

CONSERVACIÓN Y BIODIVERSIDAD
CHAITÉN - ISLAS DESERTORES





AUTORES:

COSTA HUMBOLDT

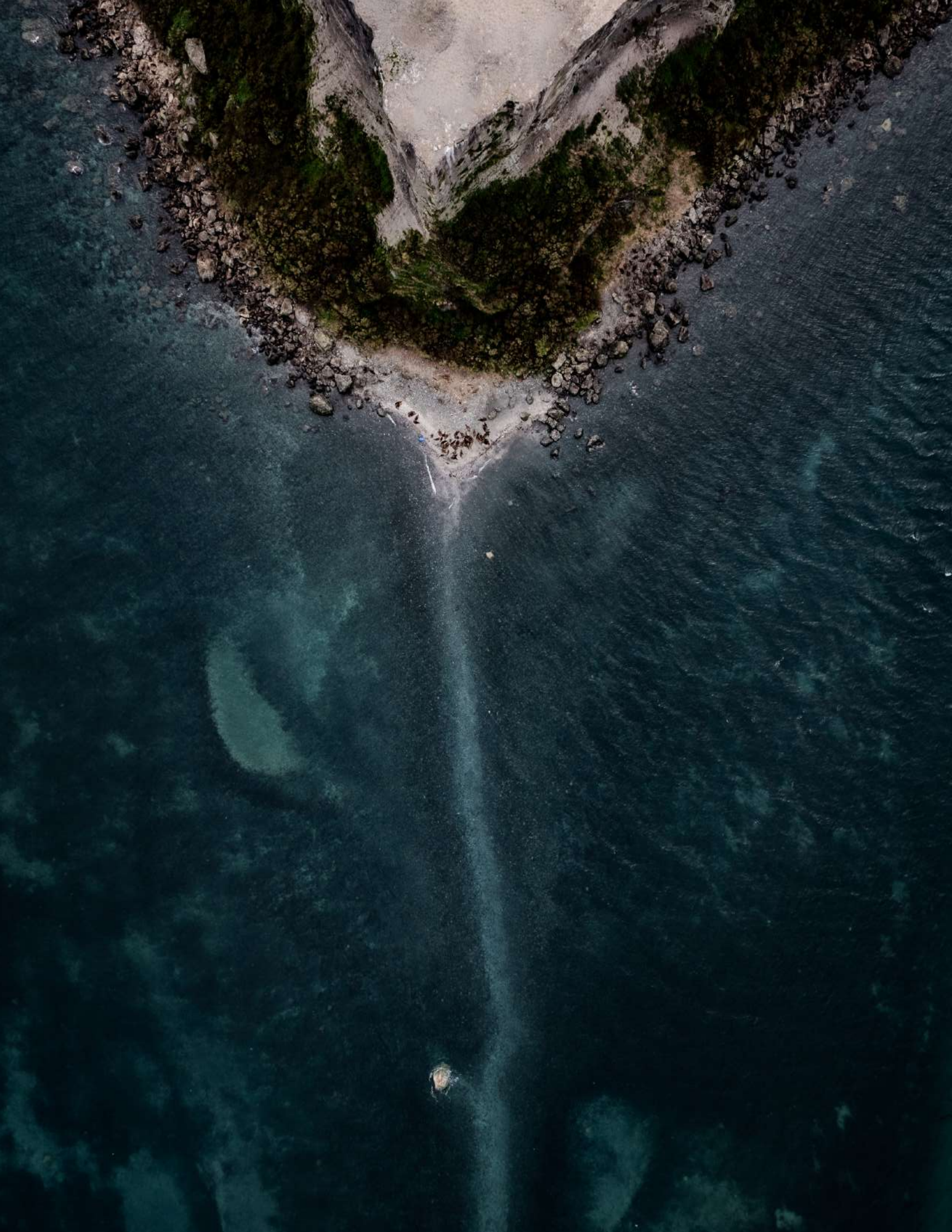
Andreas Schmider-Martínez
Javier Naretto
Victor Castillo
Joseffa Cervantes
Alejandra Nuñez
Luciano Hiriart-Bertrand

CORPORACIÓN YENE PURRUN WE

Pamela Mayorga
Victor Fuentes

Cómo citar este documento: Schmider-Martínez, A., Naretto, J., Castillo-Gonzalez, V., Cervantes, J., Nuñez, A., Mayorga, P., Fuentes, V., & Hiriart-Bertrand, L. (2026) **Conservación y Biodiversidad Chaitén - Islas Desertores, Región de Los Lagos, Chile. Costa Humboldt.**

©Costa Humboldt 2026





Indice

1. RESUMEN EJECUTIVO	6
2. INTRODUCCIÓN	8
<i>Área de Estudio</i>	13
<i>Caracterización oceanofísica de la Patagonia Norte</i>	15
3. MARCO METEDOLÓGICO	17
<i>Evaluaciones bentónicas</i>	20
<i>Cámara Trampa Submarina (BRUVS)</i>	21
<i>Mediciones ambientales</i>	22
<i>Aves y Mamíferos</i>	23
<i>Observaciones lupa y microscopía</i>	24
<i>Catástro Algas</i>	25
<i>Análisis estadístico</i>	27
<i>Vinculación con la comunidad</i>	28
<i>Esfuerzo de Muestreo y Actividades por Zona</i>	31
4. RESULTADOS	36
<i>Comunidad bentónica</i>	37
<i>Riqueza bentónica agregada</i>	42
<i>Patrones de diversidad basados en fotocuadrantes estandarizados</i>	43
<i>Estructura de los ensambles bentónicos</i>	45
<i>BRUVS</i>	48
5. METRIDIMUM SENILE	53
<i>Parámetros ambientales y fitoplancton</i>	57
<i>Macroalgas</i>	59
<i>Aves y Mamíferos marinos</i>	62
6. CONCLUSIONES	67
Agradecimientos	78
Bibliografía	79

An underwater photograph of a coral reef. The scene is filled with various types of coral, including large yellow branching corals and smaller, more delicate white and pink corals. A long, thin, yellowish worm-like creature is visible on the left side, extending from the bottom towards the center. The background is a deep blue, suggesting the water's depth. A semi-transparent blue banner is overlaid on the upper part of the image, containing the text "1. RESUMEN EJECUTIVO" in white, bold, sans-serif font.

1. RESUMEN EJECUTIVO

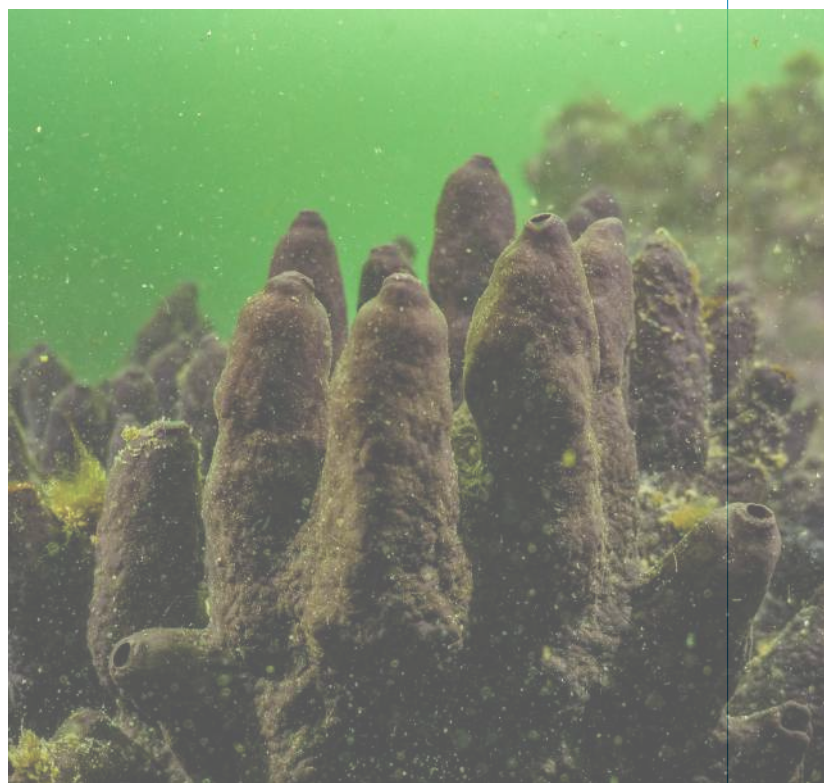
La Expedición Chaitén-Islas Desertores, liderada por Costa Humboldt en alianza con la Corporación Yene Purrun We, constituye un hito científico y comunitario sin precedentes en el Mar Interior de Chiloé. El área de estudio, que abarca desde el Fiordo Reñihué y el archipiélago de Islas Desertores hasta la costa de Chaitén y el Fiordo Palvitad, representa un ecosistema de transición crítica en la Patagonia Norte. Esta zona se define por una compleja interacción oceanográfica entre las aguas protegidas de los fiordos y la influencia oceánica de la Bahía Corcovado, una dinámica que sustenta una productividad biológica excepcional y una biodiversidad única en el mundo.

Los resultados de este estudio revelan un patrimonio natural de una riqueza extraordinaria, con la identificación de 304 especies y más de 1,440 registros de ocurrencia. Mediante evaluaciones directas y tecnologías de vanguardia se determinó que estos sistemas de fiordos actúan como verdaderos “hotspots” de biodiversidad. Destacan el Fiordo Palvitad, con 80 taxones registrados, y el Fiordo Reñihué con 72, consolidándose como reservorios críticos de vida marina que requieren medidas de protección urgentes y efectivas.

Adicionalmente, también se detectó señales de alerta que subrayan la fragilidad de este equilibrio. La presencia de la anémona invasora *Metridium senile* en ciertas áreas actúa como un indicador de alteración ecosistémica, lo que contrasta con el buen estado de conservación de los bosques de macroalgas pardas (*Macrocystis pyrifera*) observados en el complejo de Islas Desertores. Estos hallazgos cierran una brecha de información histórica en la región y proporcionan la base técnica necesaria para transitar hacia una gestión territorial basada en evidencia científica real y actualizada.

A partir de esta robusta línea base, la propuesta se orienta hacia una gobernanza costera soberana y participativa. La evidencia obtenida permite sustentar la creación y

el fortalecimiento de figuras de protección efectiva, tales como los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios (ECMPO) y las Áreas Marinas Protegidas, especialmente en zonas de alto valor como Isla Talcán, Islote Nihuel o Fiordo Palvitad. En estos territorios, existe un interés comunitario explícito por la recuperación de bancos naturales y la implementación de estrategias de acuicultura regenerativa de algas pardas, un modelo que busca no solo la producción sustentable, sino la restauración activa de las funciones ecosistémicas del borde costero.



Finalmente, este estudio sienta las bases para un programa de monitoreo de biodiversidad a largo plazo, esencial para evaluar la salud del ecosistema frente a los desafíos del cambio climático. Este modelo de co-gestión entre ciencia y comunidad entrega a las organizaciones locales las herramientas técnicas para liderar la conservación y restauración de su territorio.

2. INTRODUCCIÓN



El Mar Interior de Chiloé (MIC) (41-45° S) es un mar extenso ubicado entre la Isla Grande de Chiloé y el territorio continental de Chile, con aproximadamente 260 km de longitud (Lara et al., 2016). La región se caracteriza por ser un área somera, con profundidades que oscilan entre 50 y 250 metros (Iriarte, 2007). Está constituida por dos golfos: el Golfo de Ancud, al norte, y el Golfo de Corcovado, al sur, separados por las Islas Desertores. Esta topografía particular genera un ecosistema transicional con condiciones hidrográficas heterogéneas, influenciadas por un gran aporte de agua dulce proveniente de fuertes precipitaciones (2000-5000 mm por año), flujos subterráneos y descargas fluviales (Iriarte et al., 2007; Pantoja et al., 2011; Saldías et al., 2021).

Además, la Corriente Circumpolar Antártica (West Wind Drift) alcanza los 42° S, promoviendo una marcada interacción entre las aguas oceánicas subantárticas provenientes del oeste y el agua dulce continental del este, generando pronunciados gradientes horizontales de densidad en la capa superficial (Lara et al., 2016). Como resultado, se observa una alta capacidad de productividad primaria, lo que convierte a esta zona en un hotspot de biodiversidad, incluyendo un ensamblaje único de invertebrados marinos (Försterra et al., 2017; Gutt et al., 2003).

Diversos estudios indican que esta área constituye la zona de alimentación y crianza más importante del hemisferio sur para la ballena azul (*Balaenoptera musculus*), además de ser hábitat para otras especies de mamíferos marinos como la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), el lobo marino común (*Otaria byronia*), el elefante marino (*Mirounga leonina*), entre otros (Hucke-Gaete et al., 2003; Häussermann, 2012). Esta distribución u ocurrencia está asociada a su alta productividad primaria, identificada como una de las más altas a nivel mundial en aguas marinas (Daneri et al., 2000; Häussermann, 2012).



La costa del MIC también alberga un gran número de fiordos, caracterizados por su elevada complejidad hidrográfica y morfológica (Pantoja et al., 2011). Los fiordos se distinguen por su marcada estratificación física y química, que genera patrones complejos y fluctuantes en el tiempo y el espacio. Estas dinámicas moldean hábitats únicos y nichos ecológicos que favorecen una alta riqueza de especies (Försterra et al., 2017).

La elevada productividad de estos ecosistemas marinos y costeros no sólo sostiene una gran diversidad biológica, sino que también es aprovechada por la actividad humana a través de diversas prácticas de acuicultura que incluyen una de las industrias más abundantes e importantes de cultivo de mitílidos, así como la mayor parte de la producción de cultivos de salmones de Chile, ambas ocupando el segundo lugar en productividad a nivel mundial (Soto & Norambuena, 2004; Lara et al., 2016). Estas actividades industriales generan impactos significativos en la ictiofauna nativa y la fauna bentónica marina, debido a la contaminación directa causada por la acumulación de heces, el exceso de nutrientes y antibióticos utilizados, y a través de la liberación accidental de individuos desde los centros de cultivo de salmones (McClenachan et al., 2011; Hernández-Miranda et al., 2021).

En áreas influenciadas por el cultivo de mitílidos, las comunidades bentónicas muestran una reducción en la diversidad y alteraciones estructurales, junto con un incremento en la concentración de carbono orgánico resultante de la acumulación de heces y pseudoheces, lo que impulsa procesos de enriquecimiento orgánico (Chamberlain et al., 2001; Ysebaert et al., 2009). Además de la industria acuícola, las pesquerías pelágicas y bentónicas han generado impactos debido a la sobrepesca (Pino Chandía, 2022). A esto se suma el turismo, el transporte y la falta de una adecuada gestión ecosistémica e integral que articule la acción antropogénica bajo un mismo marco de planificación, que fortalezca la participación comunitaria en la

toma de decisiones, que promueva la diversificación económica para reducir la dependencia de extracción intensiva, y fortalezca los monitoreos y fiscalización mediante la observación técnica y científica.

Por estas razones, es crucial implementar medidas de manejo que contribuyan a este propósito. En Chile existe una variedad de mecanismos destinados a regular y proteger las zonas marinas, que involucran a autoridades estatales, comunidades locales y actores privados. Entre los mecanismos estatales se encuentran las Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU), Parques Marinos y Reservas Marinas, Área de Conservación de Pueblos Indígenas, áreas protegidas bajo la Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP) y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (2023).

Entre los mecanismos comunitarios o participativos se incluyen las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB), otorgadas a organizaciones de pescadores artesanales, y los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios (ECMPO), que reconocen los usos consuetudinarios las comunidades indígenas y su vinculación al borde costero.

Además, existen mecanismos privados y colaborativos, como iniciativas de conservación voluntaria y Áreas Protegidas bajo Régimen de Propiedad Fiscal. Finalmente, herramientas complementarias como el Ordenamiento Espacial Marino, los Planes de Manejo Participativos y las Zonas Especiales de Uso Marino permiten un enfoque más integrado y adaptativo de la gobernanza marina.

En el Mar Interior de Chiloé se encuentran implementados solo algunos de estos mecanismos. Principalmente, existe una amplia presencia de AMERB, gestionadas activamente por organizaciones de pescadores locales, y ECMPO, algunos aprobados y otros en proceso de solicitud. También existen iniciativas privadas de conservación lideradas por ONG, enfocadas principalmente en monitoreo ecológico y educación ambiental, aunque sin protección legal formal. Mecanismos como ACMU, Parques Marinos, Reservas Marinas o Área de Conservación de Pueblos Indígenas, aún están usentes en esta región, lo que evidencia la necesidad urgente de expandir y diversificar las estrategias de gobernanza marina en un área tan valiosa ecológica y culturalmente.

Para planificar e implementar medidas adecuadas frente a los impactos humanos a largo plazo, el Convenio sobre la Diversidad Biológica reconoció hace más de 30 años la importancia y urgencia de realizar evaluaciones de biodiversidad (Heywood & Watson, 1995). Desde la década de 1990, las presiones antropogénicas han aumentado significativamente, haciendo que sea aún más crucial determinar el estado actual de la biodiversidad. Existe amplia evidencia de que la biodiversidad es esencial para mantener el funcionamiento de los ecosistemas y los bienes y servicios que estos proporcionan a la sociedad, ya que sostiene procesos

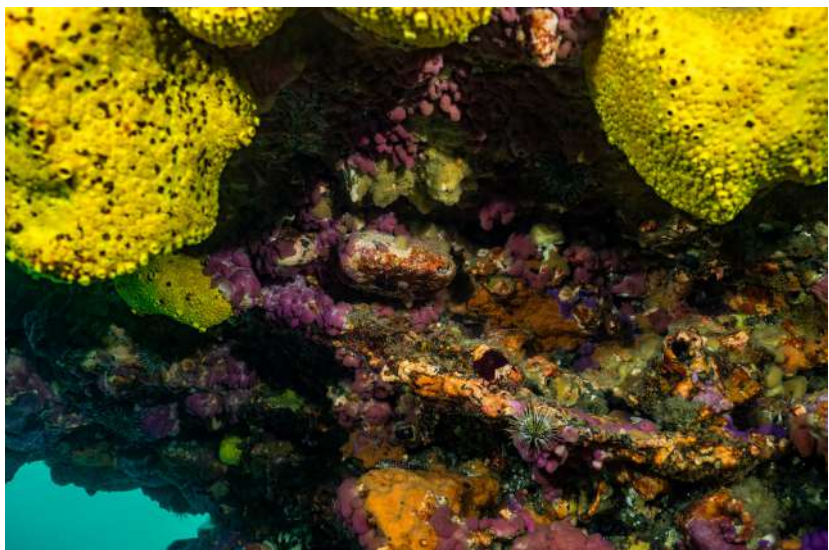
como el ciclo de nutrientes, la producción de biomasa y la eficiencia en el uso de recursos. Su disminución o alteración afecta negativamente estas funciones, y los cambios en la estructura de las comunidades macrobentónicas han surgido como indicadores clave del impacto humano en ambientes acuáticos (Cardinale et al., 2012; Hernández-Miranda et al., 2021).

El ecosistema marino de la Patagonia Norte, especialmente el MIC, es reconocido como un hotspot de productividad primaria y posee una gran importancia ecológica debido a su biogeografía y biodiversidad únicas. A pesar de ello, sigue siendo una zona poco estudiada en relación con la diversidad de su vida marina y dinámicas ambientales.

La expedición Chaitén-Islas Desertores, tuvo como objetivo documentar la biodiversidad de esta área única a través de diversos métodos que permita maximizar el número de especies registradas, abarcando invertebrados bentónicos, fauna pelágica, algas marinas, fitoplancton, mamíferos marinos y aves marinas.

FIGURA 1.

Fondo marino del Fiordo Palvitad: un paisaje subacuático representativo de los ecosistemas de fiordos de la Patagonia Norte.





Área de Estudio

El área de estudio abarcó el territorio costero-marino de las Islas Desertores y la costa de Chaitén, Patagonia Norte de Chile, dentro de sistemas de fiordos, archipiélagos insulares y bahías externas característicos del MIC. El área se encuentra en una zona templada-fría de alta pluviosidad, con una marcada influencia estuarina producto del aporte de agua dulce proveniente de precipitaciones, ríos y deshielos, lo que genera fuertes gradientes oceanográficos y de salinidad.

El área de estudio se extendió desde el Fiordo Reñihué, en el extremo norte, hasta Bahía Corcovado, y hasta el extremo sur, incluyendo el Islote Linagua como la estación más austral (Figura 2). Estos ambientes forman parte de un sistema altamente productivo y biogeográficamente relevante, con elevados niveles de biodiversidad marina y un rol clave en procesos ecológicos costeros del sur de Chile.

Para fines analíticos, la región fue subdividida en tres macrozonas principales (Figura 2): (i) Fiordo Reñihué (FR), con tres sitios distribuidos a lo largo del eje del fiordo: fondo (FR-F), sector medio (FR-M) y boca del fiordo (FR-B); (ii) Archipiélago de las Islas Desertores (ID), que incluyó Islote Nihuel (ID-INI), Isla Chulin (ID-ICL), Isla Chuit (ID-ICT), Isla Talcan-Bahía Edwards (ID-ITE) e Islote O'Higgins (ID-IOH); (iii) Sector Bahía Chaitén-Fiordo Palvidad-Bahía Corcovado (CC), que comprendió Chaitén Urbano-Norte (CC-BCU), Palvidad fondo (CC-FPF), Palvidad Medio (CC-FPM), Palvidad Boca (CC-FPB), y Bahía Corcovado Norte, Medio y Sur (CC-BCN, CC-BCM, CC-BCS). Esta estratificación espacial representa las principales unidades geomorfológicas y oceanográficas del área –fiordos internos con fuerte influencia de agua dulce, archipiélago insular de transición y sistemas de bahía con mayor influencia oceánica– y constituye la base para los análisis posteriores de biodiversidad y estructura de comunidades.



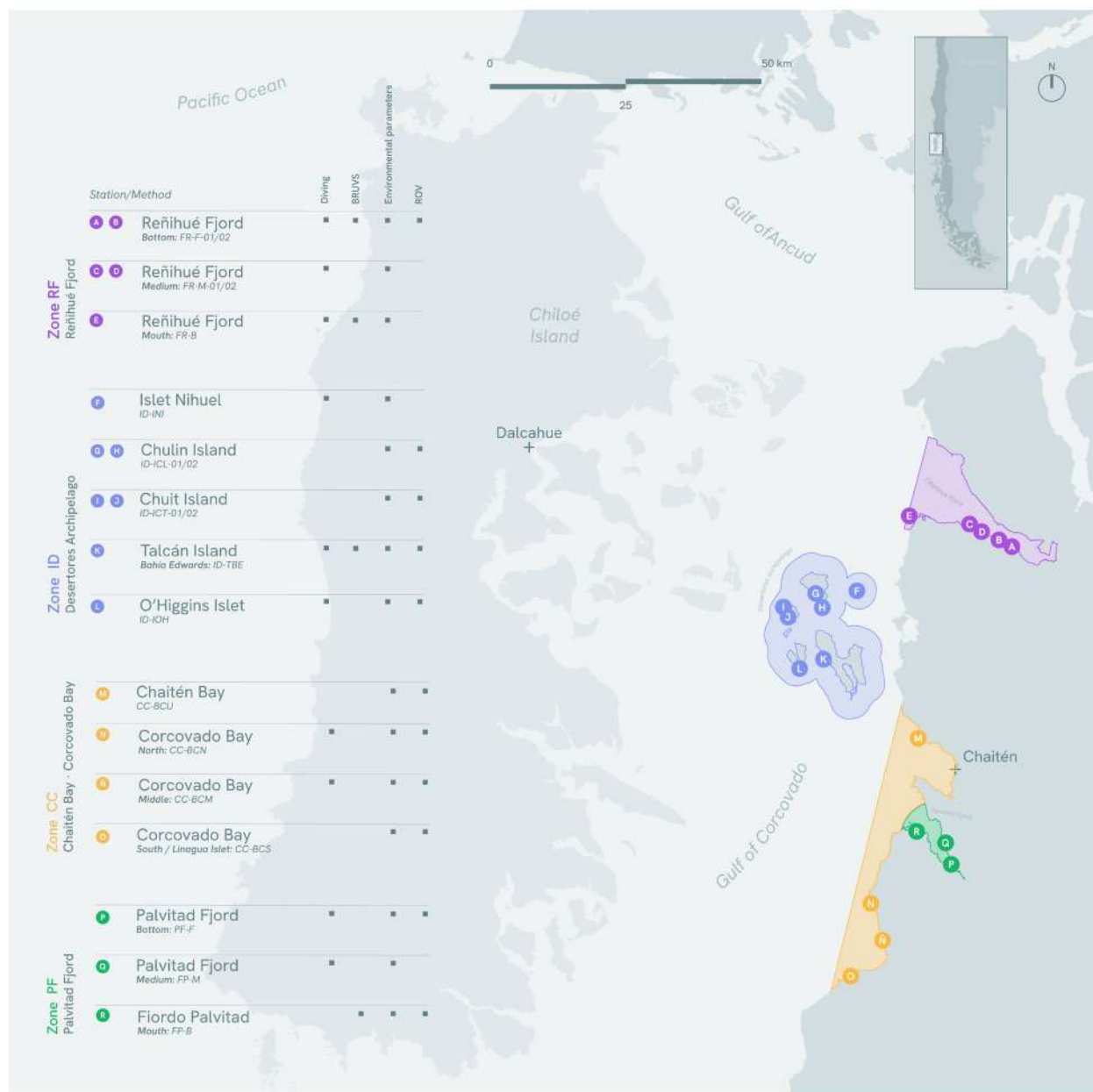


FIGURA 2.

Mapa general de la expedición Chaitén-Islands Desiertos 2025, que indica el Track completo recorrido de la expedición y las tres zonas: Fiordo Reñihué, Islas Desiertos y Costa Chaitén.

Caracterización oceanofísica de la Patagonia Norte

El sector Chaitén-Islas Desertores se inserta en el Mar Interior de Chiloé (MIC; ~41–45°S), un mar interior entre la Isla Grande de Chiloé y el continente, de aproximadamente 260 km de longitud y profundidades típicas entre ~50 y 250 m (Lara et al., 2016). El MIC se organiza en dos grandes cuencas: Golfo de Ancud (norte) y Golfo de Corcovado (sur), separadas por el grupo de Islas Desertores, lo que crea un mosaico de ambientes: fiordos interiores, archipiélagos de transición y bahías/costas más abiertas.

