales et al. 2001, 2009, 2013). Además, y tal como mostramos en nuestros estudios en Algarrobo, la concentración de nutrientes es siempre mucho mayor en aguas subsuperficiales, con un marcado descenso hacia la superficie producto del consumo de nutrientes por parte del fitoplancton. Por último, a escalas de entre cientos metros a pocos kilómetros en la frontera impuesta por la costa, la relación entre concentración de nutrientes y biomasa fitoplanctónica es inversa, ya que generalmente las velocidades de advección superan las tasas de consumo de nutrientes (Graham y Largier 1997, Wieters et al. 2003, Largier 2020).

Contexto:

Características Geomorfológicas de la Bahía

La Bahía de Algarrobo corresponde a una bahía pequeña a mediana orientada hacia el norte, lo que le brinda protección del oleaje predominante, que viene del sur durante la mayor parte del año. Su orientación contrasta con la Bahía de Cartagena, 20 kilómetros al sur, que está orientada hacia el sur y es mucho más expuesta al oleaje. Gracias a estas condiciones, la Bahía de Algarrobo es el único lugar en la costa central que ofrece condiciones ideales para deportes náuticos. La orientación de la Bahía también influencia el grado de exposición a aguas frías de surgencia y el tipo de circulación dominante (Largier 2020).

Las formaciones rocosas del intermareal y submareal somero de la Bahía de Algarrobo son especialmente interesantes y bastante únicas en el país. Mientras el borde sur, en el sector Cofradía e Islote Pájaro Niño está conformado principalmente por roca granítica ígnea similar a otros sitios de Chile central, en el sector Playa Los Tubos y hasta Playa Caleta de Pescadores se encuentra una gran formación de roca sedimentaria del Cretácico Superior (sector Caleta Pescadores) y del Eoceno (sector Playa Los Tubos). Estas plataformas albergan un patrimonio paleontológico inigualable y único en Chile, que incluye restos de plesiosaurios, mesosauros, nautilus, ammonites, gastrópodos, rayas, tortugas, tiburones y crustáceos (Otero 2025). Aunque los fósiles están protegidos por ley, su estado de conservación y protección real es muy precario y debe mejorarse a la brevedad.

Avanzando hacia el norte, la roca sedimentaria cede a roca granítica y luego a extensas playas de arena que dominan la zona costera hasta la punta rocosa del sector Mirasol. La zona submareal somera de la bahía ha sido descrita por Henríquez (2018) mediante buceo y videos, y muestra que el sustrato rocoso consolidado es escaso, con fondos dominados por cantos rodados, bolones, conchilla y arena. En el sector submareal de la playa Los Tubos, donde se encuentra el foco de algas del género *Ulva*, el sustrato es una mezcla de plataformas rocosas, arena, conchilla y bolones que son cubiertos periódicamente por arena.

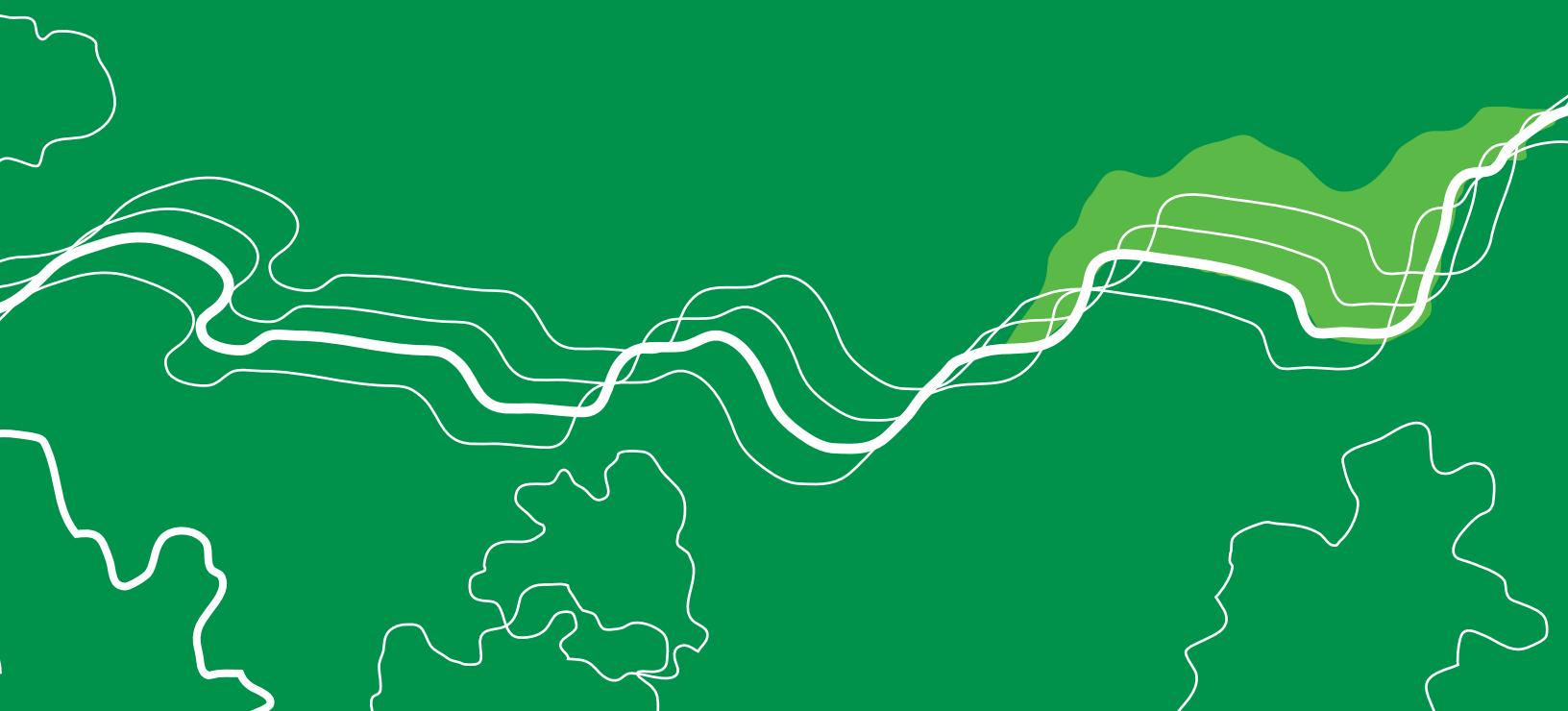
TABLA II.3. Tipo de fondo, como superficie y porcentaje del total en la rada de Algarrobo, estimados mediante buceo prospectivo por Henríquez (2018).

TIPO DE FONDO	SUPERFICIE (HA)	PORCENTAJE
Roca	61.746	18.2
Bolón y Cantos Rodados	136.654	40.4
Arena	140.000	41.4
Total	338.400	100

La batimetría y tipo de fondo ha sido caracterizada mediante buceos puntuales prospectivos por Henríquez (2018) y mediante transectos con ecosonda desde embarcaciones menores por ECIM (embarcación Ilan). La resolución espacial de los sondajes de profundidad es variable, entre 10-20 m en algunos sectores costeros a 40-50 m en otros sectores, y desde los 4-5 m de profundidad hasta los ca. 90 m. Esto ha permitido un levantamiento batimétrico detallado de la Bahía, que excede por mucho la resolución actual de todas las bases de datos globales (GEBCO, GeoTop) y de las cartas de acercamiento del SHOA. Es importante notar que en ninguna de estas mediciones con ecosonda, o en los buceos encargados por la Municipalidad de Algarrobo (Henríquez 2018), o en nuestros propios buceos, se ha detectado la presencia de anomalías batimétricas o alguna acumulación inusual de sedimentos submarinos que puedan asociarse a fenómenos antrópicos de gran escala o al Emisario Submarino de Algarrobo.



3. RESUMEN DE RESULTADOS DE LOS ESTUDIOS CIENTÍFICOS



3.1 Especies del género *Ulva* presentes en las mareas verdes

AUTORES

MJaviera Mutizabal-Aros, María Eliana Ramírez, Pilar A. Haye, Andrés Meynard, Benjamín Pinilla-Rojas, Alejandra Núñez, Nicolás Latorre-Padilla, Francesca V. Search, Fabian J. Tapia, Gonzalo S. Saldías, Sergio A. Navarrete and Loretto Contreras-Porcia.

Nuestro primer foco de estudio fue caracterizar las especies que conforman las mareas verdes de Algarrobo. Análisis de taxonomía tradicional y herramientas moleculares permitieron establecer que 5 especies del género *Ulva* se encuentran en

las mareas verdes, tres especies foliosas (frondas): *U. stenophylloides*, *U. uncialis*, *U. australis*, y dos especies tubulares (filamentosas): *U. compressa* y *U. aragoensis* [Figura III.1].

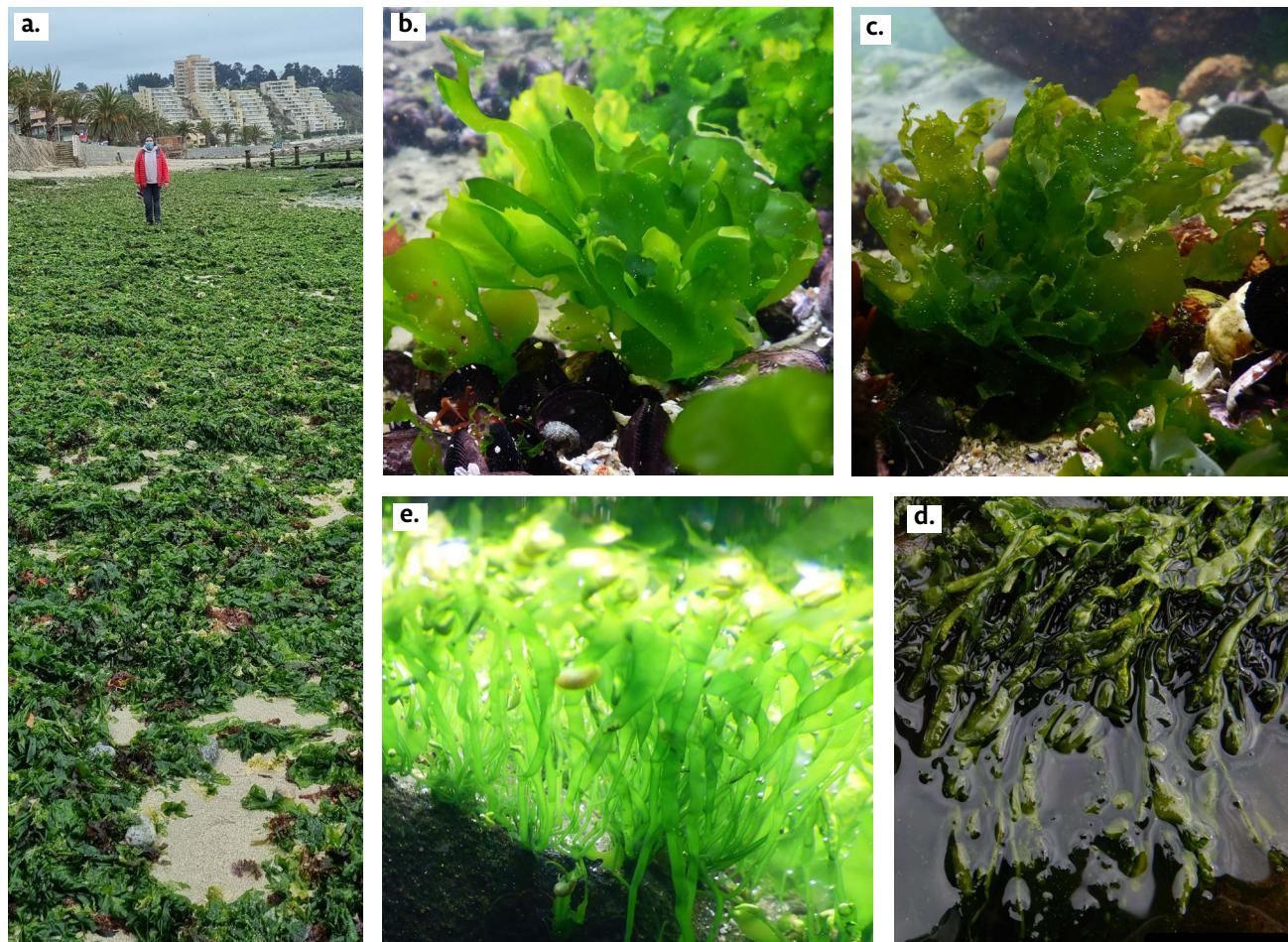


FIGURA. III.1. Mareas verdes en Algarrobo (a) y hábito (conformación de la planta) de las especies de *Ulva* en plataformas sedimentarias de Playa Los Tubos, Bahía de Algarrobo: (b) *U. stenophylloides*, (c) *U. uncialis*, (d) *U. compressa*, (e) *U. aragoensis*. Figura tomada de Mutizabal-Aros et al., 2024. Plants 13:1258. doi:10.3390/plants13091258

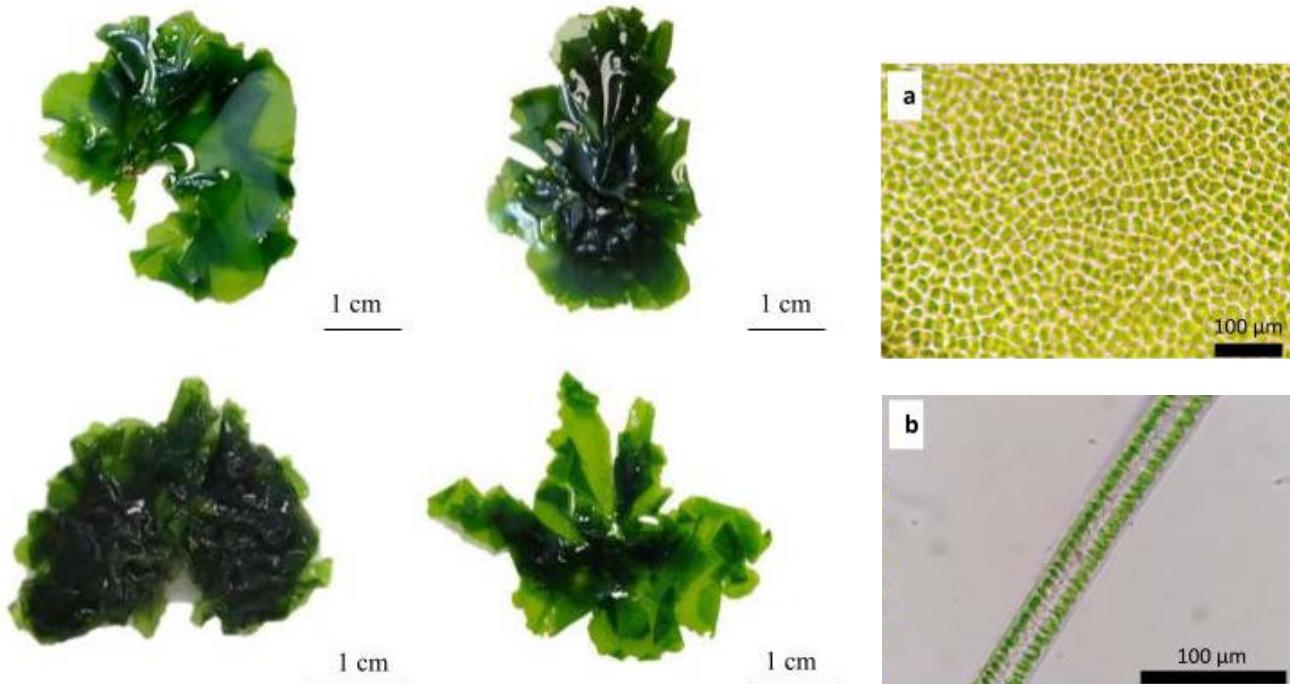
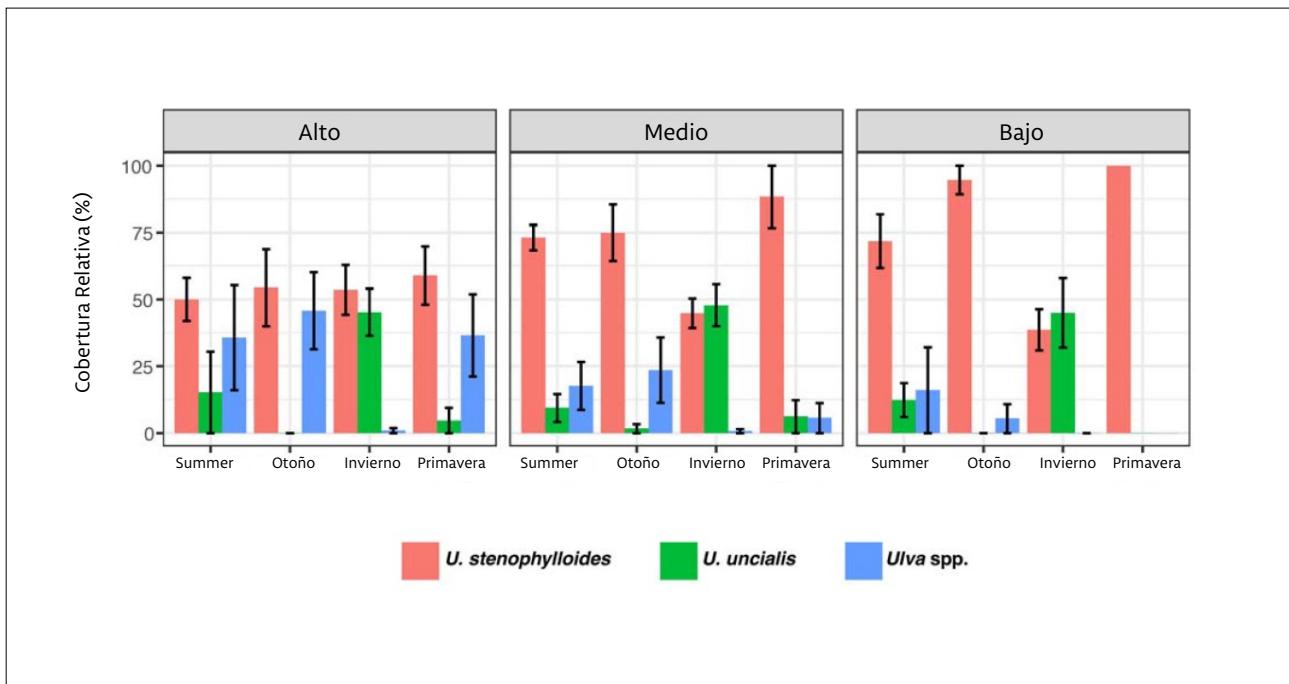


FIGURA III.2. Panel superior muestra la variación morfológica de la frondas de *Ulva stenophylloides*. Abajo se muestra una foto de la superficie (a) y una sección transversal (b) de la fronda de *U. stenophylloides*. Figura tomada de Mutizabal-Aros et al., 2024. Plants 13:1258.

De estas especies, *U. stenophylloides* fue la más dominante en abundancia a través de la zona intermareal en plataformas de la Playa Los Tubos y la más persistente a través de las estaciones del año (Mutizabal-Aros et al. 2024) [Figura III.3]. Esta especie no había sido reportada anteriormente para Chile y solamente existen reportes para Australia, Nueva Zelanda y Sudáfrica. Lamentablemente, no es posible identificar con certeza las especies de *Ulva* con base en atributos externos únicamente, por lo que no se puede determinar si esta especie es exótica, o bien estaba presente desde

mucho antes (posiblemente nativa) pero nunca había sido identificada. También mostramos de manera preliminar, que las distintas especies de *Ulva* presentes en Algarrobo podrían tener respuestas levemente distintas a condiciones ambientales, lo que probablemente les permite persistir como conjunto en altas abundancias durante todo el año (Mutizabal-Aros et al., 2024). Ciertamente, una característica de las mareas verdes de Algarrobo es que están presentes durante todo el año, lo que es poco común en las mareas verdes del mundo (Joniver et al. 2021).



Los hallazgos de este trabajo dejan abierta la posibilidad de que el origen de las mareas verdes hace poco más de dos décadas haya sido producto de una introducción de *Ulva stenophylloides* desde otro lugar del país o desde otras costas del mundo.

La principal recomendación es desarrollar protocolos de prevención a la introducción de especies de *Ulva* desde Algarrobo a otras costas del país, especialmente a otras bahías semi protegidas del oleaje. Para ello, se ha indicado el trabajo de informar a la Cofradía Náutica del Pacífico y el Club de Yates de Algarrobo sobre la importancia de la limpieza de las naves antes de iniciar viajes largos, y estamos elaborando un protocolo para ser entregado a los socios de estos clubes de navegación y a SERNAPESCA. Además, la limpieza desde las playas debe considerar no dispersar la biomasa en otros sitios costeros de la bahía, como también evitar disponer la biomasa sobre la arena y así evitar la producción de gases tóxicos (ácido sulfídrico) y de efecto invernadero (metano).

Referencia:

Mutizabal-Aros, J., M. E. Ramírez, P. A. Haye, A. Meynard, B. Pinilla-Rojas, A. Núñez, N. Latorre-Padilla, F. V. Search, F. J. Tapia, G. S. Saldías, S. A. Navarrete, and L. Contreras-Porcia. 2024. Morphological and Molecular Identification of *Ulva* spp. (Ulvophyceae; Chlorophyta) from Algarrobo Bay, Chile: Understanding the Composition of Green Tides. *Plants* 13:1258. doi:10.3390/plants13091258

Ver artículo ya publicado para detalles de la metodología.

3.2. Mareas verdes de la Bahía de Coliumo y playa de Dichato

AUTORES

Andres E. Gonzalez, Sergio A. Navarrete, María Eliana Ramírez, Loretto Contreras-Porcia.

En algunas bahías protegidas de Chile también se han descrito episodios de mareas verdes, i.e. algas verdes varadas en gran cantidad en la playa. Uno de esos lugares es la playa de Dichato en la Bahía de Coliumo, Región del Biobio. Allí, se han reportado eventos de mareas verdes en la playa turística y en sectores aledaños desde hace varios años (Obs. Personales).

Muestreo descriptivo de *Ulva* spp. en Bahía Coliumo

Entre los días 2 y 3 de diciembre del 2023, se realizaron muestreos fotográficos y recolección de muestras en la playa de Dichato ($36^{\circ}32'55''S$, $72^{\circ}56'10''O$) y sectores rocosos y playas de arena desde el extremo norte al extremo sur de toda la Bahía de Coliumo (Figura III.II.4).

Las plataformas horizontales del extremo norte en el sector Villarrica en donde se encuentra la caleta de pescadores, presentaron frondas de *Ulva* spp. de pequeño tamaño. En ese sector y cerca de los galpones, frente a los botes de la caleta, se observó abundante *Ulva* spp. sobre roca granítica. En los roqueríos cercanos a la rampa de cemento usada para bajar embarcaciones, se observaron abundantes algas varadas de los géneros *Sarcothalia*, *Rhodymenia*, *Chondracanthus*, y *Paraglossum*, además de *Ulva* spp. Al norte de la caleta, en los roqueríos cercanos al molo de roca, se observó abundante cobertura del alga roja corticada *Mazzaella laminarioides* y de *Sarcothalia crispata*. En la costanera de playa Dichato, se observó *Ulva* spp. sobre las rocas y también numerosas frondas varadas de gran tamaño. Finalmente, en el extremo sur de las plataformas horizontales se observó la presencia de *Ulva* spp. de hábito tubular (filamentosa). Un registro fotográfico de la abundante presencia de *Ulva* spp. en el lugar y tipo de sustrato se presenta en la Figura III.II.4.

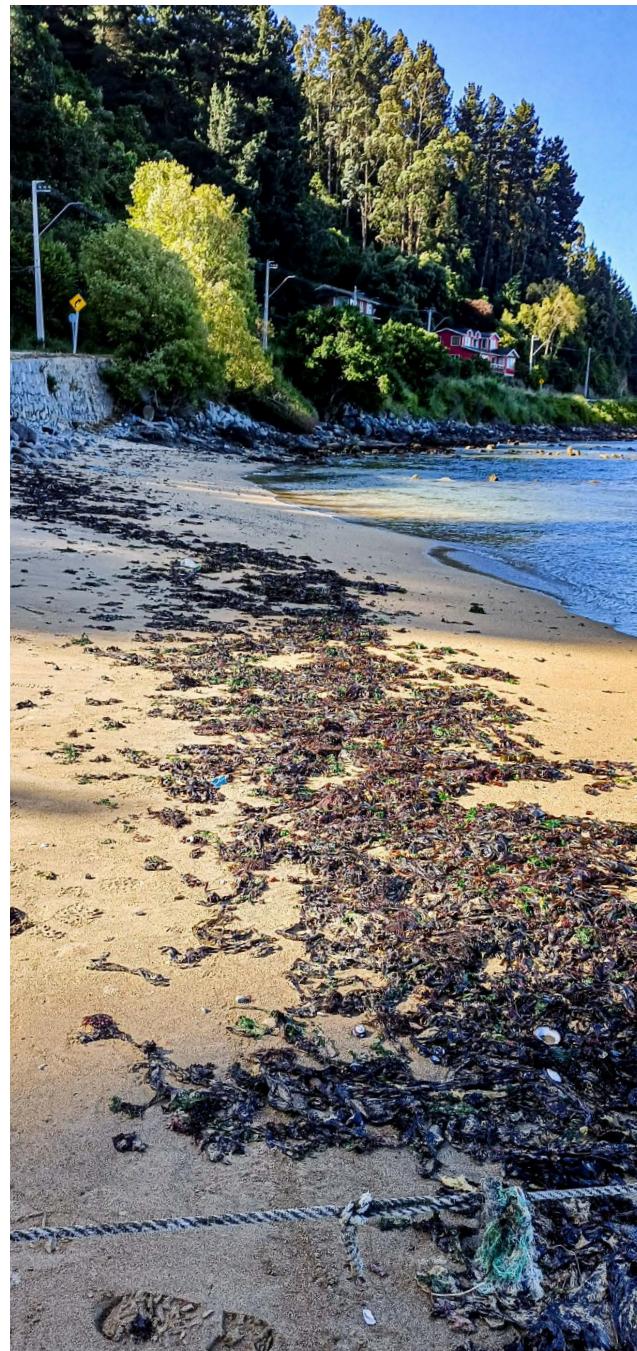




FIGURA III.4. Distribución de sitios de observación y muestreo de *Ulva* spp. en las Bahía de Coliumo, Región del Biobío, Chile.

La identificación visual preliminar (sin el uso de marcadores moleculares aún) de las muestras de *Ulva* spp. recolectadas en la Bahía de Coliumo indica que la especie *U. stenophylloides* estaría presente en esta localidad, pero no es la especie dominante. Al parecer hay otras especies de *Ulva* más comunes en las muestras como *Ulva rigida*, y también una especie del género *Monostroma* que estamos identificando.

Se recomienda realizar con urgencia un trabajo de identificación de las especies de *Ulva* presentes en bahías protegidas y semiabiertas de Chile utilizando atributos morfológicos (taxonomía tradicional) y los marcadores moleculares usados en Mutizabal-Aros et al. (2024).

Lo anterior debería ir acompañado de la cuantificación de la abundancia (cobertura, biomasa) de *Ulva* en distintos sitios de fondos duros del intermareal y submareal en Bahía Coliumo y en otras bahías de características similares en el país (ej. Bahía Herradura, Caldera), para poder establecer una línea base contra la cual evaluar una futura expansión de las mareas verdes. Se debe considerar la posibilidad de establecer y desarrollar un programa de ciencia ciudadana para la observación de mareas verdes en Chile.

3.3. Comunidades y Biodiversidad del Intermareal y Submareal

AUTORES

Walter E. Troncoso, Andres E. Gonzalez, Andrés Smith, Stefan Gelcich, Sergio A. Navarrete.

A través de muestreos intensivos de la zona intermareal, en distintas estaciones del año se caracterizaron las comunidades intermareales del sector Peña Blanca (expuesto al oleaje, roca granítica), Cofradía Norte (protegido del oleaje, roca graní-

tica), Los Tubos (protegido del oleaje, roca sedimentaria) y el sitio denominado Bora-Bora (semi-protector del oleaje, roca granítica en grandes bolones) [Figura III.III.5- III.III.6].



FIGURA III.5. Sitios de muestreo de comunidades intermareales y submareales.



FIGURA III.6. Fotos de los sitios de muestreo intermareales. a) Plataformas de playa Los Tubos, b) roqueríos Cofradía Norte, c) Roqueríos de Peñablanca, d) sector rocoso de Bora-Bora.

Los resultados muestran la dominancia (en porcentaje de cobertura) de *Ulva* spp. especialmente en la zona intermareal baja de Playa Los Tubos, con muy poca variación estacional. El segundo sitio de mayor abundancia de *Ulva* spp fue la zona intermareal baja de Cofradía, pero con menor abundancia y mucho mayor variabilidad estacional (menores valores en invierno). En contraste, estas algas están escasamente presentes (<2% cobertura) en el sector norte de la bahía (Bora-Bora) y en Peña Blanca, tal como ocurre en otros lugares expuestos al oleaje [Figura III.III.7] (Nielsen y Navarrete 2004, Broitman et al. 2001).

La estructura de la comunidad intermareal en Playa Los Tubos es claramente distinta al resto de los sitios, pero se debe notar que muchas especies de algas e invertebrados habitan entre las frondas de *Ulva* spp y en algunos casos alcanzan altas abundancias o densidad y grandes tamaños en el caso de algunas algas. Llama la atención la alta abundancia de *Crepidatella dilatata*, una especie de gasterópodo filtrador que se alimenta de plancton y es ramoneador facultativo, especialmente en la zona intermareal baja [Figura III.III.9]. Esta especie es poco común en todos los otros sitios estudiados. También llama la atención la alta abundancia de la lapa *Fissurella costata*, principalmente juveniles de tamaño intermedio, en el extremo inferior de la zona intermareal baja, mientras que las lapas *F. crassa* y *F. limbata*, típicas de las zonas expuestas al oleaje (ej. Peñablanca), están prácticamente ausentes. Otros herbívoros como lapas scurrinidas (*Scurria* spp) y chitones, especialmente los de gran tamaño como *Acanthopleura echinata*, están completamente ausentes o son muy poco abundantes en las plataformas de Los Tubos. Así también, el erizo negro, *Tetrapygus niger* (actualmente *Arbacia nigra*), ramoneador omnívoro por excelencia, es común en Cofradía norte, pero está ausente en Los Tubos a tan solo 500 m de distancia. Similarmente, depredadores carnívoros como locos y soles, son escasos en Los Tubos y en general son muy escasos al interior de la bahía.

La diversidad de algas es particularmente alta en Los Tubos y distintiva respecto a otros sitios. Por ejemplo, las algas que forman 'turfs', como *Gelidium* y *Codium*, están prácticamente

ausentes. Sin embargo, especies frondosas de los géneros *Mazzaella*, *Porphyra/Pyropia*, *Trematocarpus*, *Dictyota* y *Sarcocaulis* alcanzan gran tamaño [Figura III.III.8]. De hecho, este sitio es visitado por los cursos de Botánica Marina de la PUC y de la UNAB dada la comparativamente alta diversidad de algas y facilidad de acceso. Al respecto, es importante notar que las plataformas relativamente horizontales de Los Tubos son de muy fácil acceso durante baja marea y permiten que personas puedan caminar libremente sin mayor dificultad, facilitando también la recolección de individuos.

En resumen, las altas abundancias de *Ulva* spp en la zona intermareal continúan confinadas a las plataformas sedimentarias de la playa Los Tubos, con menores abundancias en los roqueríos del sector Cofradía Norte. No hay mucha variación estacional en la zona intermareal y no hay evidencias de expansión del alga hacia Peñablanca, hacia el sur afuera de la bahía, o hacia Bora-Bora en el extremo norte del litoral rocoso de la bahía.

Las comunidades intermareales en playa Los Tubos son muy distintas a las del resto de los sitios estudiados, pero la diversidad de especies es comparativamente alta. Además, los sitios del interior de la bahía, protegidos del oleaje, se distinguen de sitios expuestos al oleaje. No es claro hasta qué punto las comunidades distintivas de playa Los Tubos son resultado de la alta abundancia de *Ulva*, o bien resultado de las características de la roca sedimentaria que es altamente erosionable y dificulta la fijación de algunas especies de plan corporal rígido como choritos, picorocos y macroalgas con discos de fijación grandes o que forman 'turfs'.

Los muestreos intensivos en la zona submareal demostraron que la abundancia de *Ulva* spp se limita a ca. 10 m de profundidad, con escasa presencia en aguas más profundas. Tanto la longitud de las frondas como la biomasa total presentan mayores cambios estacionales que en el intermareal, con mayores abundancias (cobertura y largo de frondas) en meses de verano que en meses de invierno-primavera [Figura III.III.10]. Además, la mayor abundancia se alcanza en fondos duros rodeados de arena y conchuela en vez de fondos rocosos continuos [Figura III.III.11].

