Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea
Editores



Consorcio de Universidades del Estado de Chile
Ediciones CUECH-RISUE

Sustentabilidad y Cambio climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Editores Generales

Rosalino Fuenzalida (rfuenzal@unap.cl)
Carlos Zuleta-Ramos (czuleta@userena.cl)
Cristian Aldea (cristian.aldea@umag.cl)

Comité Editorial

Dr. **Jesús Souza Troncoso**
Departamento de Biología & Ecología Animal, Universidad de Vigo, España.

Dr. **Javier Aldeco Ramírez**
Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana de México, México.

Dr. **Julio Salcedo Castro**
Institute for Marine and Antarctic Studies, University of Tasmania, Australia.

Diseño,Concepto Gráfico & Producción
Javiera Gaete, Cristián Ramírez & María Zuleta Barrientos

ISBN 978-956-425-313-8
© CUECH-RISUE, Santiago de Chile, 2026.

Como citar este libro

Fuenzalida R, Zuleta-Ramos C. & Aldea C. (eds.) (2026). Sustentabilidad y Cambio climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes. Ediciones CUECH-RISUE, Santiago, Chile. 613 pp + XXVIII

Palabras claves: Sustentabilidad, Zonas Litorales, Chile, Cambio Climático, Adaptación, Biodiversidad, Conservación.

Impreso en Chile por Menssage Producciones Ltda.

Todos los Derechos Reservados. Permitida la reproducción del texto citando la fuente. Prohibida toda reproducción de fotografías e ilustraciones sin autorización previa.

Prólogo

Hoy día, desgraciadamente, la generalidad del planeta está sometido a un conjunto simultáneo de cambios ambientales que están comprometiendo la estructura y composición de la mayor parte de los ecosistemas y su biodiversidad. Este cambio global está integrado por una aceleración severa en los ciclos de los principales nutrientes, por intensos procesos contaminantes tóxicos, alteración sustancial de los sistemas naturales por drásticos cambios de uso, sobreexplotación directa de muchos bienes y recursos naturales, modificación súbita de las condiciones climáticas por forzamiento radiativo y por la permeabilización o ruptura de las barreras biogeográficas generadoras de biotas endémicas.

En este contexto general, la biodiversidad y la calidad de los ecosistemas, particularmente en las zonas litorales de Chile, enfrentan procesos de degradación importantes, que se han acentuado durante los últimos años por las causas señaladas. El sistema costero chileno debe ser conceptualizado como un entramado socio-ecológico complejo expuesto a múltiples presiones antrópicas que ponen en riesgo su integridad. Entre las principales causas directas del declive ambiental figuran la expansión urbana costera y las drásticas transformaciones en el uso del suelo, que provocan la fragmentación y pérdida de los hábitats naturales. Esta problemática se ve agravada por las tensiones ambientales derivadas del cambio climático, evidentes en la reducción persistente de las precipitaciones, el aumento general de la temperatura y de la evaporación en humedales costeros, y la creciente frecuencia e intensidad de las marejadas, junto con la potencial elevación del nivel del mar en algunos sectores. Estos factores operan sinérgicamente, afectando la provisión de servicios ecosistémicos y mermando la capacidad de resiliencia de los sistemas litorales en su conjunto.

La aceleración del calentamiento de la atmósfera desde los albores de la revolución industrial ha provocado transformaciones mucho más vertiginosas que aquellas ocurridas desde la aparición del ser humano en la Tierra. El cambio climático antropogénico se manifiesta como alteraciones persistentes en los valores promedio o en el incremento de la variabilidad de las condiciones climáticas. Este fenómeno, que resulta de la interacción dinámica de subsistemas interconectados como la atmósfera, la hidrosfera, la criosfera, la biosfera, la litosfera y la tecnosfera, se expresa en impactos directos sobre variables oceánicas cruciales, tales como el oleaje, las corrientes, el nivel del mar y la marea meteorológica.

A pesar de la urgencia de esta problemática, las respuestas impulsadas desde los poderes públicos y la gestión en muchas áreas han sido, en términos generales, más una formalidad que iniciativas reales y eficientes. En muchos países y por cierto en Chile también, existen evidencias de un debilitamiento de la legislación ambiental y las iniciativas de planificación y gestión a menudo se eternizan en su tramitación. En el contexto de cambio global, este libro busca aportar un marco multidisciplinar e integral para comprender cómo todos los actores de un sistema socio-ecológico pueden lograr entrelazarse, interactuar y adaptarse de manera mutua y constante.