Para fines interpretativos, y en coherencia con la geomorfología, el corredor Chaitén-Desertores puede entenderse como tres “bandas” oceanofísicas:

(i) Fiordos interiores (por ejemplo, Reñihué, Palvitad), con alta influencia de agua dulce, mayor estratificación y elevado potencial de retención; (ii) Archipiélago de Islas Desertores (zona de transición), con intercambio canalizado, corrientes intensas en pasos estrechos y mezcla variable; y (iii) Bahías y costas expuestas hacia el Golfo de Corcovado y conexiones oceánicas, con mayor influencia de oleaje (swell) y condiciones más oceánicas.

Forzantes principales: agua dulce, marea y viento/oleaje.

(i) Aporte de agua dulce y estratificación: la Patagonia Norte se caracteriza por una alta pluviosidad y aportes fluviales y subterráneos, que generan una marcada señal estuarina y fuertes gradientes horizontales de densidad y salinidad en la capa superficial. En el MIC se reportan precipitaciones del orden de ~2000–5000 mm/año, lo que refuerza la presencia de una capa superficial menos salina y una estratificación física y química típica de sistemas de fiordos (Iriarte, 2007; Pantoja et al., 2011; Saldías et al., 2021).

Una señal consistente con esta heterogeneidad aparece en mediciones someras (5–10 m) del corredor Chaitén-Desertores, donde comúnmente se observan rangos espaciales de temperatura de aproximadamente 11,7–13,2 °C y salinidad de ~30,8–33,7, junto a variaciones de transparencia/turbidez (~3,5–12 m) y oxígeno disuelto (%DO ~63,9–86,8). Estos valores evidencian un marcado contraste entre ambientes interiores más estratificados y sectores con influencia más oceánica (Schmider-Martínez, et al. in review).

(ii) Marea y corrientes: En esta región norte de los fiordos patagónicos, que incluye el Golfo de Corcovado y sus conexiones hacia el MIC, mediciones directas muestran que la marea explica gran parte de la variabilidad de las corrientes en zonas interiores, mientras que en sectores más expuestos aumenta el rol del viento (Letelier et al., 2011). En particular, se han documentado corrientes mareales importantes que se canalizan a través de pasos estrechos del sistema del MIC; en la síntesis regional de Letelier et al. (2011) se reportan magnitudes superiores a ~0,7 ms⁻¹ en el Canal Desertores, que actúa como corredor de intercambio entre las cuencas de Ancud y Corcovado.

(iii) Viento y oleaje: La evidencia instrumental para la zona norte de fiordos patagónicos indica que, en el Golfo de Corcovado, el viento tiende a alinearse con la topografía (canalización por el relieve y la orientación de costas y canales), y que el régimen de oleaje puede ser mixto, combinando oleaje local de períodos cortos con swell de períodos más largos que ingresa desde el Pacífico por la Boca del Guafo (Letelier et al., 2011). En sectores más directamente expuestos al Pacífico domina el oleaje largo (swell), con alturas significativas mayores (Letelier et al., 2011).

Este contraste es clave para el área de Chaitén: sitios más “abiertos” hacia el Golfo de Corcovado pueden volverse rápidamente más energéticos y operacionalmente complejos, mientras que fiordos interiores (por ejemplo, Palvitad) ofrecen con mayor frecuencia condiciones de menor energía y ventanas de muestreo más favorables.

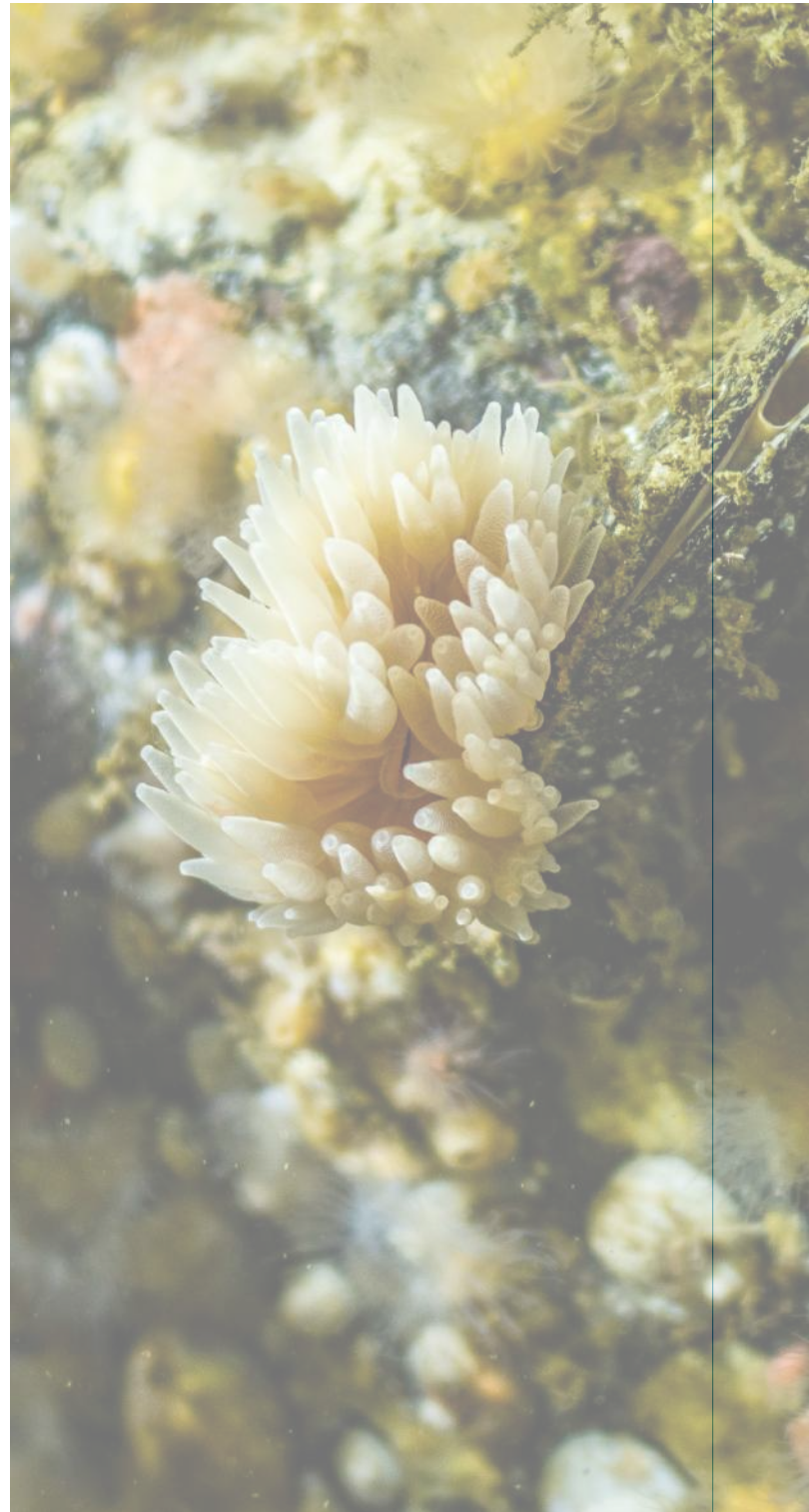
Influencia oceánica subantártica y frentes: A escala regional, el sistema está influido por la interacción entre las aguas oceánicas subantárticas y el aporte continental. Se ha descrito que la West Wind Drift o Corriente Circumpolar Antártica alcanza latitudes cercanas a $\sim 42^{\circ}\text{S}$, favoreciendo la interacción océano-interior y reforzando gradientes superficiales de propiedades físicas y biogeoquímicas (Lara et al., 2016). En el MIC y en su borde oceánico adyacente se ha documentado, además, la ocurrencia y variabilidad de frentes térmicos superficiales estacionales (SST fronts), que son relevantes para el transporte de masas de agua, la conectividad ecológica y la productividad primaria (Saldías et al., 2021).

Consecuencias oceanofísicas para productividad, retención y vulnerabilidad.

La combinación de estratificación inducida por agua dulce, forzamiento mareal (mezcla y ventilación) y pulsos de viento/oleaje genera un sistema altamente productivo, pero también sensible a perturbaciones.

En primer lugar, el MIC se reconoce como un hotspot de productividad primaria a escala regional (Daneri et al., 2000). En segundo lugar, los fiordos con fuerte influencia continental pueden favorecer la retención de material particulado, nutrientes y propágulos, generando condiciones contrastantes entre cuencas internas y bocas expuestas (Pantoja et al., 2011). Finalmente, la estratificación puede promover desacoples verticales entre una capa superficial altamente productiva y capas subsuperficiales con ventilación limitada; bajo presiones antrópicas (por ejemplo, acuicultura intensiva, tráfico marí-

timo), esto puede incrementar la vulnerabilidad a procesos de eutrofización e hipoxia en microambientes específicos. Por ello, la caracterización oceanográfica local resulta crítica para el ordenamiento espacial marino y el diseño de programas de monitoreo.



3. MARCO METODOLÓGICO



FIGURA 3.

Buzo científico realizando un fotocuadrante durante la expedición. Equipado con un sistema de buceo autónomo y un marco de PVC de 0,5 m x 0,5 m que delimita el área de muestreo en el fondo marino.



El trabajo de campo se llevó a cabo entre el 06 y el 15 de abril de 2025 en el Interior del Mar de Chiloé (ISC), Patagonia Norte de Chile, dentro de sistemas costeros y fiordos que forman parte de los territorios marinos ancestrales (ECMPO) de la comunidad indígena de Chaitén. El área de estudio se extendió desde el Fiordo Reñihué en el sector norte hasta la Bahía de Corcovado en el extremo sur, siendo la estación más al sur el islote Linagua ($43^{\circ}15'55.72''$ S, $72^{\circ}59'4.45''$ W).

Para efectos analíticos, la región fue subdividida en tres macrozonas (Figura 2). Esta estratificación espacial permitió representar las principales unidades geomorfológicas y oceanográficas del área de estudio, incluyendo fiordos interiores, sistemas de archipiélago insular y zonas de bahía externa, y constituye la base para los análisis posteriores de biodiversidad y estructura de comunidades.

Con el objetivo de caracterizar la biodiversidad presente en las tres macrozonas exploradas, que corresponden al Fiordo Reñihué (FR), Islas Desertores (ID) y Costa Chaitén (CC), la cual incluye al Fiordo Palvitad (FP), se implementó un enfoque metodológico integral que combinó observación directa, registro fotográfico y registro audiovisual, adaptado a las características ambientales, ecológicas y a las condiciones climáticas de cada ecosistema. Este enfoque permitió abordar un amplio es-

pectro de la biodiversidad presente, incluyendo comunidades bentónicas móviles y sésiles, vertebrados marinos, aves y mamíferos marinos. Para ello se empleó una diversidad de métodos de observación, los cuales integraron distintas escalas de análisis, profundidades y grupos taxonómicos presentes en el área de estudio.

La aplicación complementaria de estas metodologías permitió obtener una caracterización amplia y multidimensional de la biodiversidad marina y costera en cada una de las macrozonas evaluadas.

i) Buceo científico para la caracterización de la fauna bentónica móvil y sésil

- Fotocuadrantes
- Registros fotográficos y audiovisuales

ii) Identificación de aves y mamíferos marinos

iii) Observación robótica: ROV y Dron (vehículos operados remotamente)

iv) Cámara trampa submarina con carnada (BRUVS)

v) Mediciones ambientales

- Fitoplancton
- Parámetros físicos del agua (pH, T°, OD, Conductividad)
- Turbidez (Disco-Secchi)

vi) Revisión y análisis de componentes taxonómicos de la macrofauna bajo lupa y microscopía.



Evaluaciones bentónicas

Durante la expedición se realizaron inmersiones científicas en distintos sitios representativos del área de estudio (Figura 2), abarcando un gradiente de profundidad aproximado entre ~1 y ~30 m, sujeto a las condiciones locales y consideraciones de seguridad. El objetivo principal fue registrar la biodiversidad presente y caracterizar la estructura del ecosistema marino mediante observación directa, fotografía y registro audiovisual subacuático. Para esto, se realizó en cada estación el método de fotocuadrantes obteniendo así registros estandarizados de la composición bentónica y estimaciones de cobertura porcentual. Se utilizaron cuadrantes fotográficos de 0.5 m × 0.5 m (0.25 m²), los cuales fueron desplegados a intervalos de 5 m de profundidad a lo largo del gradiente vertical (Figura 3), siguiendo protocolos estandarizados utilizados en sistemas templados y subpolares (Hill & Wilkinson, 2004; Preskitt et al., 2004). Este enfoque permite analizar cambios en la composición y diversidad biológica en relación con la profundidad. Dentro de cada cuadrante se identificaron todos los invertebrados conspicuos mayores a 1 cm, registrándose hasta el nivel taxonómico más bajo posible en función de su morfología externa (Carballo & Naranjo, 2002; Edgar et al., 2004). Para organismos coloniales o incrustantes, tales como esponjas, algas calcáreas y bancos densos de *Mytilus spp.*, se estimó la cobertura porcentual en lugar del conteo de individuos, siguiendo metodologías ampliamente utilizadas en estudios de comunidades bentónicas (Benedetti Cecchi et al., 1996).

Adicionalmente, durante las inmersiones se realizaron censos visuales no estructurados mediante registros fotográficos y audiovisuales submarinos con el fin de registrar especies que no fueron capturadas dentro de los cuadrantes fotográficos. Estas observaciones permitieron ampliar el inventario

de biodiversidad y documentar organismos móviles o de baja densidad que pueden quedar subrepresentados en los métodos de muestreo estandarizados. De esta forma se consolidó una base de datos visual utilizada posteriormente para el análisis taxonómico y la verificación de identificaciones, además de tener un banco de imágenes de alta calidad para acciones de divulgación y educación científica relacionada a la expedición.

Para la exploración de hábitats más profundos, aproximadamente hasta ~70 m de profundidad, se empleó un Vehículo Operado Remotamente (ROV, por sus siglas en inglés Remote Operated Vehicle), con el objetivo de complementar y ampliar los registros obtenidos mediante buceo científico. El uso de esta tecnología permitió acceder a zonas de difícil alcance y superar los límites operativos del buceo autónomo, facilitando la realización de observaciones en condiciones seguras. Para eso, el ROV fue utilizado para efectuar registros visuales y audiovisuales detallados del fondo marino (Figura 4), lo que permitió documentar la estructura y composición de hábitats bentónicos profundos. El material de video e imágenes obtenido durante las inmersiones del ROV fue posteriormente analizado, con el fin de identificar taxones bentónicos adicionales y complementar el inventario de biodiversidad generado a partir de los muestreos realizados mediante buceo científico. Este enfoque permitió ampliar la cobertura espacial y batimétrica del estudio, mejorando la caracterización de las comunidades bentónicas presentes en el área de investigación.

FIGURA 4.

Equipo desplegando un Vehículo Operado Remotamente (ROV) durante la expedición para estudios bentónicos y pelágicos en el área de estudio



Cámara Trampa Submarina (BRUVS)

Para registrar la fauna atraída por estímulos alimenticios se empleó el método de cámaras submarinas con carnada o BRUVS (del inglés: Baited Remote Underwater Video Stations). El sistema consistió en una cámara GoPro HERO13 Black montada sobre una estructura metálica provista de una canastilla para carnada.

Las unidades fueron desplegadas a profundidades de hasta 45 m, dependiendo de las condiciones del sitio. Cada despliegue tuvo una duración aproximada de una hora, limitada principalmente por la capacidad de la batería del equipo. Se utilizó carnada orgánica (peces) con el objetivo de maximizar la atracción de fauna móvil, incluyendo peces, crustáceos y otros invertebrados bentónicos, permitiendo registrar su presencia e interacciones bajo condiciones no invasivas.

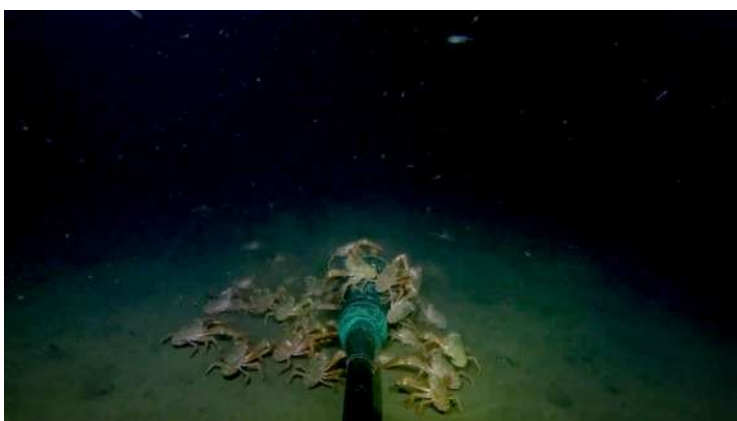
Las cámaras se instalaron estratégicamente en sitios representativos del área de estudio, considerando variables como profundidad, tipo de sustrato y dinámica de circulación del agua (Figuras 5 y 6). Durante cada despliegue se realizó grabación continua, complementada con un sistema de iluminación para optimizar la visibilidad en condiciones de baja luz. Para el análisis de los registros obtenidos mediante BRUVS se utilizó el método MaxN, definido como el número máximo

de individuos de una misma especie observados simultáneamente en un mismo cuadro de vídeo durante el período de grabación. Cada despliegue o grabación del sistema BRUVS fue considerado como una estación de muestreo independiente. En este contexto, el valor de MaxN se utilizó para evitar la sobreestimación de abundancias, ya que un mismo individuo puede entrar y salir del campo de visión múltiples veces durante la grabación. Asimismo, para efectos de registro de biodiversidad, la observación de al menos un individuo de una especie durante la grabación fue considerada como presencia confirmada de dicha especie en el sitio de muestreo.

Adicionalmente, el tipo de sustrato del fondo marino fue clasificado siguiendo la tipología propuesta por Tissot et al. (2007), considerando las siguientes categorías: lodo (M=Mud), arena (S=Sand), grava o piedrecilla (P=Pebble), canto rodado (C=Cobble), bloque o roca grande (B=Boulder), roca plana continua (F=continuos Flat rock), cresta rocosa diagonal (R=diagonal Rock Ridge) y pináculo rocoso vertical (T=vertical rock-pinnacle Top). Los sustratos observados se resumieron mediante códigos de dos letras, donde la primera indica el componente dominante (>50%) y la segunda el componente secundario (>30%) del fondo.

FIGURA 5 Y 6.

Sistema de Cámara Trampa (BRUVS) desplegado en el fondo marino. Consiste en una estructura con cámaras de video y un recipiente con cebo para atraer y registrar la fauna marina de forma no invasiva.



Mediciones ambientales

Muestreo de Fitoplancton: se realizaron muestreos cualitativos de fitoplancton mediante red simple (apertura 10 μ m, respectivamente) con el objetivo de caracterizar la composición y abundancia del plancton presente en la columna de agua (Figura 8). Las muestras fueron recolectadas mediante redes de arrastre vertical, las cuales fueron preservadas para su posterior análisis bajo lupa y microscopio en laboratorio (Capítulo Análisis con lupa y microscopía).

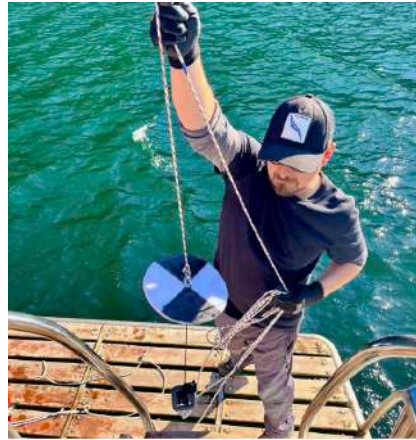
Parámetros físicoquímicos: se realizaron mediciones in situ de parámetros físicoquímicos del agua en los distintos sitios y profundidades de muestreo, con el fin de caracterizar las condiciones ambientales de cada zona. Se utilizó un equipo multiparámetro (HANNA H198194) para registrar variables como temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH en superficie y a distintas profundidades. Estos

datos son fundamentales para comprender el contexto en el que se desarrolla la biodiversidad observada.

Turbidez: se aplicó el uso del disco Secchi para estimar la turbidez del agua, obteniendo un indicador simple y comparativo de la penetración de luz en la columna de agua (Figura 7). La combinación de estas mediciones aporta una línea base ambiental que permitirá interpretar los patrones de distribución de organismos y evaluar posibles cambios en futuras campañas.

FIGURA 7 Y 8.

(7) Aplicación del disco de Secchi en la determinación de la turbidez del agua;
(8) Empleo de una red de plancton para la recolección de organismos planctónicos.



Aves y Mamíferos

En el marco de la Expedición Chiloé - Desiertos 2025, se llevó a cabo un esfuerzo sistemático de monitoreo mediante observación directa orientado a registrar la presencia, comportamiento y distribución espacio-temporal de aves y mamíferos marinos. Esta actividad se desarrolló durante los trayectos de navegación entre estaciones de muestreo, zonas de fondeo y sectores costeros e insulares estratégicos, con el propósito de generar información empírica actualizada que contribuya al fortalecimiento del conocimiento ecológico sobre estas especies, muchas de las cuales poseen un elevado valor patrimonial y de conservación.

Los principales esfuerzos sobre estos dos grupos comprenden principalmente avistamientos registrados durante los transectos de navegación I y III (TI y TIII), realizados mediante metodología convencional de observación directa. Estos esfuerzos se concentraron tanto en áreas de tránsito como en sectores previamente identificados como sitios de nidificación y/o descanso de aves y mamíferos marinos. Entre estos sitios destacan la Roca Chumeldén (CHR), el Islote Nihuel (NHI), la Costa Chaitén-Bahía Corcovado Norte (CCBCN), Costa Chaitén-bahía Corcovado Medio (CCBCM) y Costa Chaitén-Bahía Corcovado Sur (CCBCS). Adicional-

mente, se incorporan los registros obtenidos en puntos específicos de fondeo en Fiordo Reñihue Fondo (FRF), Costa Chaitén-Bahía Chaitén (CCBC), Isla Talcan (TAI) y buceo en islote O'Higgins (OHI).

Para el registro de mamíferos marinos, se aplicaron metodologías diferenciadas según el grupo observado. En el caso de los cetáceos, se utilizaron métodos de muestreo convencionales tanto a distancia como en modalidad de acercamiento. Una vez realizado un avistamiento, se registró la posición geográfica, la hora, la distancia y el ángulo de observación en relación con el trayecto de la embarcación. La observación fue realizada por dos observadores ubicados a babor y estribor desde la plataforma más alta disponible, cubriendo un ángulo de 90° cada uno (Figura 9). Todos los datos –incluyendo avistamientos, esfuerzo, condiciones meteorológicas y visibilidad– fueron registrados en planillas de esfuerzo previamente diseñadas y complementados con trazabilidad GPS a través de la plataforma WIKILOC, permitiendo combinar en tiempo real los registros y su metadata asociada.

Cuando las condiciones lo permitieron, la embarcación modificó su rumbo para confirmar la identificación de las especies, siguiendo protocolos establecidos para la observación responsable de mamíferos marinos. En estos casos, se utilizaron también vehículos aéreos no tripulados (Dron) para obtener registros audiovisuales complementarios desde el aire.

Para pinnípedos y mustélidos, cuando las observaciones se enfocaron en colonias reproductivas, áreas de descanso y/o zonas de alimentación, se realizaron acercamientos mediante embarcación auxiliar, documentando las observaciones mediante fotografía y registros audiovisuales, sin interferir con el comportamiento natural de los animales.

La observación e identificación de especies de aves marinas en el área de estudio se realizaron en forma conjunta al desarrollo de observaciones de mamíferos marinos. Para la cuantificación y caracterización del ensamble de aves, se utilizó la metodología propuesta por Tasker et al. 1984, la que es ampliamente reconocida para el estudio poblacional de aves marinas. Las aves marinas fueron registradas a lo largo de la navegación y cuando las condiciones del mar fueron menor o igual a 3 en escala Beaufort. Todas las aves fueron identificadas a nivel de especie y edad de acuerdo con su plumaje, junto a un trabajo posterior mediante registro fotográfico. Los datos fueron sistematizados en una planilla ad hoc, junto con información respecto al comportamiento y los grados de interacción con otras especies.

Observaciones lupa y microscopía

Se realizaron observaciones preliminares de las muestras biológicas obtenidas mediante el uso de lupa microscópica (Microscopio Celestron MicroDirect) con un aumento hasta 220x, y microscopía digital (Microscopio Celestron Digital LCD II) con un aumento de 40x a 1600x (Figura 10). Estas herramientas permitieron identificar rasgos morfológicos claves para una clasificación taxonómica ini-

cial, especialmente en organismos bentónicos de pequeño tamaño y plancton.

El uso de la lupa estereoscópica facilitó la observación de estructuras externas de invertebrados marinos y otros organismos obtenidos en los diferentes sitios de muestreo, mientras que la microscopía óptica permitió examinar detalles celulares y tejidos en muestras de fitoplancton y tejidos animales. Estos análisis in situ fueron fundamentales para análisis posteriores y validación visual de registros obtenidos por métodos fotográficos y de video.

Las muestras de fitoplancton se conservaron en agua de mar, añadiendo de 2 a 3 gotas de solución de Lugol al 4% por cada 100 mL de muestra, hasta alcanzar un tono ámbar característico. Este procedimiento permite fijar las células y preservar su integridad para análisis microscópicos posteriores.

Las muestras fueron etiquetadas indicando la fecha, ubicación, condiciones de recolección, y grupo taxonómico, y almacenadas en condiciones de oscuridad y refrigeración hasta su análisis en laboratorio.



FIGURA 9 .

Observador de aves y mamíferos marinos durante la expedición, ubicados en babor y estribor del castillo de proa, cada uno cubriendo un ángulo de 90 grados para asegurar una vigilancia eficiente y simultánea de la fauna marina.



FIGURA 10.

Análisis de muestras físicas de organismos marinos obtenidas mediante buceo o red de fitoplancton.

Catastro Algas

Se recolectaron diversas especies de algas durante las actividades de muestreo con el propósito de elaborar un algario con fines educativos y como catálogo de la biodiversidad local. Además, este algario se utilizó como herramienta de aclaración taxonómica en colaboración con las comunidades locales, permitiendo corroborar los nombres comunes y locales con los nombres científicos correspondientes.