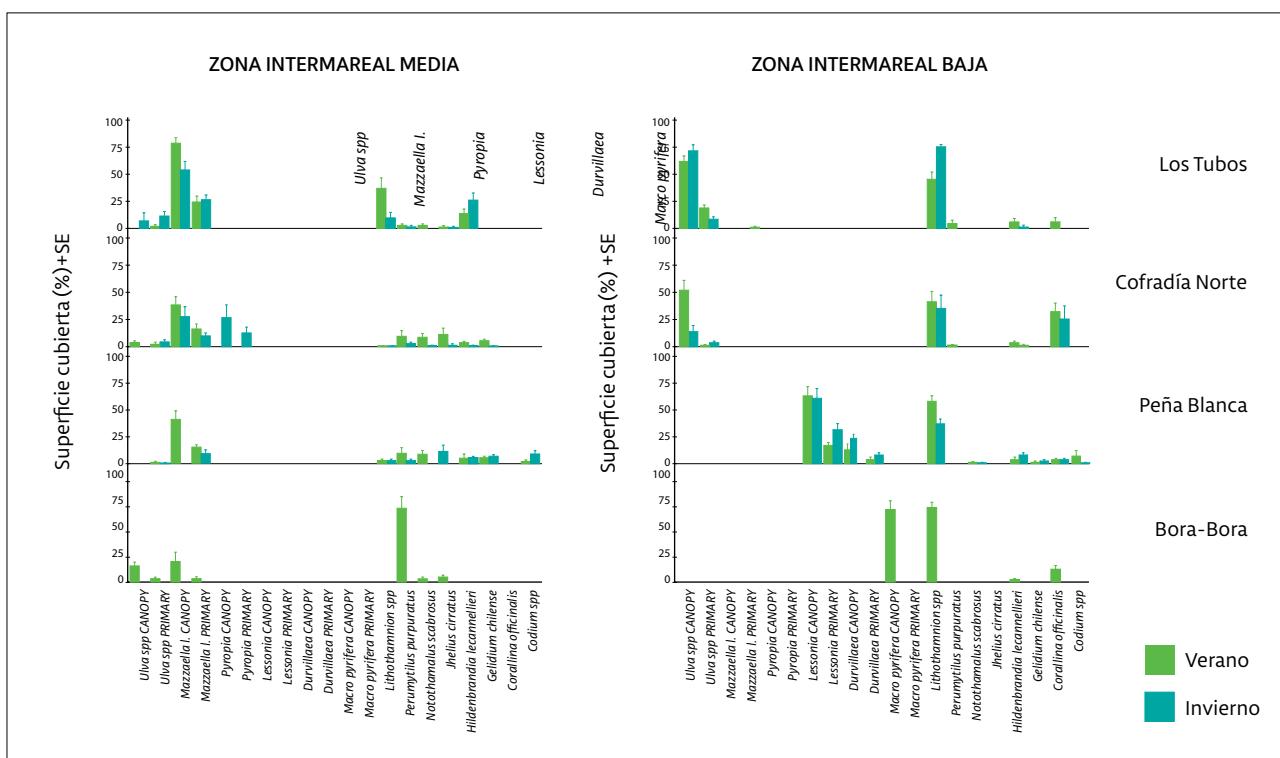
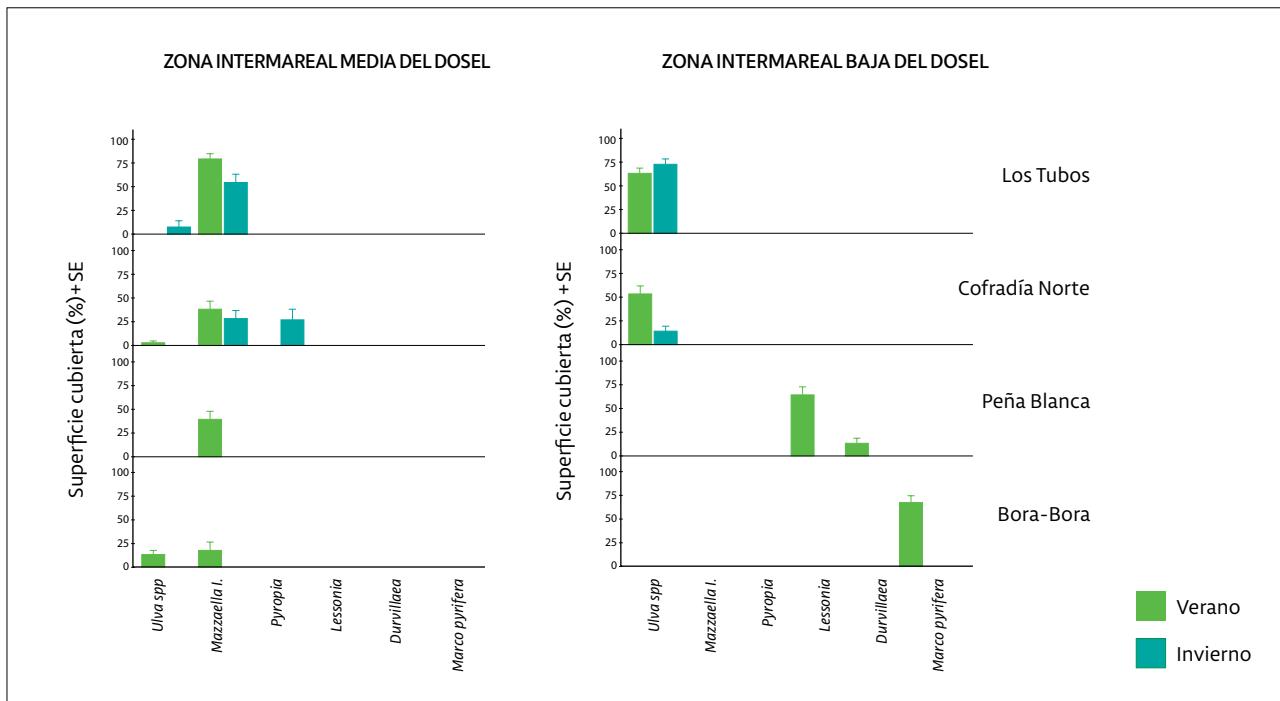


FIGURA III.8. Cobertura promedio (% ± error estándar) de macroalgas en la zona intermareal media y baja, en las localidades de estudio (Los Tubos, Cofradía Norte, Peñablanca y Bora-Bora). Se presentan resultados para verano (barras verde) e invierno (barras celeste).

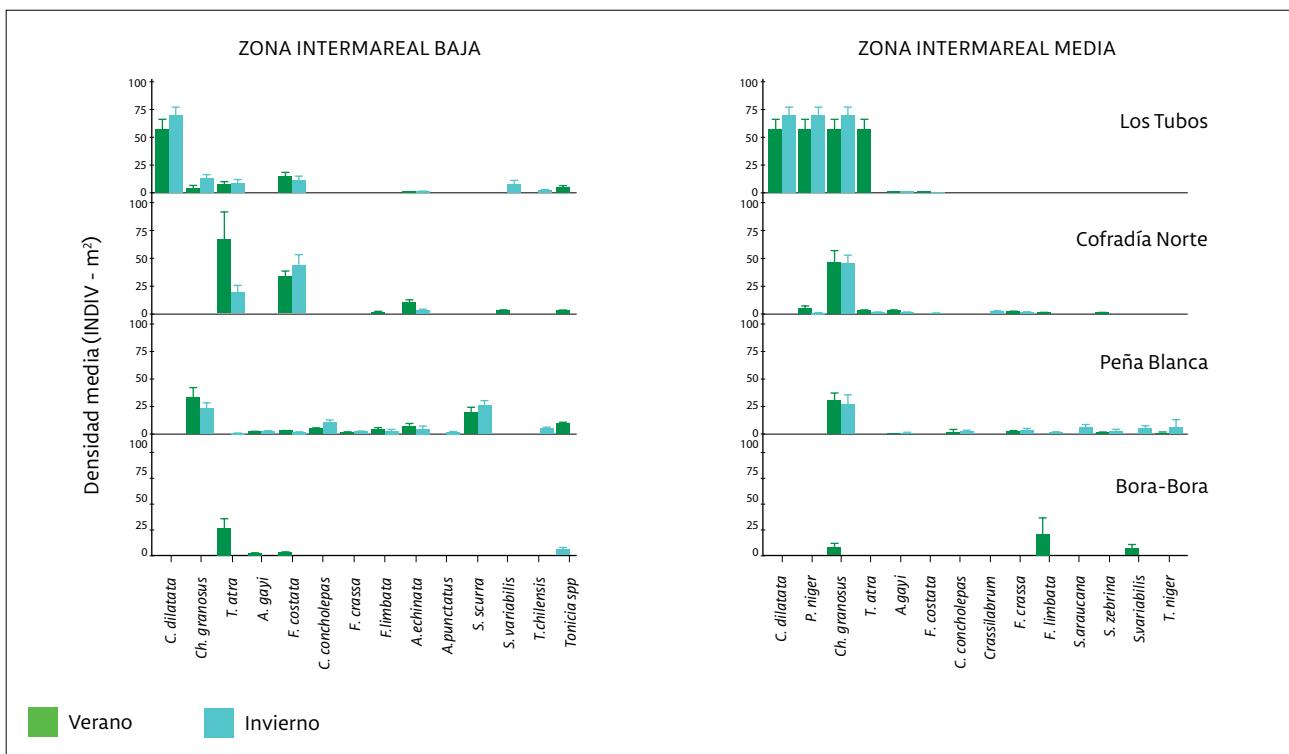


FIGURA III.9. Composición y abundancia promedio (+ error estándar) de organismos móviles en la zona intermareal baja y media durante verano e invierno en las localidades de estudio (Los Tubos, Cofradía Norte, Peñablanca y Bora-Bora), en verano e invierno.

Las observaciones submareales sugieren que *Ulva* spp continúa confinada a zonas someras (<10m), que alcanza mínimos en invierno (en el submareal) y que requiere de perturbaciones por arena y conchuela para crecer mejor en el sustrato, po-

siblemente por la ausencia de competidores y herbívoros bentónicos en esos sustratos. Se sugiere una caracterización más detallada del tipo y extensión del sustrato duro en ese sector y evaluación del tamaño de los bolones

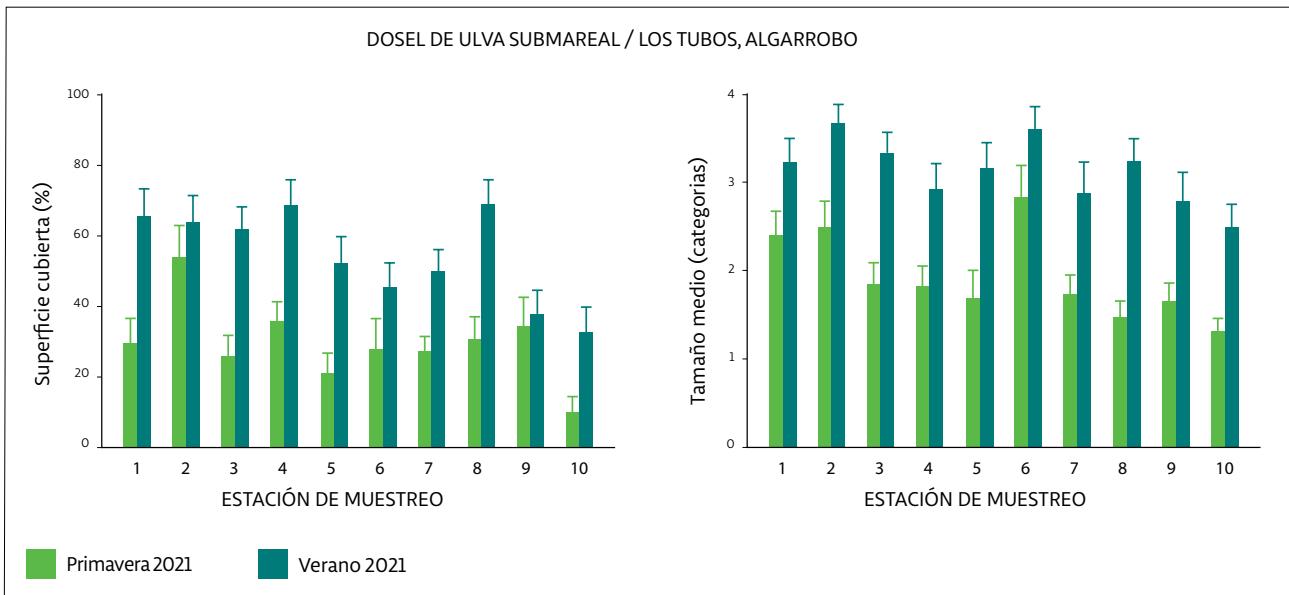


FIGURA III.10. a) Cobertura y b) largo de frondas del dosel de algas verdes (+ error estándar) en la zona submareal en las estaciones 1-10 de sector playa Los Tubos, distribuidas entre 2 y 10 m de profundidad.

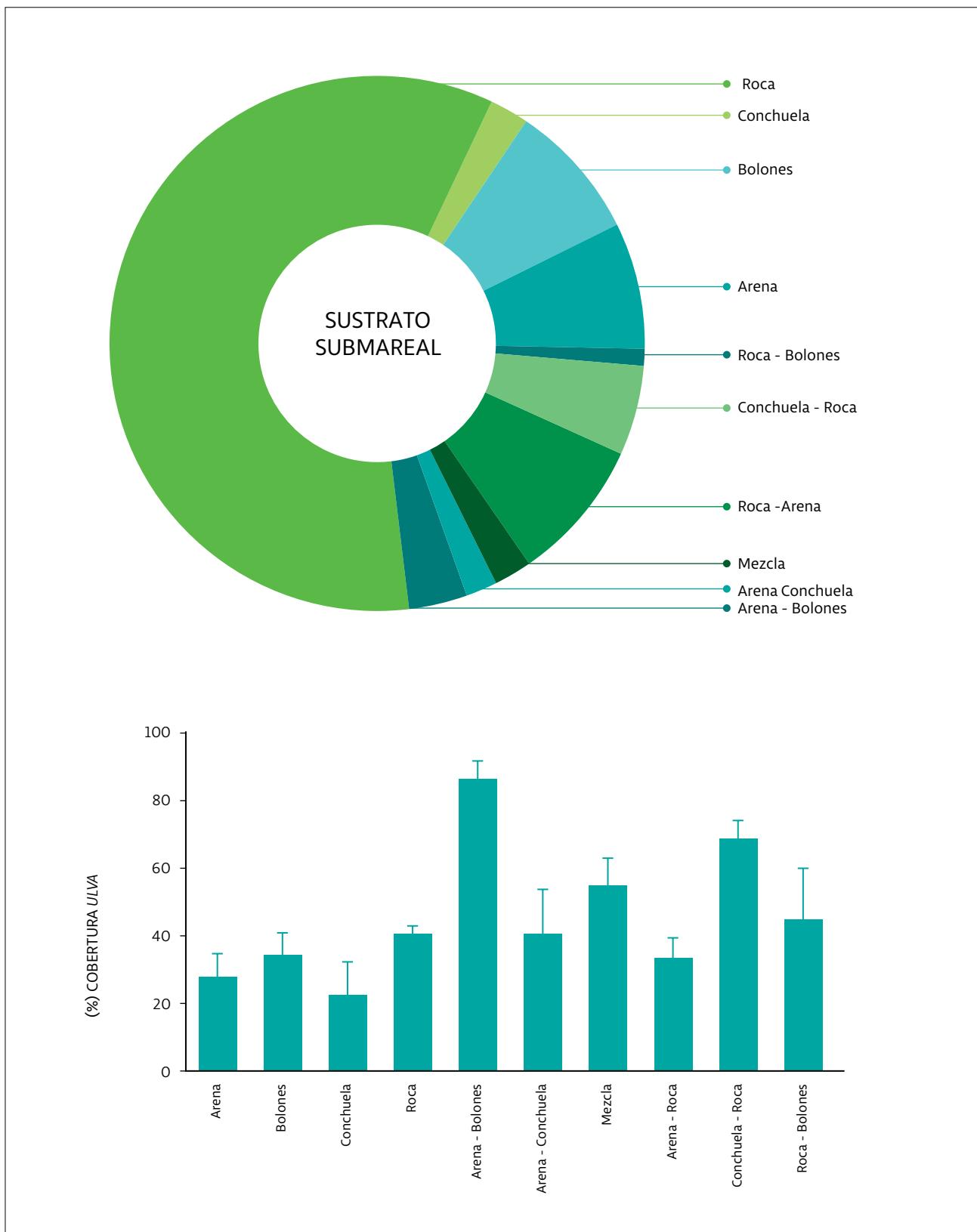


FIGURA III CV.11. a) Tipo de sustrato en la zona submareal somera del sector playa Los Tubos evaluado visualmente por buzos en áreas de ca. 2-4m² y b) abundancia (cobertura promedio + error estándar) de algas verdes en los distintos sustratos.

3.4. Nutrientes y condiciones hidrográficas en la Bahía de Algarrobo

AUTORES

Juan Faúndez, Fabian J. Tapia, Laura Farías, Gonzalo Saldías, Loretto Contreras-Porcia, Jorge Rivas, Sofía Chacano, Andres E. Gonzalez, Odette Vergara, Sergio A. Navarrete.

Se realizaron campañas oceanográficas estacionales (i.e. invierno 2021, 2022 y verano 2022 y 2023) en la Bahía de Algarrobo en las cuales se midieron varias condiciones oceanográficas físico-químicas como temperatura, salinidad, fluorescencia, radiación solar, oxígeno disuelto y nutrientes (Tabla III.1). El muestreo se realizó primariamente en 12

estaciones dispuestas a lo largo de dos transectas que se extendieron desde la costa al punto central de la Bahía a alrededor de los 75m de profundidad, con seis estaciones adicionales ubicadas en distintos puntos de la bahía (ver Figura III.12 y Tabla III.1). Los nutrientes (nitrato, nitrito, fosfato, silicato) fueron medidos mediante muestras de agua

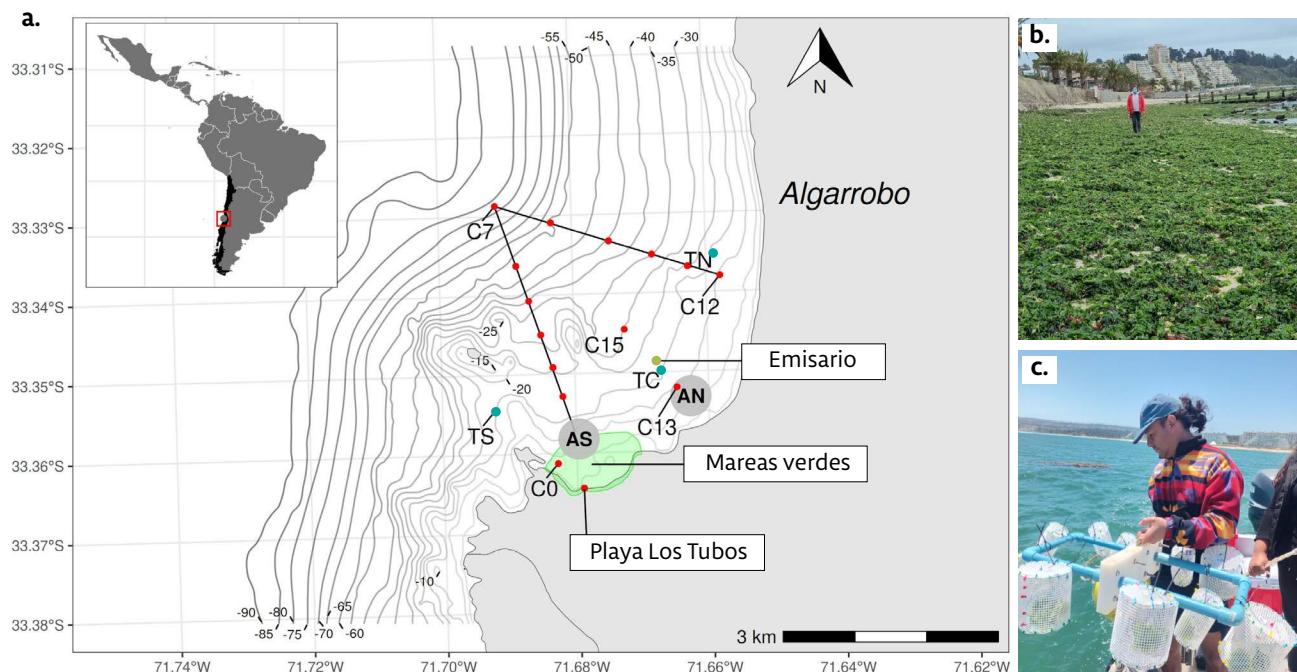


FIGURA III.12. a) Mapa de la Bahía de Algarrobo mostrando la batimetría fina elaborada por ECIM, b) la posición de las mareas verdes, el emisario submarino ESVAL, los anclajes permanentes para mediciones de temperatura estratificada (TS, TC, TN) y c) los anclajes experimentales para evaluar crecimiento de *Ulva stenophylloides* (AS, AN). Las transectas de las campañas oceanográficas con las estaciones de muestreo (CO-C15) se visualizan en el mapa.

discretas en distintas profundidades y/o mediante perfilamiento continuo con un CTD¹ ([Seabird SBE25](#)) equipado con sensor óptico de nitrato ([SUNA](#)). En el mes de enero 2023 se realizaron además muestreos diarios en un subconjunto de estaciones para resolver la variación inter-diaria, y se tomaron adicionalmente muestras de agua para medir amonio y urea (Tabla IV.1). Entre el 14 y 16 de enero 2023 se

realizaron incubaciones experimentales de asimilación de carbono y nitrógeno por el alga verde *Ulva stenophylloides*, utilizando isótopos estables. Por último, en agosto 2021 se instalaron tres anclajes con sensores de temperatura a tres profundidades, y que se mantuvieron midiendo hasta julio de 2023 y se instaló un perfilador multiparamétrico de alta resolución vertical, no incluidos aquí.

TABLA III.1. Resumen de las campañas oceanográficas en la Bahía de Algarrobo en las cuales se realizaron mediciones de nutrientes y condiciones oceanográficas (ver figura III.12)

FECHA	ESTACIÓN	MÉTODO DE MUESTREO	PROFUNDIDAD (M)	VARIABLES MEDIDAS	ESTACIONES
31 / Ago 2021	Inviero	Continuo: CTD Seabird-25	1-60	Temperatura, salinidad, oxígeno, nitrato, fluorescencia y PAR	C1-C15
17 / Dic 2021	Verano	Continuo : CTD Seabird-25	1-60	Temperatura, salinidad, o xígeno, nitrato, fluorescencia y PAR	C1-C4, C6-C15
17 / Dic 2021	Verano	Discreto: Botella Niskin	5,10,20,30	Nitrato, nitrito, fosfato y silicato	C1, C4, C7, C9, C12, C15
23 / Jul 2022	Inviero	Continuo CTD Seabird-25	1-60	Temperatura, salinidad, oxígeno, nitrato, fluorescencia y PAR	C0-C14
23 / Jul 2022	Inviero	Discreto Botella Niskin	5,10,20,30	Nitrato, nitrito, fosfato y silicato	C0-C2, C4, C7, C10-C12, C14, C15
9,11,13 / Ene 2023	Verano	Continuo: Rapid CTD	1-60	Temperatura, salinidad, oxígeno y fluorescencia	C1-C12
10-18,25,30 Ene 2023	Verano	Discreto Botella Niskin	1, 6, 7, 10, 30, 40, 70	Nitrato, nitrito, fosfato, silicato, amonio y urea	C0, C4, C7, C9, C12, TS, AS, AN
14 y 16 / Ene 2023	Verano	Experimentos Incubaciones de <i>Ulva stenophylloides</i> con isótopos estables	3	Carbono y nitrógeno orgánico particulado y fraccionamiento isotópico	AS

1. Sigla de Conductivity-Temperature-Depth (Conductividad-Temperatura-Profundidad), que son las variables básicas de un perfil hidrográfico. La mayoría de los CTD utilizados en la actualidad tienen además sensores que permiten perfilar la fluorescencia, como un indicador de la concentración de clorofila-a, y la concentración de oxígeno disuelto.

Las figuras III.13 y III.14 muestran la distribución espacial y en profundidad de las principales variables oceanográficas que son utilizadas para caracterizar a las masas de aguas de la Bahía de Algarrobo. Se puede observar que durante todas las campañas hay incidencia de aguas de densidad entre 26 a 26.5 kg/m³ (línea negra en las Figura III.13 y III.14 marca isopicna de 26.2 kg/m³) en la capa sub superficial y que corresponden a la masa de agua conocida como Aguas Ecuatoriales Subsuperficiales (AESS). Las AECC son de origen ecuatorial y se encuentran generalmente entre 50-100 hasta 300 m de profundidad a lo largo de la costa chilena (Aiken et al. 2007, Faúndez 2022, Silva et al. 2009). Cuando la dirección e intensidad del viento es favorables a la surgencia, estas aguas ricas en nutrientes y pobres en oxígeno son transportadas a la superficie en la zona costera activando la productividad primaria del fitoplancton y de macroalgas de fondo.

Durante la campaña de verano 2021, se observó un mayor porcentaje de AECC en la columna de agua de la bahía, mostrando que la isopicna de densidad 26.2 kg/m³ alcanza los 10 m de profundidad, con incremento en la salinidad y con aguas pobres en oxígeno (< 2 ml/L) a tan sólo 20 m de profundidad (Figura III.14). En meses de verano disminuye la mezcla vertical y tiende a aumentar la estratificación debido al calentamiento solar en superficie, por lo cual es común observar dos capas verticales, una con temperatura más alta, por sobre la termoclina estacional. En esta campaña de verano, el transecto norte mostró una temperatura promedio de la capa superficial de 15.5 ± 0.9 °C, mientras que las aguas por debajo de los 10m de profundidad presentaron una temperatura promedio de 11.6 ± 0.7 °C (ver Figura III.13 e). El transecto sur presentó una capa superficial levemente más fría, con temperaturas promedio

de 15.2 ± 0.7 °C y en el fondo de 11.8 ± 0.7 °C (ver Figura III.13 b), lo que también se observa en los anclajes permanentes (Figura III.12). La salinidad entre ambas capas y transectos fue muy similar con valores promedios alrededor de los 34.56 y 34.56 ups (ver Figura III.14).

Durante las campañas de invierno, en agosto 2021 y julio 2022, se observaron condiciones oceanográficas distintas al verano, con una columna de agua bien mezclada (sin termoclina estacional). En julio 2022, la temperatura entre las capas superficial y de fondo varió apenas entre 12.8 ± 0.1 °C y 12.4 ± 0.2 en el transecto sur, y entre 12.7 ± 0.1 y 12.4 ± 0.1 °C en el transecto norte (ver Figura III.13 c, f). Además, la densidad de las aguas reveló la presencia en la bahía de aguas subantárticas (ASA), provenientes del sur, y una profundización de las AECC. Las Aguas SubAntárticas (ASA) tienen valores de densidad característicos de alrededor de 25.8 kg/m³, y contienen mayor oxígeno disuelto que la AECC.

La campaña de agosto 2021 fue realizada al final del invierno e inicios de primavera, logrando capturar la entrada de las AECC al interior de la bahía (ver los cambios en densidad). La temperatura se mantuvo baja en ambos transectos, con 12.5°C en superficie y 12.1°C en el fondo (Figura III.13 a y d). El gradiente vertical de salinidad fue mayor al encontrado en verano 2021 pero menor al de julio 2022, con valores de 34.34 ± 0.02 ups en superficie y 34.45 ± 0.09 ups en el fondo para el transecto norte y de 34.32 ± 0.02 ups en superficie y 34.45 ± 0.09 ups en el fondo para el transecto sur (Figura III.14). En esta ocasión las aguas de bajo oxígeno (< 2ml/L) se ubicaron a más de 40 m de profundidad (Figura III.13).



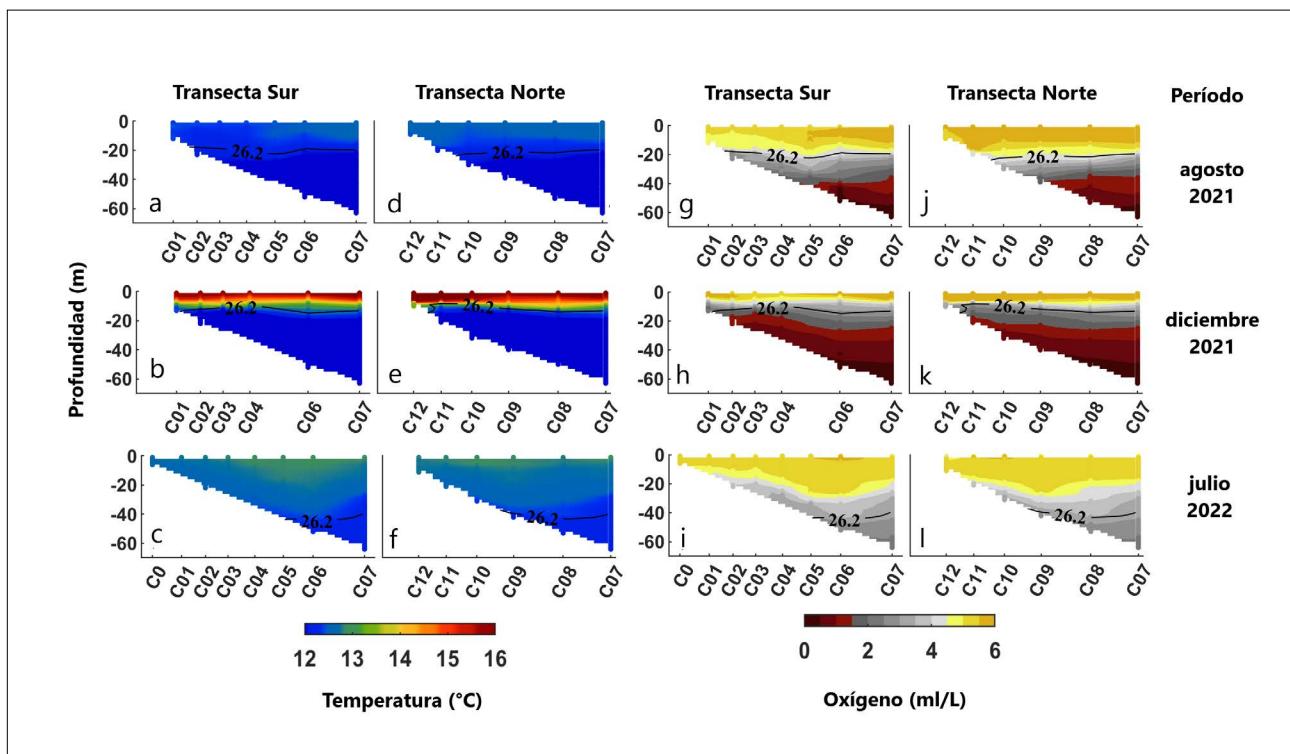


FIGURA III.13. Distribución de la temperatura (a-f) y oxígeno disuelto (g-l) en la Bahía de Algarrobo en períodos contrastantes del año, en las dos transectas (sur y norte) que se muestran en la Figura III.12. Las variables fueron medidas mediante lances de CTD Seabird-25 en la estaciones de muestreo a lo largo de las transectas (sur: C0-C7, norte: C7-C12). Los valores de las variables (grados celsius, salinidad en ups, oxígeno disuelto en ml/L), se muestran en la escala de colores que se encuentra debajo de los paneles. La línea negra muestra la isopincha de $\sigma_t = 26.2$ (1026.2 kg/m^3) de densidad del agua.

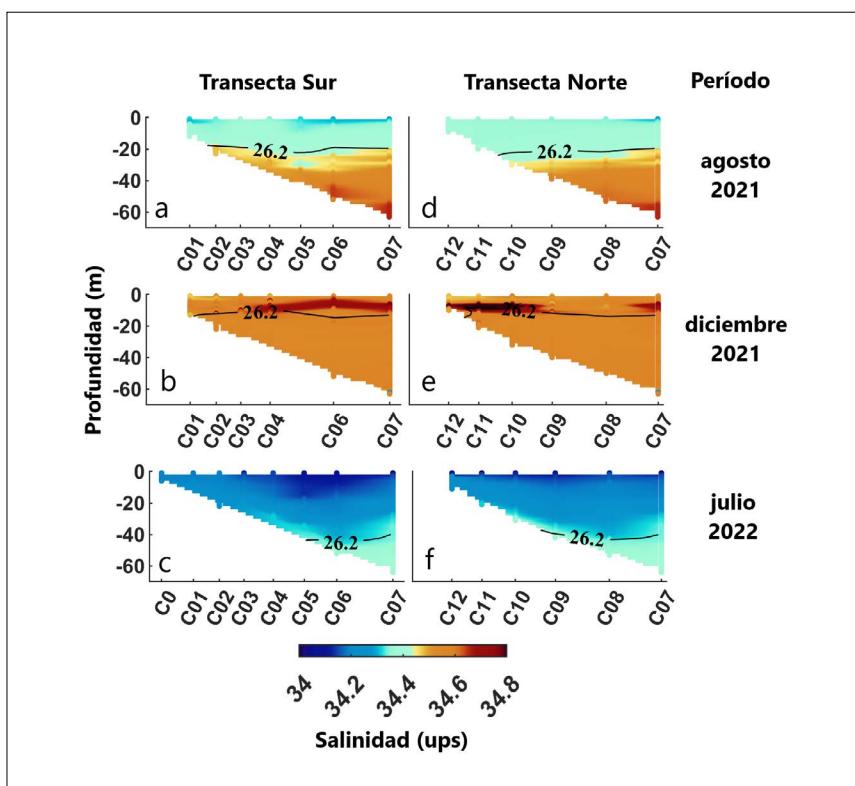


FIGURA III.14. Distribución de salinidad en la Bahía de Algarrobo en períodos contrastantes del año, en las dos transectas (sur y norte) que se muestran en la Figura III.12. Las variables fueron medidas mediante lances de CTD Seabird-25 en la estaciones de muestreo a lo largo de las transectas (sur: C0-C7, norte: C7-C12). Los valores de las variables (grados celsius, salinidad en ups, oxígeno disuelto en ml/L), se muestran en la escala de colores que se encuentra debajo de los paneles. La línea negra muestra la isopincha de 26.2 (σ_t) de densidad del agua.

En resumen, las variables oceanográficas mostraron diferencias importantes entre la estación de invierno y verano. No se observaron diferencias importantes entre los transectos norte y sur durante la misma estación. Se pudo identificar la presencia de masas de agua AEES, principalmente en verano y asociado a la surgencia costera,

y de ASA en meses de invierno. La fluorescencia, una medida de la concentración de clorofila, fue más alta en la capa superficial, especialmente en verano (Figura III.15). Durante agosto y diciembre 2021 la fluorescencia fue ligeramente mayor en la transecta norte que en la transecta sur (Figura III.15).

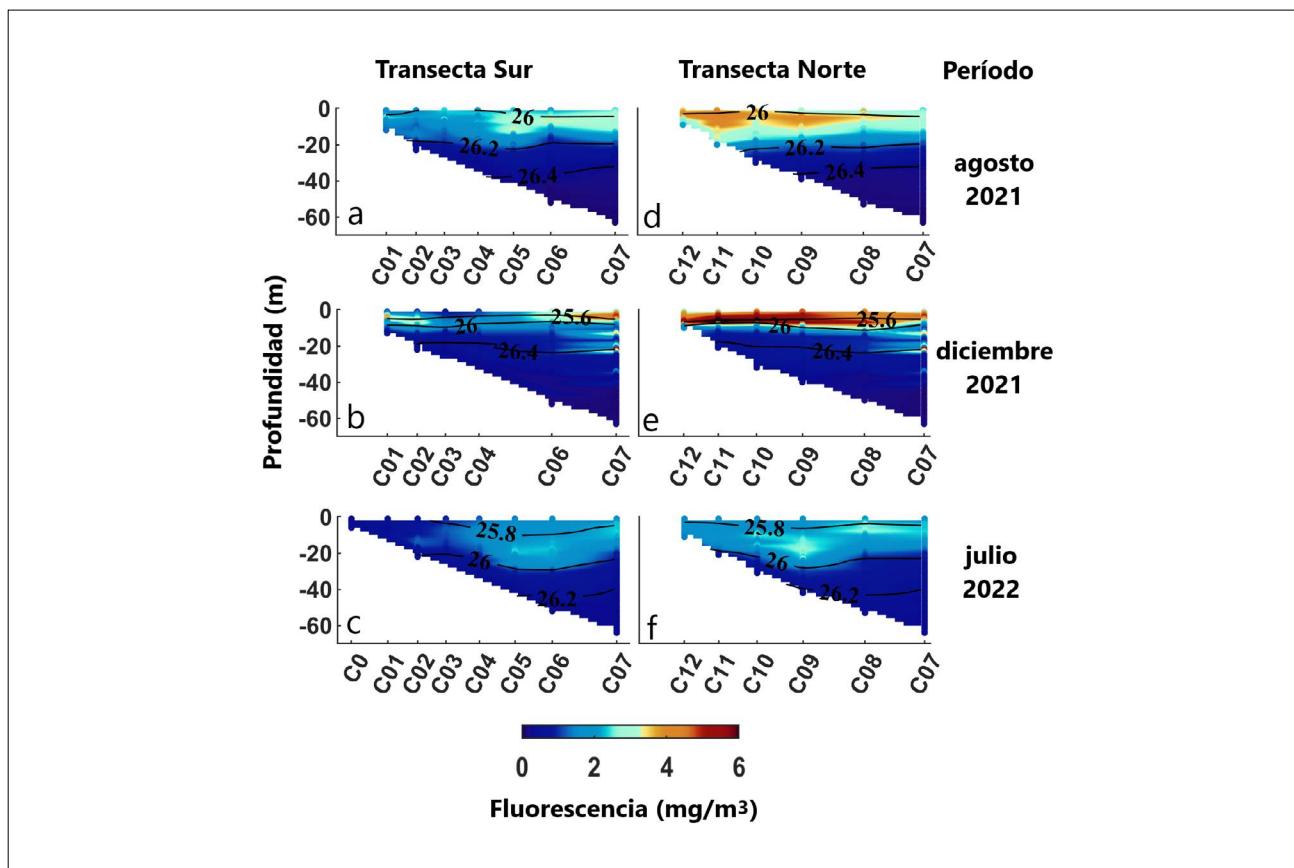


FIGURA III.15. Fluorescencia en la Bahía de Algarrobo medida en las campañas oceanográficas realizadas en invierno 2021 y 2022, y en verano 2021. Las mediciones se realizaron mediante lances de CTD Seabird-25 en las estaciones C0-C12 a lo largo de las transectas sur y norte de la bahía. Los valores de fluorescencia se presentan en las escalas de colores de los paneles (mg/m^3). Las isolíneas representan la densidad del agua (σ_t).