Aun en este contexto, hemos de ser optimistas si atendemos al avance que hemos presenciado en el conocimiento y la comprensión de los sistemas naturales y socio-ecológicos, en los que la biodiversidad es un componente esencial. Este texto aborda las definiciones y conceptos claves del cambio climático en zonas litorales de Chile, distinguiéndolo de la meteorología y la variabilidad climática basal. Efectivamente, los grupos científicos han logrado avanzar en el conocimiento de las tendencias históricas y proyecciones de variables oceanográficas y climáticas críticas, como el aumento de las temperaturas, la reducción de la precipitación, la intensificación de los vientos paralelos, y el aumento de la altura significativa del oleaje a lo largo de la costa chilena.

El conocimiento actual nos obliga a movernos más allá de un enfoque puramente proteccionista. Hoy día, la gestión de los ecosistemas litorales requiere apoyarse en una visión conservacionista que resulte dominante y abarque la mayor parte de los valores naturales, comprometida con el uso sostenible, racional y climáticamente inteligente de los recursos naturales y sus paisajes. La conservación debe abandonar su concepción histórica de ser una acción administrativa extraordinaria para ser un objetivo transversal para la mayor parte o todo el territorio. Este cambio requiere la integración de conceptos como la infraestructura verde, el apoyo a los servicios ecosistémicos, y la restauración ambiental.

Este libro resume una parte sustancial de los avances logrados en el conocimiento de las zonas litorales, con un énfasis en los desafíos impuestos por el cambio global a los sistemas socio-ecológicos de Chile. La estructura del libro refleja la complejidad de esta interacción, abordando el problema desde sus forzamientos globales hasta las respuestas biológicas y sociales específicas a escala local.

Los primeros tres capítulos sientan las bases físicas, analizando las tendencias y proyecciones del cambio climático y las variables

oceanográficas, con un foco en la vulnerabilidad de la zona marina y litoral del norte de Chile. Los capítulos 4, 5 y 6 exploran la biodiversidad y sus respuestas a las alteraciones ambientales. Se caracteriza la biota marina y litoral, detallando los efectos del cambio climático en especies terrestres del norte de Chile, y revelando ejemplos concretos donde la especialización ecológica hace vulnerable a algunas especies a los cambios de temperatura.

Temas como la ecología marina y vulnerabilidad biológica se tratan desde esta perspectiva en los capítulos 11, 12 y 13. Se revisa, por ejemplo, el papel de los pinnípedos como centinelas del océano y su susceptibilidad ante el aumento de marejadas, se analiza la dinámica de los peces de arrecifes rocosos y se examina la macrofauna de playas arenosas en el contexto de forzamientos ambientales a gran escala y la afección por actividades antrópicas como la limpieza de playas y la contaminación lumínica.

Los capítulos 16, 17, 18 y 19 se focalizan territorialmente en la ecorregión Subantártica de Magallanes, uno de los sistemas más singulares y prístinos del hemisferio sur. Estos capítulos documentan la diversidad y estructura de la biota marina bentónica en fiordos glaciados, la vegetación y avifauna del extremo austral, los procesos oceanográficos y biogeoquímicos que modulan el sistema de fiordos, y la ecología trófica bentónica y la contaminación emergente en áreas marinas protegidas, donde se ha detectado la presencia de microplásticos incluso en zonas remotas.

Finalmente, los capítulos 7, 8, 9, 10, 14 y 15 abordan la complejidad de los sistemas socio-ecológicos y las interacciones humanas con el ambiente. Estos capítulos cubren el papel de los contaminantes emergentes en cuerpos de agua, la problemática de la expansión urbana en ciudades litorales, la afección de humedales costeros de Chile central por la pérdida de los hábitats y los efectos del cambio global, la dinámica de los suelos del desierto de Atacama y, como aspecto clave de la economía circular, explora el potencial uso de residuos acuícolas para la agricultura sostenible.