Las algas fueron recolectadas en diferentes localidades y, posteriormente, se limpiaron cuidadosamente con agua de mar para eliminar arena y restos adheridos. En una bandeja con agua de mar, se colocó una cartulina blanca, sobre la cual se distribuyó cada alga utilizando un pincel, procurando que quedara bien extendida y sin pliegues. La cartulina se retiró lentamente del agua, permitiendo que el alga se adhiriera a su superficie. Luego, la cartulina se colocó entre hojas de papel absorbente y se cubrió con

una tela fina para evitar que el alga se pegará al papel durante el proceso de secado. Se aplicó presión utilizando una prensa o libros pesados, cambiando el papel absorbente diariamente hasta que la muestra estuvo completamente seca. Posteriormente, se etiquetó la cartulina con información relevante, como la fecha y lugar de recolección, el hábitat, y, si fue posible, el género y la especie del alga. Este procedimiento permitió conservar las muestras para su estudio y referencia futura.



Análisis estadístico

Para evaluar la variación espacial en la estructura de las comunidades bentónicas derivada de los foto-cuadrantes entre macrozonas, se aplicó un enfoque analítico univariado y multivariado ampliamente utilizado en ecología de comunidades. La comparación espacial se estructuró en tres macrozonas: Zona 1: Fiordo Reñihué (FR-F, FR-M, FR-B); Zona 2: Islas Desertores (ID-INI, ID-ICL, ID-ICT, ID-TBE, ID-IOH); y Zona 3, subdividida en dos subzonas para capturar heterogeneidad geomorfológica y oceanográfica: Fiordo Palvitud (CC-FP-F, CC-FP-M, CC-FP-B) y sitios costeros Corcovado-Chaitén (CC-BCU, CC-BC-N, CC-BC-M, CC-BC-S).

Dado que los foto-cuadrantes entregan información sobre componentes con diferente detectabilidad y escala funcional, los conjuntos de datos se analizaron por separado: (i) taxa móviles, expresados como abundancia, y (ii) taxa sésiles, expresados como porcentaje de cobertura. Esta separación permite evitar la mezcla de unidades y distribuciones, y mejora la interpretabilidad ecológica de los resultados (Magurran, 2004; Clarke & Warwick, 2001).

A escala de foto-cuadrante y, adicionalmente, a escala de estación (promediando los cuadrantes dentro de cada estación), se calcularon métricas univariadas estándar para ambos conjuntos de datos: riqueza de especies (S), abundancia total o cobertura total (N), diversidad de Shannon-Wiener (H' , $\log_e$) y equidad de Pielou (J'), siguiendo las definiciones y recomendaciones de Magurran (2003). El análisis a dos escalas (cuadrante y estación) permite distinguir patrones finos (microhábitat) de señales integradas a nivel de sitio, reduciendo el efecto de la variabilidad local.

Los análisis multivariados se basaron en matrices de similitud Bray-Curtis, calculadas de manera independiente para taxa móviles y sésiles, por su desempeño robusto con datos

ecológicos no normales y sensibles a cambios en abundancias/coberturas dominantes. Previo al cálculo de similitud, los datos fueron transformados para atenuar la influencia de taxa altamente dominantes y aproximar escalas comparables: las abundancias se transformaron con $\log(x + 1)$ y las coberturas con raíz cuadrada, de acuerdo con Clarke & Warwick (2001). Para reducir ruido asociado a rareza extrema y aumentar la estabilidad de las comparaciones, solo se incluyeron taxa presentes en dos o más estaciones.

Las diferencias en la estructura de comunidades entre macrozonas se evaluaron mediante PERMANOVA (Anderson, 2001), especificando un diseño que reconoce la estructura jerárquica del muestreo y el efecto potencial de la profundidad: macrozona se incorporó como factor fijo, estación anidada dentro de macrozona como factor aleatorio, y la profundidad del cuadrante como covariable continua. La significancia se estimó mediante 999 permutaciones de residuos bajo un modelo reducido, y los modelos se ajustaron usando sumas de cuadrados secuenciales (Tipo I). Este enfoque permite contrastar diferencias de composición controlando por gradientes sistemáticos asociados a la profundidad y evitando pseudorreplicación al explicitar la dependencia por estación.

Dado que PERMANOVA puede ser sensible a diferencias en la dispersión intragrupo (heterogeneidad), la homogeneidad de dispersión multivariada entre macrozonas se examinó mediante PERMDISP. En paralelo, los patrones no restringidos de similitud en composición se representaron mediante escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), facilitando la inspección visual de agrupamientos y solapamientos entre macrozonas.

Para identificar los taxa que explican en mayor medida la similitud dentro de macrozonas y la disimilitud entre macrozonas, se aplicó SIMPER, ejecutado de forma independiente para los ensamblajes de taxa móviles y sésiles. Este procedimiento permite interpretar los resultados multivariados en términos ecológicos (taxa "característicos" o "responsables" de diferencias), aunque sus inferencias se consideraron descriptivas y complementarias al contraste formal de PERMANOVA (Clarke & Warwick, 2001).

Finalmente, la asociación entre la estructura comunitaria y variables ambientales de la columna de agua (temperatura, salinidad y pH) se exploró mediante DistLM y se visualizó mediante dbRDA (Legendre & Anderson, 1999). Dado que las variables ambientales estuvieron disponibles únicamente a escala de estación, los datos biológicos se promediaron previamente por estación (promedio de cuadrantes por estación) antes de realizar DistLM/dbRDA. En consecuencia, estos análisis se realizaron a escala de estación y se interpretaron con carácter exploratorio, orientados a identificar gradientes ambientales plausibles asociados a patrones de composición más que a establecer causalidad.

Vinculación con la comunidad

Como parte fundamental de la expedición, se realizaron encuentros comunitarios en diversas localidades dentro de la comuna de Chaitén, con el objetivo de socializar las actividades realizadas, fortalecer vínculos locales y fomentar la participación en iniciativas de monitoreo y conservación marina (Figura 11).

Durante todas las instancias se contó con la presencia activa de representantes de las comunidades costeras, miembros de la Corporación Yene Purrún We y del sindicato de pescadores Mares del Sur, quienes pudieron visitar nuestra embarcación Sofía Victoria para observar directamente las actividades científicas desarrolladas durante la jornada. Durante los encuentros territoriales se desar-

rollaron talleres prácticos de investigación participativa, orientados a fortalecer las capacidades locales en monitoreo ecológico. Se introdujeron métodos estandarizados de la ciencia bentónica, como el uso del fotocuadrante para la estimación de cobertura, abundancia y cambios temporales en las comunidades del fondo marino. Este método, ampliamente utilizado en estudios de línea base y seguimiento ecológico, permitió explicar de manera clara cómo la recopilación sistemática de datos visuales contribuye a detectar perturbaciones, evaluar el estado de los hábitats y orientar medidas de manejo.

Asimismo, se entregaron herramientas y protocolos para la medición de tallas mínimas de extracción en especies bentónicas de alto valor económico, destacando su importancia para evitar la sobreexplotación y promover la sostenibilidad de los bancos naturales. Esta transferencia metodológica buscó no solo reforzar el cumplimiento normativo, sino también promover prácticas pesqueras basadas en evidencia, integrando conocimiento local y validación científica.

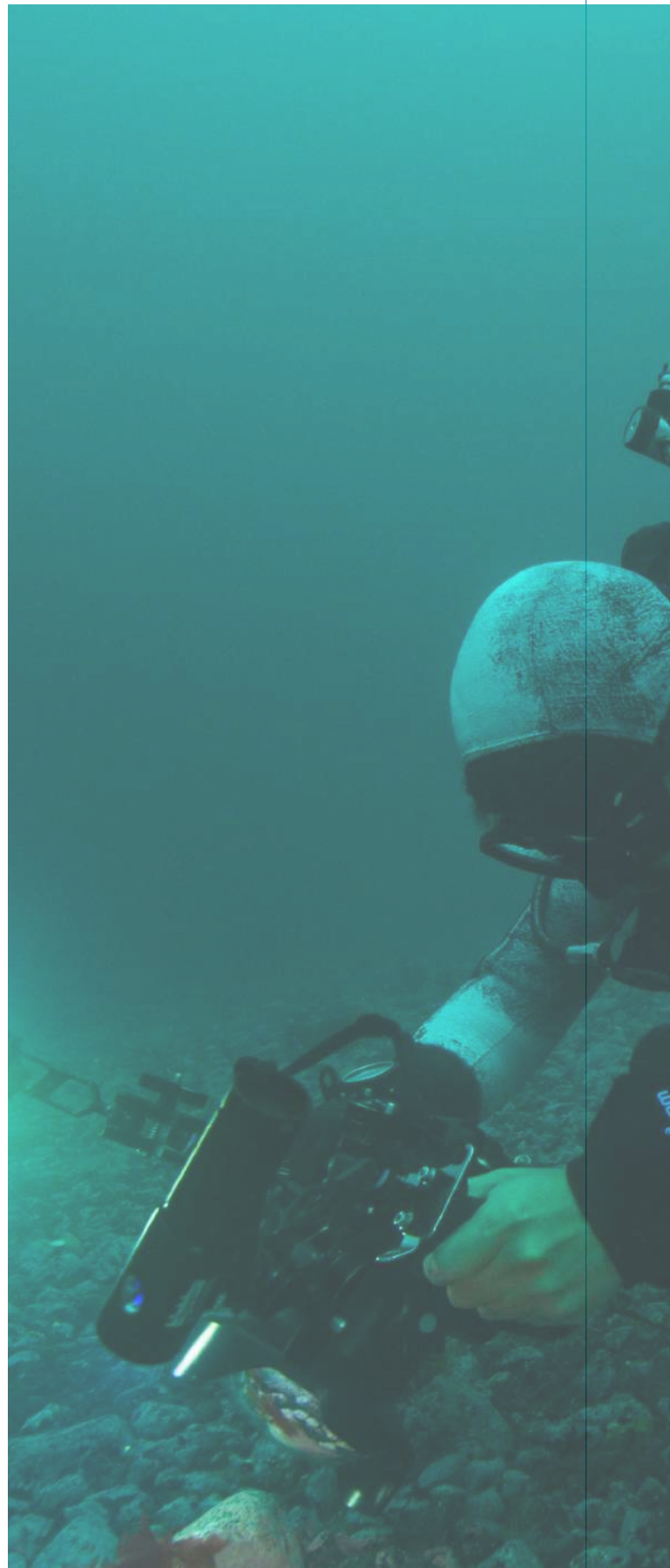
En la localidad de Isla Talcán, el encuentro contó con una notable participación comunitaria. Durante la sesión se presentaron los primeros resultados preliminares y sin procesar de la expedición, los cuales generaron un espacio de diálogo informado sobre las dinámicas ecológicas observadas en fiordos y zonas insulares. Este intercambio permitió identificar prioridades territoriales, destacando el interés de la comunidad en avanzar hacia la creación de un AMERB como instrumento clave para la recuperación y gobernanza local de los recursos. En este marco, surgió el compromiso de reactivar el sindicato de pescadores como paso fundamental para la postulación al AMERB y para consolidar un liderazgo organizacional legítimo frente a las autoridades sectoriales.

Finalmente, los participantes y el equipo científico establecieron acuerdos preliminares para mantener reuniones periódicas, con el objetivo de co-diseñar planes de trabajo y fortalecer un modelo de cogestión adaptativa. Este compromiso mutuo reafirma la voluntad de sostener un vínculo activo y de largo plazo, integrando ciencia, monitoreo comunitario y decisiones de manejo informadas para la conservación y uso sustentable del borde costero.



FIGURA 11.

Encuentros con la comunidad. Actividades prácticas sobre metodologías participativas



Esfuerzo de Muestreo y Actividades por Zona

La expedición se ejecutó durante los días 5 al 15 de abril 2025, mediante un diseño de muestreo multiescalar orientado a la identificación y cuantificación de la biodiversidad en el borde costero continental de Chaitén, el sector insular de las Islas Desertores y el Fiordo Reñihué. El despliegue integró observación directa, tecnologías de prospección remota y caracterización oceanográfica.

Prospección Subacuática y Caracterización de Fondos

El estudio de las comunidades bentónicas y la geomorfología submarina se basó en la combinación de buceo científico, robótica submarina, y la instalación de cámaras trampa:

- Buceo Científico: Se completaron 13 inmersiones en 10 sitios estratégicos, acumulando registros fotográficos y audiovisuales de alta resolución. En 9 de estos sitios se aplicó la metodología de foto-cuadrante para el análisis cuantitativo de los ensambles biológicos.
- Vehículo Operado Remotamente (ROV): El uso de observación robótica fue fundamental para la exploración de terrenos de difícil acceso. Se realizaron 15 lanzamientos en 14 sitios, permitiendo una caracterización detallada de los fondos marinos y hábitats profundos.
- Cámaras Trampa Submarinas (BRUVS): Se efectuaron 6 despliegues en 4 sitios, alcanzando profundidades de hasta 45 metros, con el objetivo de registrar fauna móvil y críptica en periodos de baja perturbación.

Caracterización Aérea y Avistamiento de Megafauna

Para integrar la dimensión superficial y aérea del ecosistema, se implementaron protocolos de observación remota y directa:

- Sistemas Aéreos No Tripulados (Dron): Se realizaron 14 vuelos en 12 sitios, enfocados en la cartografía costera y el monitoreo de mamíferos marinos, permitiendo una perspectiva multiespectral del litoral.
- Transectos de Observación: Se ejecutaron 7 tracks específicos para el avistamiento de mamíferos marinos y 2 tracks dedicados a aves marinas, cubriendo las rutas de navegación entre las macrozonas de estudio.

Variables Oceanográficas y Calidad de Agua
Durante los días de navegación, se mantuvo un monitoreo constante de las condiciones ambientales en todos los sitios de muestreo:

- Parámetros Físicoquímicos: Se registraron perfiles de la columna de agua mediante un sensor multiparámetro, capturando datos críticos de temperatura, salinidad y pH.
- Óptica y Productividad: Se evaluó la turbidez del agua mediante el disco Secchi y se recolectaron muestras de fitoplancton para el análisis de la base de la trama trófica.

Este enfoque integral permitió una caracterización sinóptica del área, cuyos resultados se detallan a continuación organizados por las tres macrozonas de estudio.



Zona 1: Fiordo Reñihué

El Fiordo Reñihué fue segmentado en tres sitios de muestreo: Fiordo Reñihué Fondo (FR-F), Fiordo Reñihué Mitad (FR-M) y Fiordo Reñihué Boca (FR-B) (Tabla 1). En los tres sitios se pudieron realizar diversas metodologías para caracterizar el ecosistema marino, incluyendo buceo científico con fotocuadrantes, registros fotográficos y audiovisuales submarinos, uso de Dron para observación aérea, y recolección de muestras de fitoplancton. Asimismo, se midió la turbidez mediante disco Secchi y se registraron parámetros físicos de la columna de agua. A lo largo de todo el fiordo se encontraron individuos de la especie invasiva *Metridium senile*.

Fiordo Reñihué Fondo (FR-F): Se registraron ambas márgenes del fiordo (Est. 01 y Est. 02) que corresponden a la cara norte y sur del fiordo, utilizando un vehículo operado remotamente (ROV), logrando observar comunidades bentónicas. Durante la noche, se instalaron cámaras trampa en el

fondo para capturar actividad faunística, manteniéndose operativas por aproximadamente dos horas.

Fiordo Reñihué Mitad (FR-M): En este punto intermedio se realizó buceo con aplicación de fotocuadrantes, junto con registros visuales y toma de muestras planctónicas. El uso del Dron permitió obtener imágenes aéreas del sector y de su interacción con afluentes y posibles entradas de agua dulce.

Fiordo Reñihué Boca (FR-B): Además del muestreo biológico y físico similar a los otros sitios, en esta estación también se implementó una cámara trampa nocturna en el fondo marino, la cual operó durante aproximadamente dos horas. Las condiciones de visibilidad y corriente permitieron una cobertura completa del área de estudio.

TABLA 1.

Sitios de la zona Fiordo Reñihué, con sus respectivos códigos, coordenadas y las actividades realizadas en cada sitio.

Información	Fiordo Reñihué		Fiordo Reñihué		Fiordo Reñihué
	Fondo		Medio		Boca
Estación	Estación	Estación	Estación	Estación	—
	1	2	1	2	
Codificación	FR-F-01	FR-F-02	FR-M-01	FR-M-02	FR-B
Longitud	-42,55671	-42,54444	-42,52097	-42,52427	-42,50508
Latitud	-72,57279	-72,6174	-72,67321	-72,66882	-72,81471
Actividad de Muestreo/iteraciones					
Buceo	1	1	1	1	1
Cámara Trampa	-	2	-	-	1
Dron	-	1	2	-	1
Mediciones ambientales	1	1	-	-	-
ROV	-	1	-	-	-

Zona 2: Islas Desertores

Las zonas de trabajo en el archipiélago de las Islas Desertores comprendieron solo una porción del sector insular, abarcando los siguientes puntos: Islote Nihuel, Isla Chuit, Isla Chulín, Isla Talcán e Islote O'Higgins (Tabla 2). En cada una de estas islas se logró realizar al menos una actividad de muestreo, utilizando metodologías tanto manuales como remotas. A nivel general, en el archipiélago se realizaron cuatro inmersiones de buceo, obteniendo registros fotográficos y audiovisuales de bosques marinos y fauna bentónica asociada, así como la aplicación de fotocuadrantes para estudios bentónicos. También se emplearon herramientas robóticas como el ROV y Dron para complementar los registros visuales, y se ejecutaron estudios ambientales en todos los sitios visitados. Todos los sitios de las Islas Desertores observados se caracterizaron por ser someros de sustrato arenoso con grandes corrientes, lo que influye en los organismos bentónicos al igual que las posibilidades de muestreo.

Islote Nihuel (ID-IN): Conocido localmente como Piedra de Calto / Silla del Diablo, este islote fue escenario de muestreos bentónicos mediante fotocuadrantes, así como registros fotográficos y audiovisuales de su fauna marina. A través del uso de Dron, se logró documentar áreas de nidificación de aves marinas, además de colonias de lobos marinos comunes (*O. byronia*) y lobos finos australes (*Arctocephalus australis*). En este sector se constató la presencia de pescadores artesanales realizando actividad de buceo semiautónomo.

Isla Chulín e Isla Chuit (ID-ICL; ID-ICT): Debido a condiciones climáticas y marítimas, no fue posible realizar actividades manuales o vuelos de Dron. Sin embargo, en ambas islas se llevaron a cabo el despliegue de robótica utilizando ROV, permitiendo obtener imágenes subacuáticas de sus fondos marinos.

Islote O'Higgins (ID-IOH): En el Islote O'Hig-

gins se registró la presencia de un bosque de *Macrocystis pyrifera*. En donde se logró realizar una inmersión corta, durante la cual se obtuvieron registros fotográficos y audiovisuales de alta calidad. Estas observaciones fueron complementadas mediante el uso de ROV y Dron. No obstante, las condiciones climáticas desfavorables impidieron la aplicación de fotocuadrantes u otras metodologías de muestreo directo.

Isla Talcán - Bahía Edwards (ID-ITE): En la Bahía Edwards se llevaron a cabo dos inmersiones de buceo, aplicando fotocuadrantes y obteniendo registros de la diversidad asociada a fondos marinos de tipo arenoso, fangoso y rocoso. También se documentó un bosque de *Macrocystis pyrifera* mediante imágenes submarinas y aéreas con apoyo del Dron.

El fondo marino fue explorado adicionalmente con ROV, mientras que la cámara trampa fue instalada en dos ocasiones, capturando imágenes y videos nocturnos de organismos atraídos por carnada.

Se realizaron además estudios ambientales, incluyendo recolección de fitoplancton, mediciones de turbidez (disco Secchi) y parámetros físicoquímicos de la columna de agua (multiparámetro).

Como parte de las acciones de difusión y educación, se recolectaron algas de la costa para su posterior elaboración como algario y material de guía de identificación para comunidades locales.

TABLA 2.

Sitios de la zona Islas Desertores, con sus respectivos códigos, coordenadas y las actividades realizadas en cada sitio.

Información	Islote Nihuel	Isla Chulín		Isla Chuit		Islote O'Higgins	Isla Talcán
		Estación	Estación	Estación	Estación		Bahía Edwards
		1	2	1	2		
Codificación	IDS-INI	IDS-ICL-01	IDS-ICL-02	IDS-ICT-01	IDS-ICT-02	IDS-IOH	IDS-ITE
Longitud	-42,62579	-42,6324	-42,6451	-42,6641	-42,6692	-42,75793	-42,7303
Latitud	-72,93728	-73,0239	-73,0226	-73,0955	-73,0947	-73,06958	-73,0141
Actividad de Muestreo/iteraciones							
Buceo	1	-	-	-	-	1	2
Cámara Trampa	-	-	-	-	-	-	2
Dron	1	-	-	-	-	1	1
Mediciones ambientales	1	1	-	1	-	1	2
ROV	1	-	1	1	-	1	2

Zona 3: Costa Chaitén

La costa de Chaitén se compone de dos tipos de sectores: sitios expuestos, ubicados directamente hacia el Golfo Corcovado, y sitios protegidos al interior del Fiordo Palvitad, los cuales ofrecieron mejores condiciones para ciertos tipos de muestreo. El fiordo fue segmentado en tres sectores:

Fiordo Palvitad Fondo (CC-FPF), Fiordo Palvitad Medio (CC-FPM) y Fiordo Palvitad Boca (CC-FPB) (Tabla 3). Debido a las condiciones marítimas propias del Golfo Corcovado, el acceso a la costa fue limitado y dificultoso, lo que restringió la posibilidad de realizar inmersiones de buceo en la mayoría de los sitios expuestos. Por lo tanto, las actividades se concentraron principalmente en el uso de herramientas robóticas como ROV y Dron, junto con la ejecución de mediciones ambientales adaptadas a las condiciones locales. La única excepción fue el sitio Volcán Corcovado Norte (CC-VCN), donde una ventana climática permitió realizar buceo.

Fiordo Palvitad (CC-FP): En los tres sectores del fiordo (fondo, medio y boca) se logró aplicar muestreos con buceo, incluyendo el uso de fotocuadrantes para caracterización bentónica. También se realizaron registros

mediante ROV y Dron, lo que permitió observar detalles de la topografía sumergida y la fauna asociada. En el sitio CC-FPF-02, ubicado en el fondo del fiordo, se registró una agregación de *Munida gregaria* suspendida en la columna de agua. El ROV permitió documentar ambas paredes sumergidas del fiordo, tanto del margen norte como del sur. El ROV también permitió documentar una agregación significativa de *Munida gregaria* suspendida en la columna de agua.

Volcán Corcovado Sur - Islote Linagua (CC-VCS): Las condiciones climáticas y marítimas adversas solo permitieron realizar observaciones mediante ROV y Dron, con registros del fondo marino y del entorno costero del sector.

Volcán Corcovado Medio (CC-VCM): En este sitio de costa expuesta se logró realizar una inmersión con buceo, gracias a una ventana climática y marítima favorable. Durante esta inmersión se aplicaron fotocuadrantes y se obtuvieron registros fotográficos y audiovisuales de alta calidad, destacando por la alta biodiversidad observada, incluyendo especies poco frecuentes como pez aguja (*Leptonotus blainvillleanus*), crustáceos nudibranchios.