Durante las campañas estacionales observamos que los nitratos en la capa de aguas superficiales (< 10 m), que son el principal nutriente nitrogenado en agua de mar, fluctuaron entre 6 y 16.2 $\mu\text{mol/L}$ durante el invierno y entre 12.5 y 20 $\mu\text{mol/L}$ en el muestreo de verano (Figura III.16). Las comparativamente altas concentraciones de nitratos y otros nutrientes en otoño-invierno se debe a procesos de mezcla de las aguas (ausencia de estratificación) que tienden a homogenizar los nutrientes en la columna de agua, sin que sean consumidos por el fitoplancton debido a la baja disponibilidad lumínica.

En los meses de primavera y verano, se intensifica la surgencia y aumenta la concentración de nutrientes, pero también su variabilidad temporal (en horas y días) y se generan fuertes gradientes verticales (entre la capa superficial y la capa debajo de la termoclina estacional). En los muestreos realizados

en diciembre 2021 y luego en enero 2023, se aprecia una mucho mayor concentración de nutrientes en la capa sub-superficial, por debajo de los ca. 10 m, que lo observados en los muestreos de invierno (Figura III.16). Pero en esta época del año también se observa una capa superficial de muy baja concentración de nitrato (~5 $\mu\text{mol/L}$), especialmente en la transecta norte en diciembre 2021 (Figura III.16 f). La baja concentración de nitrato superficial es temporalmente variable y se atribuye al mayor consumo de los nutrientes por parte del fitoplancton en meses de primavera-verano, cuando aumenta la radiación solar, y al movimiento de las aguas mar afuera. Es interesante notar que las bajas concentraciones de nitratos en la transecta norte en diciembre 2021 coinciden con la ubicación de la máxima fluorescencia en la bahía (Figura III.15e), evidenciando la dinámica relación espacio-temporal entre nutrientes y fluorescencia.

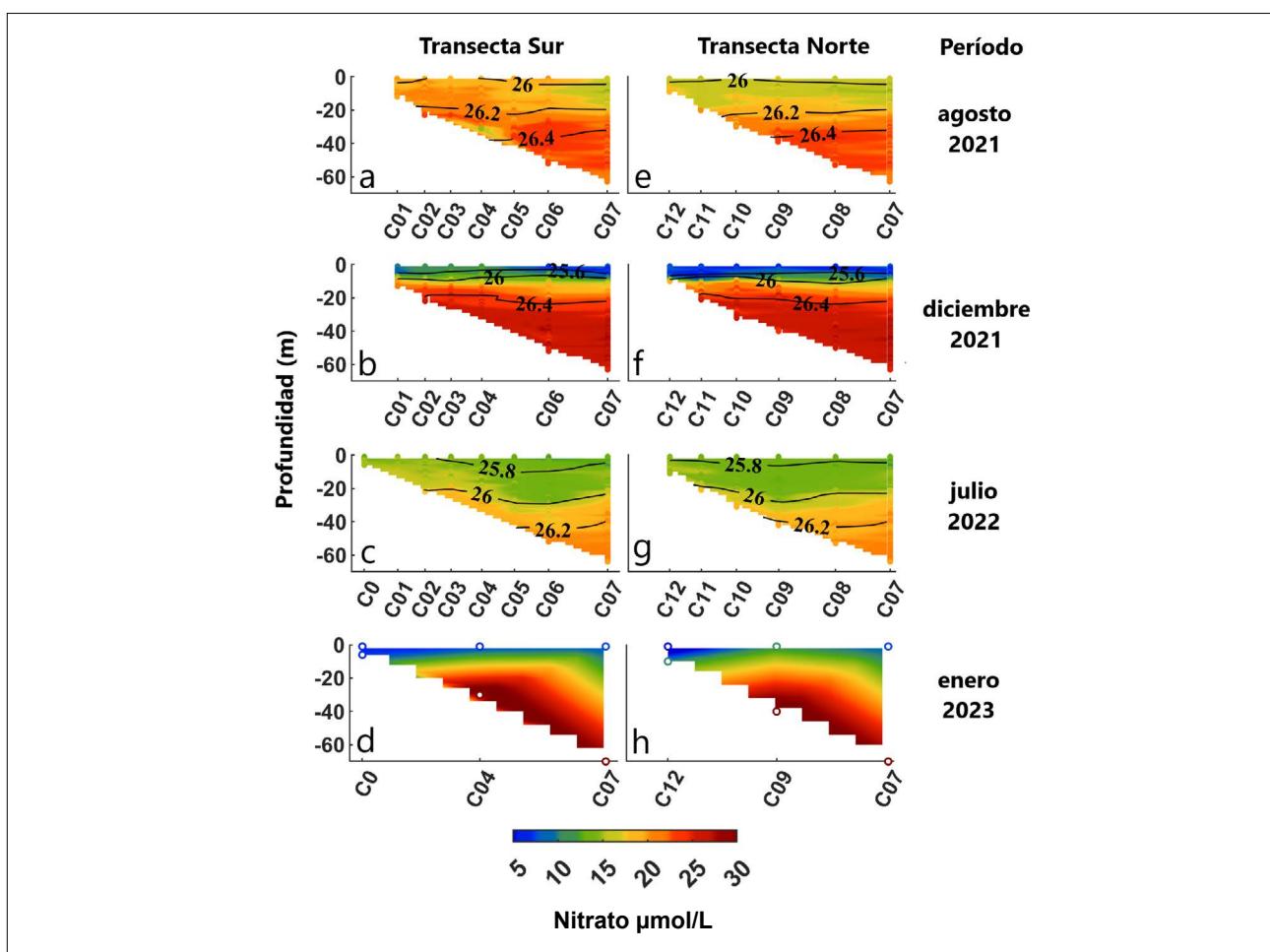


FIGURA III.16. Distribución del nitrato en la Bahía de Algarrobo en las distintas campañas realizadas en estaciones contrastantes del año. Algunas de las concentraciones de nitratos fueron determinada a través de espectrofotometría en muestras de agua discretas (d, h) y el resto mediante perfilamiento con CTD Seabird-25. Las isolíneas representan la densidad del agua (σ_t) y la barra de colores corresponde a la concentración de nitrato ($\mu\text{mol/L}$).

Al integrar la concentración de nutrientes en toda la columna de agua, podemos apreciar que la zona costera tiene una menor disponibilidad de nutrientes, los que aumentan asintóticamente en invierno a partir de los 2000 metros de distancia costa (Figura III.17). En verano, los nutrientes aumentan de manera lineal mar adentro debido a la incidencia de las AESS que son ricas en fosfato, nitrato y silicato.

Por lo tanto, estas aguas tendrían gran importancia en subsidiar la productividad dentro de la Bahía. En general, no se observan diferencias costa-océano entre la transecta norte (TN) y sur (TS), a excepción del verano del 2023, donde la TN muestra un exceso cercano al 50% en los inventarios de nitrato y fosfato, respecto a la TS (Figura III.17).

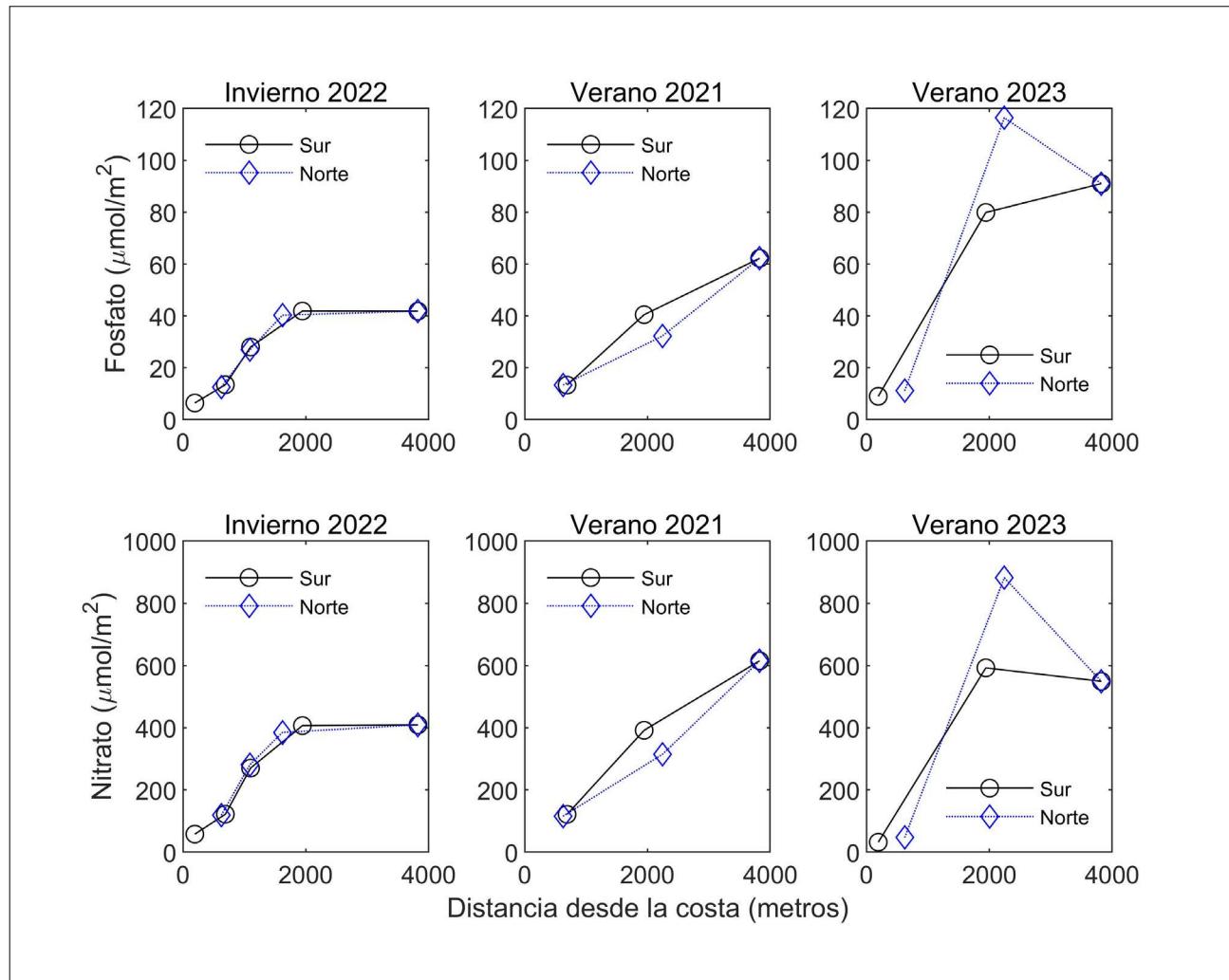


FIGURA III.17. Concentración de nutrientes integrados en la columna de agua a distintas distancias de la costa para el sector sur y norte de la Bahía de Algarrobo, en distintos períodos de muestreo.

El muestreo de nutrientes a escala diaria llevado a cabo entre el 10 y 30 de enero 2023, muestra la alta variabilidad diaria típica de esta época del año en zonas costeras. En la capa superficial, a menos de 3 m de profundidad, la concentración de nitrato fluctuó de un día a otro entre 0.015 y 24.79 $\mu\text{mol/L}$ y los fosfatos entre 0.27 y 3.06 $\mu\text{mol/L}$ (Figura III.18 y ver apéndice). No se observó una estructura espacial

persistente entre el sector norte y sur de la bahía, ni en la capa superficial de ca. 1m tampoco a 10m de profundidad (Figura III.18). El valor más alto de nitrato y fosfato en la capa superficial (1-3 m) se observó en la estación más al suroeste (TS) de la bahía. Como es de esperarse, las aguas de fondo contenían mayor concentración de nutrientes que las aguas superficiales (Figura III.18, ver Apéndice).

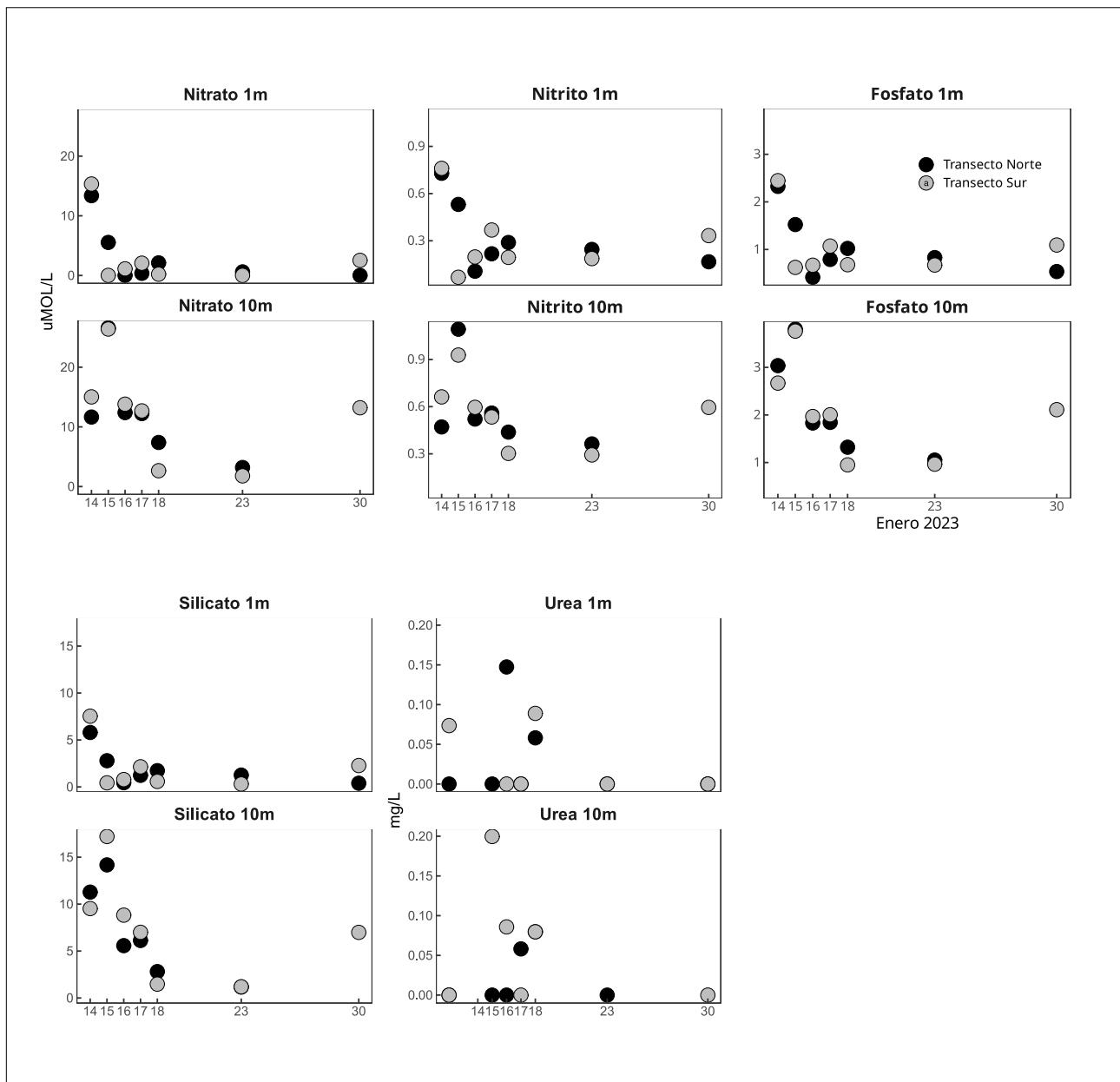


FIGURA. III.18. Promedio de concentración de nutrientes inorgánicos y urea en muestras recolectadas una vez al día en enero 2023, a 1 y 10 m de profundidad, en las estaciones al norte de la Bahía (círculos negros) y al sur de la Bahía (círculos grises).

En general, los nutrientes como el nitrato y fosfato (y también el silicio) están fuertemente correlacionados (Figura III.19) y mantienen una proporción llamada de Redfield, que es la relación atómica típica de 16:1 entre nitrógeno y fósforo (C:N) en el fitoplancton y en el agua de mar. Estas razones reflejan los requerimientos nutricionales básicos para el crecimiento de organismos marinos. En nuestro estudio y otras zonas costeras de Chile central la proporción N:P varió entre 10 y 12 (Figura III.19). La desviación de la razón N:P se debe a varios procesos oceanográficos y biogeoquímicos. La surgencia trae aguas profundas ricas en nutrientes a la superficie, que suelen estar más enriquecidas en fósforo

que en nitrógeno. Esto se debe a que en aguas profundas el nitrógeno puede perderse por procesos como la desnitrificación y anammox (donde el nitrato se convierte en gases nitrogenados), mientras que el fósforo se acumula debido a la remineralización de la materia orgánica (Galán et al. 2014). Como resultado, la proporción N:P en las aguas superficiales puede ser bastante menor a 16:1 y variable estacionalmente, reflejando una limitación relativa de nitrógeno (Galán et al. 2014, Bustos-Espinoza et al. 2024). En zonas litorales y aguas superficiales, las mayores desviaciones de N:P se observan en primavera, en parte debido al consumo diferencial de macroalgas y fitoplancton.

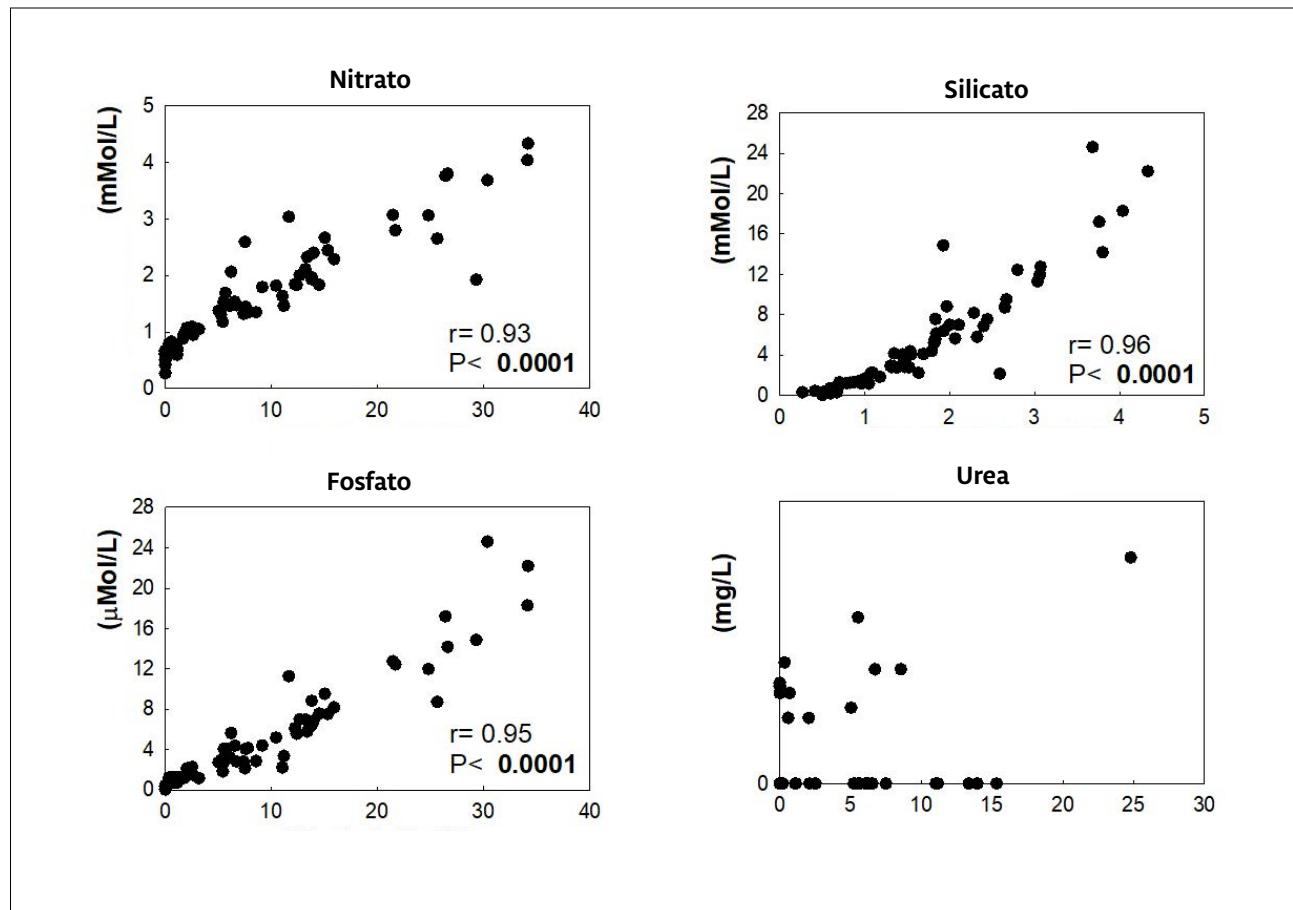


FIGURA III. 19. Relación entre los nutrientes, indicando la correlación lineal de Pearson (r) y su significancia.

Muestreos adicionales de urea (nitrógeno orgánico) realizados durante cuatro días de enero 2023 no mostraron patrones espaciales persistentes en esta forma química del nitrógeno, ni tampoco gradientes en profundidad como ocurre para los otros nutrientes (Figura. III.20). Muestras cercanas (10-100 de metros) al emisario submarino no mostraron niveles de Urea mayores que otros puntos de la bahía (Figura III.20). Tampoco se observó ningún patrón de aumento en las concentraciones de los nutrientes en las estaciones más cercanas al emisario y el resto de las estaciones de muestreo

(Figura III.20). Muestreos de Amonio en un subconjunto de estaciones durante un día de enero de 2023 tampoco evidenciaron una estructura espacial atribuible a fuentes puntuales. Se recomienda realizar un muestreo más extensivo y con mayor resolución espacial de amonio y de urea en aguas superficiales de la bahía, para evaluar la posible contribución de fuentes domésticas locales, y también de las colonias de pájaros que excretan ácido úrico (nitrógeno orgánico), el que puede transformarse en amonio y posteriormente nitrato a través de amonificación y nitrificación, respectivamente.

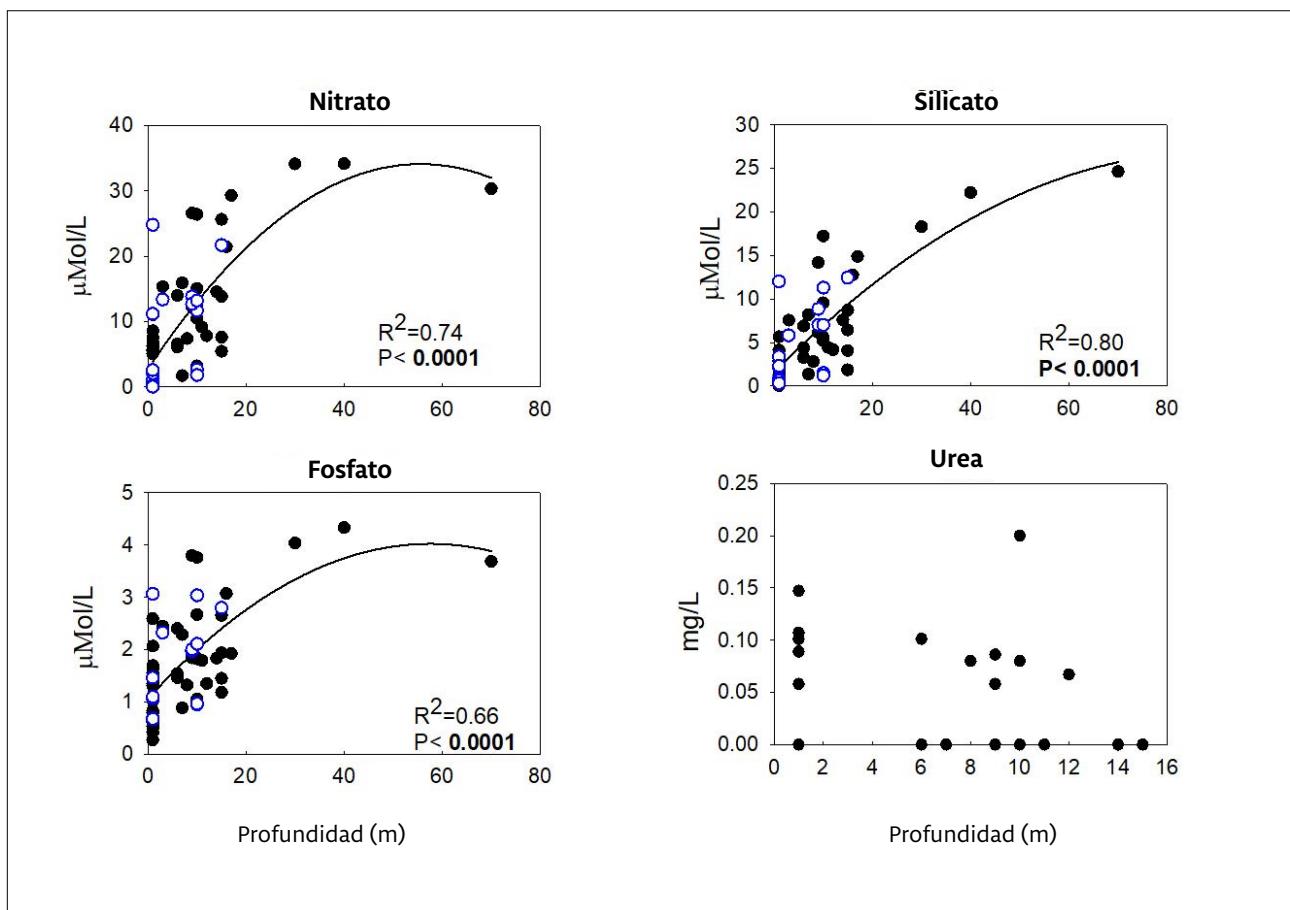


FIGURA III. 20. Concentración de nutrientes inorgánicos y urea en la Bahía de Algarrobo en relación a la profundidad. En todos los casos se indica el mejor ajuste cuadrático. Los círculos blancos de bordes azules abiertos muestran los valores en las estaciones más cercanas al emisario submarino ESVAL.

Como mostramos, las concentraciones de nutrientes en aguas superficiales en la época de primavera y verano puede ser muy variable, incluso en escala de minutos. Esto hace extremadamente difícil poder comparar concentraciones de nutrientes entre sitios sin una serie de tiempo de alta frecuencia. Pero la falta de datos temporales de alta frecuencia sobre la concentración de nutrientes puede ser suplida a través de la relación general entre la temperatura y los nitratos, que caracteriza la mayoría de las zonas costeras del mundo, incluida la de Chile (Nielsen & Navarrete 2004, Pérez-Mayorga

et al. 2011, Palacios et al. 2013, García-Reyes et al. 2014). En el caso de Algarrobo, la relación temperatura-nitrato explica el 83% de la variabilidad (Figura III.21) y considerando todas las localidades de Chile central (ver apéndice) para las cuales existe información en zonas costeras (< 30 m profundidad) explica cerca del 90% de la variabilidad en nutrientes (Figura III.21). Los resultados revelaron que la concentración de nitrato en Algarrobo, por unidad de grado de temperatura, es similar a la de otras bahías y aguas costeras de Chile central y siguen la misma relación (Figura III.21).

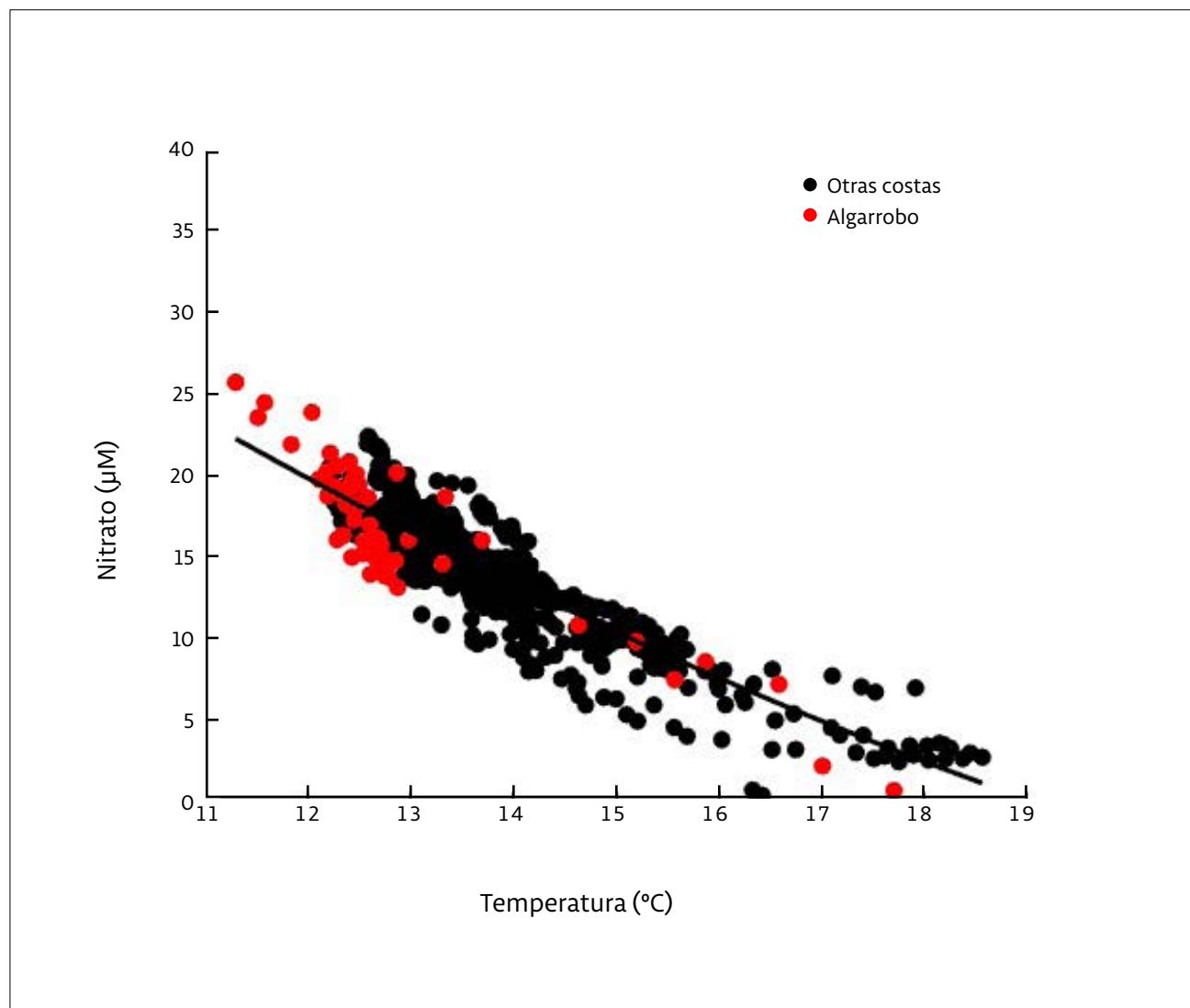


FIGURA III.21. Relación temperatura-nitrato en la Bahía de Algarrobo (puntos rojos) y otras costas del centro-norte de Chile (puntos negros). Los datos provienen de muestras de agua, sensores e instrumentos CTD, y estimaciones derivadas de imágenes satelitales, son considerados costeros dada su cercanía a la costa y por registrar una profundidad inferior a 30 m de profundidad.

Finalmente, entre el 14 y 16 de enero 2023 se llevó a cabo un experimento de incubación preliminar para estimar la tasa de asimilación de carbono de *Ulva stenophylloides* dentro una botella cerrada, suspendida a ca. 3m de profundidad y a la cual se le agregó un trazador de ^{13}C . Se realizaron 3 incubaciones con agua de distinta procedencia: Cercana al punto de emisión del emisario, pero a 10m de profundidad, agua de Los Tubos y mezcla de 50% de agua recolectada a cercana al emisario. La concentración inicial de nitrato y fosfato cercana al emisario fue de 15.4 y 1.9 $\mu\text{mol/L}$, respectivamente, lo que muestra que habría ocurrido importante dilución desde la salida del emisario. El agua de Los Tubos presentó una concentración de 10.1 $\mu\text{mol/L}$ de nitrato y 1.5 $\mu\text{mol/L}$ de fosfato. Después de tan sólo 24 horas de incubación, la concentración de nitrato en la botella llegó a su límite de detección (0.015 $\mu\text{mol/L}$) en todas las muestras y el fosfato varió alrededor de 0.2 y 0.6 $\mu\text{mol/L}$.

La tasa de asimilación de carbono de *Ulva* con agua proveniente cercana al emisario fue el doble (0.103 $\text{mg C/ m}^3 \text{ día}$), comparada con la se incubó con agua diluida en un 50% (0.05 $\text{mg C/ m}^3 \text{ día}$). No se observó señal de asimilación en *Ulva* cuando fue incubada con agua de Los Tubos (Figura III.22 a). Se interpreta que la mayor tasa de asimilación de *Ulva* con agua recolectada cerca del emisario estaría asociada a la mayor concentración de nutrientes que se observó en esa muestra. Además, el origen del nitrógeno asimilado en el tejido de *Ulva* cambio de 14‰ medido al inicio de la incubación, a cerca del 25‰ al final de la incubación (Figura III.22 b). Este resultado podría sugerir que el nitrógeno asimilado tiene un origen terrestre asociado a aguas residuales o aguas desnitrificadas, pero para poder separar esta señal es necesario realizar otro tipo de análisis y repetir estos estudios en múltiples días.