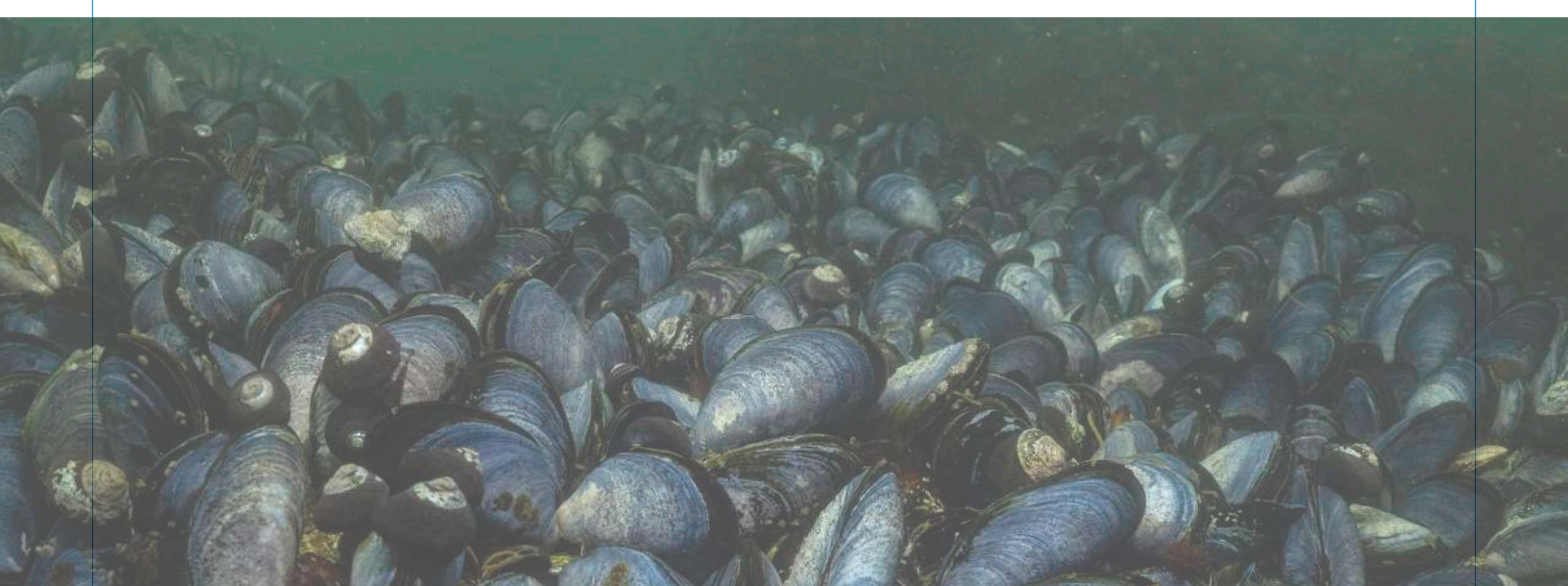
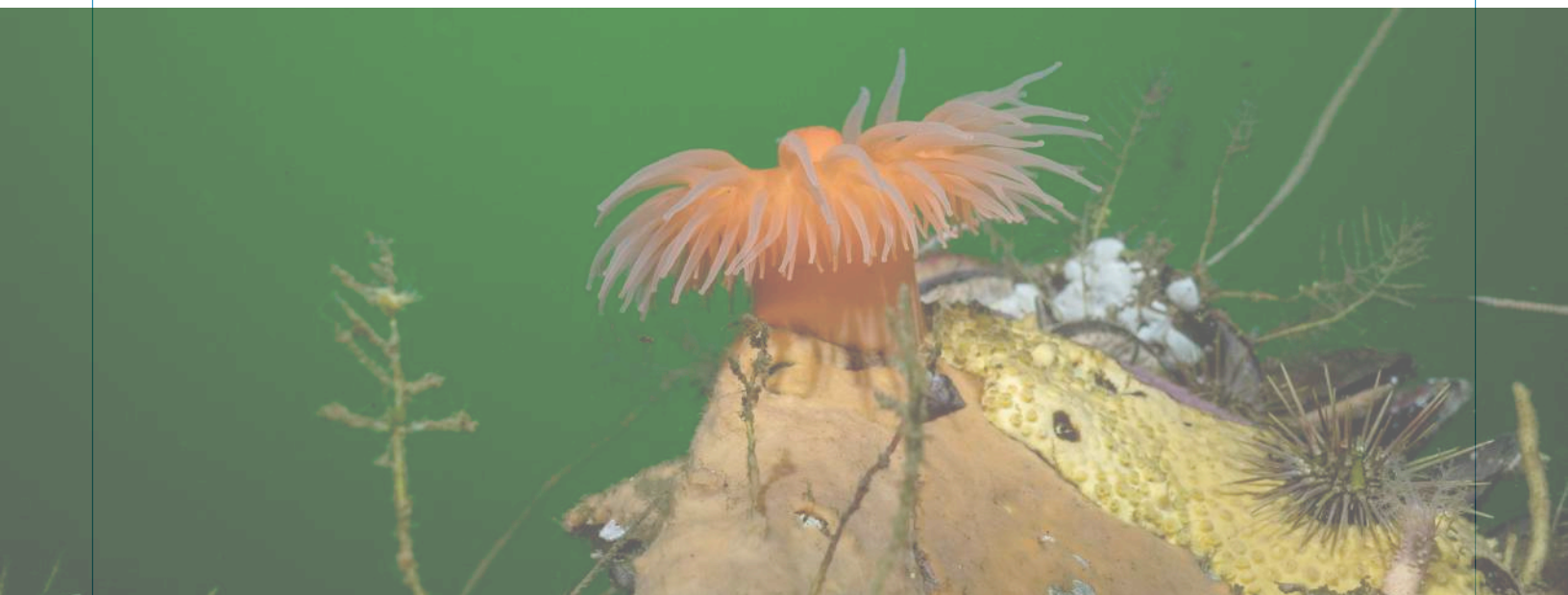
Volcán Corcovado Norte (CC-VCN): En este sector se realizó una inmersión para registros fotográficos y audiovisuales de bosques submarinos de Cochayuyo (*Durvillaea antarctica*) y lobos marinos comunes (*O. byronia*). Al mismo tiempo fue el sitio caracterizado mediante observaciones robóticas con ROV y Dron. En este sector se constató la presencia de pescadores artesanales realizando actividad de buceo.

Comuna de Chaitén (CC-CCH): En este sitio, la fuerte presencia de corrientes costeras impidió actividades de buceo. Sin embargo, fue posible realizar observaciones del fondo marino mediante ROV, así como registros ambientales con instrumentos de campo. Dentro de los sectores prospectados, esta estación presenta señales de mayor impacto antropogénico.



TABLA 3.
Sitios de la zona Costa Chaitén, con sus respectivos códigos, coordenadas y las actividades realizadas en cada sitio.

Información	Chaitén Urbano	Fiordo Palvitad		Fiordo Palvitad	Fiordo Palvitad	Volcán Corcovado	Volcán Corcovado	Volcán Corcovado
	Norte	Fondo		Medio	Boca	Norte	Medio	Sur
								Islote Linagua
Estación		Estación	Estación					
		1	2					
Codificación	CC-BCU	CC-FPF-01	CC-FPF-02	CC-FPM	CC-FPB	CC-BCN	CC-BCM	CC-BCS
Longitud	-42,8778	-43,0806	-43,0769	-43,0384	-43,01806	-43,1348	-43,2052	-43,2655
Latitud	-72,7908	-72,7394	-72,7289	-72,74487	-72,80761	-72,9181	-72,8876	-72,98456
Actividad de Muestreo/iteraciones								
Buceo	-	-	1	1	-	1	1	-
Cámara Trampa	-	-	-	-	1	-	-	-
Dron	-	-	2	1	1	-	-	1
Mediciones ambientales	-	1	-	1	1	1	1	2
ROV	-	1	2	1	-	1	1	2



4. RESULTADOS



La investigación se llevó a cabo en 15 sitios, utilizando métodos de muestreo diferentes, incluyendo buceo, en el que se realizaron un total de 216 imágenes de fotocuadrantes (Tabla 4), BRUVS, ROV y muestreo oceanográfico de parámetros físicos y biológicos. Debido a limitaciones oceanográficas, climáticas y logísticas, no todos los métodos de muestreo se pudieron aplicar en todos los sitios. En total, se identificaron 304 especies de organismos marinos, incluyendo invertebrados, algas y fitoplancton, peces, mamíferos marinos y aves, asociadas con 1448 registros de ocurrencia con presencia.

Comunidad bentónica

La comunidad bentónica fue estudiada mediante una combinación de métodos de observación directa y remota, incluyendo buceo científico con análisis de fotocuadrantes, registros fotográficos oportunistas, sistemas BRUVS y exploraciones con vehículo operado remotamente (ROV). Este enfoque metodológico permitió ampliar la cobertura espacial y batimétrica del estudio, así como aumentar la detección de especies poco frecuentes.

Durante las inmersiones de buceo científico se obtuvieron fotocuadrantes y registros fotográficos submarinos, los cuales permitieron caracterizar la composición y cobertura de los organismos bentónicos. Asimismo, se realizaron registros fotográficos adicionales orientados a documentar organismos de ocurrencia poco frecuente, contribuyendo a aumentar el inventario de biodiversidad. Para explorar hábitats más profundos, fuera del alcance operativo del buceo autónomo, se empleó un ROV, mediante el cual se registraron imágenes y videos del fondo marino.

Este sistema permitió observar y documentar organismos bentónicos presentes a mayor profundidad. De manera complementaria, los sistemas BRUVS también fueron considerados dentro de las herramientas de observación remota, contribuyendo al registro de organismo asociados al fondo.

En total se obtuvieron 216 imágenes de fotocuadrantes distribuidas en siete sitios de muestreo, de los cuales dos incluyeron dos estaciones de muestreo cada uno (FR-F y FR-M) (Tabla 4). Para estandarizar el esfuerzo de muestreo entre sitios, en los análisis se utilizaron 15 fotocuadrantes por sitio siempre que fue posible. Cuando el número de imágenes disponibles fue menor, se incluyeron todos los cuadrantes existentes; en los casos en que se dispuso de más de 15 imágenes, se seleccionó un subconjunto aleatorio de 15 cuadrantes. La distribución final de los fotocuadrantes utilizados en los análisis se indica en tabla 4.

En total se registraron 304 especies, de las cuales 247 corresponden a especies bentónicas (representación de especies Figura 12). La identificación taxonómica se realizó hasta el nivel taxonómico mínimo posible, con apoyo de especialistas, alcanzando en la mayoría de los casos la identificación hasta género o especie. Los registros que lograron identificación a nivel de especie o, como mínimo, a nivel de género.

La mayor incertidumbre taxonómica se registró en el grupo de las esponjas, debido a la escasez de literatura especializada y a la limitada información disponible para la región. Por otra parte, la familia Corallinaceae fue el único taxón presente en todos los sitios estudiados.

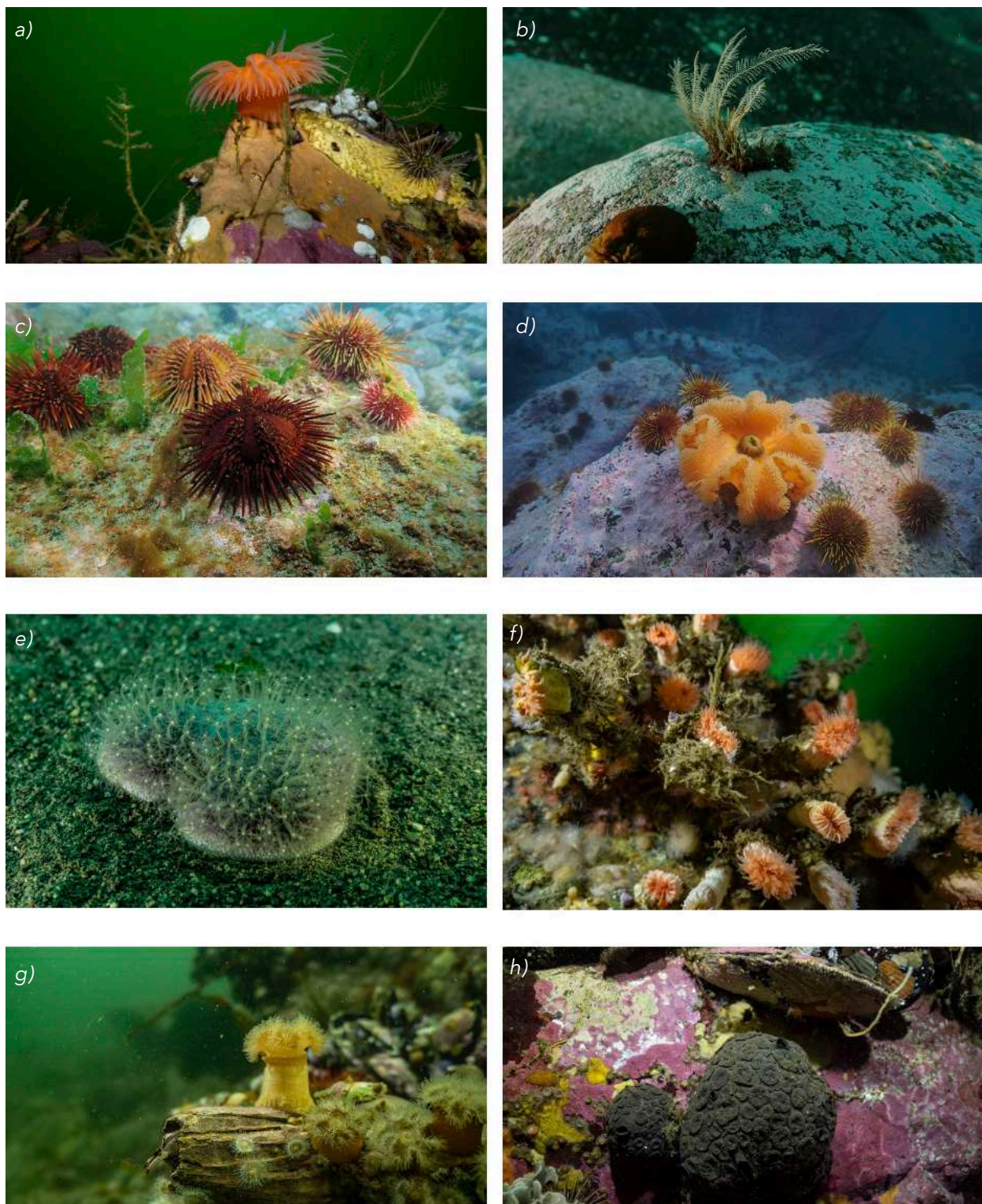


FIGURA 12

Biodiversidad reportada para el estudio Chaitén-Islands Desertores 2025. De arriba a la izquierda a abajo a la derecha: a) *Actinostola chilensis* ; b) *Plumatularia setacea*; c) *Arbacia* spp., *Pseudechinus magellanicus*, *Loxechinus albus*; d) *Antholoba achates*, *L. albus*; e) *Renilla chilensis*; f) *Desmophyllum dianthus*, *Calliostoma consimile*; g) *Austrorhynchus psittacus*, *Metridium senile*; h) *Latrunculia* (*Latrunculia*) *ciruela*.



A continuación, se presentan los distintos análisis realizados, diferenciando entre aquellos basados exclusivamente en fotocuadrantes y aquellos que incorporan todos los métodos de registros utilizados durante el estudio, incluyendo fotocuadrantes, registros fotográficos submarinos, observaciones mediante ROV y sistemas BRUVS. Asimismo, en los análisis se distingue entre organismos bentónicos móviles o discretos, los cuales

fueron cuantificados mediante conteo de individuos, y organismos sésiles o coloniales, cuya abundancia fue estimada a partir de porcentaje de cobertura dentro de los cuadrantes. Esta distinción metodológica permitió representar de manera más adecuada las diferentes formas de organización biológica presentes en las comunidades bentónicas estudiadas.

TABLA 4.

Lista de sitios de muestreo con sus coordenadas, macrozona asociada y número de fotocuadrantes utilizados. Los valores entre paréntesis indican el número de fotocuadrantes disponibles, junto con las profundidades máxima y mínima en metros de muestreo de los fotocuadrantes.

Macrozona	Sitio	Latitud	Longitud	Foto Cuadrante	Rango de profundidad (m)
Fiordo Reñihué	FR-F-01	42°33'24.19"S	72°34'22.05"O	10 (10)	14,7 – 8,2
Fiordo Reñihué	FR-F-02	42°32'40.01"S	72°37'2.66"O	15 (24)	23,7 – 2,4
Fiordo Reñihué	FR-M-01	42°31'15.51"S	72°40'23.57"O	15 (24)	22,5 – 12,6
Fiordo Reñihué	FR-M-02	42°31'27.40"S	72°40'7.76"O	15 (26)	17,5 – 3,5
Fiordo Reñihué	FR-B	42°30'18.29"S	72°48'52.98"O	15 (29)	6,3 – 3,7
Islas Desertores	ID-INI	42°37'32.85"S	72°56'14.24"O	15 (23)	6,7 – 5,1
Islas Desertores	ID-TBE	42°43'48.90"S	73° 0'50.84"O	7 (7)	15,0 – 1,5
Islas Desertores	ID_ICL-01	42°37'56.81"S	73° 1'25.87"O	-	-
Islas Desertores	ID_ICL-02	42°38'42.38"S	73° 1'21.40"O	-	-
Islas Desertores	ID-CT-01	42°39'50.78"S	73° 5'43.77"O	-	-
Islas Desertores	ID-CT-02	42°40'7.23"S	73° 5'41.08"O	-	-
Islas Desertores	ID-IOH	42°45'28.57"S	73° 4'10.52"O	-	-
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-BCU	42°52'40.00"S	72°47'27.04"O	-	-
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-FPF	43° 4'50.01"S	72°44'21.89"O	-	-
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-FPM	43° 2'18.24"S	72°44'41.54"O	15 (26)	21,3 – 3,1
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-FPB	43° 1'5.05"S	72°48'27.42"O	-	-
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-BCN	43° 8'5.05"S	72°55'5.22"O	-	-
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-BCM	43°12'18.81"S	72°53'15.23"O	15 (47)	17,4 – 10,0
Costa Chaitén y Fiordo Palvitad	CC-BCS	43°15'55.72"S	72°59'4.45"O	-	-





Riqueza bentónica agregada

Se realizó una síntesis amplia de la diversidad bentónica consolidando todos los registros de biodiversidad obtenidos mediante fotocuadrantes, censos visuales no estructurados, BRUVS, imágenes de ROV y observaciones bentónicas complementarias a nivel de estación (especies representativas en Figura 12). Dado que este conjunto de datos integra múltiples métodos de muestreo con esfuerzos desiguales entre estaciones, la riqueza específica observada (S) debe interpretarse como un indicador de diversidad registrada total y no como una métrica descriptiva de la estructura comunitaria.

A escala zonal, la riqueza agregada fue mayor en los sistemas de fiordos, con valores comparables en el Fiordo Reñihué (FR = 118 taxa) y el Fiordo Palvitad (CC-FP = 112 taxa), seguidos por el Archipiélago Desertores (ID = 97 taxa), mientras que la menor riqueza se registró en el corredor costero Corcovado-Chaitén (CC-BC = 62 taxa).

A nivel de estación, la riqueza mostró alta variabilidad dentro de cada zona. El valor máximo por estación se registró en el Fiordo Palvitad (CC-FPM = 80 taxa), superando los valores observados en cualquier estación individual del Fiordo Reñihué (máximo = 72 taxa en FR-M-01) (Figura 13). No obstante, esta variabilidad intra-zonal debe interpretarse con cautela, ya que probablemente refleja diferencias en los métodos de muestreo tanto como heterogeneidad

ecológica real. En el Fiordo Palvitad, algunas estaciones fueron evaluadas exclusivamente mediante BRUVS y ROV, técnicas que tienden a detectar menos taxa bentónicos que los fotocuadrantes y censos visuales realizados por buzos. En contraste, el Fiordo Reñihué incluyó un mayor número de estaciones con muestreo intensivo mediante SCUBA, incrementando la probabilidad de detección de taxa sésiles y crípticos.

En consecuencia, las diferencias de riqueza agregada entre estaciones dentro de una misma zona no pueden atribuirse únicamente a la heterogeneidad ambiental. Por ello, los análisis estandarizados basados en fotocuadrantes que se presentan a continuación constituyen una base más robusta para comparar patrones de diversidad bentónica entre zonas.

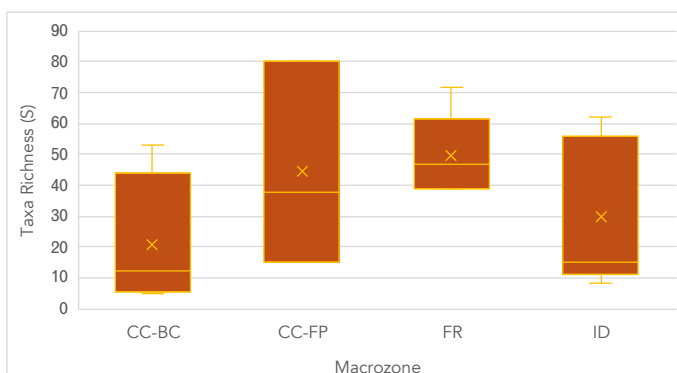
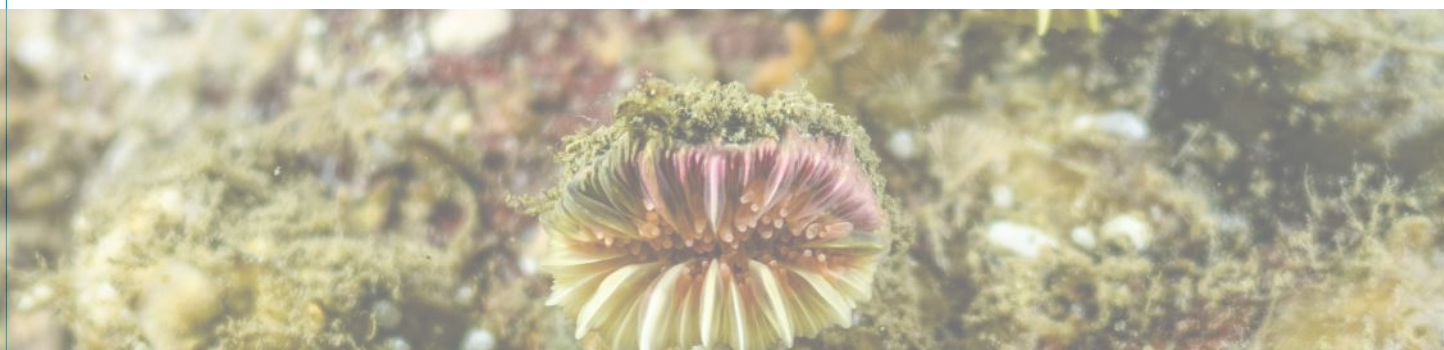


FIGURA 13.

Riqueza expresada como número de taxa asociados a macrozonas (CC-BC=Costa Chaitén-Bahía Corcovado; CC-FP=Costa Chaitén-Fiordo Palvitad; FR=Fiordo Reñihué; ID=Islas Desertores). Variabilidad asociada a los sitios de muestreo, incluyendo todos los métodos de muestreo de organismos bentónicos.



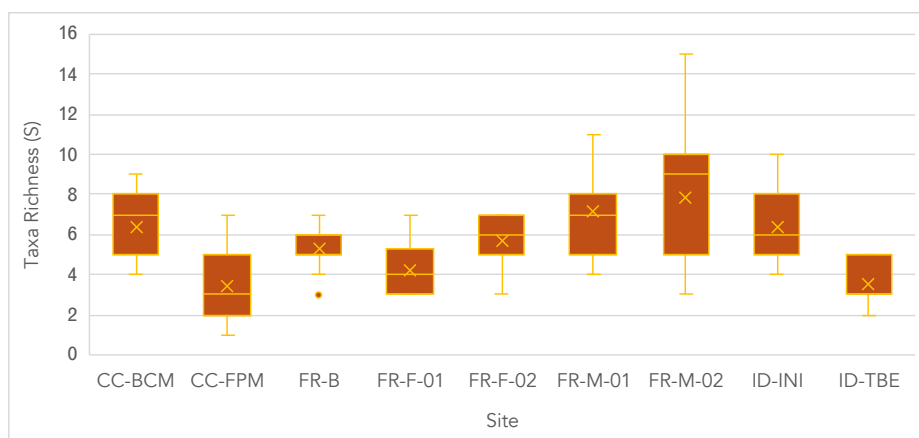


FIGURA 14

Riqueza expresada como número de taxa asociados a cada sitio (CC-BCM=Costa Chaitén-Bahía Corcovado Medio; CC-FPM=Costa Chaitén-Fiordo Palvitad-Medio; FR-B= Fiordo Reñihué-Boca; FR-F-01 y 02=Fiordo Reñihué-Fondo-Estación 1 y 2; FR-M-01 y 02= Fiordo Reñihué-Medio-Estación 1 y 2; ID-INI = Islas Desertores-Islote Nihuel; ID-TBE=Islas Desertores-Islas Talcan Bahía Edwards). Variabilidad asociada al muestreo por cuadrante fotográfico.

Patrones de diversidad basados en fotocuadrantes estandarizados

Las métricas univariadas de diversidad derivadas de los fotocuadrantes estandarizados evidenciaron una marcada variabilidad espacial tanto en los ensambles móviles (basados en abundancia) como en los ensambles sésiles/coloniales (basados en cobertura) (Tabla 5).

En el ensamble móvil agregado a nivel de estación, la riqueza específica varió entre S

$= 8$ (ID-TBE) y $S = 20$ (FR-M-01 y FR-M-02). La diversidad y la equidad fueron relativamente altas en el Archipiélago Desertores (ID-INI: $H' = 1,977$; $J' = 0,713$) y en el Fiordo Palvitad (CC-FPM: $H' = 1,856$; $J' = 0,747$), mientras que varias estaciones del Fiordo Reñihué presentaron baja equidad (por ejemplo, FR-F-02: $J' = 0,282$; FR-M-02: $J' = 0,285$), consistente con una fuerte dominancia numérica de uno o pocas taxa. La Bahía Corcovado (CC-BCM) mostró riqueza intermedia ($S = 16$) y equidad moderada ($J' = 0,541$) (Tabla 5).

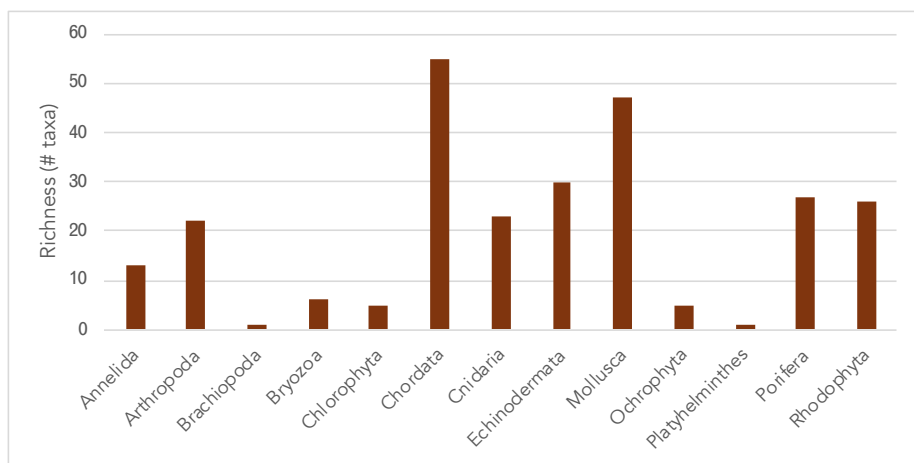


FIGURA 15

Riqueza de taxa (cantidad numérica) por sitio de muestreo, representada en el eje y, mientras que el eje x corresponde al phyla presente en los sitios de muestreo incluyendo todos los métodos de estudios.

En el ensamble sésil y colonial, la riqueza por estación osciló entre $S = 3$ (FR-F-01; ID-TBE) y $S = 11$ (FR-M-01; FR-M-02) (Tabla 5). La diversidad de Shannon y la equidad fueron generalmente bajas a moderadas, reflejando comunidades dominadas por un número reducido de taxa que ocupan espacio. Los valores más bajos se registraron en FR-F-01 ($H' = 0,167$; $J' = 0,152$), mientras que valores relativamente mayores se observaron en FR-M-02 ($H' = 1,286$; $J' = 0,536$) y FR-B ($H' = 0,921$; $J' = 0,665$) (Tabla 5). En términos generales, los ensambles móviles presentaron mayor riqueza y distribuciones más equitativas que los ensambles sésiles/coloniales, los cuales mostraron con frecuencia fuerte dominancia en cobertura porcentual.

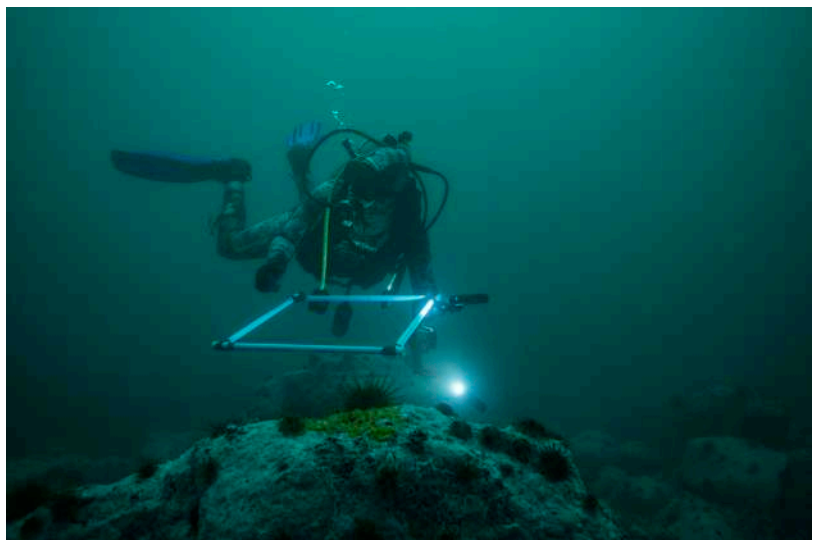
Los análisis SIMPER basados en matrices de similitud Bray-Curtis a nivel de cuadrante proporcionaron evidencia complementaria de los patrones de dominancia dentro de cada macrozona. En los ensambles móviles, la mayor similitud intragrupo se observó en Bahía Corcovado (similitud promedio = 50,28), fuertemente determinada por *Arbacia dufresnii* (76,32%), seguida por *Loxechinus albus* (10,59%) y *Cosmasterias lurida* (4,67%). En el Fiordo Palvitad, la similitud fue considerablemente menor (18,98), con contribuciones distribuidas entre *A. dufresnii* (42,87%), *L. albus* (34,73%) y *Nacella spp.* (17,10%), indicando alta heterogeneidad

entre cuadrantes. En el Fiordo Reñihué, la similitud promedio fue 36,87 y estuvo dominada por la anémona invasora *Metridium senile* (74,09%), seguida por *Crepidatella spp.* (12,15%) y *L. albus* (6,28%). En el Archipiélago Desertores, la similitud promedio fue 29,37 y estuvo explicada principalmente por *Tegula atra* (34,77%), *L. albus* (22,93%), *A. dufresnii* (13,99%) y *Antholoba achates* (13,01%).

En los ensambles sésiles y coloniales, los análisis SIMPER indicaron que la similitud dentro de macrozonas estuvo abrumadamente determinada por algas calcáreas incrustantes (Corallineae) y, en ambientes de fiordo, por mitílidos (Mytilidae). Bahía Corcovado presentó una similitud promedio de 43,35, explicada principalmente por Corallineae (79,54%), con contribuciones menores de esponjas (Haliclona, Scopalina). El Fiordo Palvitad mostró una similitud promedio de 45,38, casi totalmente determinada por Corallineae (89,94%). En el Fiordo Reñihué, la similitud promedio fue 41,17, dominada por Corallineae (65,72%) y Mytilidae (30,80%). En el Archipiélago Desertores, la similitud fue la más alta (52,09%), prácticamente explicada en su totalidad por Corallineae (95,73%).

FIGURA 16

Buzo realizando evaluación directa mediante cuadrante.



Estructura de los ensambles bentónicos

Ensambls bentónicos móviles

El análisis PERMANOVA reveló efectos significativos de la profundidad (Pseudo-F = 4,06; $p = 0,001$), la macrozona (Pseudo-F = 3,56; $p = 0,003$) y la estación anidada dentro de macrozona (Pseudo-F = 5,84; $p = 0,001$), indicando que la estructura del ensamble móvil varió tanto a lo largo de gradientes verticales como horizontales, además de presentar marcada heterogeneidad a escala fina entre estaciones.

El ordenamiento nMDS (estrés 2D = 0,13) mostró que las muestras del Fiordo Reñihué formaron un grupo relativamente distintivo con escasa superposición con otras macrozonas. En contraste, las muestras de Bahía Corcovado, Fiordo Palvitad y Archipiélago Desiertos presentaron mayor superposición, indicando mayor similitud en su composición (Figura 19). El análisis dbRDA destacó la diferenciación del Fiordo Reñihué. El primer eje explicó el 68,8% de la variación ajustada (32% de la variación total) y se asoció fuertemente con la temperatura. Los ejes secundarios capturaron gradientes ambientales más débiles (Figura 21).

Ensambls bentónicos sésiles y coloniales

En contraste, la PERMANOVA no detectó efectos significativos de profundidad (Pseudo-F = 0,79; $p = 0,527$) ni de macrozona

(Pseudo-F = 1,19; $p = 0,379$), mientras que la estación anidada dentro de macrozona explicó una proporción significativa de la variación (Pseudo-F = 4,57; $p = 0,001$), evidenciando fuerte heterogeneidad espacial a pequeña escala. El nMDS mostró amplia superposición entre macrozonas (estrés 2D = 0,09), y el dbRDA indicó una relación débil entre la composición del ensamble y las variables ambientales. La dispersión multivariada fue homogénea entre macrozonas (PERMDISP: $F = 0,97$; $p = 0,606$).

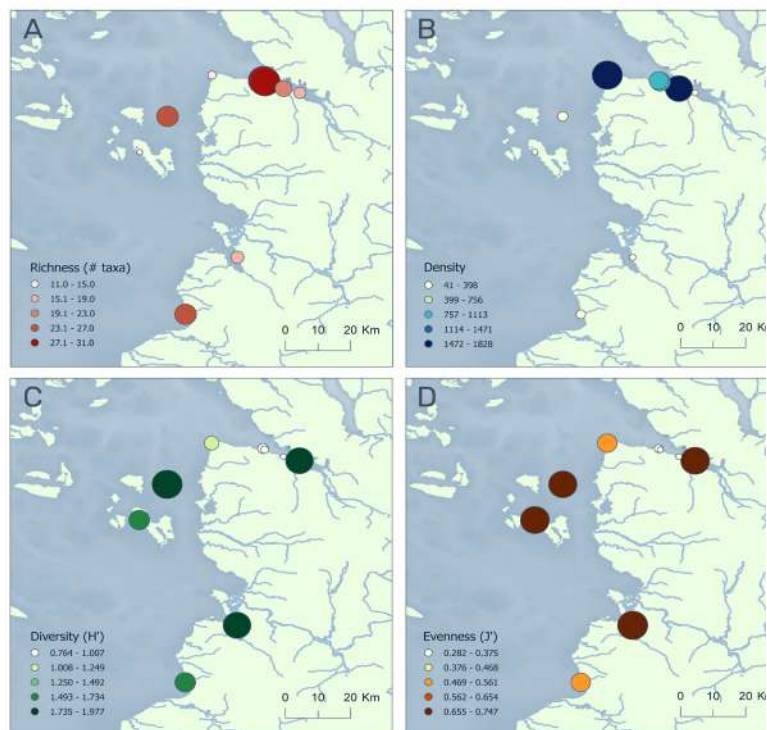


FIGURA 17

Distribución espacial de los índices univariados derivados del muestreo fotográfico en cada sitio de estudio: (A) riqueza de especies, (B) densidad (individuos por 0,25 m²), (C) diversidad del conjunto móvil (índice de Shannon-Wiener) y (D) uniformidad del conjunto móvil (índice de Pielou).



BRUVS

Todos los organismos registrados durante el muestreo con BRUVS fueron incluidos en el conjunto de datos de biodiversidad y están distribuidos en los sitios según se presenta en la Tabla 6 (representación de los sitios de muestreo y organismos observados en Figura 12). Algunos organismos, como los peces de nado rápido, no pudieron ser identificados. En total, registramos 23 especies con 46 ocurrencias.

Los BRUVS registraron 24 taxa y 46 registros de ocurrencia (Tabla 6), los cuales fueron identificados en los cuatro sitios de muestreo (FR-F-01, FR-B, ID-ITE y CC-FPB). Estos registros abarcaron una amplia variedad de grupos taxonómicos, incluyendo peces, crustáceos, cnidarios, moluscos, equinodermos, macroalgas, cefalópodos y mamíferos marinos, cuyas abundancias se expresaron como recuentos de individuos o como porcentajes relativos, dependiendo del taxa. La estructura del ensamblaje mostró una marcada variabilidad espacial, tanto en la composición taxonómica como en la dominancia numérica, la cual estuvo estrechamente asociada a las diferencias en el tipo de sustrato entre los sitios.

FR-F-01 (sustrato de canto rodado-fango):

El sitio FR-F-01 se caracterizó por un sustrato de canto rodado y fango, y presentó una fuerte dominancia de crustáceos pelágicos. La familia Euphausiidae fue el taxa numéricamente dominante, alcanzando 280 individuos y representando más del 90 % de la abundancia total registrada en este sitio. Los peces estuvieron presentes en bajas abundancias relativas, con *Sebastes oculatus* contribuyendo aproximadamente entre un 2

y 3 % del total, mientras que *Patagonotothen spp.* y *Salilota australis* estuvieron representados por un solo individuo cada uno (<1 %). Otros taxa, incluidos cefalópodos (Loliginidae) y mamíferos marinos (*O. byronia*), fueron registrados en abundancias muy bajas. En conjunto, FR-F-01 presentó un ensamblaje altamente desigual, dominado por un único grupo de crustáceos pelágicos.

FR-B (sustrato de fango-roca plana continua):

El sitio FR-B, caracterizado por un sustrato de fango intercalado con roca plana continua, mostró un ensamblaje más heterogéneo, dominado por invertebrados bentónicos y peces. Las mayores abundancias corresponden a peces clasificados como Osteichthyes (47 individuos), representando aproximadamente el 36 % de la abundancia total, seguidos por equinodermos como *Arbacia sp.* (42 individuos; ~32 %) y bivalvia (Mytilidae, 21 individuos; ~16 %).

Otros taxa, incluyendo *Pseudechinus magellanicus*, *Cottoperca trigloides*, *Sebastes oculatus* y *Patagonotothen spp.*, contribuyeron individualmente con menos del 5 % cada uno. *Metridium senile* estuvo presente en baja abundancia (4 individuos; ~3 %), indicando ocurrencia sin dominancia numérica. Este sitio presentó la mayor diversidad bentónica relativa entre todas las estaciones.

ID-TBE (sustrato de arena-fango):

El sitio ID-TBE estuvo asociado a un sustrato de arena y fango y mostró una clara dominancia de productores primarios. Las macroalgas, particularmente *Ulva spp.*, representaron entre el 90 y 95 % de la abundancia relativa, indicando un ensamblaje altamente sesgado dominado por un solo grupo funcional.

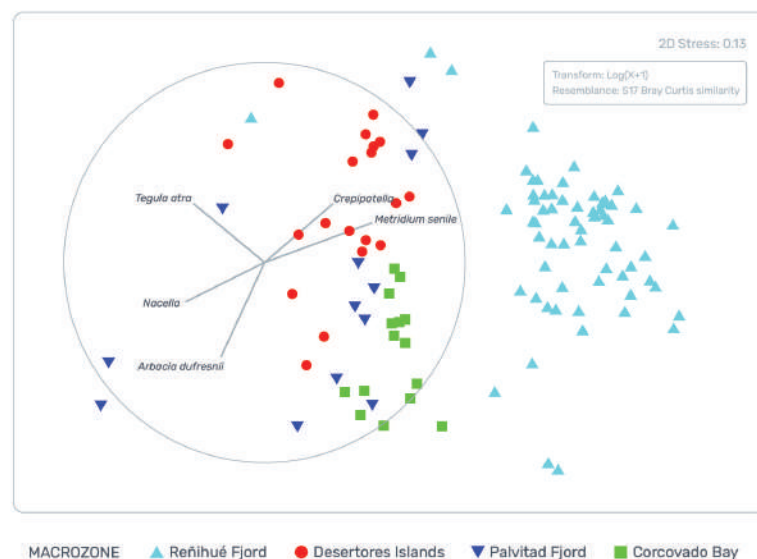
Crustáceos como *Grimothea gregaria* (10-13 individuos) y *Metacarcinus edwardsii* (9 individuos) representaron en conjunto menos del 10 % del ensamblaje, mientras que Euphausiidae y los peces (*Patagonotothen spp.*, *Leptonotus sp.*) estuvieron presentes en abundancias muy bajas (<3 % cada uno). Este sitio presentó el patrón de dominancia más marcado entre todos los sitios, impulsado por la cobertura de macroalgas.

CC-FPB (sustrato de fango-arena): El sitio CC-FPB, caracterizado por un sustrato de fango y arena, estuvo dominado por crustáceos. *Grimothea gregaria* fue el taxa más

abundante, alcanzando 48 individuos y representando aproximadamente el 57 % de la abundancia total del sitio. Otros crustáceos, como *Metacarcinus edwardsii* (3 individuos; ~4 %) y Euphausiidae (1 individuo; ~1 %), contribuyeron de forma marginal. Los peces (*Merluccius sp.*, Anguilliformes) y los cefalópodos (Loliginidae) estuvieron presentes en abundancias muy bajas (<2 % cada uno). En consecuencia, CC-FPB presentó un ensamblaje dominado por crustáceos asociado a sedimentos blandos mixtos.

FIGURA 18

Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) del conjunto móvil basado en disimilitudes de Bray-Curtis (datos de abundancia transformados en $\log x+1$).



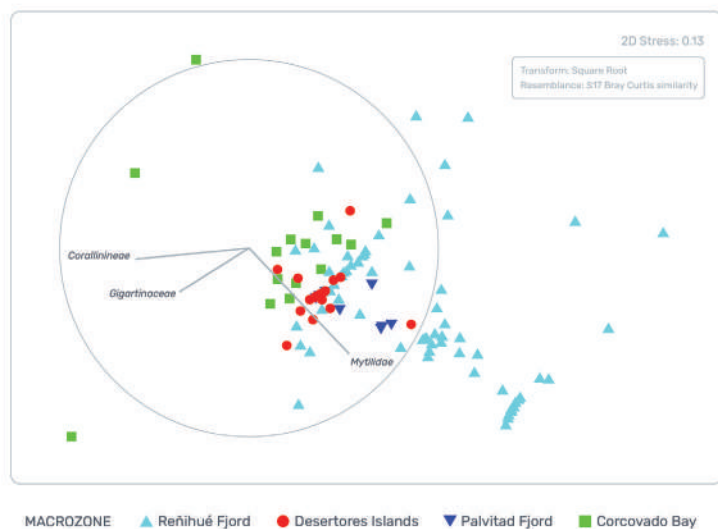


FIGURA 19

Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) del ensamblaje sedentario basado en disimilitudes de Bray-Curtis (datos de abundancia transformados en logaritmo y datos de cobertura transformados en raíz cuadrada).

Los patrones de co-ocurrencia entre taxa sugirieron posibles efectos de prioridad en la estructura de las comunidades. Los sitios caracterizados por altas abundancias de crustáceos pelágicos, particularmente eufáusidos, mostraron una menor presencia de peces, mientras que las estaciones con mayor representación de peces exhibieron menores abundancias relativas de eufáusidos. De manera similar, la presencia de *Metacarcinus edwardsii* se asoció con una menor ocurrencia de *Grimothea gregaria*, lo que sugiere una posible segregación espacial o una co-ocurrencia limitada entre estas taxa.

En todos los sitios de muestreo, los sedimentos blandos fueron el tipo de hábitat más frecuentemente registrado. El fango estuvo presente en todas las estaciones y constituyó el sustrato dominante en dos de ellas, donde se combinó con roca plana continua o arena. En los otros dos sitios, el fango fue el sustrato secundario, siendo el canto rodado y la arena los componentes dominantes. Estas diferencias de hábitat fueron consistentes con la variabilidad observada en la composición y los patrones de dominancia de los ensamblajes entre los sitios.

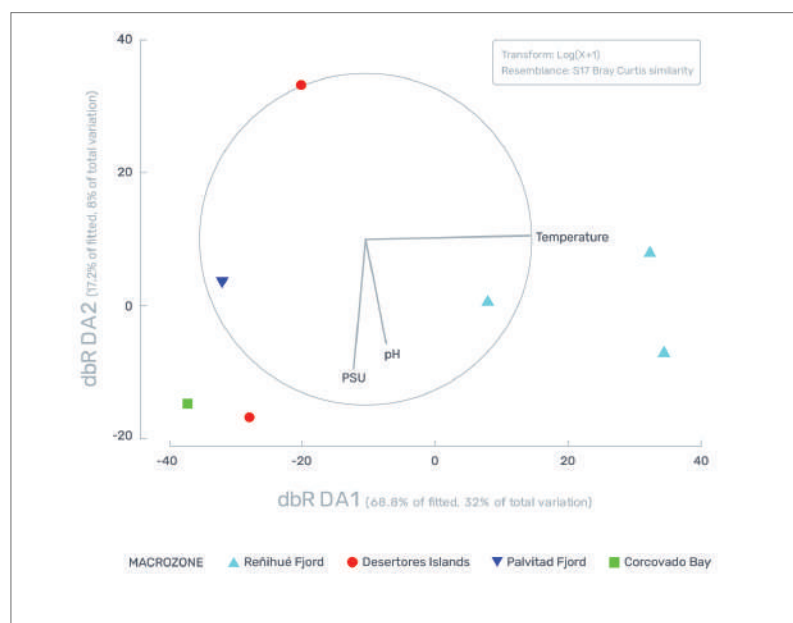


FIGURA 20

Análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) del conjunto móvil bentónico con factores ambientales.

TABLA 5

Resumen de los índices de diversidad por estación para la fauna móvil (recuentos de individuos) y los ensamblajes sésiles (porcentaje de cobertura). Las métricas de diversidad incluyen la abundancia total (N), la equitividad de Pielou (J') y la diversidad de Shannon (H', loge). Los valores de N se presentan como "número de individuos o, porcentaje de cobertura".

Móvil						
Station	S	N	d	J'	H' (loge)	1-Lambda'
CC-BCM	16	292	2.642	0.5409	1.5	0.6458
CC-FPM	12	73	2.564	0.7471	1.856	0.8014
FR-B	9	1828	1.065	0.5437	1.195	0.6226
FR-F-01	13	68	2.844	0.7205	1.848	0.777
FR-F-02	15	1625	1.894	0.2822	0.7641	0.3474
FR-M-01	20	993	2.753	0.3337	0.9996	0.4023
FR-M-02	20	1070	2.724	0.2845	0.8524	0.3949
ID-INI	16	350	2.651	0.7131	1.977	0.8336
ID-TBE	8	41	1.885	0.7232	1.504	0.722
Sésil						
Station	S	N	d	J'	H' (loge)	1-Lambda'
CC-BCM	8	763	1.055	0.4783	0.9946	0.4451
CC-FPM	5	836	0.5945	0.4865	0.7831	0.3695
FR-B	4	954	0.4373	0.6646	0.9214	0.5673
FR-F-01	3	437	0.329	0.1519	0.1669	0.0000
FR-F-02	5	746	0.6047	0.5328	0.8575	0.5067
FR-M-01	11	749	1.511	0.3589	0.8607	0.4869
FR-M-02	11	879	1.475	0.5364	1.286	0.595
ID-INI	8	1175	0.9903	0.2028	0.4216	0.1628
ID-TBE	3	444	0.3281	0.7529	0.8271	0.532

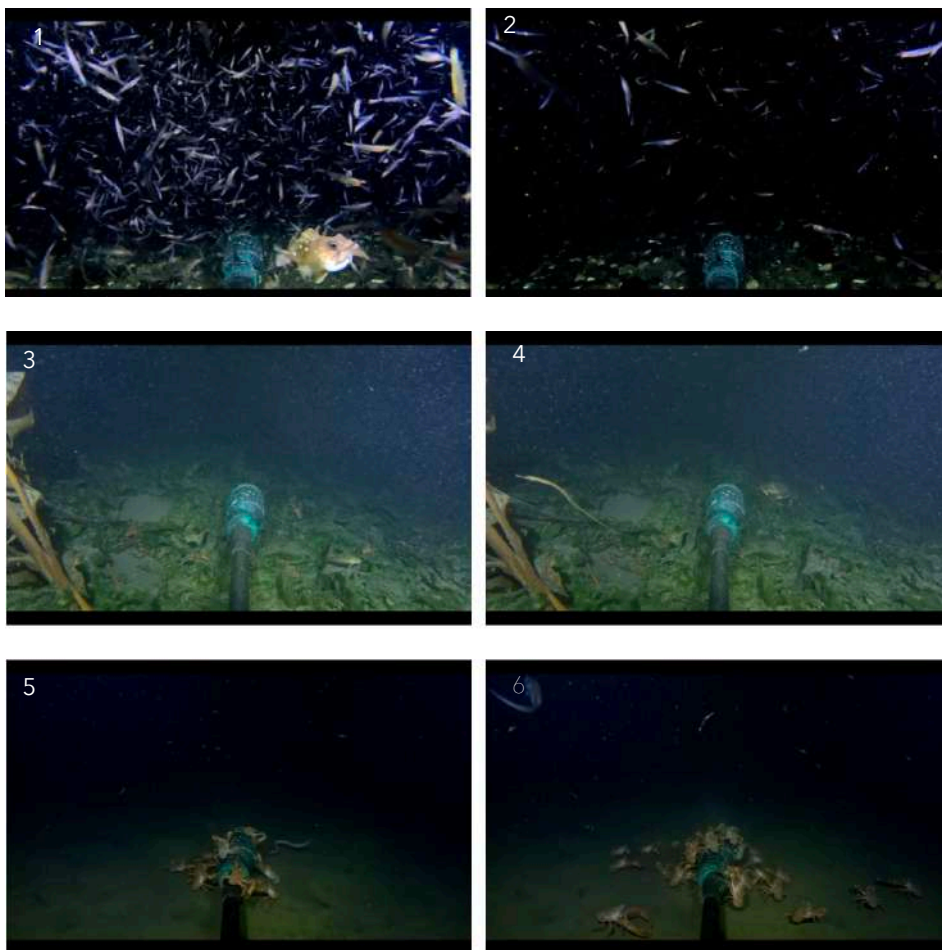


FIGURA 21

Biodiversidad actual presente durante la instalación de BRUVS. De arriba a la izquierda a abajo a la derecha: 1) *Sebastes oculatus* alimentando se de Krill (*Euphjassidae*) 2) *Euphjassidae* 3) *Grimothoa gregaria*, *Patagonotothen* sp., *Ulva* sp., *Macrocystis pyrifera* 4) *Leptonotus* sp., *Metacarcinus edwardsii* 5) *G. gregaria*, *Anguilliformes*, 6) *Actinopterygii*.

Sitio	Especie	Abundancia (MaxN)	Profundidad (metros)
FR-F-01	<i>Mogellania venosa</i>	1,00	15,0
FR-F-01	<i>Sebastes oculatus</i>	8,00	15,0
FR-F-01	<i>Euphausiidae</i>	1,00	15,0
FR-F-01	<i>Patagonotothen sp.</i>	1,00	15,0
FR-F-01	<i>Saillota australis</i>	1,00	15,0
FR-F-01	<i>Euphausiidae</i>	280,00	15,0
FR-F-01	<i>Sebastes oculatus</i>	8,00	15,0
FR-F-01	<i>Otaria flavescens</i>	1,00	15,0
FR-F-01	<i>Stromateus stellatus</i>	1,00	15,0
FR-F-01	<i>Loliginidae</i>	1,00	15,0
FR-B	<i>Metridium senile</i>	4,00	15,0
FR-B	<i>Arbacia spp.</i>	42,00	15,0
FR-B	<i>Mytilidae</i>	21,00	12,0
FR-B	<i>Pseudechinus magellanicus</i>	3,00	12,0
FR-B	Osteichthyes (Especie 01)	47,00	12,0
FR-B	Osteichthyes (Especie 02)	1,00	12,0
FR-B	<i>Cottoperca trigloides</i>	1,00	12,0
FR-B	<i>Loliginidae</i>	1,00	12,0
FR-B	<i>Sebastes oculatus</i>	1,00	12,0
FR-B	<i>Patagonotothen sp.</i>	2,00	12,0
ID-TBE	<i>Ulva spp.</i>	90,00 %	12,0
ID-TBE	<i>Grimothea gregaria</i>	10,00	12,0
ID-TBE	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	9,00	10,0
ID-TBE	<i>Patagonotothen sp.</i>	3,00	10,0
ID-TBE	<i>Euphausiidae</i>	13,00	10,0
ID-TBE	<i>Leptonotus sp.</i>	1,00	10,0
ID-TBE	<i>Ulva spp.</i>	95,00 %	10,0
ID-TBE	<i>Grimothea gregaria</i>	13,00	10,0
ID-TBE	<i>Patagonotothen sp.</i>	3,00	10,0
ID-TBE	<i>Euphausiidae</i>	2,00	10,0
ID-TBE	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	5,00	10,0
ID-TBE	<i>Leptonotus sp.</i>	8,00	10,0
ID-TBE	<i>Macrocystis pyrifera</i>	1,00	10,0
CC-FPB	<i>Metridium senile</i>	0,00	10,0
CC-FPB	<i>Grimothea gregaria</i>	48,00	10,0
CC-FPB	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	1,00	10,0
CC-FPB	<i>Euphausiidae</i>	10,00	10,0
CC-FPB	<i>Loliginidae</i>	1,00	47,0
CC-FPB	<i>Anguilliformes</i>	3,00	47,0
CC-FPB	<i>Chordata</i>	1,00	47,0
CC-FPB	<i>Peracarida</i>	4,00	47,0
CC-FPB	<i>Merluccius sp.</i>	1,00	47,0

TABLA 6

Registro de especies por BRUVs, junto con su abundancia estimada (MaxN: número máximo de individuos observados simultáneamente en un cuadro del video), asociadas a cada lance y a su respectiva profundidad. Grupos sésiles como algas verdes (*Ulva spp.*), valores expresados en porcentajes.

5. METRIDIDIUM SENILE



La presencia y ausencia de la anémona invasora *Metridium senile* fue evaluada a escala de puntos de muestreo individuales y sitios, considerando las tres macrozonas del estudio: Fiordo Reñihué, Islas Desertores y el sector Chaitén-Palvitad-Corcovado. Para ello se utilizaron tres líneas de evidencia complementarias: (i) datos cuantitativos obtenidos a partir de fotocuadrantes levantados mediante transectos con SCUBA, (ii) una revisión exhaustiva del material fotográfico recolectado en cada sitio, incluyendo registros provenientes de censos visuales no estructurados e imágenes obtenidas mediante ROV, y (iii) la revisión de despliegues del sistema BRUVS (Figura 5 y 6; Tabla 6).