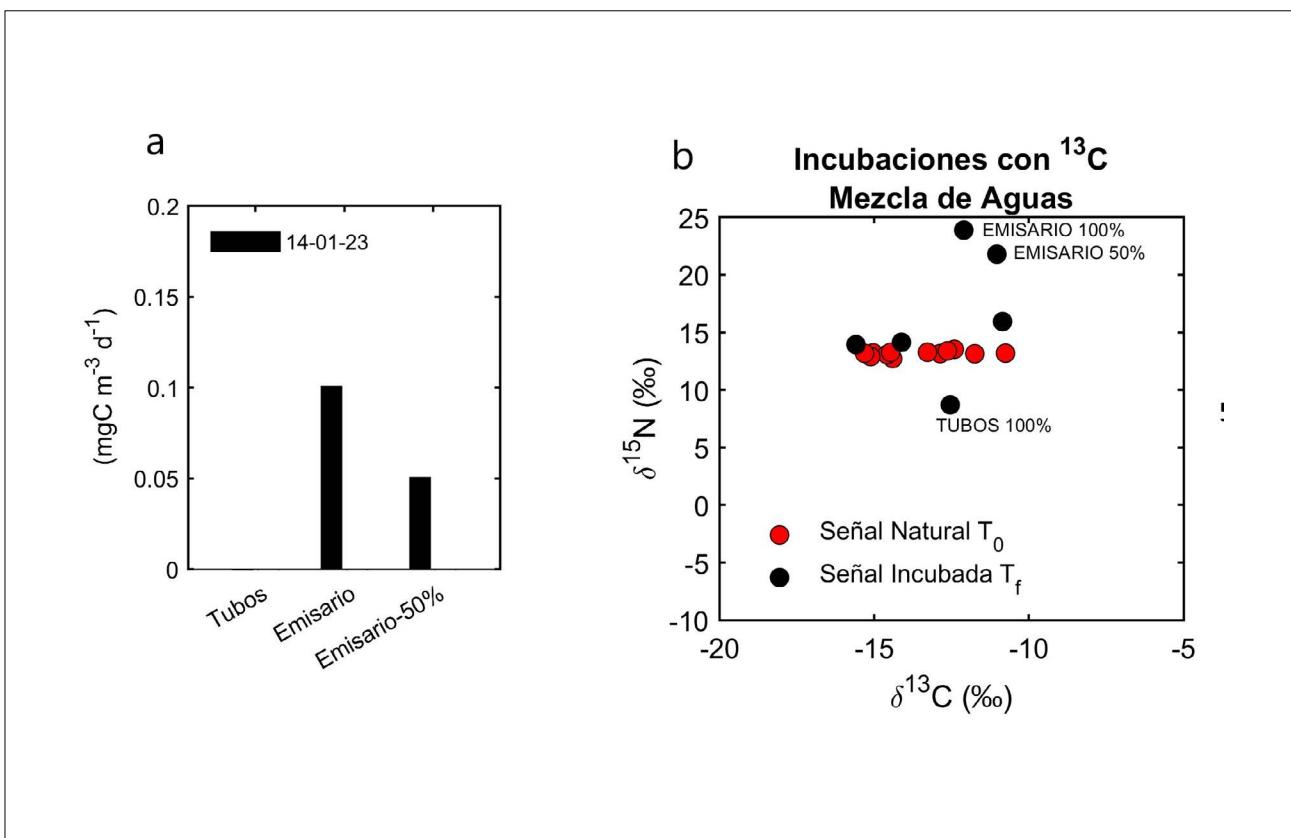


FIGURA III.22. Tasa de asimilación de carbono en *Ulva* determinada mediante adición de ^{13}C y agua de distintos orígenes. El panel izquierdo (a) muestra la tasa de asimilación asociada a los nutrientes disponibles en las aguas de distinto origen. El panel derecho (b) muestra la desviación del fraccionamiento isotópico de ^{13}C y ^{15}N del tejido de *Ulva* al comienzo (círculos rojos) y al final de la incubación (círculos oscuros).

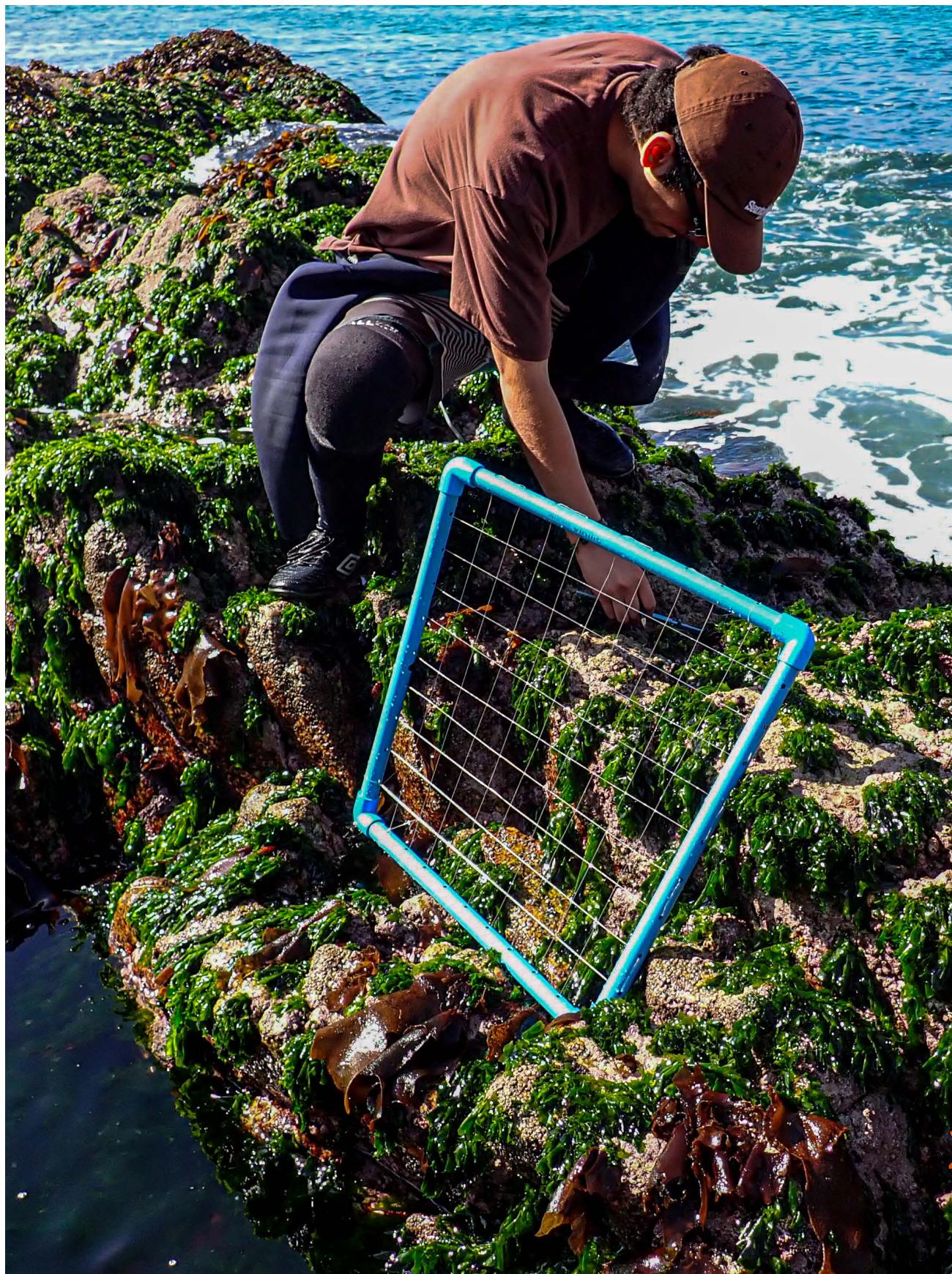
En resumen, los resultados muestran que: a) las concentraciones de nitratos, fosfatos y silicatos en la Bahía de Algarrobo no son más altos, en promedio, que aquellos reportados para otras bahías y aguas costeras de Chile central, con valores superficiales promedio más bajos en invierno que en primavera verano; b) las concentraciones de estos macronutrientes están fuertemente correlacionadas entre ellas, tal como se ha demostrado en muchos otros estudios de sistemas de surgencia costera; c) la razón entre Nitrato y Fosfato en Algarrobo es similar a la reportada en otras zonas costeras de Chile, las que en general son más bajas (más fosfato en relación a nitrato) que el sistema de corriente de California; d) la concentración de estos nutrientes inorgánicos aumenta con la profundidad desde la superficie (ca. 1m) y hasta llegar a los 40-60 m de profundidad, e) la concentración integrada de nutrientes en la columna de agua aumenta rápidamente desde el borde costero hacia el mar, f) la variabilidad diaria en nutrientes está relacionada a la intensidad de la surgencia costera (aumento en estrés del viento sur) que trae aguas frías a la bahía, pero también, g) a la ocurrencia de fenómenos esporádicos de alta frecuencia (minutos), del tipo generado por 'olas internas' y que ocurren mayormente en el sector sur de la bahía. h) No existe ningún patrón espacial medible o persistente en concentración de nutrientes entre el extremo norte y sur de la bahía, ni tampoco con la cercanía al Emisario Submarino de ESVAL, al menos no a escalas de decenas a cientos de metros. h) la tasa de asimilación de carbono de *Ulva* spp-*nephthoides* con agua proveniente cerca del Emisario fue el doble comparada con la se incubó con agua diluida en un 50% y se observó cambios isotópicos en el tejido de *Ulva* que pueden abrir nuevas líneas de investigación.

En conclusión, si bien el emisario submarino necesariamente genera contaminación de las aguas en un volumen alrededor

del punto de emisión (el que debe ser mucho mejor definido), actualmente no existen mediciones que den cuenta que el emisario sea responsable de las altas biomasas de *Ulva* spp y de otras algas que conforman las mareas verdes de Algarrobo. El volumen de nutrientes transportado hacia la costa por las aguas ecuatoriales subsuperficiales diluye cualquier señal de nutrientes expulsado por el emisario, sin embargo, el origen del nitrato (marino o terrestre) puede ser capturado y diferenciado mediante mediciones de isotopos estables ¹¹B (boro) y ¹⁵NO₃ (nitrato) en el agua de mar y en el tejido de las algas. Por lo que se sugiere expandir los estudios isotópicos en tejidos del alga en Algarrobo y otras bahías de referencia.

Precautoriamente, se debe notar que existe la posibilidad de que el emisario aporte algún elemento traza o micro-nutriente que normalmente limite el crecimiento de algas verdes, pero no se cuenta con mediciones para apoyar esa hipótesis. Como se indica más adelante, los planes de vigilancia ambiental (PVA) y nuestras propias observaciones, en general no muestran concentraciones de metales indicativas de alta contaminación. Sin embargo, los planes de vigilancia ambiental del Emisario deberían incorporar monitoreo de coliformes en los organismos filtradores de la bahía y estudios específicos para definir de mejor manera el área directamente impactada por la materia orgánica y coliformes fecales. Adicionalmente se debe enfatizar que esta conclusión no implica en absoluto que el verter desechos domésticos al mar no tiene impactos ambientales negativos en ecosistemas costeros, ni que ocasionalmente éstos puedan dispersarse mucho más allá de lo esperado o programado en el diseño original de un emisario. Los resultados obtenidos solamente indican que estos impactos no son explicativos de las mareas verdes que ocurren en Algarrobo sur.

Ver apéndice para Métodos y detalles



3.5. Experimentos de crecimiento de *Ulva stenophylloides* en la Bahía de Algarrobo

AUTORES

Sergio A. Navarrete, Andres Gonzalez, Alejandra Núñez, Jorge Rivas, Juan Faúndez, Laura Farías, Gonzalo Saldías, Sofía Chacano, Loretto Contreras-Porcia, Fabian J.Tapia.

En enero 2023 realizamos campañas oceanográficas intensivas con observaciones diarias para evaluar la variabilidad en las concentraciones de nutrientes (nitrato, nitrito, fosfato, silicato y urea) y se realizaron experimentos *in situ* (anclajes experimentales), en los sectores de playa Los Tubos y playa Bora-Bora en el sector norte más cercano al emisario submarino. Los objetivos fueron: a) cuantificar las tasas de crecimiento diario de *Ulva stenophylloides*, b) evaluar su relación con la variación diaria en concentraciones de nutrientes, y c) evaluar si las algas crecen más rápido en

el sector sur o norte de la bahía, distantes entre sí 1.6 km. Usando fondeos anclados a 10 m de profundidad en ambos sitios, se suspendieron frondas de *U. stenophylloides* a 3-4 m de profundidad y se monitoreó su crecimiento diario durante varios días consecutivos. Simultáneamente, y en los mismos fondeos, se llevó a cabo un experimento de crecimiento acumulativo, midiendo el crecimiento después de 1, 2, 4, 9 y 16 días de exposición a las condiciones en terreno. Esto nos permitió obtener estimaciones de la pérdida de biomasa de las frondas.

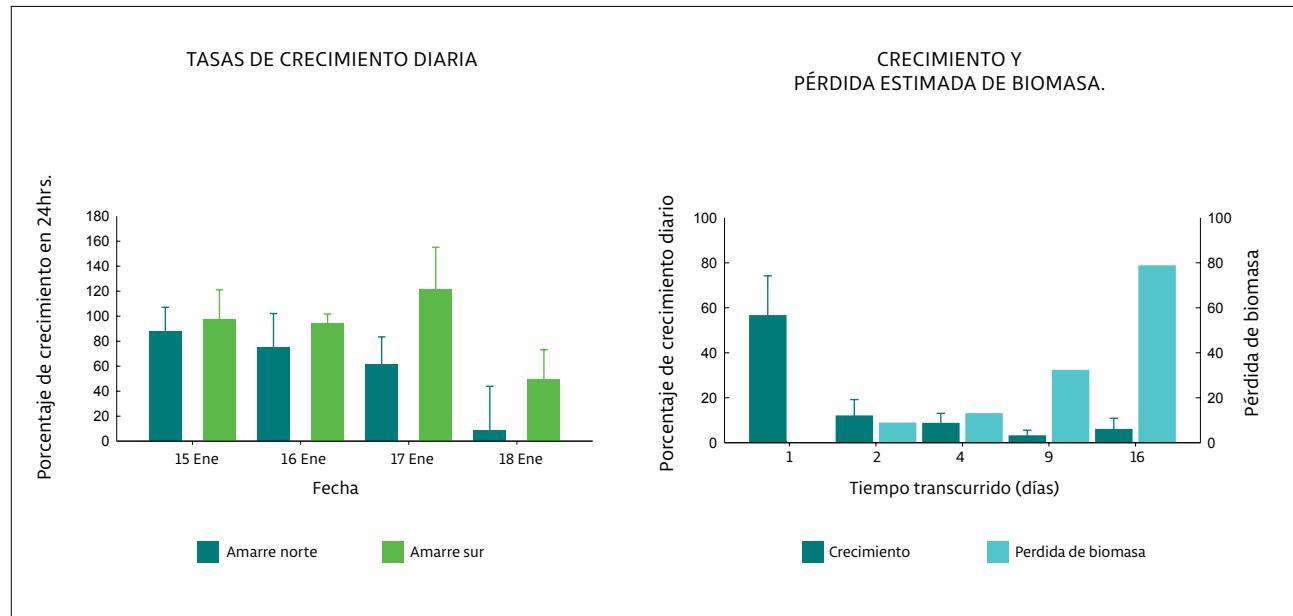
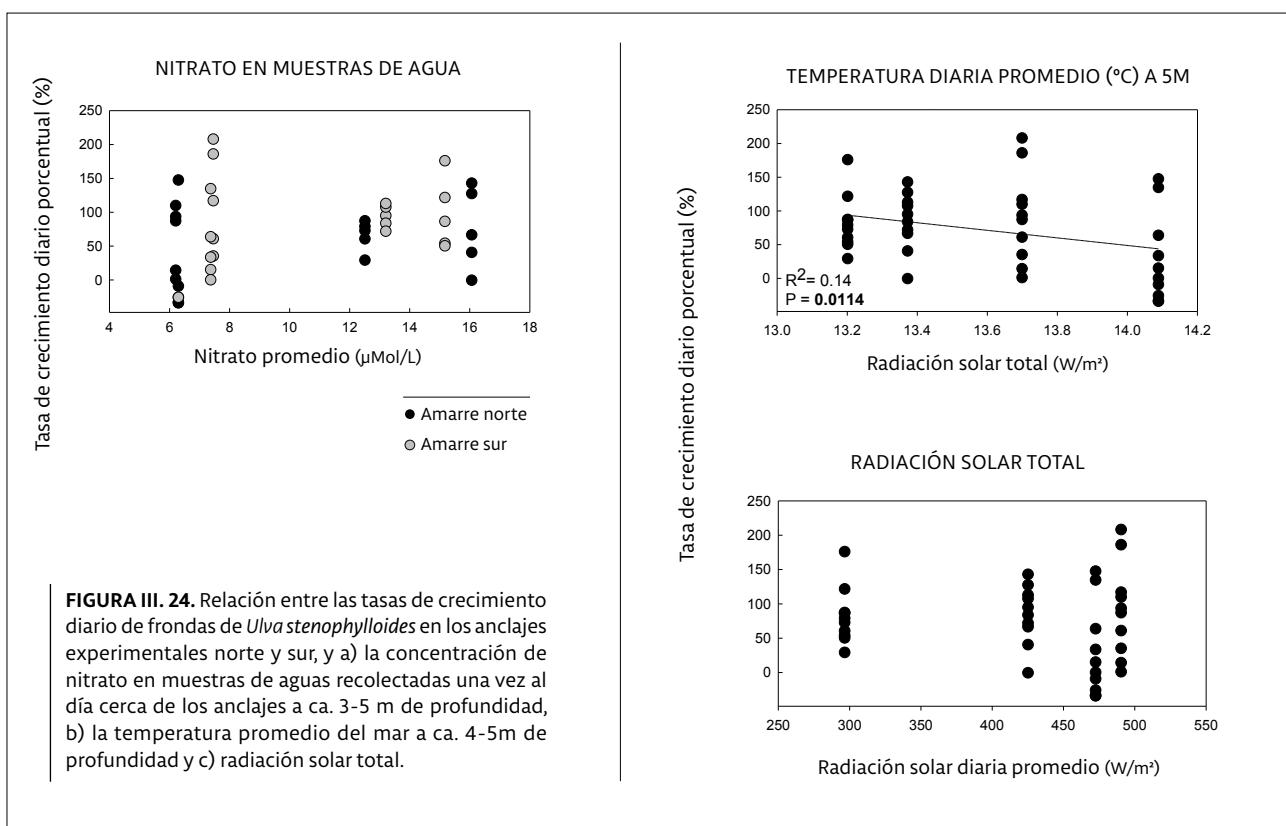


FIGURA III. 23. a) Tasas de crecimiento diario expresadas como porcentaje de cambio en peso húmedo cada 24h de la especie *Ulva stenophylloides* a ~ 3m de profundidad en el sector sur (frente Playa Los Tubos, barras verde claro) y sector norte (frente a Bora Bora, barras verde oscuro), en enero 2023. b) Crecimiento acumulado de *U. stenophylloides*, expresado como porcentaje de cambio en peso húmedo por día, transcurridos 1, 2, 4, 9 o 16 días de exposición en el anclaje experimental norte (verde oscuro) y estimación de biomasa perdida (liberada a la columna de agua) por una fronda inicial de ~ 3 g de peso húmedo (barras celeste).

Los resultados mostraron una variabilidad diaria importante en la concentración de nutrientes dentro de la bahía, pero no se observó un patrón espacial persistente en ninguno de los nutrientes medidos (Figura. III.18). Los resultados del experimento mostraron: a) que en promedio las frondas de *Ulva stenophylloides* pueden crecer diariamente entre un 9 % y un 121 % de su peso (Figura III.23), b) que estas tasas de crecimiento son comparables con las registradas en experimentos similares en aguas costeras del sistema de la Corriente de California y en nuestros laboratorios de Las Cruces, c) que una estimación conservadora de la pérdida de biomasa indica que una fronda flotante de aproximadamente 3 g de peso húmedo puede producir casi 80 g de fragmentos de frondas en 16 días, d) que las frondas crecen ligera pero significativamente más rápido en el extremo sur (Los Tubos) que en el extremo norte de la bahía (Bora-Bora), y e) que las tasas diarias de crecimiento no se relacionan con la concentración de nutrientes medidas una vez al día cerca de los fondeos experimentales, ni con la radiación solar, pero sí están significativa y negativamente relacionadas con los cambios diarios en la temperatura promedio del agua a ca. 3-5m de profundidad (Figura III.24).

Los registros continuos de temperatura en los tres anclajes instalados en la bahía de Algarrobo entre 2021 y 2023 mostraron que en el extremo sur hay pulsos rápidos de enfriamiento (de minutos a horas) que indican la llegada de agua fría en los meses de primavera-verano, especialmente a profundidades de 5-17 m (Figura III.25). Estos eventos se perciben atenuados en el centro de la bahía y están casi ausentes en el extremo norte, a solo 1.6 km de distancia (Figura III.26). Estos eventos de alta frecuencia en temperatura tienen características de 'olas internas', como las descritas para otros puntos de la costa de Chile central (Vargas et al. 2004) y que en otras costas del mundo se han asociado experimentalmente a pulsos de nutrientes que fertilizan la zona costera (Witman et al. 1993, Leichter et al. 1998, Perez-Mayorga et al. 2011). Las olas internas se producen, principalmente, por la interacción entre irregularidades batimétricas (como el cañón submarino de San Antonio) y flujos mareales (cambios en el nivel del mar), y posiblemente por la compleja batimetría del sector sur de la bahía de Algarrobo en donde se encuentran los bajos de farellones. Estimaciones del incremento de las concentraciones de nitrato asociado a estos pulsos de agua fría sugieren que estos eventos de 'olas internas' podrían explicar el mayor crecimiento de *Ulva* en el extremo sur de la bahía.



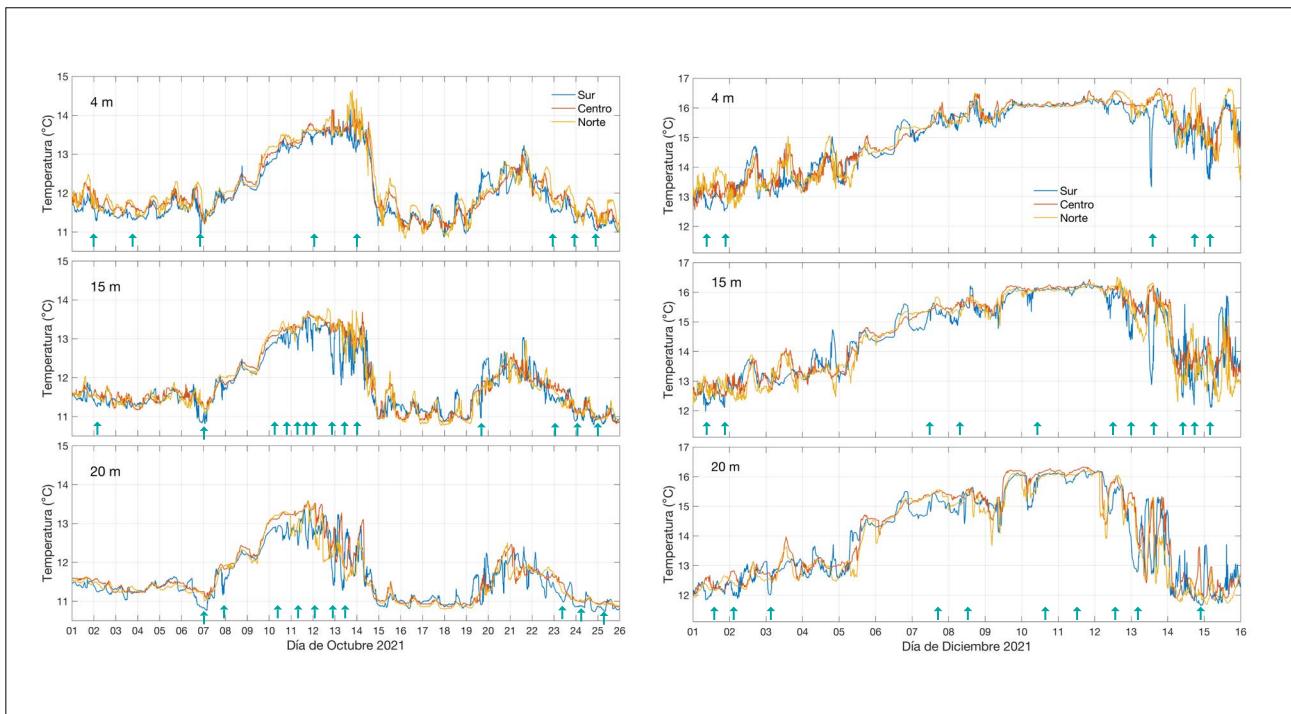


FIGURA III. 25. Temperatura del mar a 4, 15 y 20 m de profundidad en los anclajes Sur (TS), centro (TC) y norte (TN) de la bahía de Algarrobo en periodo de primavera-verano. Las flechas indican eventos de enfriamiento de alta frecuencia (minutos, horas) que ocurren principal o exclusivamente en el sitio del sur (AS).

En conclusión, no encontramos indicios de que la cercanía al emisario submarino de Algarrobo pueda afectar directamente el crecimiento de *Ulva* spp en la capa somera (<10 m de profundidad) y ayudar a explicar las mareas verdes. Las algas crecen levemente más rápido en el sur (Los Tubos) que en el norte (Bora-Bora), probablemente por la mayor

influencia de olas internas sobre la disponibilidad local de nutrientes. Sin embargo, se debe notar que en ambos puntos de la bahía *Ulva* crece a tasas muy altas (> 40% diario en peso húmedo) y, por ello, la ausencia de eventos masivos de *Ulva* en el norte no puede de ninguna manera explicarse por limitación de nutrientes.



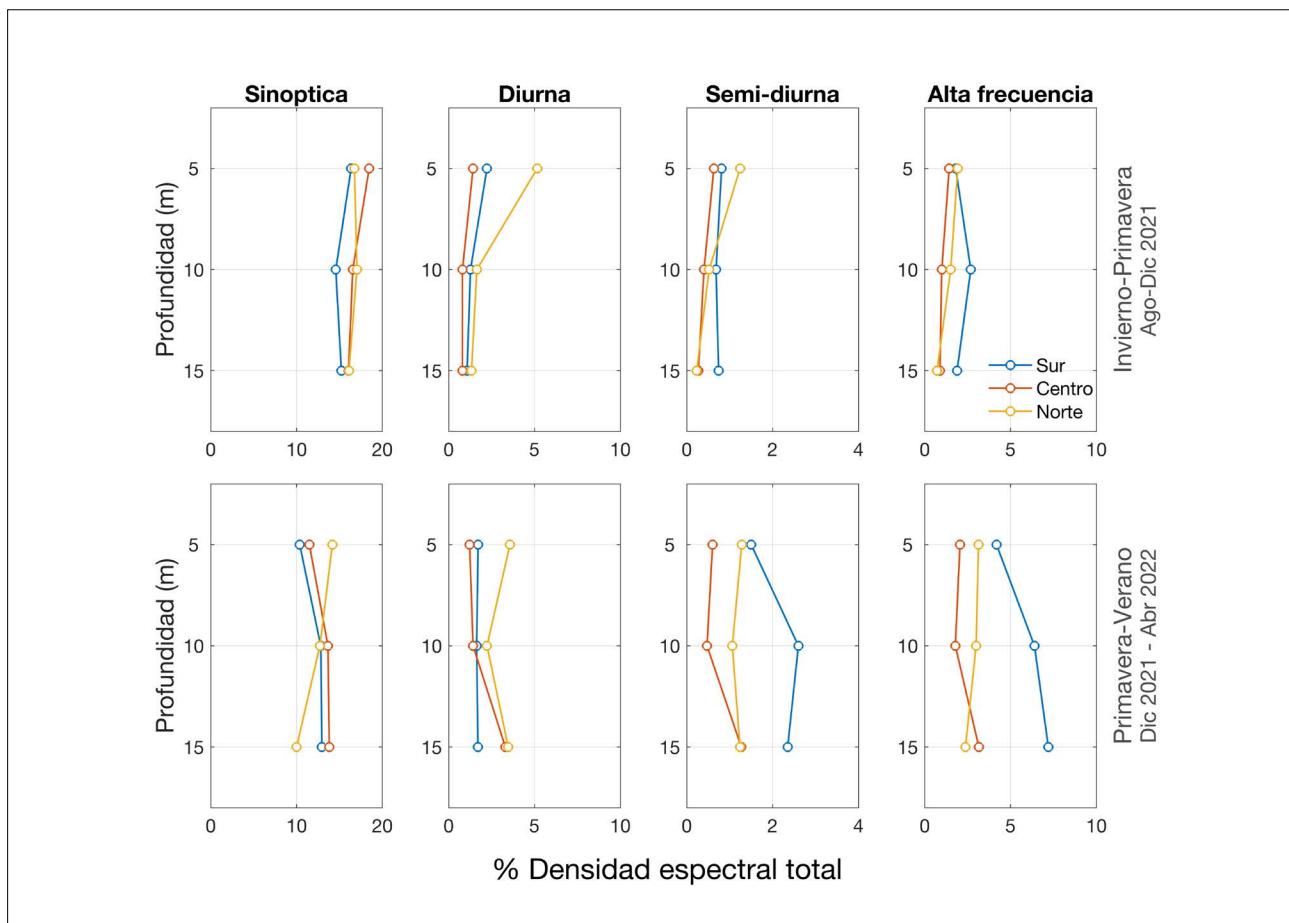


FIGURA III. 26. Importancia relativa de distintas escalas de variabilidad en la temperatura del mar a distintas profundidades en los anclajes sur, centro y norte de la Bahía de Algarrobo (colores) para invierno-primavera (paneles superiores) y primavera-verano (paneles inferiores). Los valores corresponden al porcentaje de la variabilidad total obtenidos desde análisis espectrales correspondientes a la escala sinóptica (2-7 días), diurna (24 horas), semi-diurna (12 horas) y de alta frecuencia (minutos).

Una hipótesis para explicar la baja abundancia de *Ulva* en el sector norte de la bahía, es que la presencia de sustrato estable no erosionable en esa parte de la bahía permite el establecimiento de algas corticadas (ej. *Mazzaella laminarioides*, *Gelidium chilense*) y algas pardas de gran tamaño (*Lessonia spicata* y *Macrocystis pyrifera*), que son competidores dominantes sobre *Ulva* (Nielsen y Navarrete 2004, Broitman et al. 2001). La presencia de estos competidores puede ayudar a mantener la abundancia de algas verdes bajo control, como ocurre en la costa expuesta de la costa central. La mayor abundancia de algunos herbívoros ramoneadores en ese sector de la bahía, incluyendo posiblemente peces que habitan el

bosque de macroalgas, también puede ser importante en controlar la abundancia de algas verdes. Se sugiere entonces proteger ese sector de costa con medidas que aseguren la persistencia de herbívoros bentónicos y peces, como también la conservación de las praderas de 'huiros' en esta zona. Finalmente, los resultados de desprendimiento de fragmentos de frondas en *Ulva stenophylloides* sugieren que el alga no necesita desprenderse para generar mucha biomasa flotante y que se debe evitar el corte de frondas y su liberación a la columna de agua para disminuir la potencial propagación de la biomasa en la zona.

Ver apéndice para Métodos y detalle de resultados.

3.6. Contaminantes y metales en Bahía Algarrobo

AUTORES

Loretto Contreras-Porcia, Jorge Rivas, Alejandra Núñez, Andrés Meynard.

Se realizaron cuatro campañas entre 2021 y 2023 para analizar concentraciones de metales pesados en muestras de agua de mar superficial, tomadas en triplicado, tanto desde el borde costero como desde embarcaciones (Figura. III.27). Los parámetros fisicoquímicos determinados no reflejan alteraciones mayores en la biodisponibilidad de metales

pesados en la columna de agua. En cuanto a los metales en el agua de mar, los resultados indican que esta zona presenta un bajo impacto antropogénico, considerando los metales en su conjunto a través de la determinación de los índices toxicológicos MPI (Marine Pollution Index) y PLI (Pollution Load Index).



FIGURA III. 27. Sitios de muestreo de aguas costeras, recolectadas desde el intermareal, para análisis de metales y contaminantes en sector playa Los Tubos de Algarrobo. a) Sector sur, hacia Cofradía, b) sector tubo ex-emisario, c) sector norte. Otras muestras en la columna de agua se tomaron desde embarcaciones.



Sin embargo, en una de las campañas se observó una mayor carga de metales pesados (MPI: 3.179) y una mayor contaminación (PLI: 0.2372) en Playa Los Tubos, en comparación con la zona más al sur cercana a la Cofradía (Figura. III.28). Además, y de manera preocupante, los resultados indican una alta concentración de Cobre en el agua recolectada cerca de Los Tubos, superando el estándar de calidad de agua de mar indicada por la EPA (Environmental Protection Agency de Estados Unidos).

Lamentablemente, estas mediciones se realizaron solo en una de las cuatro campañas. Se plantea entonces, la necesidad de realizar estudios dirigidos a una mejor caracterización de la concentración de Cobre en el sector Playa Los Tubos-Cofradía y también en las aguas superficiales de la Bahía, y tratar de determinar sus potenciales fuentes. No se descarta la influencia de emisiones de desechos domésticos o naturales en ese sector que podrían estar enriquecidos en cobre y llegar al mar en aguas superficiales de escorrentía o subterráneas.

Ver Apéndice para detalles de resultados y métodos

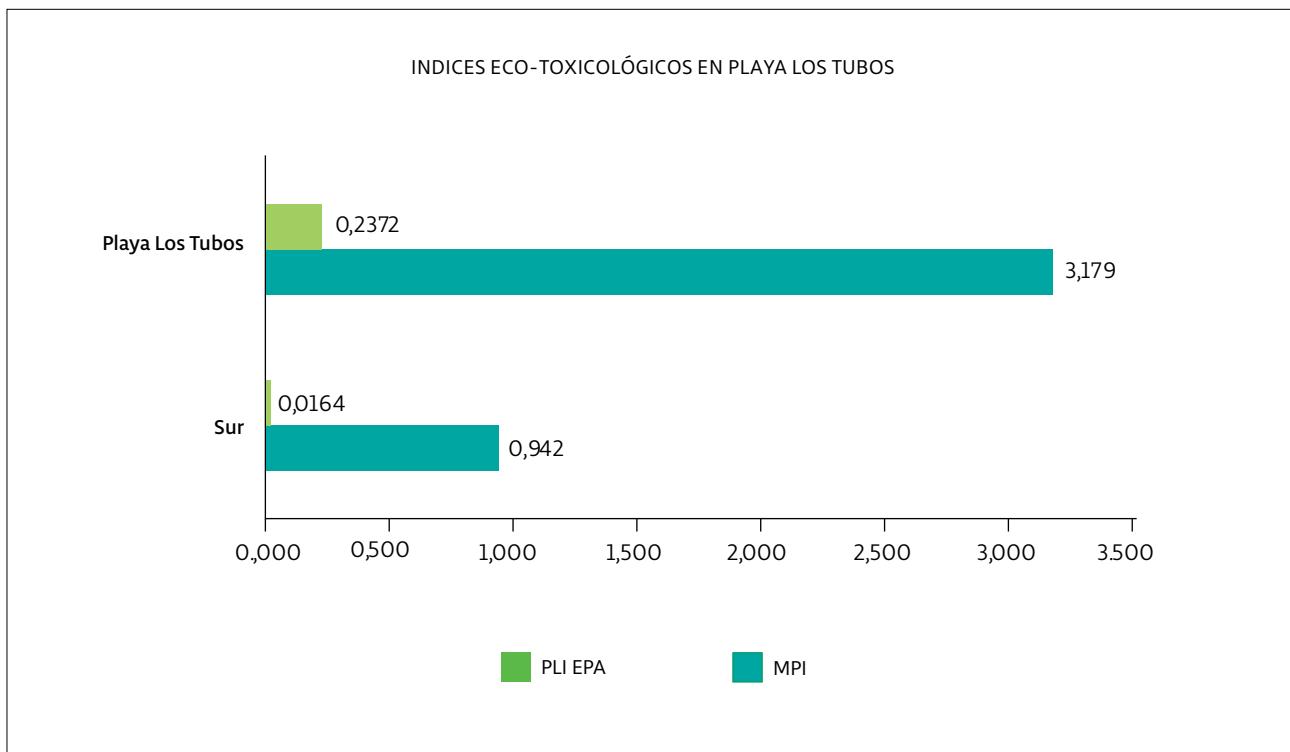


FIGURA III.28. Índices eco-toxicológicos en dos sitios de muestreo del sector Playa Los Tubos.

3.7. Plan de Vigilancia Ambiental de ESVAL y sugerencia de modificaciones

Se realizó la digitalización y análisis de los informes anuales del Plan de Vigilancia Ambiental (PVA) del emisario de ESVAL para el periodo 2017 a 2022, generando series temporales de las variables más relevantes. Es importante notar que el Decreto Supremo N° 90, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, promulgado en el año 2000, establece las normas para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua, incluyendo aguas marinas y continentales y es el que regula todas las medidas de contaminantes orgánicos e inorgánicos en agua de mar, incluyendo metales, nutrientes, y coliformes. Las mediciones deben ser realizadas por laboratorios certificados independientes, siguiendo protocolos internacionales y normas nacionales, con el objetivo de proteger la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos. Estos informes son supervisados por la Autoridad Sanitaria en toda la operación en tierra, y por la Autoridad Marítima en el mar, que en este caso es la Unidad de Medio Ambiente de la Gobernación Marítima de San Antonio. Otro punto relevante es que, aunque los proyectos de emisarios submarinos de la zona central de Chile fueron aprobados antes de la Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente de 1994, todas sus emisiones deben cumplir con el Decreto Supremo N° 90.

Los informes del PVA de ESVAL incluyen la medición de coliformes, metales, nitrógeno, fosfatos, grasas y varias otras variables en muestras recolectadas en el origen del emisario desde donde se impulsan los desechos al mar ('efluente'), en borde costero (desde puntos fijos en la playa) y en algunos en la columna de agua, cerca de la boca del emisario. Todos los análisis son realizados por laboratorios externos certificados.

Durante el periodo entre 2017 y 2022, los valores puntuales de caudal máximo del emisario presentaron gran variabilidad, con máximos que tienden a ocurrir entre febrero y abril, y mínimos en invierno, pero en ocasiones también ha habido máximos en junio. Si bien los caudales promedio y caudales máximos puntuales se han mantenido por debajo de los límites estructurales de diseño para el emisario (400 L/s), se observa una tendencia significativa al aumento en caudal máximo promedio en esta ventana de tiempo, desde máximos alrededor de 200 L/s en 2017-2018 a alrededor de 320 L/s en 2022 (Figura. III.29). Se debe entonces vigilar el caudal máximo puntual del emisario y se sugieren estudios de proyección de estos caudales considerando los cambios en la población permanente y estival.

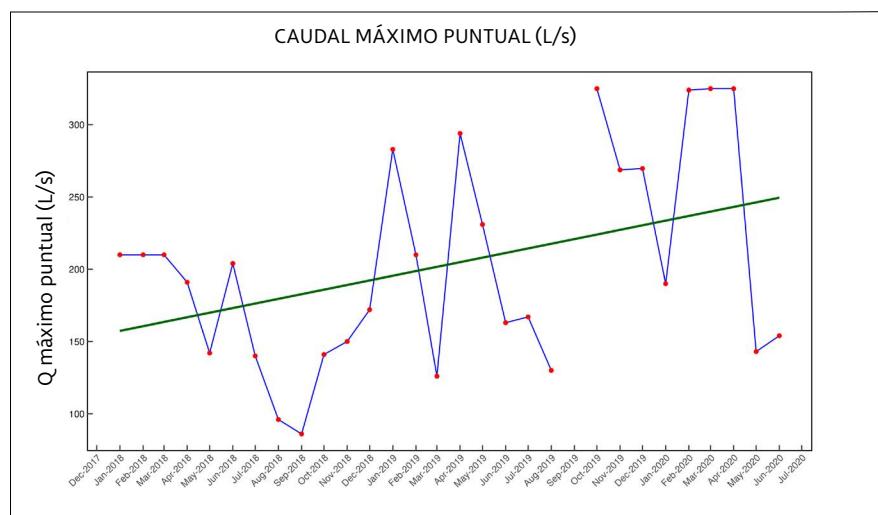


FIGURA III.29.

Caudales máximos en punta (Litros/s) del emisario submarino ESVAL para el periodo 2017-2020. La línea verde representa la tendencia lineal en el periodo.

Las concentraciones de cadmio, zinc, cobre y plomo medidos en el punto de origen del emisario de Algarrobo, antes de la descarga, se caracterizaron por presentar valores relativamente estables en el tiempo e inferiores al límite máximo permitido por el D.S. N°90. La posible excepción fue el cobre, que mostró una leve tendencia a la baja en concentración

a partir de febrero de 2019 y hasta 2022 (Figura III.30). Los aceites y grasas en la columna de agua y en el borde costero presentaron un máximo de cerca de 100 mg/L en enero 2017 y se han mantenido constantes, por debajo de 20 mg/L desde entonces, por debajo de los límites máximos establecidos en el DS 90.

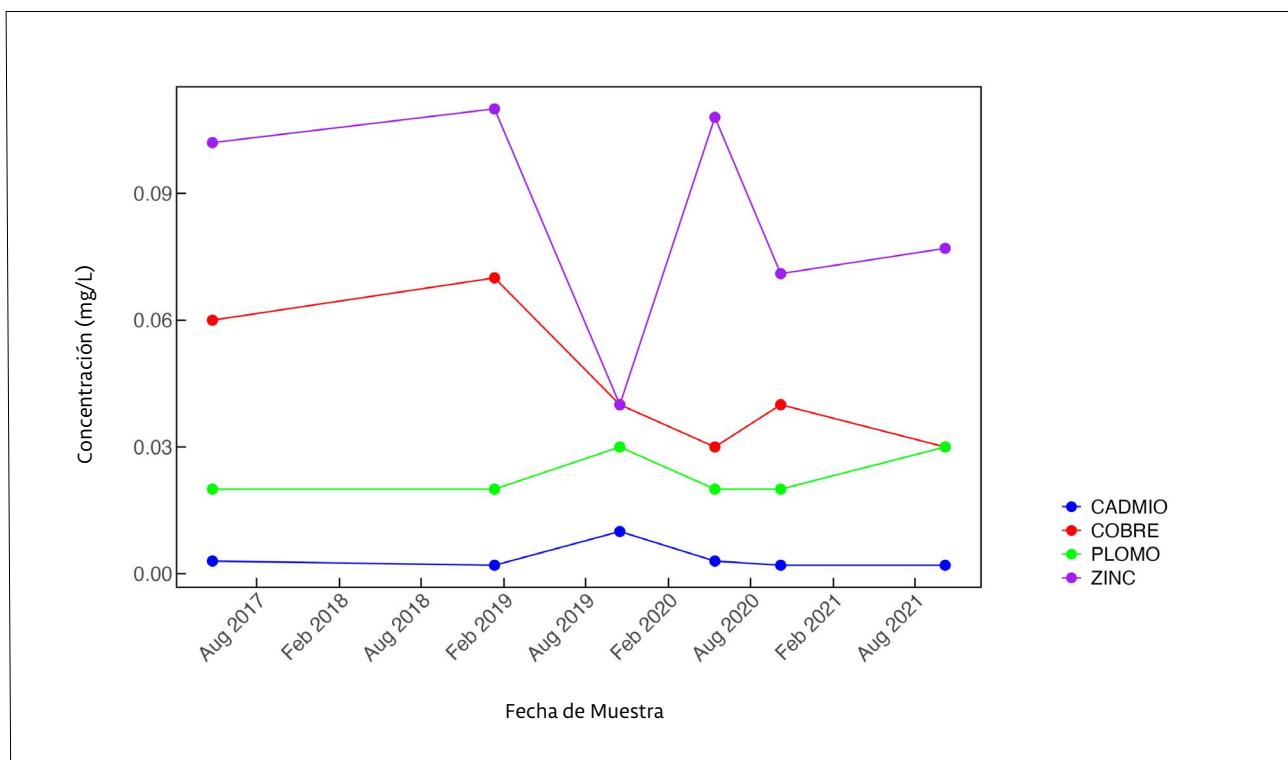


FIGURA III.30.

Concentración de metales en muestras tomadas como parte del Plan de Vigilancia Ambiental del emisario submarino ESVAL en distintos puntos de la Bahía de Algarrobo.

Las mediciones de nitrógeno y de fosfatos en el PVA siguen los estándares de medición de contaminantes establecidos para estas emisiones, pero hacen difícil su comparación de manera directa con las mediciones de nutrientes realizadas en estudios oceanográficos. Además, la baja frecuencia de observación hace muy difícil establecer tendencias temporales. Las concentraciones de fósforo total entre 2019 y 2020 se ubicaron alrededor de 0.5-0.7 mg/L con máximos de cerca de 1,5 mg/L. En 2022 se observaron concentraciones de fosfatos similares, entre 0.5 y 0.7 mg/L. Las concentraciones de fósforo total en la columna de agua fueron menores que en el efluente, y los valores reportados están generalmente por debajo de las concentraciones de fosfato (PO₄) medidas en

la columna de agua en los estudios oceanográficos en otros puntos de la bahía. Pero éstas son mediciones puntuales difíciles de interpretar dada la variabilidad temporal natural (ver arriba). El nitrógeno medido como Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), que corresponde al nitrógeno orgánico total más el amonio (no considera nitratos y nitritos), en superficie y a 10 m de profundidad, mostró valores levemente superiores a 0.2 mg/L en 2019 y nuevamente alrededor de 0.25 mg/L en 2022 con un máximo puntual levemente superior a 0.3 mg/L (Figura III.31). En los estudios oceanográficos se realizan mediciones de nitrógeno inorgánico disuelto (nitrato + nitrito) que es la principal forma en que el nitrógeno es capturado por organismos fotosintetizadores.

Se realizó un análisis preliminar de los ingresos de nitrógeno a la Bahía de Algarrobo considerando como ingresos el Emisario submarino y la surgencia costera, considerando como caudal promedio del emisario el caudal de punta observado durante los máximos de verano, es decir, como si los aportes máximos observados persistieran todos los días del año, e ignorando otros aportes, como los mediados por ondas internas que ocurren en el extremo sur, o esteros que pueden romper al mar ocasionalmente. Usando principios de balance de masas se usa la información de que la

capa de Ekman ocurren entre superficie y 30 m a 200 m de profundidad, generando una superficie (dos dimensiones) que se desplaza a 0,1-1,0 m²/s, en promedio 0,5 m²/s, que se desplaza mar afuera. Esto genera un flujo de aproximadamente ~ 500m³/s por kilómetro de costa. Usando los valores de nitrógeno total de emisario y surgencia, se estima que entre el 98% y 99% de los aportes diarios promedio de nitrógeno, a través del año, provienen del proceso de surgencia de aguas subsuperficiales. Ver Apéndice para detalles de métodos.

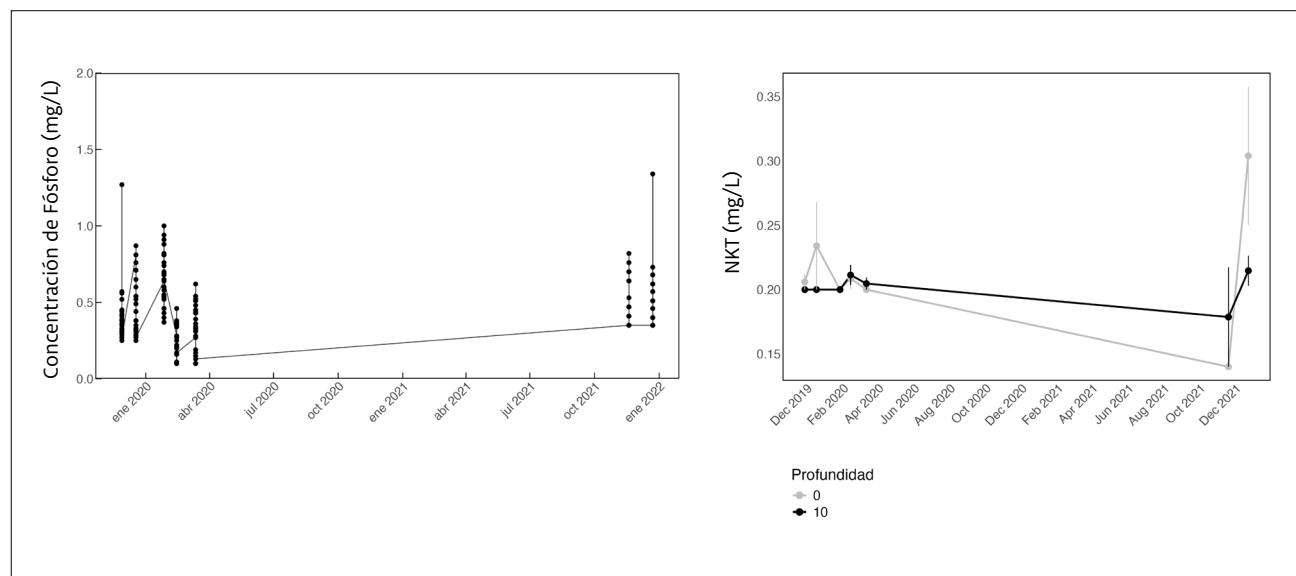


FIGURA III.31 Concentración de fósforo en agua servidas y de Nitrógeno Kjeldahl Total (TKN), que corresponde a nitrógeno orgánico total más amonio, tomadas como parte del Plan de Vigilancia Ambiental del emisario ESVAL en distintos puntos de la Bahía de Algarrobo.



Las concentraciones de coliformes fecales en la columna de agua y el borde costero (mediciones desde la playa) se han mantenido por debajo de 1000 NMP/100 mL, pero con una excepción notable en enero de 2020, cuando se registró un valor superior a 3000 NMP/100mL (Figura III.32). Por otro lado, las concentraciones en el efluente (antes de la descarga al mar) mostraron amplias fluctuaciones entre 2017 y 2022,

con tendencia a mayores valores en los meses de verano. En cuanto a los coliformes totales, las concentraciones en el efluente durante 2017 se mantuvieron alrededor de 2 NMP/100 mL con máximos sobre 5 NMP/100L, para bajar a valores alrededor de 1 NMP/100 mL el 2019 y cercanos a cero el 2020 y 2022. Las concentraciones en la columna de agua fueron significativamente más bajas.

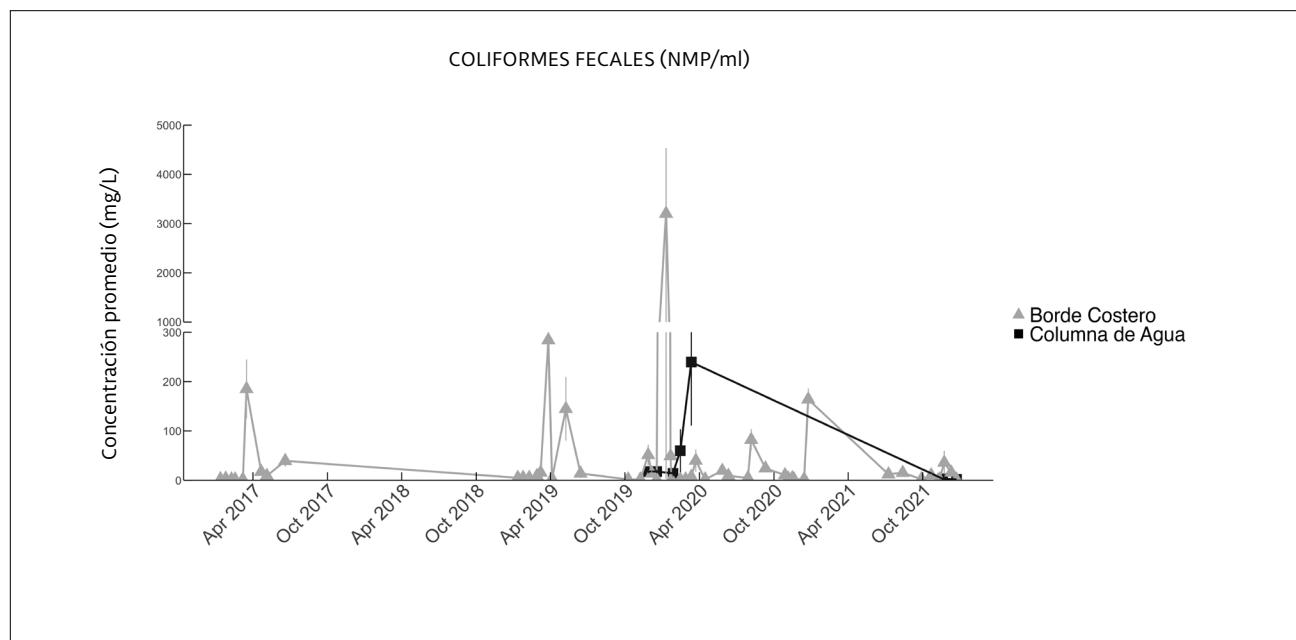


FIGURA III.32. Concentración de coliformes fecales en muestras tomadas como parte del Plan de Vigilancia Ambiental del emisario submarino ESVAL en el borde costero y en la columna de agua de la Bahía de Algarrobo.

Es importante destacar que el 25 de noviembre de 2022 el grupo de investigadores participantes de los estudios de Algarrobo sostuvo una reunión en ECIM con el superintendente de servicios sanitarios para la Región de Valparaíso, la autoridad marítima ambiental de la Gobernación Marítima de San Antonio, y gerentes de la empresa ESVAL, para discutir posibles modificaciones al PVA, que lo hicieran más efectivo para evaluar posibles efectos sobre los ecosistemas costeros. En marzo de 2023 los investigadores entregaron una Propuesta de Modificación del PVA del emisario submarino de Algarrobo. La propuesta incluye la modificación de la distribución espacial de las mediciones y las variables (“parámetros”) a incluir en los monitoreos.

Debemos notar que, si bien los coliformes fecales se han mantenido, en general, por debajo de la norma para zonas costeras, llama la atención la falta de estudios de colifor-

mes en organismos filtradores (ej. choritos, almejas) de la zona. El programa P.O.A.L. (Programa de Observación del Ambiente Litoral) de la DIRECTEMAR, que mantuvo un punto de observación en Algarrobo hasta 2017, tampoco incluyó muestras en organismos filtradores. Esta es una falencia importante de los programas de monitoreo ambiental (PVAs o programas de salud ambiental de Estado), en zonas cercanas a emisarios submarinos. El PVA del emisario debería incluir un programa de monitoreo de coliformes en organismos filtradores en distintos puntos de la bahía.

Por último, se sugiere además realizar un estudio de coliformes fecales y estado o condición de las especies filtradoras de fondo marino blandos en la Bahía a distintas distancias al emisario, para definir mejor la zona de afectación del emisario y poder así definir las zonas seguras para la extracción de productos del mar tipo almejas, para consumo humano.

3.8. Corrientes y Patrones de Circulación en la Bahía de Algarrobo

AUTORES

Francesca Search, Odette Vergara, Gonzalo Saldías, Fabian J. Tapia, Sergio A. Navarrete.

Para caracterizar las corrientes en el interior de la bahía y proveer las bases para construir posteriormente un modelo de circulación, se realizaron mediciones de corrientes mediante la instalación de perfiladores acústicos Doppler (ADCP) en dos períodos distintos. El primer conjunto de mediciones se realizó entre el 18 de noviembre de 2021 y el 13 de enero de 2022, utilizando un ADCP RDI Workhorse de 600 kHz, situado en el fondo marino cerca del centro de la bahía (aprox. 1 km al noroeste del anclaje TC, Figura III.12), a una profundidad de aproximadamente 30 m. Los datos de corrientes se registraron cada 15 minutos, con una resolución vertical de 0.5 m. En el segundo periodo de mediciones, entre el 21 de diciembre de 2022 y el 30 de enero de 2023, se instalaron dos ADCPs para medir simultáneamente en los sectores sur y norte (TS,TN, Figura III.12.) de la bahía.

Las condiciones oceanográficas se registraron mediante perfiladores CTD a lo largo de los transectos usados en todas las campañas de Algarrobo. Se realizaron tanto lances verticales de CTD en puntos fijos, como mediciones con CTD arrastrado (Rapid Pro CTD). Además de los tres anclajes con sensores de temperatura a tres profundidades, se obtuvieron datos de temperatura superficial del mar (TSM) para la región a partir de imágenes satelitales, utilizando el producto de reanálisis de alta resolución (1 km) conocido como MUR (<https://registry.opendata.aws/mur/>). Se utilizó además información sobre fluctuaciones diarias del campo de viento en la zona, descargada del conjunto de datos climáticos ERA5 (<https://cds.climate.copernicus.eu/>).

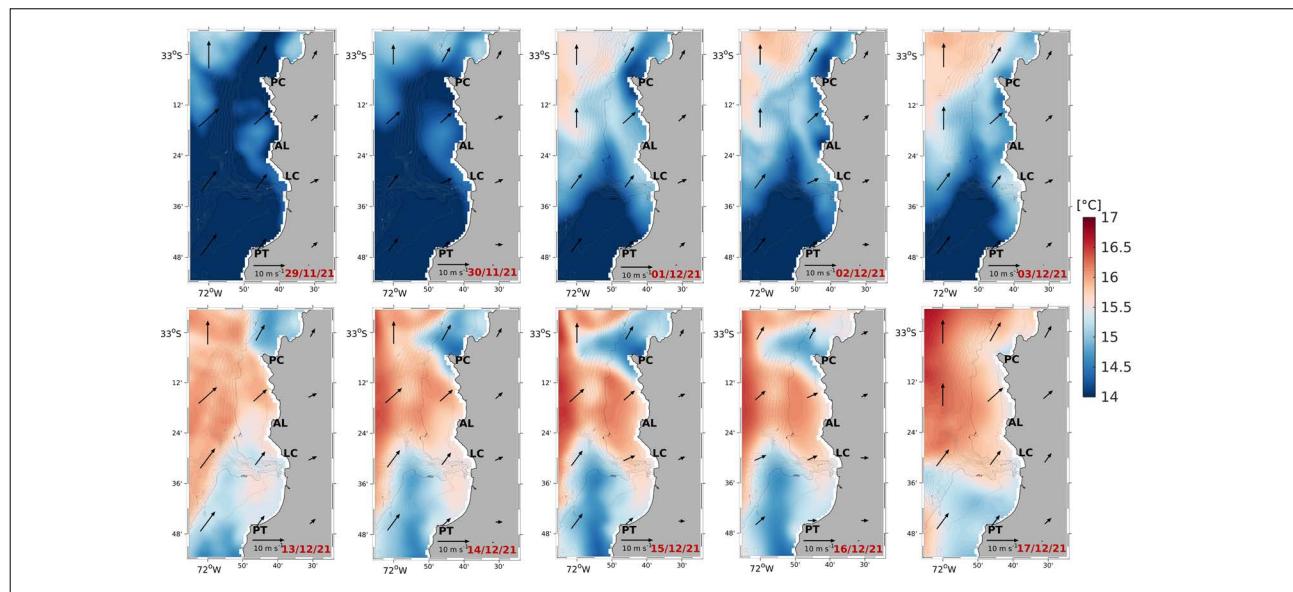


FIGURA III.33. Temperatura superficial del mar diaria satelital del producto MUR (ver escala de colores) con vectores del promedio diario de viento desde ERA5 para los períodos entre el 29 de noviembre al 3 de diciembre de 2021 y del 13 al 17 de diciembre de 2021. La bahía de Algarrobo está marcada por AL.1.

Las temperaturas superficiales muestran que, en contraste con la Bahía de Cartagena (al sur de LC, Figura III.33.) que permanece en una sombra de surgencia con aguas comparativamente más cálidas durante la intensificación del viento favorable a la surgencia (viento suroeste), la Bahía de Algarrobo (AL) tiene un comportamiento variable, con rápida penetración de aguas frías de surgencia (Figura III.33). La respuesta de la surgencia es levemente menor a lo que se observa en los centros de intensificación de surgencia de Punta Curaumilla (PC) por el norte, o Punta Toro (PT) por el sur, pero mayor que en Bahía Cartagena.

Durante los dos períodos de mediciones, la mayor parte del tiempo las corrientes dentro de la bahía fueron barotrópicas, es decir, no estaban estratificadas y toda la columna de agua se mueve en la misma dirección y

solamente durante breves períodos de tiempo se observaba circulación diferente en superficie y fondo (Figura III.34-35). La influencia de la marea astronómica fue muy baja, correspondiendo a menos del 20% de variación en las corrientes. Las corrientes promedio fueron moderadas y comparables a otras zonas costeras, con velocidades promedios en el sentido este-oeste similares a las corrientes norte-sur. Las corrientes a lo largo de la costa fueron variables en dirección, con corrientes generalmente débiles hacia el norte, interrumpidas por corrientes más fuertes hacia el sur cuando se disminuyen los vientos de surgencia o aumentan los vientos no favorables a la surgencia (Figura III.34-35). Además, durante el segundo período, en el sur se observaron corrientes fuertes saliendo de la bahía (dirección suroeste), las cuales fueron mucho más intensas que en el norte.

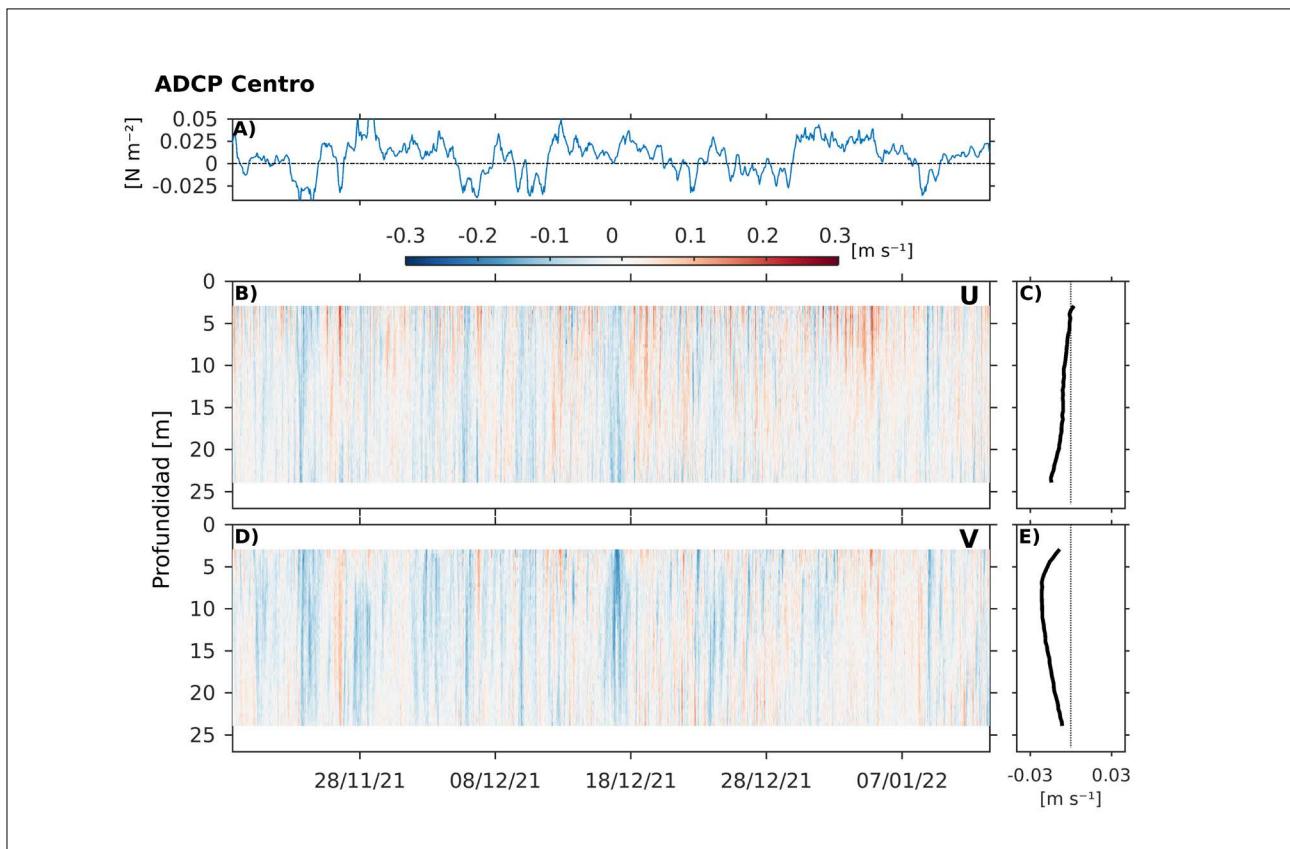


FIGURA III.34. Corrientes en Bahía de Algarrobo medidas con ADCP anclado a 30m en el centro de la Bahía (cerca anclaje TC) entre el 18 de noviembre 2021 y el 13 de enero 2022. Corrientes este-oeste (B) y norte-sur (D), con sus perfiles promedios de corrientes (C y E). Estrés del viento del nodo ERA 5 más cercano (A).

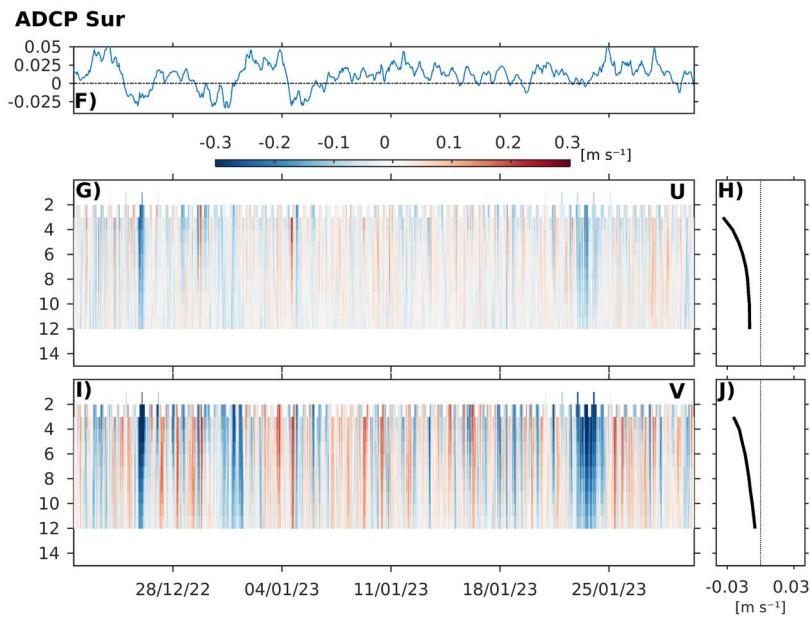
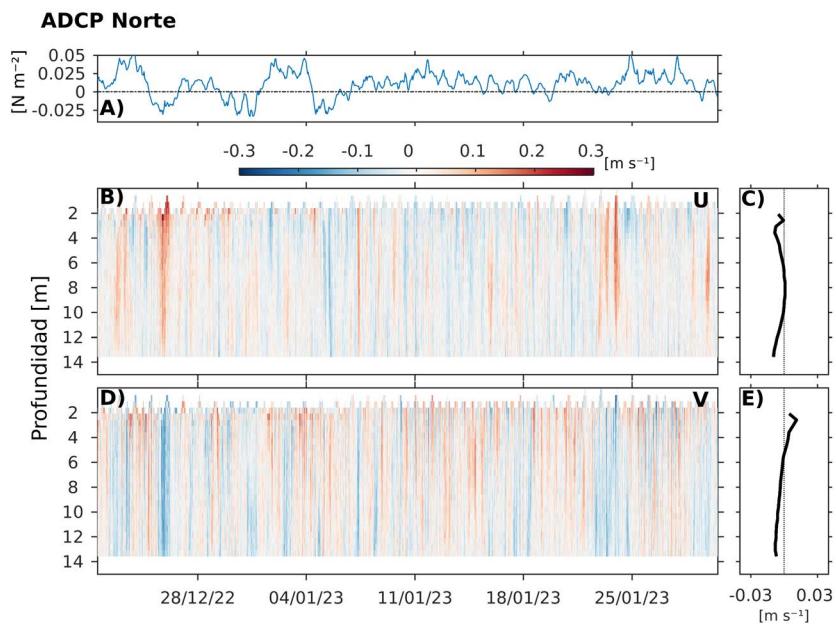


FIGURA III.35. Corrientes en dos puntos de la Bah.a de Algarrobo medidas con ADCPs anclados a ca. 20m en el extremo norte (izquierda) y sur (derecha) de la bah.a entre el 21 de diciembre 2022 y el 30 de enero 2023. Corrientes este-oeste (B y G) y norte-sur (D y I), con sus perfiles promedios de corrientes (C, E, H y J). Estrés del viento del nodo ERA 5 más cercano (A y F).

3.9. Modelación de alta resolución del transporte al interior de la bahía: efecto del cierre de la cofradía

AUTORES

Matías Gómez, Mauricio F. Villagrán, Carolina Martínez.

Es extremadamente difícil evaluar las consecuencias de una modificación topográfica sobre la circulación costera sin contar con una línea base local detallada y de largo plazo que cubra al menos las diferentes estaciones del año, antes de ocurrida la intervención. En 1978, para crear una dársena de protección para embarcaciones menores, la Cofradía Náutica del Pacífico conectó el islote Pájaro Niño con el borde costero a través de un muro de protección de aproximadamente 240 metros de longitud (espión), impidiendo el ingreso de las olas desde el sur suroeste. Evaluar el impacto de esta obra en la circulación local, el régimen de oleaje y los tiempos de residencia de agua en el sector Playa Los Tubos excede el alcance de nuestros estudios y presupuestos. No obstante, un grupo del centro de investigación SECOS compuesto por geógrafos e ingenieros costeros, ha desarrollado modelos de muy alta resolución para estudiar el transporte de sedimentos en las playas del norte de la Bahía de Algarrobo, que pueden ser usados como una aproximación preliminar a este problema.

A través del software Delft3D se confeccionó un modelo numérico de alta resolución que integra los módulos hidrodinámico-oleaje-morfodinámico, con el objetivo de analizar el potencial impacto inducido por el espión del Islote Pájaro Niño, sobre la circulación local de los sedimentos. Este modelo no incluye corrientes oceánicas costeras en la zona central, generadas por vientos y geostrofia, ni tampoco incluye la circulación de surgencia y su modificación topográfica. Sin embargo el análisis comparado de escenarios permite dilucidar los efectos de estos cambios topográficos sobre el oleaje y sobre los patrones de transporte de fondo de sedimentos.

Para el estudio se contemplaron 12 escenarios distintos que consideran las estaciones de invierno y de verano, con distintas alturas de ola significativa (H_s) y con oleaje predominante del suroeste, oeste y noroeste. Seis de estos escenarios consideran la batimetría actual de la bahía y los otros seis consideran la batimetría previa a la construcción del espión que une el Islote Pájaro Niño con el continente.