La determinación de presencia-ausencia se realizó para cada punto de muestreo, considerando tanto los análisis de fotocuadrantes como la revisión completa de los registros fotográficos disponibles para cada sitio. Para la clasificación se aplicó un criterio conservador, según el cual la detección de al menos un individuo inequívoco de *M. senile* fue suficiente para clasificar un sitio o estación como con presencia confirmada de la especie (representación de la especie *M. senile* en Figura 22).

En el caso de los fotocuadrantes, todos los cuadrantes analizados en cada estación fueron inspeccionados específicamente en busca de la ocurrencia de *M. senile*, registrándose la especie siempre que uno o más individuos pudieran ser identificados con certeza. Paralelamente, se revisaron todos los registros fotográficos adicionales, incluyendo imágenes de detalle y capturas obtenidas mediante ROV, con el objetivo de detectar individuos que pudieran no haber sido registrados dentro del área estandarizada de los cuadrantes.

Esta revisión permitió extender la detección hacia transiciones de profundidad, paredes verticales o sectores marginales de los transectos, reduciendo la probabilidad de falsos registros de ausencia. Para los regis-

tros obtenidos mediante BRUVS se utilizó el método MaxN, definido como el número máximo de individuos de una misma especie observados simultáneamente en un mismo cuadro de video durante el período de grabación. Cada despliegue o grabación del sistema BRUVS fue considerado como una estación de muestreo independiente. Este enfoque permite evitar la sobreestimación de abundancias, ya que un mismo individuo puede entrar y salir repetidamente del campo de visión.

No obstante, para efectos de la evaluación de presencia-ausencia, la observación de al menos un individuo durante la grabación fue considerada suficiente para confirmar la presencia de la especie de *M. senile* en el sitio.

El esfuerzo del muestreo se distribuyó en un total de 10 estaciones (Tabla 4) considerando que no en todas las estaciones el lanzamiento de los BRUVS fue posible (para comparación ver sitios de despliegue de Tabla 6). En este sentido se registraron un total de 129 sitios (fotocuadrante + despliegue BRUVS) además de los análisis de registros fotográficos.



Bajo este protocolo, las estaciones del Fiordo Reñihué mostraron una ocurrencia amplia y, en muchos casos, densa de *M. senile*. En contraste, el Fiordo Palvidad y los sitios costeros de Desiertos-Corcovado-Chaitén carecieron de registros confirmados de la especie. Este patrón respalda la interpretación del Fiordo Reñihué como un núcleo de invasión, mientras que Palvidad y Desiertos-Corcovado corresponden a sectores que actualmente permanecen no invadidos.

Dentro del Fiordo Reñihué, la especie presentó una distribución espacial extensa y frecuentemente abundante. Fue detectada en la mayoría de las muestras del sector de la boca del fiordo y del sector medio, y aunque con menor frecuencia, también fue confirmada en estaciones del sector interno. Este patrón es consistente con el funcionamiento de Reñihué como un área núcleo de invasión, caracterizada por una alta dominancia local y una amplia distribución batimétrica. La especie presentó una densidad promedio general de 219 individuos m^2 a lo largo del Fiordo Reñihué. Las densidades medias fueron de 202 ind m^2 en el sector interno, 216 ind m^2 en el sector medio y 251 ind m^2 en la boca del fiordo. La mayor densidad registrada en un cuadrante fotográfico individual ocurrió en el sector interno, alcanzando aproximadamente 1.236 ind m^2 .

El muestreo del Fiordo Reñihué se distribuyó considerando dos estaciones en el sector interno del fiordo (F-01 y F-02) y dos en el sector medio (M-01 y M-02). En el sector interno se analizaron 26 muestras, combinando datos de BRUVS y cuadrantes fotográficos. De estas, 11 muestras no registraron presencia de *M. senile*, mientras que 15 muestras sí presentaron la especie. En el sector medio se analizaron 31 muestras, registrándose presencia de *M. senile* en la totalidad de ellas. En la boca del fiordo se estableció una única estación de muestreo, donde 16 muestras mostraron presencia de la especie y una muestra indicó ausencia (Tabla 7). Adicionalmente, se analizaron registros de video y fotografías complementarias, los cuales contribuyeron a la evaluación general de la presencia de la especie, aunque no fueron considerados como puntos de muestreo independientes.



En contraste con los resultados obtenidos en el Fiordo Reñihué, no se registraron individuos de *Metridium senile* en el Fiordo Palvitad. Esta ausencia está respaldada por múltiples métodos de muestreo independientes, incluyendo levantamientos con ROV (tres puntos de muestreo), registros fotográficos obtenidos mediante buceo (tres estaciones (2x CC-FPF, CC-FPM)), análisis de cuadrantes fotográficos (una estación (CC-FPM)) y un despliegue de BRUVS (CC-FPB). En todos estos registros la especie estuvo consistentemente ausente, lo que sugiere que Palvitad permanece actualmente libre de la especie invasora.

De manera similar, no se registró la presencia de *M. senile* en el sector de las Islas Desertores. En esta macrozona se realizaron dos estudios independientes de fotocuadrantes, con un total de 24 cuadrantes, distribuidos entre las localidades (Tabla 4): Isla Talcán-Bahía Edwards (ID-ITE), e Islote Nihuel (ID-INI). Adicionalmente, se efectuaron dos despliegues de BRUVS en Isla Talcán-Bahía Edwards (ID-ITE), en los cuales tampoco se registró la presencia de la especie invasora.

En la costa de Bahía Corcovado (sitio CC-BCM) se realizó un estudio adicional mediante fotocuadrantes, analizando 15 cuadrantes fotográficos, sin detectarse individuos de *M. senile*. De manera complementaria, se realizaron diversos lances de ROV y registros fotográficos submarinos adicionales que tampoco evidenciaron la presencia de la especie invasora en los sectores de Islas Desertores, Fiordo Palvitad y a lo largo de la costa de Chaitén, particularmente en las áreas ubicadas al sur del archipiélago de Desertores. Todos los puntos de muestreo ubicados en torno al archipiélago de las Islas Desertores (por ejemplo, ID-INI, ID-ICL, ID-ICT, ID-ITE, ID-IOH) fueron considerados libres de la especie, con la ausencia confirmada mediante el mismo conjunto de metodologías de muestreo.

En conjunto, la ausencia consistente de *M. senile* en todos estos métodos de muestreo sugiere que el Fiordo Palvitad, las Islas Desertores y el sector costero Chaitén-Corcovado permanecen actualmente no invadidos, en marcado contraste con la situación observada en el Fiordo Reñihué, donde la especie presenta una presencia amplia y densidades localmente elevadas.



FIGURA 22

Metridium senile en el fiordo Reñihue.

Estación	Ausencia	Presencia
FR-F-01	10	2
FR-F-02	1	13
FR-M-01	0	16
FR-M-02	0	15
FR-B	1	16
ID-INI	15	0
ID-TBE	9	0
CC-FPM	15	0
CC-FPB	1	0
CC-BCM	15	0

TABLA 7

Los sitios listados corresponden a aquellos en los que se estudió la presencia y ausencia de *M. senile*. Los números indican la ausencia o presencia según los análisis realizados mediante fotocuadrantes y BRUVS asociados a *M. senile*. El número total de fotografías analizadas para identificar la presencia o ausencia de *M. senile* no fue especificado. Los valores indicados en rojo corresponden a los sitios donde se confirmó la presencia de *M. senile*.

Parámetros ambientales y fitoplancton

Durante el período de muestreo se registraron variaciones en los parámetros físico-químicos del agua en las estaciones de muestreo a profundidades someras (5–10 m), las cuales muestran una influencia directa sobre la estructura y abundancia del fitoplancton. La temperatura superficial del agua varió entre 11,7 °C y 13,2 °C, siendo más elevada en estaciones interiores, como el Fiordo Reñihué, y ligeramente menor en el sector sur de Bahía Corcovado y en el área costera de Chaitén, reflejando gradientes espaciales característicos de la región (Tabla 8).

El pH se mantuvo dentro de un rango estrecho, entre 7,76 y 8,11, lo que indica condiciones levemente alcalinas y estables para la actividad fotosintética. El oxígeno disuelto presentó variaciones marcadas, con una fluctuación de la concentración entre 5,62 ppm y 7,51 ppm, registrándose los valores más altos en aquellas estaciones con mayor transparencia vertical del agua (más de 8 m de visibilidad).

La transparencia del agua varió entre 3,5 y 12 m, reflejando diferencias locales en la turbidez, probablemente asociadas a la concentración de partículas en suspensión y

a la actividad biológica. Las estaciones con mayor visibilidad coincidieron con condiciones de mayor oxigenación, mientras que aquellas con menor transparencia presentaron reducciones en la abundancia del fitoplancton (Tabla 8 y 9).

La Tabla 9 presenta la abundancia total de fitoplancton y la contribución relativa de los principales grupos taxonómicos en las estaciones analizadas. En todas las estaciones muestreadas, la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por diatomeas, las cuales representaron entre 99,2 y 100 % de la abundancia total. Las mayores concentraciones de diatomeas se registraron en las estaciones Corcovado Sur y Palvidad Boca, con valores de 140,65 y 115,20 células L⁻¹, respectivamente. Los dinoflagelados, en contraste, presentaron una contribución cuantitativamente baja, con abundancias inferiores a 1 célula L⁻¹.

Su mayor contribución relativa se observó en la estación Palvidad Fondo, donde alcanzaron 0,36 células L⁻¹, correspondientes al 0,8 % del total.

La Tabla 9 presenta el listado de las especies fitoplanctónicas dominantes identificadas durante el estudio, agrupadas por los principales grupos taxonómicos (diatomeas y dinoflagelados). Estas especies se definieron como aquellas que contribuyeron con al menos el 5 % de la abundancia total en una o más estaciones y/o estuvieron presentes en al menos el 50 % de las estaciones muestreadas, junto con su abundancia expresada en células por litro de agua (células L⁻¹) para cada estación.

La abundancia total de fitoplancton alcanzó

sus valores más altos en estaciones caracterizadas por temperaturas moderadas (11,8–12,0 °C), altos niveles de oxígeno disuelto (>75 %) y visibilidad superior a 8 m. Bajo estas condiciones, la comunidad estuvo dominada por diatomeas, destacando géneros como *Thalassiosira* y diatomeas pennadas.

En contraste, las estaciones con temperaturas superiores a 14 °C, menores concentraciones de oxígeno disuelto y visibilidad reducida presentaron abundancias de fitoplancton considerablemente más bajas.

TABLA 8

Indicando los parámetros físico-químicos asociados a cada sitio.

Sitio	Temperatura (°C)	pH	DO (ppm)	Salinidad (PSU)	Turbidez (m)
FR-F	13,02	8,11	6,75	31,6	3,5
FR-M	12,62	8	6,13	32,14	3,5
IDS-IN	12,63	8,05	7,51	30,77	4,5
IDS-ICL	12,15	7,99	6,73	32,72	6
IDS-ICT	11,95	7,95	6,64	32,69	8
IDS-IOH	11,72	7,76	6,58	33,04	8
IDS-ITE	11,93	7,96	6,56	33,08	8,5
BC-FP	12,09	7,95	5,62	32,39	9
BC-FP	12,18	7,98	6,71	32,61	11,7
CC-BCS	11,81	7,99	6,55	33,74	12
CC-BCM	11,83	7,97	6,68	32,94	9,5
CC-BCN	11,87	7,99	6,9	32,86	-
CC-BCH	11,87	7,96	6,68	32,7	-

Estación	Profundidad (m)	Abundancia total (cel L ⁻¹)	Diatomeas (cel L ⁻¹)	Dinoflagelados (cel L ⁻¹)	Diatomeas %	Dinoflagelados %
IDS-IOH	10	44,16	43,80	0,36	99,2	0,8
CC-FPM	10	55,36	54,96	0,40	99,3	0,7
CC-FPB	15	115,84	115,20	0,64	99,4	0,6
CC-BCS	10	140,65	140,65	0,00	100,0	0,0
CC-BCN	10	0,24	0,24	0,00	100,0	0,0

TABLA 9

Abundancia de fitoplancton. Abundancia total = abundancia de todas las especies. Los valores corresponden a abundancias expresadas en células por litro de agua (cel L⁻¹). Los porcentajes representan la contribución relativa de cada grupo taxonómico respecto de la abundancia total por estación y profundidad.

Macroalgas

Se identificaron un total de 37 taxa de macroalgas (Tabla 10). La división Rhodophyta fue la más representativa, con 26 taxa (70% del total), seguida por Chlorophyta con 6 taxa y Ochrophyta (Clase Phaeophyceae) con 5 taxa (representación de la diversidad de algas en Figura 23).

La mayor riqueza taxonómica se registró en el Archipiélago Desertores, con 25 taxa, y en el Fiordo Palvitad, con 24 taxa pertene-

cientes a las tres divisiones. En cuanto a la similitud entre localidades, se identificaron seis taxa compartidas. Entre los elementos estructurales más relevantes destacan los bosques de *Macrocystis pyrifera*, los cuales albergan una alta diversidad de organismos asociados a sus estipes y discos de fijación, así como las praderas de *Sarcothalia skottsbergii*. También es destacable la presencia de algas verdes, particularmente *Ulva intestinalis* y *Ulva stenophylloides*, las cuales constituyen el primer registro para el ISC y para estos sistemas de fiordos.

Especies	Fiordo Reñihue	Archipiélago Desertores (Talcán-Niuel- Chulín)	Fiordo Palvitad
División Rhodophyta			
<i>Catenella fusiformis</i>		1	1
<i>Hymenena laciniata</i>	1		1
<i>Iridaea cordata</i>	1		1
<i>Mastocarpus</i> sp.			1
<i>Mesophyllum</i> sp.		1	1
<i>Nothogenia fastigiata</i>		1	
<i>Paraglossum lancifolium</i>		1	1
<i>Polysiphonia morrowii</i>	1	1	1
<i>Symphyocladia dendroidea</i>	1	1	1
<i>Pyropia/ Porphyra</i> sp.		1	
<i>Trematocarpus dichotomus</i>			1
<i>Sarcothalia crispata</i>	1		1
<i>Sarcopeltis skottsbergii</i>	1	1	1
Total	6	9	12
División Chlorophyta			
<i>Ulva intestinalis</i>	1		1
<i>Rhizoclonium</i> sp.			1
<i>Ulva stenophylloides</i>	1	1	1
<i>Ulva rigida</i>	1	1	1
Total	3	2	4
División Heterokontophyta			
<i>Macrocystis pyrifera</i>	1	1	1
<i>Colpomenia sinuosa</i>			1
<i>Dictyota Kunthii</i>		1	
<i>Durvillaea incurvata</i>			1
Total	1	2	3

TABLA 10

Lista taxonómica de las macroalgas identificadas en los sitios de muestreo del Fiordo Reñihue (sector medio y Punta Chumildén), el archipiélago de las Islas Desertores (Isla Talcán, Islote Nihuel, Chuit y Chulín) y el sector de Chaitén (Fiordo Palvitad y costa norte de Bahía Corcovado)



FIGURA 23

Biodiversidad del grupo Rhodophyta, algas rojas en MIC. 1. *Gigartina skottsbergii*; 2. *Mazzaella laminarioides*; 3. *Chondracanthus chamissoi*; 4. *Anisocladella pacifica*; 5. *Rhodymenia skottsbergii*; 6. *Gracilaria chilensis*; 7. *Paraglossum lancifolium*; 8. *Sarcopeltis skottsbergii*; 9. *Pyropia Porphyra* sp.; 10. *Paraglossum lancifolium*; 11. *Polysiphonia morrowii*; 12. *Hymenena laciniata*; 13. *Callophyllis variegata*; 14. *Tramatocarpus dichotomus*; 15. *Rhodymenia palmetta*; 16. *Ahnfeltiopsis furcellata*



Aves y Mamíferos Marinos

Se ejecutaron un total de 7 transectos distribuidos en 6 jornadas de observación efectiva, cubriendo una distancia acumulada de 116 millas náuticas, con una velocidad promedio de navegación de 8 nudos. Las observaciones fueron realizadas por dos observadores ubicados en bandas opuestas de la embarcación (babor y estribor) desde una altura de 4 metros sobre el nivel del mar bajo condiciones meteorológicas favorables para la actividad. Todas las operaciones de avistamiento fueron suspendidas en situaciones en que el viento superó la condición 4 en la escala de Beaufort o cuando las precipitaciones obstaculizaron la visibilidad requerida para la recolección de datos.

Aves: La estructura taxonómica de la avifauna marina registrada durante la presente campaña de prospección incluyó cinco órdenes y nueve familias, con un total de 23 especies identificadas. Los registros fueron obtenidos a partir de observaciones sistemáticas realizadas en TI y TIII, complementadas con observaciones directas en áreas de nidificación y descanso CHR, NIH, CCBCN, CCBCM y CCBCS. El esfuerzo de muestreo realizado en las TI y TIII permitió contabilizar un total de 1.411 individuos, correspondientes a 271 avistamientos a lo largo de un recorrido de 31 millas náuticas. La especie más abundante fue el Gaviotín Sudamericano (*Sterna hirundinacea*) con aproximadamente 600 individuos registrados. Las observaciones incluyen pequeños grupos realizando vuelo directo y grandes concentraciones (al menos 100 individuos) asociados a comportamientos de alimentación. La segunda especie más abundante fue la Gaviota Dominicana (*Larus dominicanus*), con una estimación superior a los 200 individuos, observados exclusivamente en pequeños grupos. Ambas especies no solo presentaron los mayores conteos de individuos, sino también el mayor número

de avistamientos durante la ejecución de TI y TIII (n=74 para *S. hirundinacea* y n=56 para *L. dominicanus*), lo que evidencia su amplia distribución y alta prevalencia en el ecosistema costero-marino de la región.

Del total de aves marinas registradas, 19 especies fueron avistadas durante el desarrollo de TI, con un total de 142 avistamientos. Entre estas, el Albatros de Ceja Negra (*Thalasarche melanophris*) fue la especie con mayor número de registros con 32 observaciones. Cabe destacar que esta fue la única especie de albatros observada durante la expedición. Por otro lado, la ejecución de TIII permitió el registro de 10 especies, con un total de 129 avistamientos, destacando nuevamente el Gaviotín Sudamericano (*S. hirundinacea*) como la especie con mayor frecuencia de observaciones.

La familia Laridae representa uno de los grupos de aves marinas más diversos y abundantes, caracterizándose por su amplia distribución geográfica y alta adaptabilidad ecológica. Sus representantes cumplen múltiples roles funcionales en los ecosistemas costero-marinos, actuando como depredadores oportunistas, carroñeros y bioindicadores ambientales (Yorio et al., 1998; Pons et al., 2005). Además de *Larus dominicanus* y *Sterna hirundinacea*, se registraron otras especies migratorias de notable relevancia ecológica para el mar interior de Chiloé. La Gaviota de Franklin (*Larus pipixcan*), especie migradora desde el hemisferio norte, fue observada en 28 ocasiones, lo que evidencia una presencia significativa durante el periodo de muestreo. En contraste, el Gaviotín Elegante (*Sterna elegans*) fue registrado solo en una ocasión lo que sugiere un uso ocasional o transitorio del área por parte de esta especie.

Por su parte, la Gaviota Austral (*Leucophaeus scoresbii*), especie endémica del Cono Sur de América del Sur y componente clave de la biodiversidad avifaunística patagónica, fue registrada en ambas transectas, principalmente apostada en sectores costeros y desplazándose mediante vuelos pasivos de baja altura.

Dentro del orden Suliformes se encuentran los cormoranes, aves marinas del género *Phalacrocorax*, reconocidas por su alta eficiencia como depredadores acuáticos, gracias a su notable capacidad de natación y buceo (Tobar et al., 2019). Durante la presente campaña, la presencia de este grupo estuvo representada por el Cormorán Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) y el Cormorán Yeco (*Phalacrocorax brasilianus*), ambas especies registradas exclusivamente en la TI, con un total de 28 y 3 avistamientos respectivamente. El comportamiento observado incluyó vuelos ordenados y pasivos a media altura ocasionalmente muy próximos a la embarcación, así como buceos cortos en áreas cercanas a la costa, probablemente asociados a actividades de alimentación.

Durante el desarrollo de navegación se registraron diversas especies pertenecientes al orden Procellariiformes, grupo caracterizado por su naturaleza pelágica, capacidad de vuelo de largo alcance y hábitos principalmente migratorios. Entre las especies observadas en TI y TIII se encuentran el Albatros de Ceja Negra (*Thalassarche melanophris*), el Petrel Gigante Antártico (*Macronectes giganteus*) y el Yunco (*Pelecanoides garnotii*). Adicionalmente, otras especies fueron detectadas exclusivamente durante TI, incluyendo la Golondrina de Mar Común (*Oceanites oceanicus*), el Petrel Plateado (*Fulmarus glacialis*), la Fardela Blanca (*Ardenna creatopus*), la Fardela Negra (*Puffinus griseus*), el Petrel Negro (*Procellaria aequinotialis*) y la Fardela Gris (*Procellaria cinerea*). Estas especies son típicamente oceánicas y de amplia distribución migratoria, por lo

que su presencia en áreas interiores como el mar interior de Chiloé se considera poco frecuente, aunque no excepcional (Schlatter & Simeone, 1999). Con excepción de *T. melanophris*, que presentó un mayor número de registros, el resto de las especies del orden fue observado en frecuencias bajas, con conteos que oscilaron entre 1 y 6 avistamientos.

El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), representante del género *Spheniscus*, es una de las cuatro especies descritas para este grupo, y se considera un ave marina endémica de la Patagonia. Durante TI y TIII, se registraron nueve avistamientos de esta especie totalizando 111 individuos observados realizando comportamientos de descanso, desplazamiento lento y buceos cortos. Por otro lado, el Pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*), que comparte el mismo género y cuya distribución se sobrepone con la de *S. magellanicus* en esta Región (Cursach, 2024) fue registrado durante la TI, aunque en una única ocasión. Por último, durante TI se realizó un avistamiento de dos especies de Skua *Stercorarius chilensis* con desplazamiento rápido y alto con respecto a la embarcación.

Complementariamente a TI y TIII se realizaron observaciones directas en cuatro sitios previamente identificados como áreas de potencial uso por aves marinas para descanso y/o nidificación CHR, NHI, CCBCM y CCBCN. En total, se registraron 10 especies de aves marinas pertenecientes a los órdenes Charadriiformes, Suliformes, Procellariiformes, Sphenisciformes y Pelecaniformes.

Familia Laridae, Gaviota Austral (*Leucophaeus scoresbii*) fue registrada en los cuatro sitios observados CHR, NHI, CCBCM y CCBCN. En todos estos sitios se constató coexistencia espacial con grupos de lobo marino común (*Otaria byronia*). Gaviota Cáhuil (*Chroicocephalus maculipennis*) fue registrada exclusivamente en CCBCN, con un total de tres individuos observados en reposo en el área costera.

Para el Orden Suliformes, Cormorán Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) fue observado en CHR, NHI y CCBCN, destacando el Islote Nihuel (NHI) con una densidad estimada de al menos 1.200 individuos, constituyendo una colonia reproductiva activa. En este mismo islote se registraron Cormorán de las Rocas (*Phalacrocorax magellanicus*) $n = 20$, Cormorán Lile (*Poikilocarbo gaimardi*) $n = 16$. Estas especies fueron observadas principalmente en zonas rocosas y acantilados indicando uso de hábitat para descanso y posible nidificación. El Cormorán Yeco (*Phalacrocorax brasilianus*) fue registrado en NHI y en CCBCM, con avistamientos concentrados en sectores costeros. Orden Procellariiformes, se registró la presencia de Albatros de Ceja Negra (*Thalassarche melanophris*) en CCBCM y Petrel Negro (*Procellaria aequinoctialis*) en CCBCN. Ambas especies fueron observadas en reposo sobre el cuerpo de agua, y en el caso de *T. melanophris*, se observó además un individuo en vuelo bajo sobre la zona.

Para el Orden Sphenisciformes, el Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) fue registrado en CCBCM, observándose un total de 9 ocasiones con 111 individuos en comportamientos de descanso, desplazamiento lento y buceos cortos.

Orden Pelecaniformes, único individuo de Pelicano Común (*Pelecanus thagus*) fue registrado en el sitio CHR, posado en una formación rocosa que sirve como sitio de descanso para la especie de lobo marino *Otaria byronia*.



Mamíferos marinos: Los mamíferos marinos fueron registrados mediante siete transectos de navegación realizados bajo condiciones favorables, lo que permitió una amplia cobertura de los tres sectores prioritarios, así como a través de observaciones dirigidas en colonias y sitios de descanso de lobos marinos (CHR, NHI, OHI, TAI, CCBCM, CCBCS, CCBC). En total, se registraron ocho especies pertenecientes a dos órdenes y cuatro familias (representación de la diversidad de mamíferos marinos de la zona en figura 24).

Dentro del orden Carnivora (familias Mustelidae y Otariidae), se observaron tres especies. El chungungo (*Lontra felina*) fue registrado una sola vez, en el fiordo Reñihué. El lobo marino común (*O. byronia*) presentó una distribución amplia y continua, con registros en todos los sectores muestreados, lo que indica un uso regular tanto de hábitats costeros como insulares. Este patrón es consistente con la designación de estas áreas como hábitats importantes para la especie por parte del Marine Protected Areas Task Force (IMMA, 2023). El lobo fino austral (*Arctocephalus australis*) fue registrado principalmente en el fiordo Reñihué; la mayoría de las observaciones correspondieron a pocos individuos desplazándose lentamente cerca de la costa, con la mayor abundancia local registrada en el islote Nihuel. En este sitio, individuos de *A. australis* fueron observados nadando a lo largo de la costa, socializando y descansando sobre roqueríos, en simpatría con *O. byronia*, replicando patrones descritos en otras zonas de la costa sudamericana (Drago et al., 2017; Montalva et al., 2022).