TABLA IV.2. Escenarios de oleaje predominante simulados. Se detalla la altura significativa del oleaje (Hs), periodo peak del oleaje (Tp), dirección peak del oleaje (Dp), magnitud del viento (Vw) y dirección del viento (Dw) para cada escenario simulado

Nº ESCENARIO	HS (M)	TP (S)	DP (º)	VW (M/S)	DW (º)	ESTACIÓN
1	2.3	13.0	225.8	7.3	171.3	Inviero
2	2.2	12.1	258.3	5.6	177.6	Inviero
3	2.7	9.6	309.5	3.8	224.4	Inviero
4	2.3	12.0	224.8	5.8	170.4	Verano
5	1.7	14.3	254.4	4.8	173.5	Verano
6	1.9	12.5	298.0	3.3	213.4	Verano

A continuación se presentan los resultados de propagación de oleaje predominante para invierno y verano proveniente del suroeste, oeste y noroeste, tanto para condiciones con y sin espigón en Islote Pájaro Niño. Se observa que la Punta Peñablanca protege el sector sur de la Bahía de Algarrobo, atenuando la altura del oleaje proveniente del suroeste (Figura III.35). Además, se observa difracción en el oleaje incidente

en la playa El Canelillo, playa Los Tubos y punta Fraile para el escenario de oleaje proveniente del suroeste y oeste. Por otro lado, en el escenario de oleaje noroeste se presenta una mayor altura de oleaje en el sector sur de la Bahía de Algarrobo en comparación a los escenarios suroeste y oeste. En general, no se observa un efecto importante o apreciable del espigón sobre la magnitud del oleaje en la bahía.

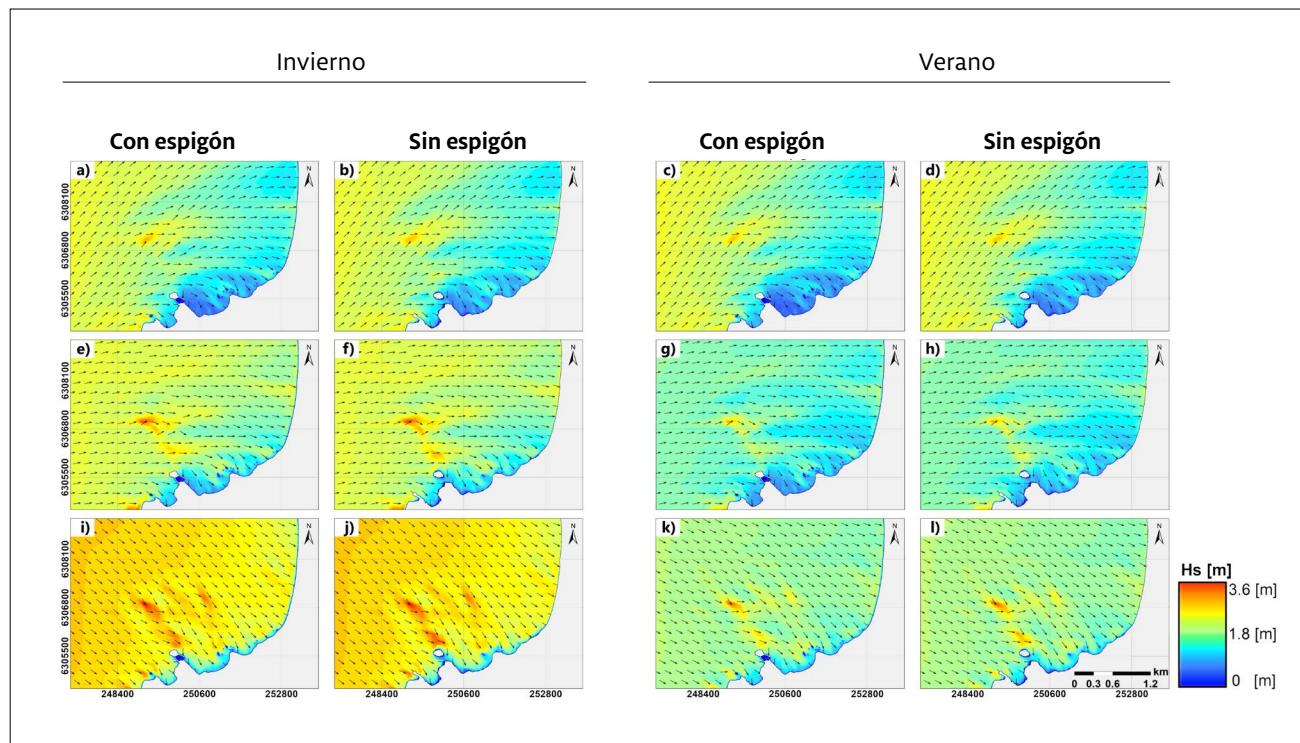


FIGURA III.35. Propagación de oleaje para condición actual (con espigón en Islote Pájaro Niño) y condición histórica de bathimetría (Sin espigón) para oleaje proveniente de: a-d) suroeste, e-h) oeste; i-l) noroeste. En escala de color se ilustra la altura significativa del oleaje (desde mayor (rojo) a menor (azul) altura significativa y en vectores(flechas) la dirección peak del oleaje.

Para el oleaje proveniente del suroeste, se observa una baja tasa de transporte de sedimentos debido a la protección que brinda la Punta Peña Blanca y el Islote Pájaro Niño (Figura III.36). En el escenario de condición histórica, sin espigón, se observa que existe transporte de sedimento longitudinal a la línea de playa con dirección noreste en el sector de la cofradía náutica. Mientras que, en el escenario actual el transporte longitudinal ha sido suprimido por la construcción del espigón, aminorando la morfodinámica del sector de la cofradía náutica. Por otro lado, para los escenarios de oleaje oeste y noroeste se presenta una disminución en la magnitud del transporte de sedimentos y morfodinámica para el escenario con espigón.

En general, se observa que las tendencias en el transporte de sedimentos y morfodinámica han sido levemente alteradas por la existencia del espigón en el sector de la cofradía náutica, el cual parece haber bloqueado el transporte longitudinal de sedimentos con dirección norte en el sector sur de la Bahía de Algarrobo (Figura III.36). Sin embargo, para cuantificar estos impactos aún es necesario tener representaciones de largo plazo de los regímenes de oleaje observados en el lugar y, más importantemente, incluir y estudiar el impacto que ha tenido el cierre de los estuarios que han disminuido el aporte de sedimentos en la última década, pues estos estuarios son los principales abastecedores de sedimentos de este sector costero.

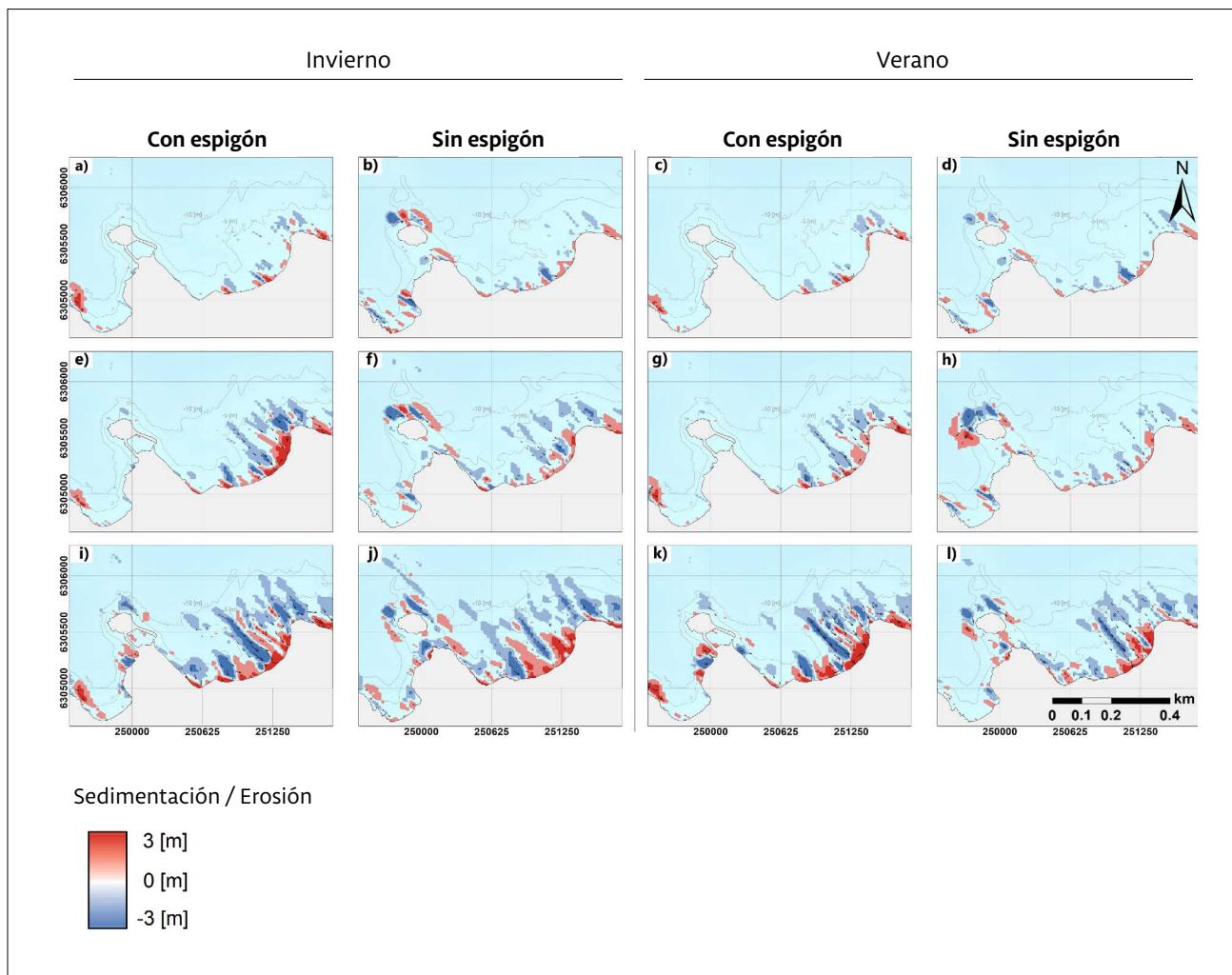


FIGURA III.36. Tendencias de morfodinámica costera (transportes de sedimento) para condición actual (con espigón) e histórica (sin espigón) de batimetría, para oleaje proveniente de: a-d) suroeste, e-h) oeste; i-l) noroeste. En colores se ilustra la erosión (azul)/depositión (rojo) de sedimentos en el lecho y en vectores presenta la dirección promedio del transporte de sedimentos.



4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES



Conclusiones y recomendaciones

1.

Los niveles de nutrientes presentes en la costa de Chile, debido al fenómeno de surgencia costera producida por vientos sur, son suficientemente altos para sustentar altas tasas de crecimiento y grandes biomassas de macroalgas bentónicas, y de fitoplancton en la zona costera. **La Bahía de Algarrobo está directamente expuesta a la entrada de las aguas subsuperficiales de origen equatorial, ricas en nutrientes y pobres en oxígeno, que afloran durante períodos de surgencia. En este contexto oceanográfico, la contribución de nutrientes inorgánicos por parte del Emisario Submarino ESVAL de Algarrobo no jugaría un papel relevante en el origen y mantención de las mareas verdes del sector sur de la bahía.**

2.

Nuestros experimentos y mediciones de terreno tampoco entregan evidencia de que el emisario modifique el crecimiento del alga verde *Ulva stenophylloides*, que domina en las mareas verdes.

3.

Nuestras propias mediciones en distintos puntos de la bahía y los datos del Plan de Vigilancia Ambiental (PVA) de ESVAL, muestran que las concentraciones de metales y algunos contaminantes no superan las normas nacionales del D.S. 90, ni las normas internacionales EPA, con la posible excepción puntual y ocasional de cobre en el sector costero sur de la bahía.

4.

Todo lo anterior **no implica que el emisario no sea una fuente de contaminación local con otros impactos en la cercanía del punto de evacuación**, como por ejemplo, coliformes fecales que pueden ser incorporados y acumulados por organismos filtradores aledaños y a ciertas distancias del emisario. Ocasionalmente se ha observado materia orgánica en la superficie cerca del emisario, que sugiere que esta materia puede ser arrastrada en la superficie a otros puntos antes de ser consumida y remineralizada.

5.

Los planes de vigilancia ambiental del Emisario **deberían entonces incorporar un programa de monitoreo de coliformes en los organismos filtradores de la bahía**, tanto de sectores rocosos (ej. choritos) como de fondos blandos (ej. almejas). Esta es una debilidad importante de los PVA en sectores cercanos a emisarios submarinos.

6.

Se recomienda a su vez la realización de estudios específicos para **definir de mejor manera el área directamente impactada por la materia orgánica y coliformes fecales provenientes del emisario**, y definir así una zona segura de extracción de mariscos para consumo humano.

7.

Las recomendaciones sugeridas al PVA de ESVAL por parte del equipo científico deberían implementarse para mejorar la evaluación de potenciales impactos ambientales del emisario, incluyendo una asociación con la ocurrencia de mareas verdes.

8.

No se puede aceptar o descartar la hipótesis de que el alga verde dominante en las mareas verdes de Algarrobo, ***Ulva stenophylloides*, haya sido introducida desde otros puntos del país** hace poco más de dos décadas.

9.

La persistencia y alta biomasa de las mareas verdes en el sector Playa Los Tubos luego de su posible introducción, está asociada a las condiciones locales: a) sustrato duro en submareal somero **que es inundado periódicamente por arena y conchuela, lo que impide el crecimiento sobre el sustrato de otras especies competitadoras dominantes** (ej. huiros, choritos), b) sustrato sedimentario **altamente erosionable en las plataformas intermareales** que impide, o al menos disminuye, el establecimiento de organismos grandes y/o de plan corporal rígido y favorece a especies de crecimiento rápido, c) **ausencia, posiblemente mediada por acción antrópica, de herbívoros grandes** que son comunes en zonas expuesta al oleaje (lapas grandes, erizos, algunos peces) y que pueden ayudar a mantener las algas verdes bajo control.

10.

Se recomienda **mejorar el estado de conservación de los bosques de huiro (*Macrocystis pyrifera*) y de las comunidades intermareales del sector rocoso del extremo norte de la bahía** (sector denominado Bora Bora), ya que estos organismos parecen estar impidiendo la propagación de las mareas verdes a esos sectores.

11.

Se sugiere una **caracterización más detallada del tipo de sustrato presente en el submareal somero (< 10m de profundidad)** en el sector Los Tubos, que permita evaluar la implementación de potenciales medidas de manejo del sustrato duro tipo bolones en el submareal.

12.

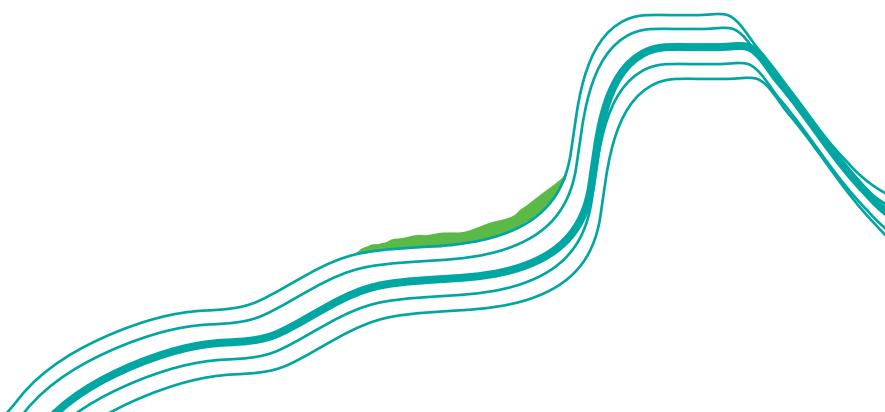
Se recomienda un **estudio más detallado de concentraciones de cobre y de amonio en aguas costeras**, ya que los realizados en este estudio son insuficientes para caracterizar en detalle los patrones espaciales y su variación temporal.

13.

Se destaca además la urgente necesidad de mejorar el estado de conservación, información y especialmente **la vigilancia del importante patrimonio fósil de las rocas intermareales de Playa los Tubos y sector Caleta**. Este es uno de los sitios de mayor valor paleontológico en el país.

14.

Se recomienda la creación de **protocolos para prevenir la dispersión de *Ulva stenophylloides* y otras especies de *Ulva* desde Algarrobo hacia otras costas**, especialmente por embarcaciones deportivas que realicen viajes a otras bahías protegidas del país.



16.

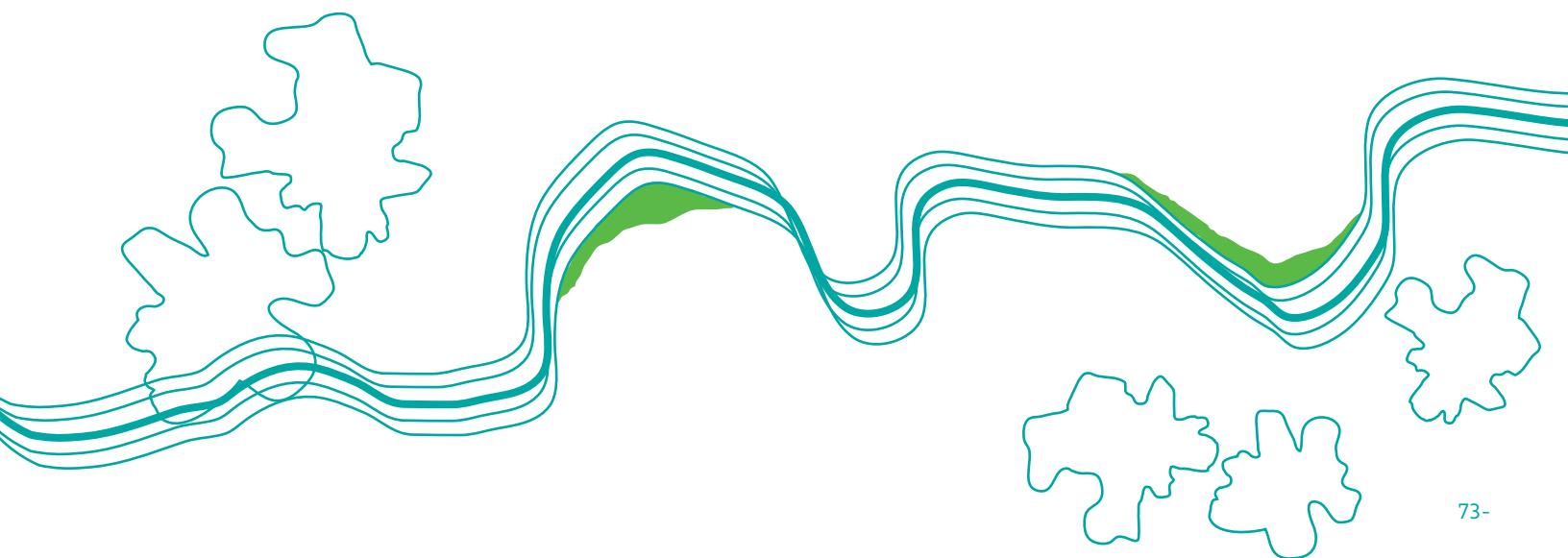
Se sugiere que la limpieza desde las playas considere no dispersar la biomasa hacia otros sectores de la bahía, y que se evite disponer la biomasa sobre arena para evitar la producción de gases tóxicos (ácido sulfídrico) y de efecto invernadero (metano).

18.

Puesto que las mareas verdes están también presentes, aunque en menor intensidad (biomasa) y frecuencia en otras bahías del país, **se recomienda realizar estudios para identificar las especies de *Ulva* presentes en esos lugares, realizar estudios de línea base y establecer sitios de observación permanente mediante un programa de ciencia ciudadana para la vigilancia de las mareas verdes en Chile.**

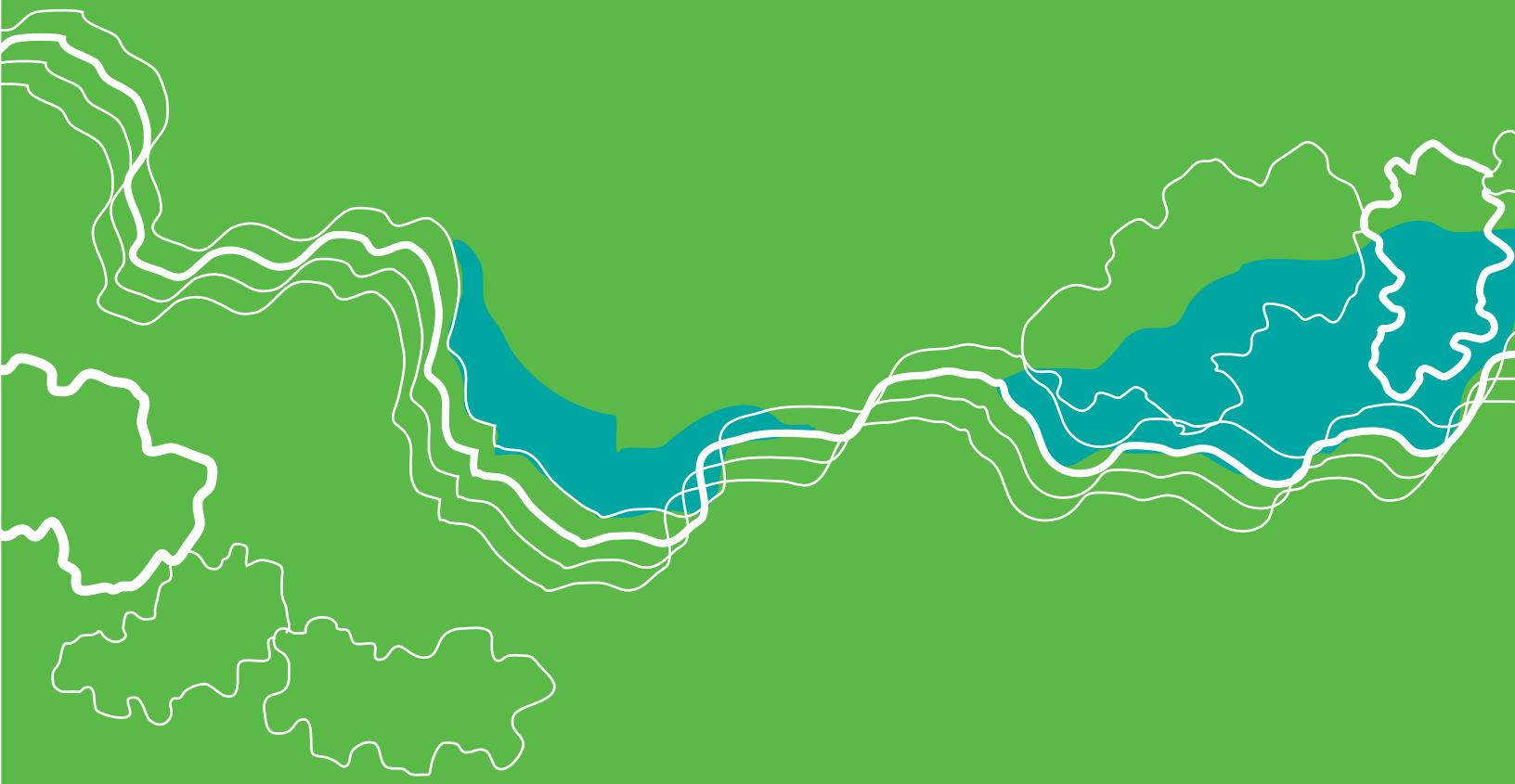
En términos de mitigación, los estudios sugieren que **la sola remoción del alga desde la columna de agua no será costo-efectiva sin la implementación simultánea de medidas adicionales que permitan disminuir las tasas de recolonización del sustrato duro.**

17.





5. BIBLIOGRAFÍA



Bibliografía

Aiken, C. M., Navarrete, S. A., Castillo, M. I., & Castilla, J. C. (2007). Along-shore larval dispersal kernels in a numerical ocean model of the central Chilean coast. *Marine Ecology Progress Series*, 339, 13-24. <https://doi.org/10.3354/meps339013>

Aiken, C. M., S. A. Navarrete, and J. L. Pelegrí. (2011). Potential changes in larval dispersal and alongshore connectivity on the central Chilean coast due to an altered wind climate. *Journal of Geophysical Research* 116 doi:10.1029/2011JG001731, 002011.

Aguirre, C., S. García-Loyola, G. Testa, D. Silva, and L. Farías. (2018). Insight into anthropogenic forcing on coastal upwelling off south-central Chile. *Elementa, Science of the Anthropocene* 6, 59. <https://doi.org/10.1525/elementa.314>

Botsford, L. W., Brumbaugh, D. R., Grimes, C., Kellner, J. B., Largier, J., O'Farrell, M. R., Ralston, S., Soulanille, E., & Wespestad, V. (2009). Connectivity, sustainability, and yield: Bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(1), 69-95. doi.org/10.1007/s11160-008-9092-z. <https://doi.org/10.1007/s11160-008-9092-z>

Botsford, L. W., Castilla, J. C., & Peterson, C. H. (1997). The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science*, 277(5325), 509-515. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.509>

Broitman, B. R., Navarrete, S. A., Smith, F., & Gaines, S. D. (2001). Geographic variation of southeastern *Pacific* intertidal communities. *Marine Ecology Progress Series*, 224, 21-34. <https://doi.org/10.3354/meps224021>

Bularz, B., Fernández, M., Subida, M. D., Wieters, E. A., & Pérez-Matus, A. (2022). Effects of harvesting on subtidal kelp forests (*Lessonia trabeculata*) in central Chile. *Ecosphere*, 13(3), e3958. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3958>

Bustamante, R. H., & Castilla, J. C. (1987). The shellfishery in Chile: An analysis of 26 years of landings (1960-1985). *Biología Pesquera*, 16, Article 16. <https://doi.org/10.21703/0067-8767.1987.16.2516>

Bustos-Espinoza, L., P. Torres-Ramírez, S. Figueroa, P. S. González, M. A. Pavez, R. Jerez, G. S. Saldías, C. Espinoza, and A. Galán. (2024). Biogeochemical Response of the Water Column of Concepción Bay, Chile, to a New Regime of Atmospheric and Oceanographic Variability. *Geosciences* 14:125.

Carranza, D. M., Wieters, E. A., Vásquez, J. A., & Stotz, W. B. (2024). Exploring the consequences of kelp removal: A review shows we are missing a broader perspective. *Biodiversity and Conservation*, 33(2), 401-437. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02769-7>

Castilla, J. C. (2010). Free Content Fisheries in Chile: Small pelagics, management, rights, and sea zoning. <https://scholar.google.com/scholar?cluster=13543433177401025900&hl=en&oi=scholar>

Castilla, J.C. (1997) The sustainable use of marine coastal resources in Chile: co-management and the artisanal fishing community scale. In: *Science for sustainable development in Latin America and the Caribbean*. Third World Academy of Sciences, 6th general conference and 9th general meeting. Rio de Janeiro, Brazil, pp. 138-147.

Charlier, R. H., Morand, P., & Finkl, C. W. (2008). How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of Environmental Studies*, 65(2), 191-208. <https://doi.org/10.1080/00207230701791448>

Chávez, F. P., and M. Messié. 2009. A comparison of Eastern Boundary Upwelling Ecosystems. *Progress in Oceanography* 83,80-96. DOI: 10.1016/j.pocean.2009.07.032

Cohen, R. A., & Fong, P. (2006). Using Opportunistic Green Macroalgae as Indicators of Nitrogen Supply and Sources to Estuaries. *Ecological Applications*, 16(4), 1405-1420. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1405:UOGMAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1405:UOGMAI]2.0.CO;2)

Contreras-Porcia, L., M. D. Torres, H. Domínguez, J. Queffelec, F. Piña, S. Inoublí, R. Aldunate, F. C. Bronfman, N. Pizarro, F. Toro-Mellado, M. Pozo-Sotelo, M. Gallardo-Campos, B. Pinilla-Rojas, J. Rivas, and J. P. Remonsellez. (2024). Sustainable biorefinery of *Ulva stenophylloides*, a green-tide species from the South Pacific coast: A study on antioxidant, oligosaccharide, and *ulvan* extraction. *Algal Research* 84,103785.

Cury, P., Bakun, A., Crawford, R. J. M., Jarre, A., Quiñones, R. A., Shannon, L. J., & Verheyen, H. M. (2000). Small pelagics in upwelling systems: Patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 603-618. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0712>

Cury, P. M. (2004). Tuning the ecoscope for the ecosystem approach to fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 274, 272-275.

Cury, P. M., Shin, Y.-J., Planque, B., Durant, J. M., Fromentin, J.-M., Kramer-Schadt, S., Stenseth, N. C., Travers, M., & Grimm, V. (2008). Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(6), 338-346.

FAO. (2020). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. Roma.

FAO. (2024). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024. La transformación azul en acción. Roma.

Farias, L., & de la Maza, L. (2024). Understanding the impacts of coastal deoxygenation in nitrogen dynamics: An observational analysis. *Scientific Reports*, 14(1), 11826. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62186-w>

Faundez, J. L. (2022). Dispersión y conectividad metapoblacional en un sistema de surgencia altamente advectivo: consecuencias de la circulación costera en modelos de alta resolución y recomendaciones para la protección y manejo. Tesis Doctoral. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.

Galán, A., J. Faúndez, B. Thamdrup, J. F. Santibáñez, and L. Farías. (2014). Temporal dynamics of nitrogen loss in the coastal upwelling ecosystem off central Chile: Evidence of autotrophic denitrification through sulfide oxidation. *Limnology and Oceanography* 59,1865-1878.

García-Reyes, M., J. L. Largier, and W. J. Sydeman. (2014). Synoptic-scale upwelling indices and predictions of phyto- and zooplankton populations. *Progress in Oceanography* 120,177-188.

Gladyshev, M. I., & Gubelit, Y. I. (2019). Green Tides: New Consequences of the Eutrophication of Natural Waters (Invited Review). *Contemporary Problems of Ecology*, 12(2), 109-125. <https://doi.org/10.1134/S1995425519020057>

Graham, W. M., & Largier, J. L. (1997). Upwelling shadows as nearshore retention sites: The example of northern Monterey Bay. *Continental Shelf Research*, 17(5), 509-532. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(96\)00045-3](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(96)00045-3)

Henríquez, G. (2018). Prospección submarina en la rada de Algarrobo: Batilitorología, comunidad bentónica e identificación de macrófitas indicadoras. Estudio elaborado para el Departamento de Medio Ambiente de la Ilustre Municipalidad de Algarrobo.

Inostroza M. (2012). Diagnóstico y plan de contingencia para las floraciones del alga *Ulva* sp. en la bahía de Algarrobo. Departamento de Medio Ambiente, Ilustre Municipalidad de Algarrobo.

Joniver, C. F. H., Photiades, A., Moore, P. J., Winters, A. L., Woolmer, A., & Adams, J. M. M. (2021). The global problem of nuisance macroalgal blooms and pathways to its use in the circular economy. *Algal Research*, 58, 102407. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102407>

Largier, J. L. (2020). Upwelling Bays: How Coastal Upwelling Controls Circulation, Habitat, and Productivity in Bays. *Annual Review of Marine Science* 12, 415–447. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-011020>

Li, J., Song, X., Zhang, Y., Pan, J., & Yu, Z. (2017). An investigation of the space distribution of *Ulvamicroscopic* propagules and ship-based experiment of mitigation using modified clay. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1), 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.063>

Leichter, J. J., Shellenbarger, G., Genovese, S. J., & Wing, S. R. (1998). Breaking internal waves on a Florida (USA) coral reef: A plankton pump at work? *Marine Ecology Progress Series*, 166, 83–97. <https://doi.org/10.3354/meps166083>

Liu, D., Keesing, J. K., Xing, Q., & Shi, P. (2009). World's largest macroalgal bloom caused by expansion of seaweed aquaculture in China. *Marine Pollution Bulletin*, 58(6), 888–895. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.01.013>

Lotze, H. K., & Worm, B. (2002). Complex interactions of climatic and ecological controls on macroalgal recruitment. *Limnology and Oceanography*, 47(6), 1734–1741. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.6.1734>

Luo, M. B., Liu, F., & Xu, Z. L. (2012). Growth and nutrient uptake capacity of two co-occurring species, *Ulva prolifera* and *Ulva linza*. *Aquatic Botany*, 100, 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.03.006>

Morales, C. E., Blanco, J. L., Braun, M., & Silva, N. (2001). Chlorophyll-a distribution and mesoscale physical processes in upwelling and adjacent oceanic zones off northern Chile (summer-autumn 1994). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81(2), 193–206. <https://doi.org/10.1017/S0025315401003642>

Morales, C. E., M. L. Torreblanca, S. Hormazabal, M. Correa-Ramirez, S. Nunez, and P. Hidalgo. (2009). Mesoscale structure of copepod assemblages in the coastal transition zone and oceanic waters off central-southern Chile. *Progress in Oceanography* 84, 158–173. DOI: 10.1016/j.pocean.2009.12.001

Morales, C. E., Hormazabal, S., Andrade, I., & Correa-Ramirez, M. A. (2013). Time-space variability of chlorophyll-a and associated physical variables within the region off central-southern Chile. *Remote Sensing*, 5(11), 5550–5571. Scopus. <https://doi.org/10.3390/rs5115550>

Mutizabal-Aros, J., Meynard, A., & Contreras-Porcia, L. (2024). A Physiological Analysis of Desiccation Stress in the Green Tide Species *Ulva stenophylloides* and *Ulva uncialis* in the South Pacific. *Journal of Marine Science and Engineering*, 12(11), 11. <https://doi.org/10.3390/jmse12111893>

Mutizabal-Aros, J., Ramírez, M. E., Haye, P. A., Meynard, A., Pinilla-Rojas, B., Núñez, A., Latorre-Padilla, N., Search, F. V., Tapia, F. J., Saldías, G. S., Navarrete, S. A., & Contreras-Porcia, L. (2024). Morphological and Molecular Identification of *Ulva* spp. (Ulvophyceae; Chlorophyta) from Algarrobo Bay, Chile: Understanding the Composition of Green Tides. *Plants (Basel, Switzerland)*, 13(9), 1258. <https://doi.org/10.3390/plants13091258>

Nielsen, K. J., & Navarrete, S. A. (2004). Mesoscale regulation comes from the bottom-up: Intertidal interactions between consumers and upwelling. *Ecology Letters*, 7(1), 31–41. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00542.x>

Otero, R. A. (2025). Review of two marine vertebrate assemblages from the Arauco Basin (central Chile) reveals diversity changes throughout the Maastrichtian. *Cretaceous Research*, 166, 105996. <https://doi.org/10.1016/j.cretres.2024.105996>

Palacios, D. M., E. L. Hazen, I. D. Schroeder, and S. J. Bograd. (2013). Modeling the temperature-nitrate relationship in the coastal upwelling domain of the California Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118, 3223–3239.