Los cetáceos presentaron un mayor número de individuos registrados. El delfín austral (*Lagenorhynchus australis*) fue la especie observada con mayor frecuencia y se registró en los tres sectores principales. En concordancia con estudios previos (Heinrich, 2006), *L. australis* fue observado mayormente en proximidad a bosques costeros de *Macrocystis pyrifera*, utilizando estos hábitats estructuralmente complejos para actividades de alimentación y desplazamiento. Un único

grupo de delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*) fue registrado al interior del fiordo Reñihué (≥ 1 individuos, incluyendo una cría), lo que sugiere que este fiordo podría funcionar como área reproductiva o de crianza, tal como se ha descrito para aguas interiores protegidas en otras regiones. Dos grupos de delfines chilenos (*Cephalorhynchus eutropia*) fueron observados en el fiordo Palvítad, desplazándose lentamente y próximos a la costa; este comportamiento es consistente con la afinidad conocida de la especie por estuarios, fiordos y canales interiores protegidos (Espinosa Miranda et al., 2020).

Los misticetos fueron registrados con menor frecuencia. Se documentó un avistamiento de ballena azul (*Balaenoptera musculus*) y dos avistamientos de ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). La identificación de las especies se basó en características diagnósticas como la forma y tamaño del soplo, los patrones de emergencia a superficie y la morfología corporal, evaluadas bajo condiciones favorables de mar y visibilidad.

Estos registros confirman que las grandes ballenas utilizan ocasionalmente el Mar Interior de Chiloé y sus fiordos como corredores migratorios, áreas de alimentación o zonas de descanso temporal durante sus desplazamientos estacionales (Häussermann et al., 2012). En total, se registraron ocho especies de mamíferos marinos pertenecientes a cuatro familias, y se identificaron dos principales áreas de concentración y probable actividad reproductiva: el fiordo Reñihué (donde observaciones previas también han documentado la presencia de elefantes marinos; Häussermann et al., 2012) y el sector islote Nihuel-costa de Corcovado. En conjunto con los resultados obtenidos para aves marinas, estos hallazgos destacan al Mar Interior de Chiloé como un hotspot multitrófico para depredadores tope y refuerzan la importancia de conservación de Reñihué, Palvítad y el corredor Desiertos-Corcovado.

FIGURA 24

Mamíferos marinos observados: De arriba a la izquierda a abajo a la derecha: 1) Soplo de Ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), 2) Delfín chileno (*Cephalorhynchus eutropia*), 3) Delfín austral (*Lagenorhynchus australis*), 4) Ballena azul (*Balaenoptera musculus*).



6. CONCLUSIONES



El Mar Interior de Chiloé y los sistemas de fiordos adyacentes de la Patagonia Norte conforman una unidad biogeográfica única, con fuertes afinidades tanto con ensamblajes templados como subantárticos, pero que permanece en gran medida subestudiada. Nuestra expedición que incluye diversos tipos de muestreos (fotocuadrantes, censos visuales, BRUVs, ROV y censos de aves y mamíferos marinos) proporciona una de las primeras líneas base integradas de biodiversidad que abarcan invertebrados bentónicos y pelágicos, peces, aves y mamíferos marinos para esta región. Al igual que en otros sistemas de altas latitudes, se observó que la biodiversidad está fuertemente estructurada por gradientes ambientales y la complejidad del hábitat, pero que además se encuentra crecientemente influenciada por invasiones biológicas y actividades humanas.

Comunidad bentónica

Estructuración espacial de los ensamblajes bentónicos y condiciones de referencia

Los patrones de diversidad y los análisis multivariados revelaron una marcada estructuración espacial de los ensamblajes bentónicos entre fiordos y sectores costeros, determinada tanto por gradientes naturales (profundidad, aporte de agua dulce y tipo de sustrato) como por la influencia de taxa dominantes. Todas las macrozonas compartieron elementos característicos de los fiordos patagónicos, tales como ascidias, esponjas y mitílidos (Häussermann & Försterra, 2009), pero difirieron significativamente en riqueza, equidad y composición comunitaria.

El fiordo Reñihué presentó consistentemente la mayor riqueza bentónica, especialmente en las estaciones del interior del fiordo, donde los registros individuales e integrados (fotocuadrantes, censos visuales y ROV) superaron frecuentemente los 40–50 taxa por estación. Este patrón es concordante con estudios que indican que las cuencas internas de los fiordos de la Patagonia Norte, influenciadas por fuertes gradientes de salinidad

y turbidez, así como por elevados aportes fluviales de sedimentos, pueden sustentar ensamblajes altamente productivos y estructuralmente complejos (Pantoja et al., 2011). Sin embargo, la equidad en Reñihué fue marcadamente baja, con comunidades fuertemente dominadas por la anémona invasora *Metridium senile*. En contraste, Bahía Corcovado mostró una menor riqueza total, pero una mayor equidad en varias estaciones, lo que sugiere que las cuencas externas, más influenciadas por condiciones oceánicas, albergan ensamblajes menos diversos, pero más equilibrados, dominados por un conjunto reducido de taxa estructuradores, tal como ha sido documentado en otras plataformas externas y canales patagónicos (Häussermann & Försterra, 2009; Friedlander et al., 2021). El fiordo Palvidad emergió como un sistema transicional y ecológicamente crítico. A pesar de su reducido tamaño, Palvidad presentó una riqueza intermedia a alta, en algunos casos comparable o superior a la registrada en estaciones de Desertores y Corcovado, y particularmente en sectores donde coexisten fondos mixtos rocosos-blandos y perfiles más profundos.

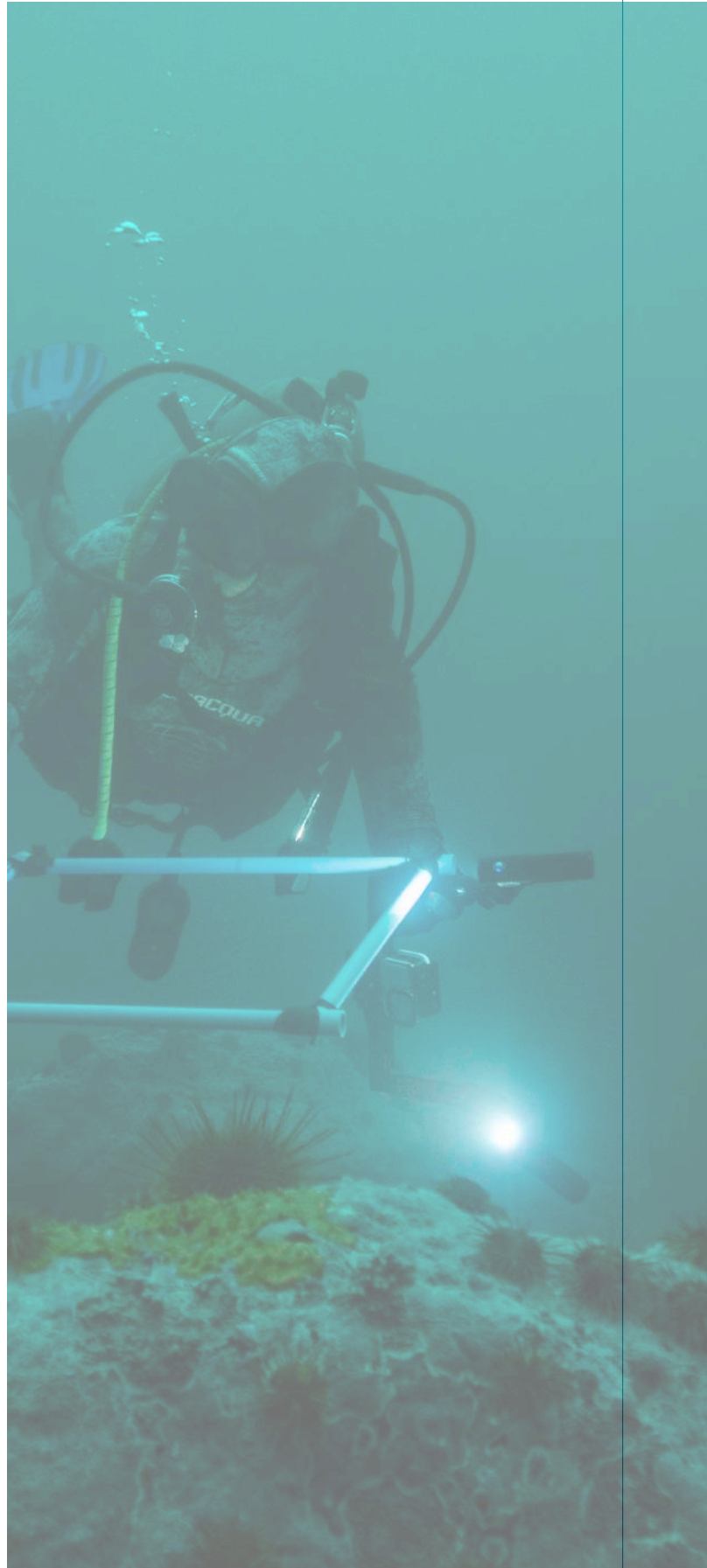
A diferencia de Reñihué, la riqueza en Palvidad no estuvo asociada a la dominancia de una sola especie. La equidad y el índice de diversidad de Shannon tendieron a ser mayores, y no se detectó evidencia de *M. senile* en ninguno de los registros obtenidos mediante cuadrantes, censos visuales o ROV. Esta combinación de alta riqueza relativa, estructuras de dominancia balanceadas y ausencia de taxa invasores respalda la interpretación de Palvidad como un fiordo cercano a condiciones de referencia dentro de un mosaico regional crecientemente afectado por presiones antropogénicas.

El mismo estudio demostró que el principal factor que influye en el asentamiento es la disponibilidad y estabilidad de la superficie del sustrato, ya que especies de gran tamaño corporal, como *A. atra* y los mitílidos, pueden actuar como sustratos biológicos secundarios que facilitan la fijación.

Estos resultados indican que el tamaño y la estabilidad del sustrato, más que la identidad específica, median los procesos locales de resistencia o facilitación del asentamiento de *M. senile* (Martin et al., 2015). La especie suele alcanzar sus mayores densidades en ambientes con fuerte influencia humana, como puertos, áreas de acuicultura y sustratos duros artificiales, lo que sugiere que la perturbación antropogénica favorece su proliferación. Además, *M. senile* presenta una elevada flexibilidad reproductiva, combinando reproducción sexual con múltiples formas de propagación asexual, incluyendo laceración pedal y fragmentación, lo que incrementa su capacidad de crecimiento poblacional rápido y persistencia en ambientes perturbados.

La perturbación mecánica asociada al tráfico marítimo podría contribuir adicionalmente a su dispersión local. Estudios experimentales y observacionales han demostrado que el daño físico del disco pedal puede resultar en regeneración exitosa y propagación clonal, indicando que la fragmentación no necesariamente reduce el tamaño poblacional y puede, en cambio, aumentar la abundancia local (Nelson & Craig, 2011). Si bien la evidencia directa que vincula hélices de embarcaciones con la dispersión a gran escala es limitada, la combinación de fragmentación inducida por disturbios y alta capacidad regenerativa constituye un mecanismo plausible para la dispersión secundaria a escalas locales.

En contraste, áreas con baja perturbación antropogénica, tal como el Fiordo Palvitad, y menor disponibilidad de sustratos duros adecuados podrían presentar un menor éxito de establecimiento. En este sentido, limitar la creación de sustratos artificiales y mantener hábitats bentónicos no perturbados podría reducir las oportunidades de asentamiento y ralentizar la expansión de *M. senile*, destacando el valor de la protección de fiordos no invadidos como una estrategia de manejo basada en la prevención más que en la remoción.



Factores ambientales que influyen en la distribución y composición del fitoplancton

Las condiciones oceanográficas y las variables fisicoquímicas desempeñan un papel clave en la distribución, abundancia y composición de las comunidades de fitoplancton en el área de estudio.

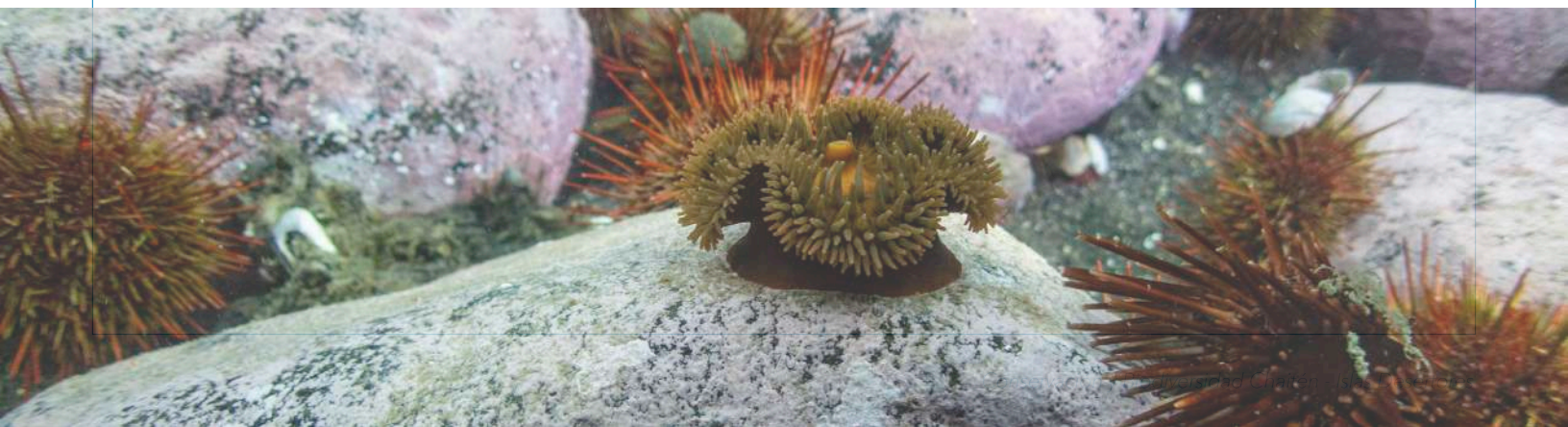
Los valores ambientales registrados durante el muestreo son consistentes con aquellos previamente reportados para la zona, particularmente en relación con la temperatura superficial y la salinidad. Los datos de concentración de fitoplancton indicaron que la mayor abundancia celular se registró en la estación con mayor transparencia del agua, ubicada en el sector sur del golfo Corcovado. Este patrón sugiere que la presencia de aguas más claras y una mayor penetración lumínica favorecen condiciones adecuadas para la fotosíntesis, promoviendo concentraciones más elevadas de fitoplancton. La disponibilidad de nutrientes ha sido ampliamente reconocida como un factor determinante en las tasas de crecimiento fitoplanctónico (Paredes Cid, 2005). Sin embargo, el sector sur de Corcovado ha sido descrito como una zona con bajas concentraciones de materia orgánica, tanto de carbono como nitrógeno orgánicos (Silva & Palma, 2006a), a pesar de presentar en este estudio la mayor abundancia registrada de fitoplancton (140,5 células L⁻¹).

Entre los taxones de fitoplancton más abundantes y recurrentes identificados se encuentran los géneros *Thalassiosira* y *Pseudo nitzschia*, los cuales han sido reportados como componentes cuantitativamente importantes de los ensamblajes fitoplanctónicos en fiordos

y canales australes (Silva & Palma, 2006b). Estos géneros también se encuentran frecuentemente asociados a eventos de Floraciones Algales Nocivas (FAN). Aunque las FAN corresponden a fenómenos naturales, su frecuencia ha aumentado en las últimas décadas, fenómeno que ha sido vinculado a procesos climáticos, al transporte marítimo y a procesos de eutrofización (Van Dolah, 2000). En este contexto, especies del género *Thalassiosira* han sido registradas bajo condiciones de FAN asociadas a bajas concentraciones de oxígeno derivadas de procesos de eutrofización (Sunesen, Bárcena & Sar, 2009).

Los resultados obtenidos permiten caracterizar preliminarmente la diversidad y abundancia estacional del fitoplancton en el área de estudio. No obstante, estos resultados corresponden a un periodo acotado de muestreo y presentan ciertas limitaciones metodológicas, como el uso de volúmenes de muestra relativamente pequeños y la obtención de muestras a una profundidad específica, lo que puede limitar la representatividad de la comunidad fitoplanctónica total (Ramírez, 1982).

Para obtener una comprensión más completa de la productividad primaria y la dinámica fitoplanctónica del sector, se recomienda ampliar el muestreo a distintas estaciones del año y complementar los análisis con mediciones adicionales, como la concentración de clorofila-a, lo que permitiría generar una caracterización más robusta de la variabilidad espacial y temporal del fitoplancton en la región.



Algas

Diversos estudios han demostrado que los factores asociados al cambio climático influyen de manera directa en la fisiología, los ciclos de vida, el crecimiento y la supervivencia de las macroalgas marinas, así como en la estructura y dinámica de sus comunidades (Ji & Gao, 2021).

Entre estos factores, la radiación ultravioleta, el aumento de las concentraciones de CO₂, la disminución del pH y las fluctuaciones térmicas actúan de forma sinérgica, generando cambios significativos en la distribución, fisiología y capacidad de adaptación de estos organismos (Bertocci et al., 2014; Martínez et al., 2012a).

El incremento gradual de la temperatura marina se ha asociado con una disminución de especies de macroalgas propias de climas templado-fríos, provocando desplazamientos geográficos en la composición de las comunidades e incluso un retroceso de estas en algunas regiones (Wernberg et al., 2011; Hernández et al., 2018; Martínez et al., 2012).

Sin embargo, este escenario no afecta de manera homogénea a todos los grupos, ya que algunas macroalgas rojas y verdes podrían verse favorecidas por estas condiciones, mostrando respuestas positivas en términos de crecimiento y tolerancia fisiológica (Gao et al., 1991; Gordillo et al., 2016; Qu et al., 2017; Chen et al., 2018; Xu et al., 2017).

A escala local, la distribución y biodiversidad de las macroalgas también están fuertemente determinadas por la interacción entre factores físicos –como la exposición al oleaje, el tipo de sustrato y la pendiente del intermareal– y procesos biológicos, incluyendo la depredación, la competencia y el reclutamiento (Menge y Sutherland, 1976; Benedetti-Cecchi et al., 2000; Dethier y Schoch, 2005; Díez et al., 2009). En este contexto, las diferencias observadas en la diversidad de macroalgas entre los sectores estudiados podrían

explicarse, en parte, por las condiciones fisicoquímicas y de visibilidad registradas. En particular, el sector del fiordo Reñihue presentó valores más bajos de visibilidad y condiciones fisicoquímicas menos favorables en comparación con los otros sectores, lo que podría estar influyendo en la menor diversidad observada.

Adicionalmente, es relevante considerar el aporte de nutrientes provenientes de los ríos y afluentes asociados a estos fiordos, los cuales pueden favorecer el desarrollo de blooms de algas verdes, no solo durante sus períodos normales de crecimiento, sino también bajo escenarios de enriquecimiento nutricional. En este sentido, se hace necesario contar con mediciones cuantitativas de estos nutrientes para establecer correlaciones robustas entre su disponibilidad y la composición de las comunidades algales.

Los resultados fisicoquímicos obtenidos muestran que en las zonas donde el pH fue menos alcalino, los niveles de oxígeno disuelto fueron menores, lo que podría reflejar el efecto de la acidificación del agua sobre este parámetro (Kang et al., 2021) y, consecuentemente, sobre la biodiversidad registrada. Por el contrario, las zonas con mayor diversidad de macroalgas presentaron concentraciones más altas de oxígeno disuelto, lo que es coherente con una mayor presencia de organismos fotosintéticos y una mayor producción primaria (Navarrete et al., 2025).

En conjunto, estos resultados sugieren que la biodiversidad de macroalgas en los fiordos estudiados responde a una combinación de factores climáticos, fisicoquímicos y ecológicos, cuya interacción determina la estructura y funcionamiento de estas comunidades. La integración de mediciones ambientales más detalladas permitirá fortalecer la comprensión de estos patrones y su relación con los escenarios de cambio climático actuales y futuros.

Si bien el enfoque principal de este estudio estuvo centrado en los ensambles bentónicos, las observaciones complementarias sobre la distribución de macroalgas aportan indicios relevantes sobre posibles cambios asociados al clima en el área de estudio. Diversas investigaciones han demostrado que factores relacionados con el cambio climático, tales como el aumento de la radiación ultravioleta, el incremento de las concentraciones de CO₂, la acidificación oceánica y la variabilidad térmica, actúan de manera sinérgica afectando la fisiología, los ciclos de vida, el crecimiento, la supervivencia y la estructura comunitaria de las macroalgas (Bertocci et al., 2014; Martínez et al., 2012a; Ji & Gao, 2021). En particular, se espera que el aumento gradual de la temperatura del agua de mar reduzca la abundancia de especies de macroalgas propias de climas templado-fríos, promueva desplazamientos geográficos en la distribución de las comunidades algales y, en algunos casos, conduzca a regresiones locales (Wernberg et al., 2011; Hernández et al., 2018; Martínez et al., 2012).

En este contexto, la presencia de taxa algales adaptados a condiciones más cálidas que se extienden hacia el sur dentro del área de estudio es consistente con la evidencia creciente de calentamiento oceánico y cambios biogeográficos a lo largo de la costa chilena. Si bien algunas macroalgas rojas y verdes podrían verse favorecidas por el aumento de CO₂ y las condiciones de calentamiento (Gao et al., 1991; Gordillo et al., 2016; Qu et al., 2017; Chen et al., 2018; Xu et al., 2017), estos cambios pueden alterar de manera sustancial la composición comunitaria y el funcionamiento de los ecosistemas. Dado que las macroalgas se encuentran estrechamente acopladas a los regímenes térmicos y oceanográficos, la expansión continua de taxa con afinidad a aguas cálidas debe interpretarse como una señal temprana de cambio climático en latitudes altas, lo que resalta la necesidad de implementar programas de monitoreo sistemático a largo plazo.



FIGURA 25

1. *Ulva intestinalis*; 2. *Rhizoclonium* sp.; 3. *Ulva stenophylloides*; 4. *Ulva rigida*; 5. *Durvillaea incurvata*; 6. *Macrocystis pyrifera*



Aves y Mamíferos marinos

Diversidad registrada y relevancia ecológica

Las adaptaciones biológicas y los procesos ecológicos que se manifiestan de forma recurrente en el Mar Interior de Chiloé se encuentran intrínsecamente ligados a la dinámica oceanográfica local.

Esta interacción multiescalar entre factores bióticos y abióticos proporcional al ecosistema marino regional una estabilidad funcional y una capacidad de resiliencia frente a perturbaciones de origen natural o antrópico, consolidando un corredor ecológico de alta relevancia para la biodiversidad marina y para el sostenimiento de las funciones ecosistémicas esenciales. Dentro de este contexto, la presencia de aves y mamíferos marinos, tanto residentes como migratorios, reviste una importancia ecológica significativa en esta región. No obstante, la información disponible relativa a su abundancia y diversidad específica sigue siendo limitada (Delgado et al., 2019).

El registro de 23 especies de aves marinas y 8 especies de mamíferos marinos en 38 y 116 millas náuticas de navegación, respectivamente, confirma la alta riqueza biológica del mar interior de Chiloé y fiordos adyacentes. Todas las especies observadas han sido previamente documentadas en la región, ya sea como poblaciones residentes o como especies que migran de manera estacional, lo que refuerza la función de esta área como hábitat crítico y zona de alimentación.

Estos hallazgos consolidan la pertinencia de considerar este sector como un nodo clave dentro de las dinámicas de conservación y manejo de recursos marinos en la Patagonia Norte.

Islote Nihuel como sitio reproductivo

La concentración espacial de aves y mamíferos marinos en el islote Nihuel, particularmente la extensa colonia reproductiva de cormorán imperial (*Phalacrocorax atriceps*), evidencia la importancia del sitio como uno de los principales enclaves de nidificación para la especie en Chile.

La coexistencia de otras especies de cormoranes (cormorán lile, cormorán yeco y cormorán de las rocas) principalmente en acantilados, junto con la utilización del área por lobo marino común (*Otaria byronia*) y lobo fino austral (*Arctocephalus australis*), sugiere un uso compartido de hábitats costeros que cumple funciones de descanso y socialización (Delgado et al., 2019). Este patrón de coexistencia inter-específica subraya la necesidad de resguardar islotes como unidades de conservación integrales.

Patrones de abundancia y distribución de aves marinos

La elevada abundancia de gaviotín sudamericano (*Sterna hirundinacea*), gaviota dominicana (*Larus dominicanus*), gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*) y pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) se alinea con lo descrito en el **Plan de Acción para la Conservación de Aves Marinas (2025)** para estas especies. La presencia significativa de la gaviota de Franklin, pese a su ciclo migratorio hacia el hemisferio norte (Sepúlveda & González-Acuña 2014), sugiere posibles variaciones en la duración de su estadía, probablemente asociadas a condiciones locales de disponibilidad trófica. Este hallazgo aporta evidencia empírica sobre la plasticidad ecológica de especies migratorias y la relevancia regional de sus áreas de avistamiento.

Mamíferos marinos en Fiordo Palvidad y Volcán Corcovado

La presencia de delfín chileno (*Cephalorhynchus eutropia*) y delfín austral (*Lagenorhynchus australis*) en fiordo Palvidad registrados principalmente en comportamientos de alimentación (desplazamiento lento con buceos prolongados), asociada a la abundancia de *Munida gregaria* confirma la relevancia trófica de la zona y el rol de este crustáceo en la dieta de estos animales como ha sido descrita para el delfín austral en tierra del fuego (Schiavini et al 1997). El registro de ballena azul (*Balaenoptera musculus*) en las inmediaciones del volcán Corcovado, consistente con avistamientos históricos desde la década de 1970, reafirma la importancia del mar interior de Chiloé como área de alimentación estacional para esta especie considerada en Peligro (Galletti et al., 2017).

Hallazgos de especies amenazadas y urgencia de conservación

El avistamiento de un ejemplar de chungungo (*Lontra felina*) en el fiordo Reñihue constituye un hallazgo de alta relevancia para esta zona, dado su estado En Peligro según la UICN. La persistencia de esta especie en un área sometida a presiones antrópicas resalta la necesidad de fortalecer medidas de protección frente a amenazas históricas como la caza ilegal, la degradación del hábitat y la contaminación (Cursach et al 2012; IUCN 2023). En conjunto, cinco de las aves marinas registradas y tres de los mamíferos marinos se encuentran en categorías de amenaza, lo que evidencia la vulnerabilidad de la biodiversidad local.