Pérez-Mayorga, D. M., Lada, L. B., Zertuche-González, J. A., Leichter, J. J., Filonov, A. E., & Lavín, M. F. (2011). Nitrogen uptake and growth by the opportunistic macroalga *Ulva lactuca* (Linnaeus) during the internal tide. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 406(1), 108–115. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.05.028>

Ren, C.-G., Zhong, Z.-H., Liu, Z.-Y., Lin, S., Luo, Y.-K., & Qin, S. (2024). The ever-lasting green tides: What can we do?. *Helijon*, 10(3), e25220. <https://doi.org/10.1016/j.helijon.2024.e25220>

Rybak, A. S., & Gąbka, M. (2018). The influence of abiotic factors on the bloom-forming alga *Ulva flexuosa* (Ulvaceae, Chlorophyta): Possibilities for the control of the green tides in freshwater ecosystems. *Journal of Applied Phycology*, 30(2), 1405-1416. <https://doi.org/10.1007/s10811-017-1301-5>

Santelices, B. (1989). Algas marinas de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile. <https://scholar.google.com/scholar?cluster=3956950841009167288&hl=en&oi=scholarr>

Silva, N., Rojas, N., & Fedele, A. (2009). Water masses in the Humboldt Current System: Properties, distribution, and the nitrate deficit as a chemical water mass tracer for Equatorial Subsurface Water off Chile. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56(16), 10041020. <https://doi.org/10.1016/j.dsrr.2008.12.013>

Smetacek, V., & Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478), 84-88. <https://doi.org/10.1038/nature12860>

Taylor, M. W., & Rees, T. A. V. (1999). Kinetics of Ammonium Assimilation in Two Seaweeds, *Enteromorpha* Sp. (Chlorophyceae) and *Osmundaria Colensoi* (rhodophyceae). *Journal of Phycology*, 35(4), 740-746. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3540740.x>

Teichberg, M., Fox, S. E., Olsen, Y. S., Valiela, I., Martinetto, P., Iribarne, O., Muto, E. Y., Petti, M. a. V., Corbisier, T. N., Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., Castro, P., Freitas, H., Zitelli, A., Cardinaletti, M., & Tagliapietra, D. (2010). Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: Nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology*, 16(9), 2624-2637. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02108.x>

Thiel, M., Macaya, E. C., Acuña, E., Arntz, W. E., Bastías, H., Brokordt, K., Camus, P. A., Castilla, J. C., Castro, L. R., Cortés, M., Dumont, C. P., Escribano, R., Fernández, M., Gajardo, J. A., Gaymer, C. F., Gómez, I., González, A. E., González, H. E., Haye, P. A., Illanes, J.-E., Iriarte, J. L., Lancellotti, D. A., Luna-Jorquera, G., Luxoro, C., Manríquez, P. H., Marín, V., Muñoz, P., Navarrete, S. A., Pérez, E., Poulin, E., Sellanes, J., Sepúlveda, H. H., Stotz, W., Tala, F., Thomas, A., Vargas, C. A., Vásquez, J. A., & Vega, J. M. A. (2007). The Humboldt Current System of Northern and Central Chile. *Oceanography and Marine Biology*, 45, 195-345. <https://doi.org/10.1201/9781420050943.ch6>

Vargas, C. A., Narváez, D. A., Piñones, A., Venegas, R. M., & Navarrete, S. A. (2004). Internal tidal bore warm fronts and settlement of invertebrates in central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(4), 603-612. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.07.006>

Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D., & Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, 42, 1105-1118. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1105

Vásquez, J. A. (2016). The Brown Seaweeds Fishery in Chile. in H. Mikkola, editor. *Fisheries and Aquaculture in the Modern World*. InTech. DOI: doi:10.5772/62876

Wieters, E. A., Kaplan, D. M., Navarrete, S. A., Sotomayor, A., Largier, J., Nielsen, K. J., & Véliz, F. (2003). Alongshore and temporal variability in chlorophyll a concentration in Chilean nearshore waters. *Marine Ecology Progress Series*, 249, 93-105. <https://doi.org/10.3354/meps249093>

Wieters, E. (2005). Upwelling control of positive interactions over mesoscales: A new link between bottom-up and top-down processes on rocky shores. *Marine Ecology-progress Series* 301, 43-54. <https://doi.org/10.3354/meps301043>

Witman, J. D., Leichter, J. J., Genovese, S. J., & Brooks, D. A. (1993). Pulsed phytoplankton supply to the rocky subtidal zone: Influence of internal waves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 90(5), 1686-1690. <https://doi.org/10.1073/pnas.90.5.1686>

Ye, N., Zhang, X., Mao, Y., Liang, C., Xu, D., Zou, J., Zhuang, Z., & Wang, Q. (2011). 'Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: Taking the world's largest example. *Ecological Research*, 26(3), 477. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0821-8>



6. APÉNDICE



1. DETALLE DE MÉTODOS PARA CUANTIFICAR COMUNIDADES Y BIODIVERSIDAD INTERMAREALES Y SUBMAREALES

MÉTODOS MUESTREO COMUNIDADES: INTERMAREAL Y SUBMAREAL

METODOLOGÍA INTERMAREAL

Se realizaron muestreos de comunidades en cuatro sitios rocosos: tres en sectores protegidos al interior de la bahía y uno expuesto al oleaje inmediatamente al sur, denominado Peñablanca, que presenta características de oleaje y roca granítica similares a otros sitios de Chile central (Broitman et al. 2001, 2011; Navarrete et al. 2010). Los tres sitios al interior de la bahía fueron:

- a) Los Tubos ($33^{\circ} 21' 51.86''$ S, $71^{\circ} 40' 38.35''$ O). Este es el principal sector cubierto por *Ulva* spp., con una plataforma rocosa sedimentaria de baja pendiente ($<10^{\circ}$) que termina en una playa de arena, sin intermareal alto. Este sustrato, poco común en la costa de Chile central, es bastante erosionable, facilitando la formación de canalones y pozas y está dominado por *Ulva* spp. durante todo el año (Mutizabal-Aros et al. 2024).
- b) Cofradía Norte ($33^{\circ} 21' 48.53''$ S, $71^{\circ} 40' 57.61''$ O). Ubicado 500 m al sur de Los Tubos, tiene una plataforma de roca granítica moderadamente inclinada ($<25^{\circ}$) que termina en cantos rodados (Fig.III.1b).
- c) Bora-Bora ($33^{\circ} 21' 27.13''$ S, $71^{\circ} 39' 48.52''$ O). Ubicado 1.7 km al norte de Los Tubos, frente al restaurante de dicho nombre. Posee una plataforma moderadamente inclinada ($<25^{\circ}$) con una zona intermareal baja y submareal somero dominados por huilo, *Macrocystis pyrifera* (Fig.III.1d).

Afueras de la bahía, el sitio Peñablanca ($33^{\circ} 22' 0.00''$ S, $71^{\circ} 41' 43.90''$ O) se ubica 1 km al sur de Los Tubos. Presenta una plataforma de alta pendiente ($<35^{\circ}$) y exposición al oleaje, con la zona intermareal baja dominada por el cinturón del huilo negro (*Lessonia spicata*) típico de roqueríos expuesto al oleaje en Chile central.

Para cuantificar la densidad de especies móviles y la cobertura de especies sésiles, se realizaron transectos paralelos a la línea de costa, de 20-40m de extensión, en las zonas intermareales alta, media y baja de cada sitio (excepto Los Tubos, donde no hay intermareal alto). Durante el verano e invierno de 2022 y el verano y primavera de 2023, se realizaron entre 10 y 18 cuadrantes de 50 x 50 cm. En total, se realizaron 120 cuadrantes en el intermareal alto, 176 en el medio y 180 en el intermareal bajo. En cada cuadrante, se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de organismos sésiles con ayuda de una grilla de 10x10 cm en cada cuadrante, separando entre la cobertura de dosel de algas, la cobertura primaria (especies con su base sobre el sustrato duro) y secundaria (base sobre otros organismos). Luego se identificaron y contaron todos los individuos de especies móviles presentes en cada cuadrante, y se midió el largo característico de un mínimo de 50 individuos de las principales especies a lo largo de los transectos.

METODOLOGÍA SUBMAREAL

El estudio se desarrolló en el sector suroeste de la bahía, entre la Cofradía Náutica y Playa Los Tubos ($33^{\circ} 21' 50.1''$ S, $71^{\circ} 40' 50.2''$ O) (Fig III.2), durante los años 2021 y 2022. En este periodo, se realizaron muestreos submareales en diez estaciones de observación que abarcan toda la zona afectada por las mareas verdes. Las estaciones cubrieron la mayor parte del sustrato rocoso del lugar, hasta ca. 10 m de profundidad (Figura A1). En la recolección de datos participaron cinco buzos que realizaron los muestreos mediante buceo apnea y utilizaron una lancha de apoyo para desplazarse entre las estaciones. En cada estación se emplearon dos tipos de cuadrantes para diferentes propósitos: cuadrantes de 25x25 cm (4 a 6 por estación) para cuantificar la cobertura primaria de organismos sésiles mediante fotografía submarina; y cuadrantes de 50x50 cm (4 por estación) para evaluar el porcentaje de cobertura de *Ulva* spp., el tamaño relativo de las frondas, el tipo de sustrato y la densidad de invertebrados.

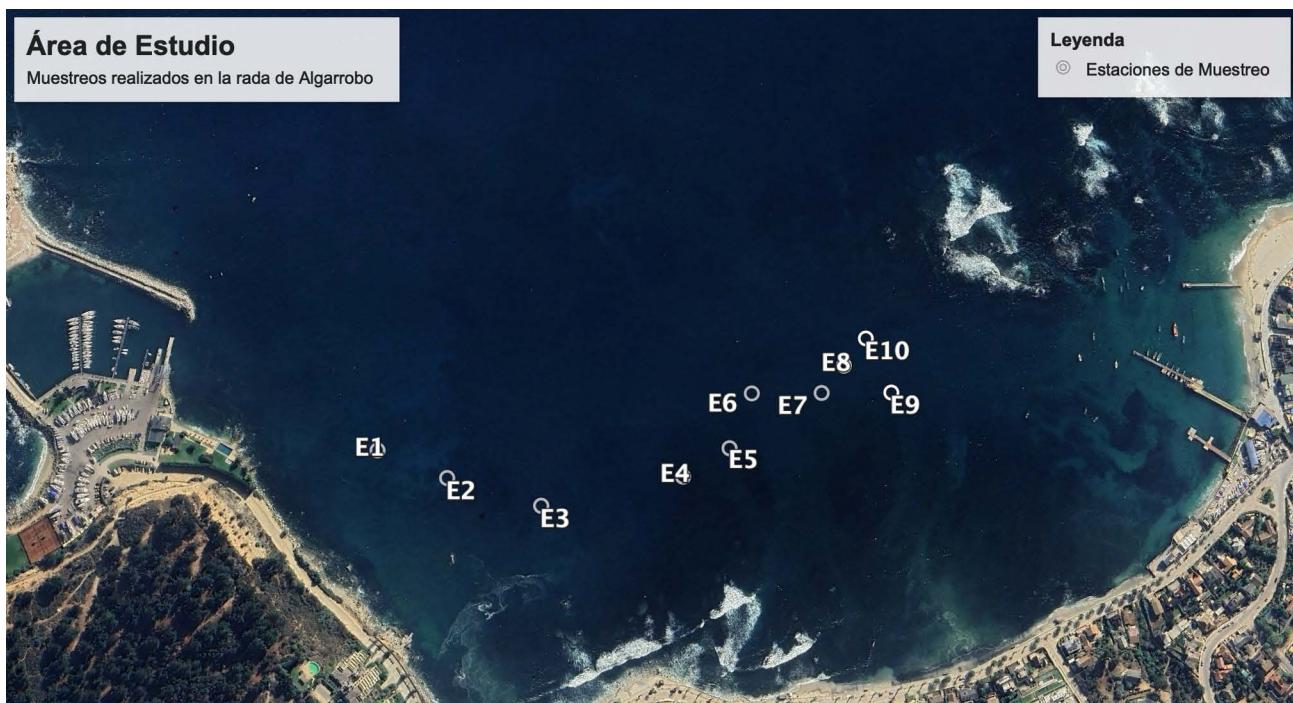


FIGURA A1. Imagen satelital de la zona de muestreo submareal frente a sector Playa Los Tubos (33°21'50.1"S; 71°40'50.2"O), indicando los puntos (estaciones) donde se realizaron los muestreos de fondo.

2. RESUMEN DE RESULTADOS DESCRIPTIVOS DE COMUNIDADES SUBMAREALES REALIZADO POR ESTUDIO DE GABRIEL HENRÍQUEZ ENCARGADO POR LA I. MUNICIPALIDAD DE ALGARROBO

FUENTE | Henríquez, G. 2018. Prospección submarina en la Rada de Algarrobo: Batilitología, comunidad bentónica e identificación de macrófitas indicadoras. Departamento de Medio Ambiente, I. Municipalidad de Algarrobo, Algarrobo, Chile.

Aquí se destacan los aspectos cualitativos de este estudio que describen el tipo de fondo, principales especies y comunidades submareales en gran parte de la Bahía de Algarrobo, desarrollados el año 2018. Aquí se resumen sólo algunos de los resultados de dicho estudio.

METODOLOGÍA UTILIZADA

El estudio, liderado por el Sr. Gabriel Henríquez, se centró en la caracterización de la batimetría (Tabla A1) y los tipos de fondo del área de estudio, describiendo las comunidades bentónicas. Para la carta batimétrica y litológica, el informe recopiló información de buzos y personas locales, complementada con la Carta SHOA N° 5113 y fotografías aéreas. El plan de muestreo consideró 29 puntos de control (Figura A2), donde se registraron coordenadas, profundidad y tipo de fondo mediante inmersión y sondaje, utilizando video en un área de 60 m² registrados mediante buceo por tres buzos. Los sondajes se realizaron en tres transectos perpendiculares a la costa, con siete estaciones cada uno, hasta una profundidad máxima de ca. 22m, además de cuatro estaciones de control en lugares menos profundos (Figura A2). El muestreo submareal se llevó a cabo durante ocho días en enero de 2018. Además, el equipo de trabajo realizó muestreos intermareales los días 6, 7 y 16 de enero de 2018. Detalles del análisis de datos desarrollado, así como de los resultados obtenidos, se encuentran en el informe del señor Gabriel Henríquez, que debe estar a disposición del público en la I. Municipalidad de Algarrobo.



FIGURA A.2.

Área de estudio (zona azul). Puntos rojos corresponden a estaciones de muestreo (29). Se muestran además las isóbatas de profundidad de la zona en intervalos de 5 m. Fuente: Henríquez (2018).

TABLA A.1. Estaciones de muestreo, profundidad y coordenadas geográficas en estudio desarrollado por Henríquez (2018).

TRANSECTA	ESTACIÓN	PROFUNDIDAD	LONGITUD	LATITUD
T1	1	6	-71.678871	-33.363047
T1	2	7.5	-71.679578	-33.362045
T1	3	9	-71.680364	-33.361059
T1	4	8	-71.68103	-33.35995
T1	5	11	-71.681661	-33.358914
T1	6	15	-71.682306	-33.357952
T1	7	18	-71.683046	-33.356876
T2	1	5	-71.67356	-33.35871
T2	2	7	-71.674133	-33.356445
T2	3	10	-71.674713	-33.355327
T2	4	17	-71.673779	-33.358085
T2	5	18	-71.675277	-33.354232
T2	6	20	-71.675825	-33.353048
T2	7	21.5	-71.676436	-33.351933
T3	1	11	-71.663324	-33.35656
T3	2	7.5	-71.664351	-33.355448
T3	3	11.8	-71.665378	-33.354369
T3	4	15	-71.666368	-33.35329
T3	5	16	-71.667376	-33.35222
T3	6	19	-71.668399	-33.351134
T3	7	19.8	-71.669424	-33.350064
T3	8	20.5	-71.670433	-33.34892
CONTROL	1	4.2	-71.674500	-33.362003
CONTROL	2	3.5	-71.677440	-33.360743
CONTROL	3	4.1	-71.681600	-33.363533
CONTROL	4	3.8	-71.677300	-33.362324
TRACK 1		2	-71.672870	-33.359660
TRACK 2		3	-71.669930	-33.359340

RESUMEN DE RESULTADOS

Desde las observaciones por video recién descritas, se clasificó el tipo de sustrato y se calculó el porcentaje de cada tipo de fondo en la bahía. Los resultados del informe muestran que sobre el 42% del fondo de la bahía es de tipo arenoso, y otro 40% corresponde a bolones y cantos rodados (Tabla A3). De acuerdo a las observaciones del informe, el sustrato rocoso consolidado representa menos del 19% en el submareal.

TABLA A.3. Tipo de sustrato de fondo, superficie y porcentaje de los distintos tipos de fondo presentes en la rada de Algarrobo. Fuente: Henríquez (2018).

TIPO DE FONDO	SUPERFICIE (HA)	PORCENTAJE
Roca	61.746	18.2
Bolón y Cantos Rodados	136.654	40.4
Arena	140.000	41.4
Total	338.400	100

Mediante observaciones directas y videos, el estudio del Sr. Henríquez identificó las principales especies en los distintos tipos de fondos en la bahía. En los fondos blandos destaca la presencia de almejas, gastrópodos y octocorales del género *Renilla*, además de 'grandes cantidades de almejas', especialmente en playa Los Palos a ca. 1200 m de la costa (Tabla A4). En fondos duros, se encontraron muchas de las especies típicas de la zona submareal de Chile central y se destaca la 'abundancia relativa muy baja en todo el sector' de las especies con valor comercial (Tabla A4).

TABLA A4. Principales invertebrados encontrados en Bahía Algarrobo por tipo de sustrato. Fuente: Henríquez (2018).

TIPO DE FONDO	ESPECIES	ABUNDANCIA/OBSERVACIONES
Fondos Blandos	Almejas <i>Euromalea lenticularis</i> <i>Venus antiqua</i> Gastrópodo <i>Oliva peruviana</i> Octocoral <i>Renilla chilensis</i>	Grandes cantidades en arenales frente a la playa Los Palos (1200 m de la costa) Abundante Abundante
Fondos Duros	<i>Tegula atrata</i> <i>Stylocaster striatus</i> <i>Tetrapigus niger</i> Invertebrados comerciales <i>Concholepas concholepas</i> <i>Fissurella</i> spp. <i>Loxechinus albus</i> Otras especies abundantes Anémona roja (<i>Phimactis</i> sp.) Estrella júpiter (<i>Meyenaster gelatinosus</i>)	Aparece en una sola estación cercana a las Islas Bajas Abundancias relativas muy bajas en todo el sector
General		Área pobre en invertebrados, baja abundancia de herbívoros y carnívoros

3. ESTUDIOS SOBRE LA RELACIÓN DE NUTRIENTES Y CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS EN LA BAHÍA DE ALGARROBO

3.1 RELACIÓN TEMPERATURA-NUTRIENTES

El nitrógeno es un nutriente clave para la productividad primaria en el océano y, consecuentemente, para la vida marina. En el océano costero, la principal forma de nitrógeno disuelto en el agua corresponde al nitrato (NO_3^-), con participación mucho menor de nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+), que se caracteriza por ser muy lábil. El nitrógeno orgánico en el mar se encuentra primariamente en la forma de urea ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$). En aguas costeras, la concentración de los nitratos y nitritos está inversamente relacionada con la temperatura (García-Reyes et al. 2011, Palacios et al. 2013, Nielsen y Navarrete 2004). El ascenso de aguas frías hacia la zona fótica estimula la absorción de estos nutrientes por parte principalmente del fitoplancton, a medida que el agua se va calentando. De esta manera, se genera una fuerte relación inversa entre la concentración de nutrientes y la temperatura del agua (Kamykowski, 1987). En otras palabras, la temperatura puede considerarse como un ‘reloj’ que registra el tiempo transcurrido desde que una masa de agua originalmente en profundidad ascendió a la superficie y fue expuesta a la radiación solar. Algunos oceanógrafos costeros utilizan esta relación para estimar la ‘antigüedad’ de las aguas superficiales.

La concentración de nutrientes en zonas costeras, especialmente en costas de surgencia como la de Chile central, es tan variable que no es posible comparar dos sitios en la costa si no se cuenta con muestreos periódicos de alta frecuencia (con intervalos de muestreo cortos) y de largo plazo de la concentración de nutrientes y de la temperatura del agua al momento de recolectar cada muestra.

Para estudiar la relación temperatura-nitrato en la Bahía de Algarrobo y compararla con otras zonas costeras de Chile, se utilizaron datos de mediciones de nutrientes y temperatura realizadas durante campañas oceanográficas en agosto 2021, diciembre 2021, julio 2022 y enero 2023 en la bahía de Algarrobo. Las mediciones de nitrato se obtuvieron desde muestras de agua discretas y de perfiles continuos con un sensor óptico SUNA conectado a un CTD Seabird SBE25. En algunos casos se usó la temperatura del agua superficial obtenida desde imágenes satelitales MODIS-Aqua. Para comparar la relación temperatura-nitrato de la Bahía de Algarrobo con otras costas de Chile, se utilizaron datos de temperatura y nitrato medidos en muestras de agua y mediante perfiles CTD-SUNA en las localidades de Huasco (Región de Atacama), Temblador y Talcaruca (Región de Coquimbo), así como datos de muestras de agua en Valparaíso, Las Cruces y Matanzas (S. A. Navarrete, F. Tapia).

Los resultados sobre la relación temperatura-nitrato en Algarrobo mostraron un patrón estacional claro: en verano, las temperaturas varían entre 11.3°C y 17.7°C y el nitrato varía entre 0.6 μM y 25.6 μM ; en invierno, las temperaturas se concentran entre 12°C y 12.8°C y el nitrato varía entre 13.1 μM y 23.8 μM (Figura A3). Esta variabilidad estacional puede deberse a la surgencia en verano, al aumento de la radiación solar y al consumo de nutrientes por organismos fotosintetizadores (círculos celestes con temperaturas $>14^\circ\text{C}$ en Fig. A3), y a procesos de mezcla y bajo consumo por parte del fitoplancton en invierno. Los resultados también muestran que las condiciones de nitrato-temperatura en Algarrobo no se distinguen de las observadas en otras secciones de la costa chilena (ver texto principal).

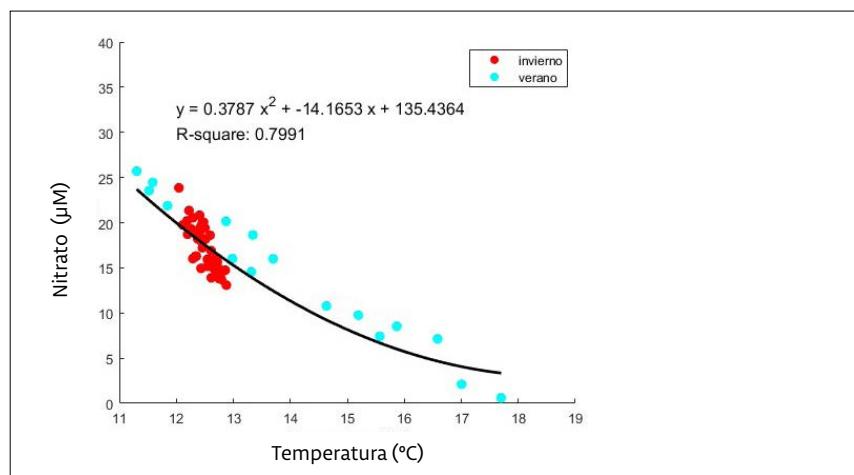


FIGURA A3.

Relación temperatura-nitrato dentro de la Bahía de Algarrobo, incluyendo mediciones de las campañas de verano (diciembre 2021 y enero 2023) e invierno (agosto 2021 y julio 2022). Los valores de nitrato provienen del análisis de muestras de agua y de mediciones con sensor óptico SUNA, mientras que los de temperatura provienen de imágenes satelitales y mediciones *in situ* con CTD.

4. MÉTODOS DE LOS EXPERIMENTOS DE CRECIMIENTO DE *ULVA STENOPHYLLOIDES* EN LA BAHÍA DE ALGARROBO

AUTORES | Navarrete, S.A., A. González, A. Núñez, J. Rivas, J. Faúndez, L. Farías, G. Saldías, S. Chacano, L. Contreras-Porcia, F.J Tapia

DISEÑO DE LOS EXPERIMENTOS

En el verano de 2023, se realizó un experimento en terreno para evaluar la respuesta del crecimiento de algas a la variabilidad diaria en la concentración de nutrientes y comparar las tasas de crecimiento entre el extremo sur de la Bahía de Algarrobo, frente a Playa Los Tubos (anclaje Sur), y el extremo norte, frente al sector Bora-Bora (anclaje Norte). Se recolectaron frondas de *U. stenophylloides* del extremo sur y se suspendieron a 3 m de profundidad en jaulas cilíndricas de malla Vexar. Los anclajes experimentales se fondearon a una profundidad de 10 m. Los experimentos se diseñaron para evaluar dos hipótesis de trabajo: a) que la tasa de crecimiento estaría correlacionada positivamente con la variación diaria en nutrientes (nitratos, nitritos, fosfatos), y b) que las frondas crecerían más rápido en el sector norte, más cerca del emisario, que en el sector sur. Se debe notar que, independientemente de la dirección e intensidad de las corrientes en un momento determinado, la concentración de residuos del emisario siempre será más alta mientras más cerca se esté al punto de emisión. Si la segunda hipótesis es cierta, la ausencia de mareas verdes en el sector norte de la bahía de explicaría por otros factores, como el sustrato o el control biológico, que limiten la proliferación de algas. Si ocurre lo contrario, entonces condiciones locales propias del sector Los Tubos favorecen el crecimiento y proliferación de *Ulva* spp. en el extremo sur de la bahía.

Se instalaron cinco réplicas de las jaulas cilíndricas de 10 x 15 x 10 cm de diámetro con una fronda de ca. 3 g de peso húmedo cada una. Las frondas se reemplazaron diariamente con otras frondas recolectadas en la misma localidad. Aunque el experimento estaba planificado para 10 días, solo se pudieron monitorear 5 días consecutivos debido a las condiciones del mar y meteorológicas, y las consecuentes limitaciones logísticas para realizar trabajo experimental en terreno. Las frondas se midieron, y se pesaron luego de remover exceso de agua (peso húmedo) en los laboratorios de la Estación Costera de Investigaciones Marinas ECIM. La instalación y monitoreo se realizó a bordo de la embarcación Ilan con ayuda de un buzo. Cada día, las frondas recuperadas se llevaron al laboratorio, se midieron, pesaron y luego se secaron durante 24 horas en un horno a 60°C para obtener el peso seco. La tasa de crecimiento diario (DGR) se expresó entonces como la fracción (o porcentaje) de nuevo crecimiento en peso (W) después de aproximadamente 24 horas en terreno.

$$DR = \frac{(W_{final} - W_{inicial})}{W_{inicial}}$$

Un experimento preliminar en ECIM (Las Cruces) con agua de mar en circulación y luz solar directa mostró que las frondas de *Ulva* en jaulas cilíndricas pueden crecer entre un 28% y un 166% en 24 horas. El agua de mar no filtrada provenía de 1.5 m de profundidad de la costa en la reserva marina de Las Cruces, Bahía de Cartagena. Las tasas de crecimiento diario se compararon entre los dos anclajes (norte y sur) y entre días, con cinco réplicas por condición, a través de un ANOVA factorial de dos vías. La inspección visual de los residuos indicó distribuciones aproximadamente normales.

Además del experimento para medir las tasas de crecimiento diario, se instaló un segundo experimento en los mismos anclajes para estimar el crecimiento acumulado de las frondas y la pérdida de fragmentos de frondas con el paso del tiempo. El procedimiento con las frondas de *Ulva* fue similar al ya descrito, pero en este caso se pusieron cinco frondas en cada jaula de 20 x 20 x 20 cm de diámetro, intercaladas con las jaulas de crecimiento diario. Una fronda seleccionada al azar fue retirada luego de 1, 2, 4, 9 y 16 días de iniciado el experimento, y llevada a ECIM para su medición. Debido a la pérdida de jaulas en el anclaje sur, sólo se monitoreó el crecimiento acumulado en las jaulas del anclaje norte.

Las tasas de crecimiento acumulado de las algas se calcularon como la diferencia entre el tamaño inicial de la fronda, registrado en el momento del instalación (tiempo=0), y su tamaño después de los días en terreno, dividido por el número de días (d) transcurridos. Esto permitió comparar las tasas de crecimiento con las medidas obtenidas en el experimento de crecimiento diario. Para estimar la pérdida de frondas (FL) en gramos de tejido perdido, se asumió que después de un día la pérdida era mínima, reflejando así de manera precisa la producción primaria neta. Posteriormente, se restó el peso algal observado después de 2, 4, 9 y 16 días (Wd)

del tamaño algal esperado (peso húmedo) que las frondas deberían alcanzar después de ese tiempo en terreno. Esta estimación se realizó utilizando el tamaño inicial observado de la fronda, el número de días transcurridos entre observaciones, y la tasa de crecimiento diaria promedio (DGR) calculada del experimento diario para esas fechas.

$$FL = W_{d=\text{inicial}} * (1+DGR)^d - W_d$$

Se utilizó la DGR promedio del experimento diario para las fechas posteriores al quinto día de exposición, cuando no se tenía datos de crecimiento diario. Dado que se produce cierta pérdida de frondas en las primeras 24 horas (e.g. Perez-Mayorga et al., 2011), nuestras estimaciones de producción primaria neta y pérdida de frondas pueden considerarse conservadoras.

VARIABLES AMBIENTALES – NUTRIENTES

Como parte del estudio oceanográfico más amplio desarrollado en la Bahía de Algarrobo, se realizó un muestreo de nutrientes en múltiples estaciones y profundidades durante los inviernos de 2021 (agosto) y 2022 (julio) y durante la primavera-verano de 2021 (diciembre) y 2023 (enero). Para más detalles sobre estas mediciones, se recomienda ver la descripción de métodos en la sección respectiva de este informe.

Las concentraciones de nutrientes en muestras de agua recolectadas a profundidades medias de 1 m (rango 1-3 m) y 10 m (rango 8-12 m) se promediaron diariamente para el periodo del 14 al 18 de enero en las estaciones de los transectos norte y sur y cerca del emisario submarino, para determinar diferencias espaciales y en función de la profundidad. Las tasas de crecimiento diarias de *Ulva* en los anclajes sur y norte se correlacionaron con los valores diarios de nutrientes, utilizando regresiones lineales y cuadráticas. Para caracterizar la variación de nutrientes con la profundidad, se usaron muestras de agua recolectadas desde la superficie hasta los 65 m de profundidad.

TEMPERATURA DEL AGUA DE MAR Y ESTIMACIONES DE NITRATO DE ALTA FRECUENCIA

En agosto de 2021, se instalaron tres fondeos con termistores ubicados a tres profundidades (4, 15 y 20 m) para registrar la temperatura del mar cada 10 minutos en los sectores sur (TS), centro (TC) y norte (TN) de la bahía. Los fondeos se anclaron en puntos con profundidades de 27-30 m y los datos registrados por cada sensor se descargaron periódicamente hasta febrero de 2023. La variabilidad de la temperatura se comparó inicialmente mediante inspección visual de los registros, y posteriormente mediante análisis espectral utilizando el método del periodograma promedio modificado de Welch, calculando la densidad espectral para señales de diferentes frecuencias. Además, se utilizaron imágenes satelitales de alta resolución espacial (MUR-SST) para obtener una representación del campo de temperatura superficial en el sector de estudio.

5. MEDICIONES DE CONTAMINANTES Y METALES EN LA BAHÍA DE ALGARROBO

AUTORES | Contreras-Porcia, L., J. Rivas, A. Núñez, A. Meynard

MÉTODOS

En invierno de 2021, se realizó una campaña de muestreo donde se recolectaron muestras de agua de mar por triplicado en dos sectores de la bahía de Algarrobo: uno en el sur, cerca del antiguo emisario (tubo ahora en desuso que se proyecta sobre las rocas sedimentarias) y otro 175m hacia el sur, cerca de la Cofradía Náutica. Las muestras de agua se tomaron manualmente desde la capa superficial con botellas de material inerte. Adicionalmente, se recolectaron 15 muestras a lo largo de la bahía para el análisis de metales pesados. Se midieron parámetros fisicoquímicos como pH, ORP, conductividad, TDS, salinidad, oxígeno disuelto y turbidez usando un medidor multiparamétrico HI9829, y la alcalinidad total.

Adicionalmente, en las campañas oceanográficas de agosto 2021 (invierno) y diciembre 2021 (primavera-verano) se tomaron muestras de agua superficial en todas las estaciones de las transectas norte y sur, y en las estaciones adicionales C13, C14 y C15 (ver figura con transectas en el texto principal del informe). Las muestras de agua se tomaron manualmente desde la capa superficial con botellas de material inerte. En enero de 2023 se tomaron adicionalmente muestras de agua en profundidad (10m) mediante una botella Niskin GoFlo diseñada para tomar muestras de agua destinadas al análisis de metales.

La medición de metales se llevó a cabo en todas las muestras por triplicado utilizando ICP-MS, de acuerdo con metodologías específicas (EPA 200.8: 1994 Rev 5.4, EPA6020B: 2014, ISO17294-2: 2016, SM 3125 B). Los metales analizados fueron arsénico, cadmio, cobre, cromo, hierro, molibdeno, níquel, plomo, selenio, vanadio y zinc.

RESULTADOS CAMPAÑA 1, AGOSTO 2021

En la zona costera, en los puntos de muestreo de Playa Los Tubos, los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua de mar mostraron valores típicos. El pH, un parámetro crucial para la biodisponibilidad de tóxicos, fue levemente menor en las muestras del sector sur (media \pm desviación estándar = 8.19 ± 0.09) comparado con el sector del antiguo emisario (8.54 ± 0.02). Esta diferencia podría deberse a mayores niveles de oxígeno disuelto y/o mayor actividad biológica en ese sector al momento de tomar la muestra. Los valores de potencial de óxido-reducción (ORP) indicaron una tendencia oxidante con algunas diferencias entre estos dos puntos. Los sólidos totales (TDS), la conductividad (EC), salinidad y densidad (σ_t) estaban dentro de los valores normales para agua de mar, y la turbidez, que varió entre 0 y 1.3, fue influenciada por la resuspensión del sedimento de fondo producto de oleaje. No se observaron diferencias significativas entre las zonas durante esta campaña invernal, y los parámetros generales no sugieren alteraciones mayores en la biodisponibilidad de metales pesados en la columna de agua (Tabla A4).

TABLA A4. Mediciones de variables fisicoquímicas del agua de mar en la zona de estudio. S: corresponde al sector sur más cercano a la Cofradía. E: corresponde al sector cercano al tubo del antiguo emisario sobre la zona intermareal, Playa Los Tubos, Algarrobo.

pH	ORP* (mV)	DO* (%)	DO (mg L ⁻¹)	EC* (mS cm ⁻¹)	TDS* (ppt)	salinidad (PSU)	turbidez (FNU)	σ_t^*	Alcalinidad total (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	
S1	8.09	293.6	94.1	7.5	52.4	26.2	34.5	0.3	26.0	133.8
S2	8.22	286.5	101.3	8.1	52.1	26.1	34.3	0.7	25.8	126.2
S3	8.26	270.5	99.3	7.0	52.2	26.1	34.4	1.3	25.8	122.0
Pro. \pm DS	8.19 ± 0.09	283.5 ± 11.8	98.2 ± 3.7	7.8 ± 0.3	52.2 ± 0.2	26.1 ± 0.1	34.4 ± 0.1	0.8 ± 0.5	25.9 ± 0.1	120.7 ± 13.9
E1	8.52	263.3	105.2	8.6	51.9	26.0	34.1	1.2	25.9	122.0
E2	8.55	258.8	102.9	8.4	52.1	26.1	34.3	0.2	26.0	125.9
E3	8.55	256.8	97.7	8.0	52.2	26.1	34.3	0.0	26.1	122.0
Pro. \pm DS	8.54 ± 0.02	259.6 ± 3.3	101.9 ± 3.8	8.3 ± 0.3	52.1 ± 0.2	26.0 ± 0.1	34.2 ± 0.1	0.47 ± 0.64	26.0 ± 0.1	123.3 ± 2.3

Leyenda:

ORP: potencial óxido-reducción

DO: oxígeno disuelto

EC: conductividad eléctrica

TDS: sólidos totales disuelto

σ_t : densidad de agua de mar

Los resultados indican que la zona de estudio presenta un bajo impacto antropogénico en términos de metales, según los índices toxicológicos MPI y PLI (ver informe). Para comparar el contenido total de metales en diferentes zonas, se calculó el MPI utilizando la concentración (C) de cada uno de los n metales en las muestras como:

$$\text{MPI} = \sqrt[n]{Cf_1 * Cf_2 * \dots * Cf_n}$$

El PLI se usó para comparar el estado de contaminación de los sitios, indicando la disponibilidad de metales en el agua y el estado de salud costera, y se calculó como:

$$\mathbf{PLI} = \sqrt[n]{CF_1 * CF_2 * \dots * CF_n} \quad \mathbf{CF} = \frac{C_{metal}}{C_{base}}$$

Donde CF es el factor de contaminación de cada metal, C_{metal} es la concentración observada, y C_{base} es la concentración más baja permitida según los estándares de la EPA. Un PLI > 1 indica contaminación, mientras que PLI < 1 indica poca o ninguna polución significativa por metales.

Aunque no se identificó una zona con alto impacto de contaminación por metales, los resultados muestran que la zona E, cerca del tubo del antiguo emisario, tuvo una mayor carga de metales pesados (MPI: 3.179) y mayor polución (PLI: 0.2372) en el momento del muestreo. Se debe indicar además que los resultados de esta campaña mostraron una alta concentración de cobre en el agua de mar costera en los dos sectores muestreados, superando los niveles máximos establecidos por la EPA (Tabla A5).

TABLA A5. Datos brutos (R1 a R3) y concentraciones promedio de metales (μg/L) en los dos sectores muestreados (S,E) en Playa Los Tubos, Algarrobo. DE indica desviación estándar. En rojo se indica el metal que supera la normativa de calidad de agua según EPA (criterio crónico para Cobre de 3.1 μ/L).

SUR DEL ANTIGUO EMISARIO (S)

Metal	R1	R2	R3	Media	DE
Arsénico	5	5.8	3.9	4.90	0.95
Cadmio	0.1	0.1	0.1	0.10	0.00
Cobre	5	3.3	5.6	4.63	1.15
Cromo	1	1.2	1.8	1.33	0.32
Hierro	40	30	70	46.67	20.09
Molibdeno	10.2	9.7	11.8	10.57	1.06
Níquel	0.5	0.5	1.6	0.87	0.56
Plomo	5	5	5	0.005	2.88
Selenio	0.5	0.5	0.5	0.001	0.29
Vanadio	10.2	12.3	13.5	12.00	0.79
Zinc	10	10	20	13.33	5.09

ANTIGUO EMISARIO (E)

Metal	R1	R2	R3	Media	DE
Arsénico	4.5	2.2	5.1	3.93	1.46
Cadmio	0.3	0.1	0.1	0.17	0.04
Cobre	5	6	5	5.33	0.51
Cromo	1	0.7	1.2	0.97	0.25
Hierro	40	50	50	46.67	1.92
Molibdeno	9.3	11.3	9.7	10.1	0.83
Níquel	0.8	0.5	0.5	0.6	0.06
Plomo	5	5	4	4.67	0.51
Selenio	0.5	0.5	0.5	0.5	0
Vanadio	11.1	12	10.7	11.27	0.65
Zinc	10	20	10	13.33	5.09

En las muestras de agua de mar superficial de la campaña de agosto 2021, la concentración de metales superó la normativa de calidad de agua EPA para la concentración de cobre en dos de las 15 estaciones de muestreo (Tabla A6).

TABLA A.6. Concentración de metales (μg/L) en 15 puntos de muestreo (C1 a C15) de la Bahía de Algarrobo, en agosto 2021. En rojo se indican concentraciones que superan la normativa de calidad de agua según EPA. Los sitios C13 al C15 son cercanos al emisario de ESVAL.

Metal	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C13	C14	C15
Arsénico	3.4	5.1	2.9	3.6	7	5.1	3.1	2.4	2.9	3.8	5.1	4.7	2.3	4.3	4.7
Cadmio	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cobre	1.7	0.9	0.5	0.8	0.5	1.4	0.5	0.5	0.5	0.5	8.2	0.5	0.5	7.3	0.5
Cromo	1.7	1.2	0.9	1.5	0.6	0.7	1	1.1	0.8	0.8	0.8	2.8	1.2	0.7	1.3
Hierro	30	20	10	30	30	30	20	10	20	50	20	40	30	40	20
Molibdeno	11.2	10.5	10.9	10.9	10.8	10.5	11	10.5	11.2	11.4	11.3	11.3	10.1	11.1	10.5
Níquel	1.4	0.6	0.5	0.6	0.5	0.7	0.7	0.5	0.5	2.3	0.5	1.6	0.5	0.5	0.5
Plomo	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Selenio	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Vanadio	11.4	12.7	10.9	11.1	11.1	10.6	11.2	10.3	10.7	10.8	10.3	9.8	11.1	10.7	9.7
Zinc	10	20	10	20	10	40	10	10	10	20	10	10	10	10	10

En resumen, en la costa de playa Los Tubos los parámetros fisicoquímicos no muestran alteraciones significativas en la biodisponibilidad de metales pesados. En el momento del muestreo, la zona cercana al antiguo emisario tuvo una mayor carga de metales pesados (MPI: 3.179) y mayor polución (PLI: 0.2372) comparada con la zona sur. Se detectó una alta concentración de cobre en ambas estaciones de muestreo, que supera los estándares de calidad de la EPA. El muestreo de aguas superficiales en la bahía mostró que algunos puntos de muestreo (C1, C2, C6, C10, C11, C12 y C14) tienen una carga comparativamente alta de metales, pero solamente los puntos C11 y C14 presentaron una concentración de cobre por sobre la norma EPA.

RESULTADOS CAMPAÑA 2, DICIEMBRE 2021

Durante esta campaña se registraron comparativamente bajas concentraciones de metales (Tabla A7) en todas las estaciones de muestreo. Ninguna de las mediciones mostró valores por sobre la normativa de la EPA (Tabla A7).

TABLA A.7. Concentración de metales ($\mu\text{g/L}$) en 15 puntos de muestreo (C1 a C15) de la bahía de Algarrobo, campaña de diciembre 2021.

$\mu\text{g/L}$	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C8	C9	C10	C11	C12	C13	C14	C15
Arsénico	3	2	2.9	2.8	3.5	2.4	3	3	3.6	3	3.8	3.3	3.4	2.2
Cadmio	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Cobre	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Cromo	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Hierro	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Molibdeno	11.3	11.5	11.5	11.8	11.4	12.1	10.9	11.9	12.1	11.5	11.4	11.3	10.5	11.6
Níquel	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Plomo	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Selenio	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Vanadio	7.8	8.2	7	6.9	6.9	6.5	7	6.7	6.8	6.3	6.3	7	6.6	6.8
Zinc	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01

El rango de MPI fue de 0.011-0.012, y el PLI de 0.042-0.046.

RESULTADOS CAMPAÑA 3, JULIO 2022

Ninguno de los metales evaluados en esta campaña superó en concentración aquellas indicadas en las normativas US EPA (Tabla A8) para agua de mar, siendo en todos los casos dentro de los rangos registrados en la campaña de primavera 2021.

Tabla A8. Concentración de metales ($\mu\text{g/L}$) en los puntos de muestreos realizados en la tercera campaña de monitoreo, julio 2022.

mg/L	COF1	COF2	EMI1
Arsénico	0.0058	0.0052	0.0053	0.0043	0.0046	0.0045	0.0058	0.0049	0.0051	0.0052	0.0047	0.0051	0.0049		
Cadmio	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Cobre	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Cromo	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Hierro	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Molibdeno	0.0119	0.0113	0.0115	0.0118	0.0115	0.0112	0.0119	0.0112	0.0118	0.0115	0.0115	0.0118	0.0122		
Níquel	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Plomo	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
Selenio	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Vanadio	0.0133	0.0122	0.0124	0.0114	0.0127	0.0114	0.013	0.0111	0.0118	0.0115	0.0114	0.0113	0.0109		
Zinc	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

Se registró un MPI de 0.008-0.010 y un PLI de 0.0002, indicando un bajo impacto de metales en la capa superficial de la columna de agua.

RESULTADOS CAMPAÑA 4, ENERO 2023

En la cuarta campaña, realizada en múltiples días de enero de 2023, se recolectaron muestras de agua de mar por triplicado en dos zonas de la bahía: Sector Norte (AN) y Sector Sur (AS, ver Informe), tanto en la capa superficial (Sup, ca. 50 cm), como a una profundidad de 10 m (Prof) con una botella Niskin Go-Flo (Tabla A9). En este caso y en base a los resultados anteriores, solamente se midió Cobre, Fierro y Cadmio. La medición se realizó en un colorímetro modelo Smart 3 BT (LaMotte, USA). Los protocolos para cada elemento son detallados en el manual de usuario del instrumento. La determinación de los metales fue realizada a través de metodologías cuyo fundamento teórico se basa en la formación de especies complejas. Los metales analizados fueron cobre, hierro y cadmio.

TABLA A9. Concentraciones de metales ($\mu\text{g/mL}$) en muestras de agua de mar tomadas en superficie (Sup) y a 10 metros de profundidad (Prof) en los sectores sur (AS) y norte (AN) de la bahía de Algarrobo, en enero de 2023.

	Muestra	Cobre	Hierro	Cadmio
Día 1	Sector AS, Prof	0.03	0.03	0.05
	Sector AS, Sup	0.03	0.41	0.02
	Sector AN, Prof	0	0.09	0.03
	Sector AN, Sup	0.03	0.03	0
Día 2	Sector AS, Prof	0	0.49	0.06
	Sector AS, Sup	0	0.28	0
	Sector AN, Prof	0	0.32	0.05
	Sector AN, Sup	0	0.09	0.02
Día 4	Sector AS, Prof	0	0.10	0
	Sector AS, Sup	0.09	0.34	0.10
	Sector AN, Prof	0	0.20	0
	Sector AN, Sup	0.04	0.37	0.02
Día 8	Sector AN, Sup	0.02	0.07	0
	Sector AN, Prof	0.03	0.13	0.04
	Sector AN, Sup	0.05	0.21	0.04
Día 16	Sector AS, Prof	0.02	0.10	0.02
	Sector AS, Sup	0	0.52	0
	Sector AN, Prof	0.04	0.12	0.03
	Sector AN, Sup	0	0.19	0.12

Los resultados de las mediciones indicaron niveles de hierro considerados normales en el agua de mar, y concentraciones de cobre y cadmio comparativamente altas, de acuerdo con la normativa de la EPA. Aunque el método analítico utilizado tiene limitaciones por las interferencias propias de la técnica, especialmente para cobre y cadmio, entrega un punto de referencia para análisis más robustos que permitan explorar la zona con una frecuencia mayor y otras técnicas analíticas como ICP-MS.

6. BALANCE DE ENTRADA DE NUTRIENTES • A BAHÍA DE ALGARROBO

MODELO DE BALANCE DE MASA GENERAL

$$\text{Modelo: } \frac{dM}{dt} = \text{Input} - \text{Output} + \text{Production} - \text{Consumption}$$

FUENTES DE INGRESO (INPUTS) DE NUTRIENTES A LA BAHÍA DE ALGARROBO

- Emisario Submarino
- Surgencia costera (Upwelling)
- Aportes de esteros de Algarrobo. Se asume que no son significativos, excepto después de lluvias. No se consideran en este análisis preliminar.
- Ondas Internas. También se asume que las ondas internas y otros fenómenos de alta frecuencia no son significativos para el transporte de nutrientes hacia la costa. Ello a pesar de que hay evidencias claras que las ondas internas son importantes en el sector sur de la Bahía.
- Aporte atmósferico. Se asume que son despreciables a la escala de la bahía.

FACTORES DE PÉRDIDA DE NUTRIENTES (OUTPUTS)

- Circulación neta en la capa de Ekman durante la surgencia. Estas aguas se alejan de la zona costera
- Circulación a lo largo de la costa por corrientes costeras
- Depositación de nutrientes en los fondos arenosos de la bahía. Se asume que esta pérdida es despreciable.
- Desnitrificación. Se asume que a la escala temporal de la surgencia y procesos advectivos y a la escala espacial de la bahía, la desnitrificación no contribuye significativamente al balance de nutrientes.

PRODUCCIÓN DE NUTRIENTES

- Asumimos que no hay producción de nutrientes a la escala de la bahía, es decir, las tasas de advección superan por mucho los aportes por remineralización. Esto necesita ser revisado.

CONSUMO DE NUTRIENTES

- Fitoplancton: Uno de los componentes del consumo de nutrientes es el fitoplancton. Actualmente, no se tienen buenas estimaciones de estas tasas, pero sería interesante obtenerlas a través de trabajos costeros y análisis de cambios de biomasa diaria. Por ahora, es mejor centrarse en los inputs.
- Macroalgas: El otro componente del consumo son las macroalgas, incluyendo las algas verdes y otras macroalgas en la bahía, especialmente los bosques de *Macrocystis*. Sin embargo, a falta de estimaciones de estas tasas de absorción, por ahora es mejor concentrarse en los inputs.

DEFINICIONES Y PARÁMETROS

I. VOLUMEN CONTROL

Debido a la naturaleza abierta de la bahía, se define su superficie como un rectángulo que se extiende desde el sector Cofradía en el sur hasta 4.5 kilómetros al norte, cerca de San Alfonso del Mar. El ancho se determina por el veril de los 40 metros de profundidad, ubicado a aproximadamente 2 km de la costa. En este sector, se asume una profundidad promedio de 25 metros, coincidiendo con la profundidad de la salida del emisario al mar.

$$\text{Volumen Control} = 4.5 \text{ Km} \times 2 \text{ Km} \times 25 \text{m} = 225000000 \text{ m}^3$$

Se debe notar que para el balance de inputs de nutrientes desarrollado aquí no usamos el volumen control, excepto para definir la magnitud de la bahía.

II. INPUTS

II.1. EMISARIO

II.1.1. CAUDALES PROMEDIO DEL EFLUENTE

Para calcular los caudales del emisario, se utilizan los valores de caudales máximos en punta.

Entre 2017 y 2020, hubo un aumento en los caudales máximos en punta, de 220 L/s en 2017 (diciembre y enero) a cerca de 330 L/s en 2020 (marzo, abril). El resto del año, los caudales en punta son menores. En este balance se utilizaron los caudales máximos promedio observados en 2020, que fueron de alrededor de 240 L/s. De esta manera, los cálculos suponen que la población máxima de verano está presente todo el año.

Además, se estima un caudal de invierno de aproximadamente 150 L/s, basado en los máximos en punta durante los meses de invierno.

$$\text{Caudal del Emisario Primavera-Verano : } 240 \text{ L/s} = 0.24 \text{ m}^3/\text{s} = 20.736 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$\text{Caudal del Emisario invierno : } 150 \text{ L/s} = 0.15 \text{ m}^3/\text{s} = 12.960 \text{ m}^3/\text{día}$$

II.1.2. CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO EN EL EMISARIO

Lamentablemente, no tenemos muchos datos de todas las formas de nitrógeno en las aguas servidas y en la columna de agua. El Plan de Vigilancia Ambiental del Emisario ESVAL generalmente mide el nitrógeno como NKT (Total Kjeldahl Nitrogen), que es el nitrógeno orgánico más amonio (NH_4^+). En nuestras campañas oceanográficas, hemos medido nitratos, nitritos y, en una ocasión, urea y amonio.

Definición de Nitrógeno Total: El Nitrógeno Total es la suma de:

Nitrato (NO_3^-)

Nitrito (NO_2^-)

Amonio (NH_4^+)

Nitrógeno orgánico

Datos de Aguas Servidas del Emisario: Las mediciones disponibles de nitrato, nitrito y nitrógeno amoniacial para algunos años, especialmente 2020, son las siguientes:

PARÁMETRO	VALOR PROMEDIO (ENERO-FEBRERO 2020)
Nitrato	5.27 mg/L
Nitrito	0.02 mg/L
Nitrógeno Amoniacal	31.78 mg/L (NH ₄)
NKT máximos puntuales	0.81 mg/L

En la conversión de mg/L a μ mol/L se usaron las masas molares:

Nitrato: 62.004 g/mol

Nitrito: 46.005 g/mol

Por lo que el **Nitrato promedio** = 5.27 mg/L = 84.99 μ mol/L, y el

Nitrito promedio = 0.02 mg/L = 0.43 μ mol/L

Conversión de Nitrógeno Amoniacal a Amonio: Usando la razón de masas molares:

$$\frac{\text{Masa molecular NH}_4^+}{\text{Masa molecular NH}_3^+} = \frac{18.039}{17.031} = 1.059$$

Entonces,

Concentración de Amonio en aguas servidas = 31.78 mg/L NH₃ x 1.059 = 33.66 mgNH⁺

Nitrógeno Total en Aguas Servidas:

Nitrato + Nitrito+ Amonio + NKT = 5.27 + 0.02 + 33.66 + 0.81 = 39.76 mg/L = 39.76 g/m³

Es posible que el amonio se esté sumando dos veces si el valor medido en el NKT incluye el amonio. Asumimos que el amonio medido como ácido amoniacial es distinto del amonio incluido en el NKT.

II.1.3. INPUT NITRÓGENO EMISARIO

Input primavera-Verano =

Concentración x Caudal = 39.76 g/m³ x 20736 m³/día = 824463.4 g/día

Input Invierno =

Concentración x Caudal = 39.76 g/m³ x 12960 m³/día = 515289.6 g/día

Input por Afloramiento de aguas subsuperficiales

II.2.1. CAUDALES DE SURGENCIA EN PRIMAVERA-VERANO

El flujo hacia la costa en una sección vertical 2D debe ser igual a la capa de Ekman de salida (OET) que abarca desde superficie hasta aproximadamente 30 a 100 m. Considerando que para esta zona el OET ~ 0.1 -1.0 m²/s, usaremos como promedio 0.5 m²/s, que equivale a 500m³/s por kilómetro de costa. Estos valores son commensurables con los valores medidos por Kirincich et al. (2005) en la costa de Oregon.

Si toda la bahía está expuesta a surgencia, a lo largo de los 4.5 kilómetros definidos arriba, entonces los caudales de surgencia serán:

Caudal Surgencia ~ 194400000 m³/día

Si solamente ingresa agua por el extremo norte de la bahía:

Caudal Surgencia suponiendo que solamente ingresa flujo de surgencia por la sección norte de aproximadamente 2.5 km, entonces el caudal sería 108000000 m³/día

II.2.2. CONCENTRACIONES DE NUTRIENTES EN AGUAS DE SURGENCIA

Datos Disponibles:

- Nitratos y Nitritos: Datos completos para distintas épocas del año y profundidades.
- Amonio y Urea: Medidos en una sola ocasión.

Profundidades de Referencia Utilizadas:

- 10 metros: Cerca del límite inferior de la distribución de las algas verdes.
- 25 metros: Cerca de la profundidad de salida del emisario.

Concentraciones Promedio a 10 metros:

- Nitrato: 15 $\mu\text{mol/L}$
- Nitrito: 0.5 $\mu\text{mol/L}$
- Urea: 0.05 $\mu\text{mol/L}$

Concentración Promedio Superficial de Amonio:

- Amonio: 0.015 mg/L

Cálculo de DIN a 10 metros:

$$\text{DIN_10m} = \text{Nitrato} + \text{Nitrito} + \text{Amonio} = 15 + 0.5 + 0.05 = 15.55 \mu\text{mol/L}$$

COMPUESTO	COMPUESTO CONCENTRACIÓN (mol/L)	MASA MOLAR (g/mol)	CÁLCULO (g/L)	CONCENTRACIÓN (g/L)	CONCENTRACIÓN (g/m³)
Nitrato	0.000015	62.004	0.000015×62.004	0.00093006	0.93006
Nitrito	5×10^{-7}	46.005	$5 \times 10^{-7} \times 46.005$	0.000023025	0.023025
Urea	5×10^{-8}	60.056	$5 \times 10^{-8} \times 60.056$	0.0000030028	0.0030028
Amonio	0.015 (mg/L)	-	-	-	0.015

$$\text{DIN_10m: } 0.93006 + 0.023025 = 0.953085 \text{ g/m}^3$$

$$\text{Nitrógeno Upwelling a 10m: } 0.953085 + 0.0030028 + 0.015 = 0.9710878 \text{ g/m}^3$$

II.2.3. INPUTS DE NITRÓGENO POR UPWELLING Y EMISARIO EN PRIMAVERA VERANO

Considerando ingreso por 4.5 Km de frente

$$\text{Input Upwelling 10m} = 194400000 \text{ m}^3/\text{día} \times 0.97108 \text{ g/m}^3 = 188779468.3 \text{ g/día}$$

$$\text{Input Nitrógeno (4.5Km): } 188779468.3 + 824463.4 = 189603931.7 \text{ g/día}$$

99.6% Surgencia + 0.4% Emisario

Considerando ingreso por 2.5 km de sección norte:

$$\text{Input Upwelling 10m} = 108000000 \text{ m}^3/\text{día} \times 0.97108 \text{ g/m}^3 = 104876640 \text{ g/día}$$

$$\text{Input Nitrógeno (3 Km): } 104876640 + 824463.4 = 105701103.4 \text{ g/día}$$

99.2% Upwelling + 0.8% Emisario

Usando 25 m como referencia:

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN ($\mu\text{mol/L}$) a 25 m	CONCENTRACIÓN ($\mu\text{mol/L}$) a 10 m	CONCENTRACIÓN SUPERFICIAL (mg/L)
Nitrato (promedio)	28	-	-
Nitrito(promedio)	3.8	-	-
Urea(promedio)	-	0.05	-
Amonio(promedio)	-	-	0.015

Nitrato: $0.000028 \text{ mol/L} * 62.004 \text{ g/mol} = 0.001736112 \text{ g/L} = 1.736 \text{ g/m}^3$

Nitrito: $0.0000038 \text{ mol/L} * 46.005 \text{ g/mol} = 0.000174819 \text{ g/L} = 0.175 \text{ g/m}^3$

Urea: $5 * 10^{-8} \text{ mol/L} * 60.056 \text{ g/mol} = 0.0000030028 \text{ g/L} = 0.003 \text{ g/m}^3$

Amonio: $0.015 \text{ mg/L} = 0.015 \text{ g/m}^3$

Nitrógeno por Surgencia a 25m: $1.736 + 0.175 + 0.003 + 0.015 = 1.929 \text{ g/m}^3$

Input Nitrógeno a 25m = $194400000 \text{ m}^3/\text{día} * 1.929 \text{ g/m}^3 = 374997600 \text{ g/día}$

Porcentaje Nitrógeno a 25 m: $374997600 \text{ g/día} + 824463.4 \text{ g/día} = 375822063.4 \text{ g/día}$

99.78% Upwelling + 0.22% Emisario

II.3.1. CAUDALES DE INGRESO DE AGUAS A LA BAHÍA EN INVIERNO, CUANDO SURGENCIA ES DÉBIL O INEXISTENTE.

Las velocidades de corrientes medidas puntualmente en la bahía fluctúan entre 0.05 y 0.3 m/s. Se puede usar como promedio de velocidad en la columna de agua 0.015 m/s, medidos por ADCP en primavera verano. No tenemos muchas mediciones en invierno. Además, los datos muestran una estructura barotrópica que rara vez da lugar a estratificación de las corrientes. Por lo que podemos suponer que una sección de 25m se mueve a esa velocidad y genera transporte de 0.375 m²/s.

Asumiendo que estos flujos ingresan a través de toda la bahía en una sección de 2.5Km, esto genera un flujo de 937.5 m³/s, es decir:

Caudal de aguas nuevas en Algarrobo en invierno $81000000 \text{ m}^3/\text{día}$

II.3.2. INPUTS DE NUTRIENTES A LA BAHÍA EN INVIERNO

Usamos una concentración promedio de nitratos como estimador de Nitrógeno total y nuestras mediciones en inviernos de 10 $\mu\text{mol/L}$.

Usando peso molecular obtenemos

$10 \mu\text{mol/L} = 0.62 \text{ g/m}^3$

Entonces los aportes nitrógeno son = $81000000 \text{ m}^3/\text{día} * 0.62 \text{ g/m}^3 = 50220000 \text{ g/día}$

Input por emisario:

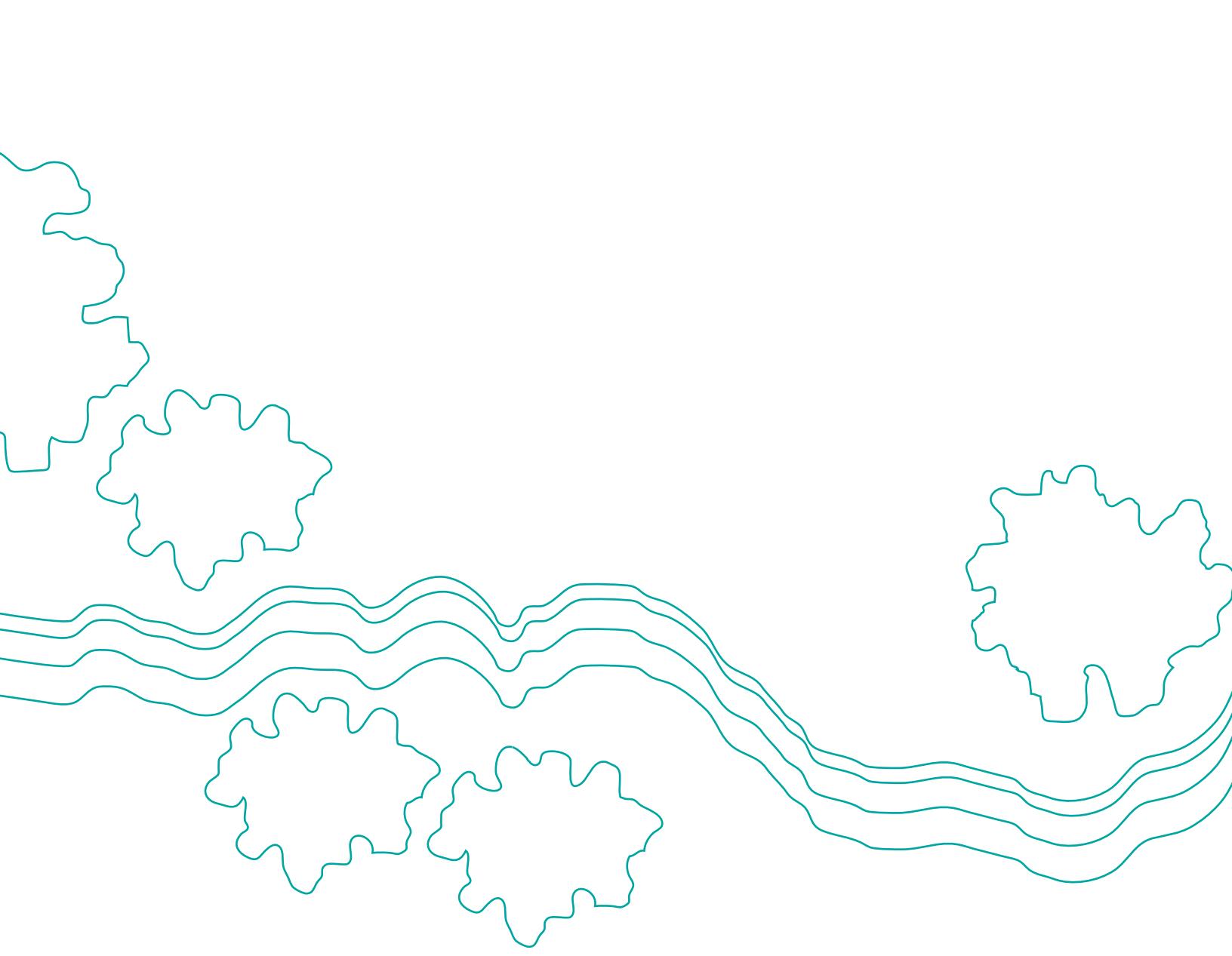
Input Invierno = Concentración x Caudal = $39.76 \text{ g/m}^3 * 12960 \text{ m}^3/\text{día} = 515289 \text{ g/día}$

Input Nitrógeno total invierno: = $50220000 \text{ g/día} + 515289 \text{ g/día} = 50735289 \text{ g/día}$

= 98.98% natural y 0.1% emisario

BIBLIOGRAFÍA

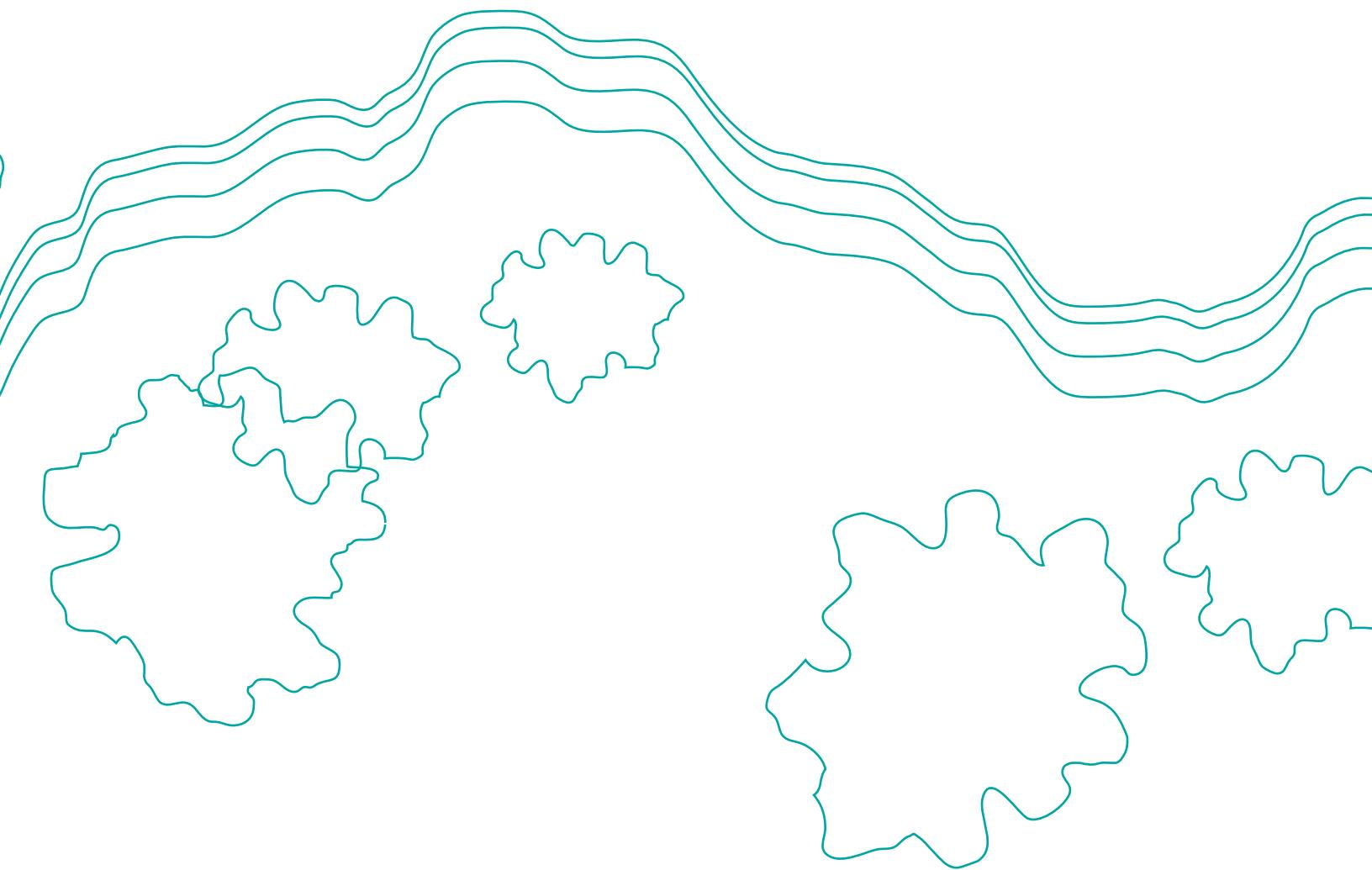
- Ferreira, A., Sá, C., Silva, N., Beltrán, C., Dias, A. M., & Brito, A. C.** (2020). Phytoplankton response to nutrient pulses in an upwelling system assessed through a microcosm experiment (Algarrobo Bay, Chile). *Ocean & Coastal Management*, 190, 105167.
- KAMYKOWSKI, DANIEL.** (1987). A preliminary biophysical model of the relationship between temperature and plant nutrients in the upper ocean. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 34(7), 1067-1079.
- Kirincich, A.R., Barth, J.A., Grantham, B.A., Menge, B.A., Lubchenco, J.** (2005) Wind-driven inner-shelf circulation off central Oregon during summer. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110, 1-17.
- Masotti, I., Aparicio-Rizzo, P., Yevenes, M. A., Garreaud, R., Belmar, L., & Farías, L.** (2018). The influence of river discharge on nutrient export and phytoplankton biomass off the central Chile Coast (33–37 S): seasonal cycle and interannual variability. *Frontiers in Marine Science*, 5, 423.
- Narváez, D. A., Poulin, E., Leiva, G., Hernández, E., Castilla, J. C., & Navarrete, S. A.** (2004). Seasonal and spatial variation of nearshore hydrographic conditions in central Chile. *Continental Shelf Research*, 24(2), 279-292.
- Nielsen, K. J., & Navarrete, S. A.** (2004). Mesoscale regulation comes from the bottom-up: intertidal interactions between consumers and upwelling. *Ecology Letters*, 7(1), 31-41.
- Pérez-Mayorga, D. M., Ladah, L. B., Zertuche-González, J. A., Leichter, J. J., Filonov, A. E., & Lavín, M. F.** (2011). Nitrogen uptake and growth by the opportunistic macroalga *Ulva lactuca* (Linnaeus) during the internal tide. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 406(1-2), 108-115.
- Tapia, F. J., Largier, J. L., Castillo, M., Wieters, E. A., & Navarrete, S. A.** (2014). Latitudinal discontinuity in thermal conditions along the nearshore of central-northern Chile. *PLoS One*, 9(10), e110841.
- Trujillo, A., & Thurman, H.** (2013). Essentials of Oceanography (11th ed.). <https://www.perlego.com/book/812334/essentials-of-oceanography-pdf>



MAREAS VERDES EN LA BAHÍA DE ALGARROBO

Conocimiento ecológico y oceanográfico
de la Bahía de Algarrobo para informar sobre
sus **causas y potenciales medidas de mitigación**

DICIEMBRE 2024





SECOS
INSTITUTO MILLENIO EN
SOCIO-ECOLOGÍA COSTERA



Centro UC
Observatorio de la Costa



COPAS
COASTAL



ecim UC
ESTACIÓN COSTERA DE
INVESTIGACIONES MARINAS



núcleo milenario para la ecología y
la conservación de los ecosistemas
de arrecifes mesofóticos
templados



Universidad
Andrés Bello®
Conectar • Innovar • Líderar



PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DE CHILE



Universidad
de Concepción



UNIVERSIDAD DEL BÍO-BÍO
ubiobio.cl