Presiones antrópicas y planificación espacial marina

La expansión de la acuicultura y el incremento del tráfico naviero han comprometido la abundancia y diversidad de especies en el mar interior de Chiloé (Bedriñana-Romano, 2022). Este escenario refuerza la urgencia de

implementar planificación espacial marina que delimite zonas de protección y regule actividades humanas, asegurando la compatibilidad entre conservación y desarrollo. La ampliación y sistematización de programas de monitoreo de largo plazo se presenta como herramienta esencial para evaluar la salud de los ecosistemas, identificar tendencias poblacionales y cuantificar la resiliencia frente a perturbaciones. La evidencia obtenida sustenta la necesidad de avanzar hacia estrategias de conservación adaptativas que garanticen la sustentabilidad de los servicios ecosistémicos y la protección del patrimonio natural de la Patagonia Norte.

Depredadores tope y conectividad a múltiples escalas

Los ensamblajes de aves y mamíferos marinos observados confirman al Mar Interior de Chiloé y a los fiordos adyacentes como un hotspot multitrófico para depredadores tope. El Islote Nihuel actúa como un nodo clave dentro de esta red, al albergar una extensa colonia reproductiva de cormoranes imperiales, así como la presencia de cormoranes de las rocas y cormorán lile, junto con lugares de descanso de *O. byronia* y *Arctocephalus australis*, y agregaciones de gaviotas y otras aves marinas (Delgado et al., 2019).

En otros sectores del sistema las observaciones reiteradas de delfín Austral asociadas a bosques de macroalgas, de delfín chileno en aguas costeras protegidas y los registros esporádicos de ballena azul y ballena jorobada, refuerzan el rol de estos fiordos y mares interiores como hábitats de alimentación, crianza y tránsito para grandes vertebrados marinos (Häussermann et al., 2012). Estos ensamblajes de depredadores integran procesos que operan a múltiples escalas espaciales y tróficas –desde el plancton y el necton de pequeño tamaño hasta invertebrados bentónicos y peces– y, por tanto, constituyen indicadores sensibles del estado del ecosistema.

La persistencia de estas comunidades dependerá no solo de la condición de los hábitats locales, como bosques de macroalgas, arrecifes rocosos y plumas fluviales, sino también del mantenimiento de las rutas de conectividad ecológica a escala regional dentro del paisaje marino de la Patagonia Norte y a lo largo de la zona de transición Humboldt-Subantártica.

Reñihué y Palvidad: futuros contrastantes para los fiordos de la Patagonia Norte

Los resultados obtenidos subrayan la naturaleza dual del fiordo Reñihué: por una parte, se posiciona como uno de los fiordos con mayor biodiversidad registrados en el estudio y, por otra, como uno de los más intensamente invadidos. Su orientación este-oeste, el fuerte intercambio mareal con el golfo de Ancud y el elevado aporte de sedimentos provenientes del río Reñihué probablemente contribuyen tanto a una alta productividad como a una marcada heterogeneidad de hábitats (Häussermann, 2012), favoreciendo la presencia de ensamblajes diversos de invertebrados bentónicos, aves marinas y mamíferos marinos. Sin embargo, estas mismas condiciones, sumadas a la cercanía con actividades humanas, podrían facilitar el establecimiento y la rápida expansión de *M. senile*, convirtiendo a Reñihué en un punto crítico de preocupación ecológica.

En contraste, el fiordo Palvidad parece mantenerse fuera del actual frente de invasión de *M. senile*, a pesar de su ubicación entre regiones fuertemente impactadas tanto al norte (por ejemplo, Reñihué y Comau) como al sur (Bahía TicToc). Su menor tamaño, la limitada influencia humana directa y patrones locales de circulación podrían haber restringido hasta ahora la llegada y el establecimiento de propágulos. La ausencia de *M. senile* en Palvidad, junto con la presencia de ensamblajes relativamente equilibrados y hábitats con sustratos mixtos, sugiere que este fiordo podría funcionar como un sistema de referencia para comprender las condiciones previas

a la invasión en los fiordos de la Patagonia Norte, así como un candidato prioritario para acciones de conservación y programas de monitoreo a largo plazo.

Implicancias para la gestión y oportunidades de conservación

Los patrones combinados observados en este estudio –alta biodiversidad, frentes emergentes de invasión, cambios en la composición de macroalgas asociados al clima y la importancia de fiordos e islotes como hábitats clave para depredadores tope– destacan tanto el alto valor de conservación como la vulnerabilidad del Mar Interior de Chiloé y sus sistemas de fiordos. A diferencia de otras regiones donde los bosques de macroalgas y los ecosistemas de fiordos han experimentado transformaciones profundas, en algunos casos acumuladas durante siglos, gran parte de la Patagonia Norte aún conserva atributos ecológicos fundamentales. No obstante, las presiones derivadas de la acuicultura, el tráfico marítimo, las pesquerías y el cambio climático se encuentran en aumento.

En este contexto, resulta urgente identificar y resguardar sistemas cercanos a condiciones de referencia, como el fiordo Palvidad, así como sitios críticos para depredadores tope, tales como el Islote Nihuel. Paralelamente, sistemas fuertemente invadidos pero que aún mantienen altos niveles de biodiversidad, como el fiordo Reñihué, requieren estrategias de manejo específicas.

Estas deberían combinar un monitoreo riguroso de la expansión de *M. senile*, la evaluación de posibles mecanismos de control biológico o resistencia biótica (por ejemplo, interacciones con *Aulacomya atra*), y un fortalecimiento de la regulación de las vías de introducción y dispersión de especies invasoras.

La creciente cartera de instrumentos de gobernanza marina en Chile –incluyendo Áreas Marinas Protegidas y, de manera destacada, los Espacios Costero Marino de Pueblos Originarios (ECMPO)– ofrece una oportunidad concreta para alinear la conservación de la biodiversidad, la adaptación al cambio climático y los valores culturales. Los resultados de este estudio proporcionan líneas base ecológicas que pueden informar el diseño e implementación de estos instrumentos en el corredor Chaitén-Desertores-Palvidad-Corcovado. La protección de este corredor, que integra fiordos invadidos y de referencia, hábitats clave para depredadores y señales tempranas de cambio climático, permitiría no solo conservar la biodiversidad local, sino también sostener funciones y servicios ecosistémicos de relevancia regional.

En términos generales, si bien el muestreo realizado representa una instantánea temporal, este trabajo establece una línea base crítica para una de las regiones marinas menos estudiadas y, al mismo tiempo, más valiosas de Chile. Estudios futuros deberían construir sobre estos resultados mediante muestreos repetidos en el tiempo, la integración del conocimiento indígena y local, y el desarrollo de experimentos dirigidos a comprender los mecanismos que subyacen a las dinámicas de invasión biológica, las respuestas al cambio climático y las interacciones tróficas.

El presente estudio confirma que los sistemas de fiordos y canales de la Patagonia Norte constituyen una unidad biogeográfica de alta relevancia ecológica, caracterizada por una elevada diversidad taxonómica y funcional, así como por una marcada heterogeneidad espacial. La aproximación multimetodológica implementada durante la Expedición Chaitén-Desertores 2025 permitió generar una línea base integrada de biodiversidad, abarcando componentes bentónicos y pelágicos, y proporcionando información crítica en una región que continúa siendo insuficientemente representada en la literatura científica.

Los patrones observados indican que la estructura y composición de las comunidades marinas responden a la interacción entre gradientes ambientales, complejidad del hábitat y presiones antropogénicas. La expansión hacia el sur de taxa algales asociados a condiciones térmicas más cálidas constituye una señal consistente con procesos de reconfiguración biogeográfica vinculados al cambio climático. Paralelamente, la alta dominancia de la anémona invasora *M. senile* en el fiordo Reñihué evidencia el potencial de las invasiones biológicas para generar cambios abruptos en la estructura comunitaria, reduciendo la equidad y simplificando los ensamblajes bentónicos. El contraste entre fiordos con distintos niveles de intervención humana sugiere que las perturbaciones antrópicas facilitan el establecimiento y la proliferación de especies invasoras, reforzando la necesidad de enfoques preventivos y diferenciados a escala espacial.

No obstante, los resultados no reflejan una degradación uniforme del sistema regional, sino un mosaico de trayectorias ecológicas divergentes. Mientras algunos fiordos presentan señales avanzadas de invasión y acumulación de impactos, otros mantienen comunidades cercanas a condiciones de referencia y permanecen libres de especies invasoras. Esta coexistencia de estados ecológicos contrastantes representa una ventana crítica para la implementación de estrategias de manejo proactivas, orientadas a prevenir la homogenización biológica y la pérdida de funciones ecosistémicas.

En este contexto, los hitos desarrollados durante la expedición adquieren relevancia científica y operativa, al contribuir a la generación de capacidades locales y a la proyección de sistemas de monitoreo de largo plazo.

La implementación de cursos básicos de buceo deportivo y buceo científico, la simulación aplicada de metodologías de muestreo intermareal y submareal mediante transectas, el uso de herramientas estandarizadas para el registro de biodiversidad, y la elaboración de algarios científicos como recursos de referencia taxonómica, constituyen avances concretos hacia la consolidación de una infraestructura humana y técnica capaz de sostener procesos de investigación y seguimiento ambiental continuos. Asimismo, la producción de material audiovisual y la realización de instancias de divulgación comunitaria fortalecen la transferencia de conocimiento y facilitan la apropiación local de la información científica.

Desde una perspectiva prospectiva, la articulación entre investigación científica, formación técnica y participación comunitaria emerge como un componente clave para fortalecer la gestión ecosistémica en la Patagonia Norte. La integración temprana de los resultados en iniciativas de monitoreo participativo, conservación de especies y prácticas productivas responsables incrementa la pertinencia y el impacto de la investigación, al tiempo que genera condiciones favorables para la adaptación frente a escenarios de cambio climático y presión antrópica creciente. En conjunto, los resultados y procesos desarrollados posicionan a los fiordos de la Patagonia Norte como sistemas prioritarios para la investigación y la conservación, y evidencian que la combinación de conocimiento científico, capacidades locales y marcos de gobernanza adecuados constituye una estrategia efectiva para mejorar la resiliencia socioecológica del territorio. La continuidad y ampliación de estos esfuerzos será determinante para consolidar líneas bases dinámicas, anticipar cambios futuros y orientar la toma de decisiones hacia una gestión marina integrada y adaptativa.







Agradecimientos

Nuestro agradecimiento se extiende a todas las personas e instituciones que hicieron posible esta expedición. Agradecemos especialmente a la comunidad de Yene Purrún We y a la comunidad de Chaitén por su valiosa colaboración. Asimismo, expresamos nuestro reconocimiento a los fotógrafos Nicolás Muñoz, Andrés Vallejo y Fernando Olivares por sus registros fotográficos y audiovisuales realizados durante la expedición. Finalmente, agradecemos a la Fundación David and Lucile Packard por su generosa contribución para la realización de este trabajo.

Bibliografía

Anderson, M. J. (2021). Measuring biodiversity in space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 52(1), 1-26.

Bedriñana-Romano, L., Zarate, P.M., Hucke-Gaete, R. et al. Abundance and distribution patterns of cetaceans and their overlap with vessel traffic in the Humboldt Current Ecosystem, Chile. *Sci Rep* 12, 10639 (2022).

Benedetti-Cecchi, L., Cinelli, F. (1996). Patterns of disturbance and recovery in littoral rock algal assemblages. *Marine Ecology Progress Series*.

Bertocci, I., Seabra, M.I., Dominguez, R., Jacinto, D., Ramírez, R., Coca, J., Tuya, F., 2014. Effects of loss of algal canopies along temperature and irradiation gradients in continental Portugal and the Canary Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 506, 47-60.

Boltovskoy, D. (Ed.). (1999). South Atlantic zooplankton (Vols. 1-2). Backhuys Publishers. Bridge, T. C., Done, T. J., Friedman, A., Beaman, R. J., Williams, S. B., Pizarro, O., & Webster, J. M. (2011). Variability in mesophotic coral reef communities along the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 428, 63-75.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press. <https://global.oup.com/academic/product/introduction-to-distance-sampling-9780198509271>.

Campagna, C., Piola, A. R., Rosa Marin, M., Lewis, M., & Fernández, T. (2007). Southern elephant seal trajectories, fronts and eddies in the Brazil/Malvinas Confluence. *Deep-Sea Research Part I*, 53, 1907-1924. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2006.08.015>.

Camphuysen, C. J., & Garthe, S. (2004). Recording foraging seabirds at sea: Standardised recording and coding of foraging behaviour and multi-species foraging associations. *Atlantic Seabirds*, 6(1), 1-32.

Carballo, J. L., Naranjo, S. A. (2002). Environmental assessment via benthic communities.

Marine Ecology Progress Series.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.

Chamberlain, J., Fernandes, T. F., Read, P., Nickell, T. D., & Davies, I. M. (2001). Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES journal of marine science*, 58(2), 411-416.

Chen, B., Zou, D., Du, H., Ji, Z., 2018. Carbon and nitrogen accumulation in the economic seaweed *Gracilaria lemaneiformis* affected by ocean acidification and increasing temperature. *Aquaculture* 482, 176-182.

Christiansen, F., Dujon, A. M., Sprogis, K. R., Arnould, J. P. Y., & Bejder, L. (2016). Noninvasive unmanned aerial vehicle provides estimates of the energetic cost of reproduction in humpback whales. *Ecosphere*, 7(10), e01468.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* (2nd ed.). PRIMER-E.

Cursach, J. A. (2024). Estados del conocimiento y conservación de pingüinos *Spheniscus humboldti* y *Spheniscus magellanicus* en la Región de Los Lagos, sur de Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 59(2), 107-115.

Daneri, G., Dellarossa, V., Quiñones, R., Jacob, B., Montero, P., & Ulloa, O. (2000). Primary production and community respiration in the Humboldt Current System off Chile and associated oceanic areas. *Marine Ecology Progress Series*, 197, 41-49.

Delgado, C., Cursach, J. A., & Cárdenas-Véjar, J. (2019, December). Abundancia estival de aves costeras y mamíferos marinos en islas Desertores, comuna de Chaitén (Patagonia chilena). In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 47, No. 3, pp. 31-42). Universidad de Magallanes.

- Dethier, M. N., & Schoch, G. C. (2005). The relative importance of morphology and environment in determining the structure of rocky shore communities. *Marine Biology*, 147(5), 1183-1192.
- Diez, I., Santolaria, A., & Gorostiaga, J. M. (2009). The relationship between environmental factors and anthropogenic impacts on the structure of intertidal rocky shore communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(3), 310-323.
- Drago M., Cardona L., Franco-Trecu V., Crespo E., Vales D., Borella F., Zenteno L., Gonz  les M. & Inchausti P. (2017). Isotopic niche partitioning between two apex predators over time. *Journal of Animal Ecology*, 86(4), 766-780.
- Edgar, G. J., Barrett, N. S., & Morton, A. J. (2004). Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(2), 269-290.
- Espinosa-Miranda, C., C  ceres, B., Blank, O., Fuentes-Riquelme, M., & Heinrich, S. (2020). Entanglements and Mortality of Endemic Chilean Dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) in Salmon Farms in Southern Chile. *Aquatic Mammals*, 46(4).
- Förster, G., Häussermann, V., & Laudien, J. (2016). Animal forests in the Chilean fjords: discoveries, perspectives and threats in shallow and deep waters. In *Marine animal forests*. Springer.
- Friedlander, A. M., Ballesteros, E., et al. (2021). Marine biodiversity patterns in fjords and channels of southern Chile. *PLOS ONE*, 16(3), e0246808.
- Gao, K., Aruga, Y., Asada, K., Ishihara, T., Akano, T., & Kiyohara, M. (1991). Enhanced growth of the red alga *Porphyra yezoensis* Ueda in high CO₂ concentrations. *Journal of Applied Phycology*, 3(4), 355-362.
- Gordillo, F. J., Carmona, R., Vinegla, B., Wiencke, C., & Jiménez, C. (2016). Effects of simultaneous increase in temperature and ocean acidification on biochemical composition and photosynthetic performance of common macroalgae from Kongsfjorden (Svalbard). *Polar Biology*, 39(11), 1993-2007.
- Gutt, J., B  hmer, A., & Dimmler, W. (2003). Antarctic benthic communities: A pilot study of their response to climate change. *Polar Biology*, 26(10), 654-664.
- Häussermann, V., & Förster, G. (2009). *Marine Benthic Fauna of Chilean Patagonia: Illustrated Identification Guide*. Nature in Focus & Huinay Scientific Field Station.
- Häussermann, V., Förster, G., & Plotnek, E. (2012). Sightings of marine mammals and birds in the Comau Fjord, Northern Patagonia, between 2003 and mid 2012. *Spixiana*, 35(2), 247-262.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., et al. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164, 107-122.
- Harris, R., Wiebe, P., Lenz, J., Skjoldal, H. R., & Huntley, M. (Eds.). (2000). *ICES zooplankton methodology manual*. Elsevier.
- Hernández, C. A., Sangil, C., Fanai, A., & Hernández, J. C. (2018). Macroalgal response to a warmer ocean with higher CO₂ concentration. *Marine environmental research*, 136, 99-105.
- Heinrich, S. (2006). *Ecology of Chilean dolphins and Peale's dolphins at Isla Chiloé, southern Chile* (Doctoral dissertation, University of St Andrews).
- Heywood, V. H., & Watson, R. T. (1995). *Global biodiversity assessment* (Vol. 1140). Cambridge & New York: Cambridge university press.
- Hernández-Miranda, E., Estrada, R., Strange, P., Veas, R., Krautz, M. C., & Qui  ones, R. A. (2021). Macrofauna community patterns in a Chiloe Island channel used intensely for aquaculture: the ecological status of its benthic environment. *Revista chilena de historia natural*, 94.
- Hill, J., Wilkinson, C. (2004). *Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs*. Australian Institute of Marine Science.

- Hodgson, A., Kelly, N., & Peel, D. (2013). Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: a dugong case study. *PloS one*, 8(11), e79556.
- Hucke-Gaete, R., Osman, L. P., Moreno, C. A., Findlay, K. P., & Ljungblad, D. K. (2004). Discovery of a blue whale feeding and nursing ground in southern Chile. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(suppl_4), S170-S173.
- Iriarte, J. L. (2007). Oceanografía de los fiordos y canales del sur de Chile. En M. H. Pizarro & P. Bernal (Eds.), *Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos*. Comité Oceanográfico Nacional - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- IUCN/PACO (2012). *Parcs et réserves du Congo : évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées*. Ouagadougou, BF: IUCN/PACO.
- IUCN-MMPATF. (2023). *Chiloé Interior IMMA Factsheet*. IUCN Joint SSC/WCPA Marine Mammal Protected Areas Task Force.
- Ji, Y., & Gao, K. (2021). Effects of climate change factors on marine macroalgae: A review. *Advances in marine biology*, 88, 91-136.
- Kang, J. H., Kim, S. Y., & Kim, M. S. (2021). Deep learning-based species identification of marine organisms using underwater images. *Scientific Reports*, 11(1), 1-12.
- Lara, C., Saldías, G. S., Tapia, F. J., Iriarte, J. L., & Broitman, B. R. (2016). Interannual variability in temporal patterns of Chlorophyll-a and their potential influence on the supply of mussel larvae to inner waters in northern Patagonia (41-44 S). *Journal of Marine Systems*, 155, 11-18.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1), 1-24.
- Letelier, J., Soto-Mardones, L., Abbott, M. R., Salinas, S., Belmar, J., & Hormazábal, S. (2011). Circulación de la capa superficial en los canales septentrionales de la Patagonia chilena. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(3), 351-362.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Martin, J. P., Sar, A. M., & Acuña, F. H. (2015). Fouling community dominated by *Metridium senile* (Cnidaria: Actiniaria) in Bahía San Julián (southern Patagonia, Argentina). *Scientia Marina*, 79(2), 211-221. <https://doi.org/10.3989/scimar.04082.21A>.
- Martínez, B., Viejo, R. M., Carreño, F., & Aranda, S. C. (2012a). Habitat distribution models for intertidal seaweeds: responses to climatic and non-climatic drivers. *Journal of biogeography*, 39(10), 1877-1890.
- Martínez, B., Arenas, F., Rubal, M., Burgués, S., Esteban, R., García-Plazaola, I., Figueroa, F. L., Pereira, R., Saldaña, L., Sousa-Pinto, I., Trilla, & Viejo, R. M. (2012b). Physical factors driving intertidal macroalgae distribution: physiological stress of a dominant fucoid at its southern limit. *Oecologia*, 170(2), 341-353.
- McClenachan, L., Cooper, A. B., McKenzie, M. G., & Drew, J. A. (2011). The value of historical data for marine biodiversity conservation. *Marine Policy*, 35(3), 296-304.
- Menge, B. A., & Sutherland, J. P. (1976). Species diversity gradients: Synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*, 110(973), 351-369.
- Montalva, F., Pavés, H., Pérez-Venegas, D., Barrientos E, K. G., Valencia, C., Miranda-Urbina, D., & Seguel, M. (2022). Lower marine productivity increases agonistic interactions between sea lions and fur seals in Northern Pacific Patagonia. *Current Zoology*, 68(6), 657-666.
- Nelson, M. L., & Craig, S. F. (2011). Role of the sea anemone *Metridium senile* in structuring a developing subtidal fouling community. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 139-149.

- Pantoja, S., Iriarte, J. L., & Daneri, G. (2011). Oceanography of the Chilean Patagonia. *Continental shelf research*, 31(3-4), 149-153.
- Paredes Cid, M. A. (2005). Alteraciones ambientales moduladoras de la diversidad alométrica del fitoplancton en fiordos y canales australes.
- Pino Chandra, L. A. (2022). Environmental drivers of spatial variability of Chilean Benthic Marine Invertebrates (Doctoral dissertation, University of Sheffield).
- Pons, J. M., Hassanin, A., & Crochet, P. A. (2005). Phylogenetic relationships within the Laridae (Charadriiformes: Aves) inferred from mitochondrial markers. *Molecular phylogenetics and evolution*, 37(3), 686-699.
- Preskitt, L. B., Vroom, P. S., & Smith, C. M. (2004). A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pacific Science*, 58(2), 201-209.
- Qu, L., Xu, J., Sun, J., Li, X., & Gao, K. (2017). Diurnal pH fluctuations of seawater influence the responses of an economic red macroalga *Gracilaria lemaneiformis* to future CO₂-induced seawater acidification. *Aquaculture*, 473, 383-388.
- Ramírez, J. J. (1982). El fitoplancton: métodos de muestreo, concentración, recuento y conservación. *Actualidades Biológicas*, 11(39), 30-36.
- Ruiz, G. M., & Hewitt, C. L. (2002). Toward understanding patterns of coastal marine invasions: a prospectus. In *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (pp. 529-547). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Saldías, G. S., Hernández, W., Lara, C., Muñoz, R., Rojas, C., Vásquez, S., & Soto-Mardones, L. (2021). Seasonal variability of SST fronts in the Inner Sea of Chiloé and its adjacent coastal ocean, northern Patagonia. *Remote Sensing*, 13(2), 181.
- Sameoto, D., Wiebe, P., Runge, J., Postel, L., Dunn, J., Miller, C., & Coombs, S. (2000). Collecting zooplankton. In *ICES zooplankton methodology manual* (pp. 55-81). Academic Press.
- Schlatter, R., & Simeone, A. (1999). Estado del conocimiento y conservación de las aves en mares chilenos. *Estudios Oceanológicos*, 18, 25-33.
- Silva, N., & Palma, S. (2006a). Características físicas y químicas de los sedimentos superficiales de canales y fiordos australes. *Avances En El Conocimiento Oceanográfico de Las Aguas Interiores Chilenas, Puerto Montt a Cabo de Hornos*. CONA e PUCV, 69-75.
- Silva, N., & Palma, S. (2006b). Masas de agua, circulación general y mezcla en los fiordos y canales australes (41°S - 56°S). En N. Silva & S. Palma (Eds.), *Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos* (pp. 17-31). Comité Oceanográfico Nacional - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Soto, D., & Norambuena, F. (2004). Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology*, 20(6), 493-501.
- Sunesen, I., Bárcena, A., & Sar, E. A. (2009). Diatomeas potencialmente nocivas del Golfo San Matías (Argentina). *Revista de biología marina y oceanografía*, 44(1), 67-88.
- Tasker, M. L., Jones, P. H., Dixon, T. I. M., & Blake, B. F. (1984). Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk*, 101(3), 567-577.
- Thronsen, J. (1978). Preservation and storage. In A. Sournia (Ed.), *Phytoplankton manual* (pp. 69-74). UNESCO.
- Tissot, B. N., Hixon, M. A., & Stein, D. L. (2007). Habitat-based submersible assessment of macro-invertebrate and groundfish assemblages at Heceta Bank, Oregon, from 1988 to 1990. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 352(1), 50-64.

Tobar, C. N., Carmona, D., Rau, J. R., Cursach, J. A., & Vilugrón, J. (2019). Dieta invernal del cormorán imperial *Phalacrocorax atriceps* (Aves: Suliformes) en Bahía Caulín, Chiloé, sur de Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 54(2), 227-231.

UNESCO. (1968). *Monographs on oceanographic methodology 2: Zooplankton sampling*. Paris: UNESCO.

Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommenung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38.

Van Dolah, F. M. (2000). Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental health perspectives*, 108(Suppl 1), 133.

Wiebe, P. H., & Benfield, M. C. (2003). From the Hensen net toward four-dimensional biological oceanography. *Progress in Oceanography*, 56(1), 7-136.

Wernberg, T., Russell, B. D., Thomsen, M. S., Gurgel, C. F. D., Bradshaw, C. J., Poloczanska, E. S., & Connell, S. D. (2011). Seaweed communities in retreat from ocean warming. *Current biology*, 21(21), 1828-1832.

Xu, D., Schaum, C. E., Lin, F., Sun, K., Munroe, J. R., Zhang, X. W., X.W., Teng, L.H., Fan, X., Wang, Y.T., Zhuang, Z.M., & Ye, N. (2017). Acclimation of bloom-forming and perennial seaweeds to elevated pCO₂ conserved across levels of environmental complexity. *Global Change Biology*, 23(11), 4828-4839.

Yorio, P., Bertellotti, M., Gandini, P., & Frere, E. (1998). Kelp Gulls *Larus dominicanus* breeding on the Argentine coast: population status and relationship with coastal management and conservation. *Marine Ornithology*, 26, 11-18.

Ysebaert, T., Hart, M., & Herman, P. M. (2009). Impacts of bottom and suspended cultures of mussels *Mytilus* spp. on the surrounding sedimentary environment and macrobenthic biodiversity. *Helgoland Marine Research*, 63(1), 59-74.