Este compendio de investigaciones se considera de alto valor, pues muestra de manera fehaciente que la sustentabilidad costera se ve comprometida por múltiples estresores que actúan de manera sinérgica, desde la acidificación y el calentamiento de los océanos, hasta la fragmentación institucional y la reducción de la diversidad biocultural. La necesidad de conservar y restaurar estos sistemas se vuelve imperiosa,

especialmente en áreas de alta exposición como los humedales urbanos o las infraestructuras críticas que se localizan bajo los diez metros sobre el nivel del mar.

La buena noticia es que podemos sentirnos satisfechos de aportar toda esta documentación técnico-científica, sugerencias y reflexiones que ayudarán a superar, aunque sólo sea en parte, el déficit de información y conocimiento en áreas críticas como las que se abordan, condición imprescindible para una gestión territorial climáticamente inteligente.

La trayectoria hacia la sostenibilidad de territorios tan vulnerables, como son los costeros, estará cada vez más sólidamente asentada en buenos conocimientos científicos y en la necesidad de integración de aspectos claves como son la ecología y las ciencias ambientales, el monitoreo biológico, oceanográfico y los saberes locales. Todo ello facilitará sin lugar a duda su consecución y éxito en tiempos de tensiones y cambios, tiempos críticos donde debemos ser capaces de aprender y adaptarnos con rapidez, a fin de asegurar la sustentabilidad de los territorios litorales en el marco del actual periodo de emergencia climática.

Prof. Dr. **Miguel Angel Esteve Selma**
Catedrático de Ecología
Universidad de Murcia (España)

Presentación

El libro Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes, es una contribución colaborativa a la Red de Investigación en Sustentabilidad de las Universidades del Estado de Chile (Convenio Marco Objetivo en Red 1756-1856). Este trabajo resume, actualiza e integra el conocimiento disponible sobre los sistemas naturales y antrópicos del litoral de Chile y ecosistemas adyacentes, para hacerla asequible a profesores, estudiantes, profesionales con competencia ambiental y a todos los ciudadanos que se interesen por la conservación del patrimonio biocultural de las costas de Chile.

Muchos aspectos pueden ser estudiados en los sistemas litorales de Chile. En el presente libro se abordan solo algunos, comenzando por una descripción del cambio climático en Chile (Capítulo 1), sus principales características y el enfoque a desarrollar en los capítulos siguientes, así como las principales tendencias y proyecciones (Capítulo 2). También sus probables efectos en la zona marina y litoral del norte de Chile (Capítulos 3, 4 y 5). También se analizan los efectos del cambio climático sobre algunas especies terrestres (Capítulos 6 y 17), marinas (Capítulos 11 y 12) y costeras (Capítulos 13 y 16).

También se aborda, de forma interdisciplinaria, los suelos del desierto de Atacama (Capítulo 7), los sistemas socio-ecológicos litorales de Chile (Capítulo 9), la urbanización de la Bahía de Coquimbo (Capítulo 10) y los humedales costeros de Chile central (Capítulo 14). Los humedales prestan una diversidad de servicios ecosistémicos que contribuyen y han contribuido de manera importante para sustentar la ocupación humana en la zona litoral de Chile. Sin embargo, en la actualidad estos sistemas naturales se encuentran amenazados de muchas maneras, donde el cambio climático y las intervenciones humanas surgen como las principales factores de su deterioro.

Finalmente, describimos los contaminantes emergentes en los cuerpos de agua de la Región de Coquimbo (Capítulo 8), resumimos la ecología trófica y contaminación en Áreas Marinas Protegidas de Magallanes (Capítulo 18) y documentamos los procesos oceanográficos en fiordos glaciados (Capítulo 19). Como estrategia de mitigación y adaptación al cambio global, se evalúa el uso de residuos acuícolas como fertilizantes agrícolas en el sur de Chile (Capítulo 15).

Esperamos que el lector pueda conocer y comprender los diversos sistemas litorales de Chile, que ameritan la conservación de su cultura y riqueza natural, junto a un desarrollo sustentable y equitativo de sus pobladores. Esperamos que parte de este patrimonio y su importancia socio-ecológica se vea reflejada en este libro.

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta & Cristian Aldea (eds)

Iquique, La Serena y Punta Arenas, enero 2026.

Agradecimientos

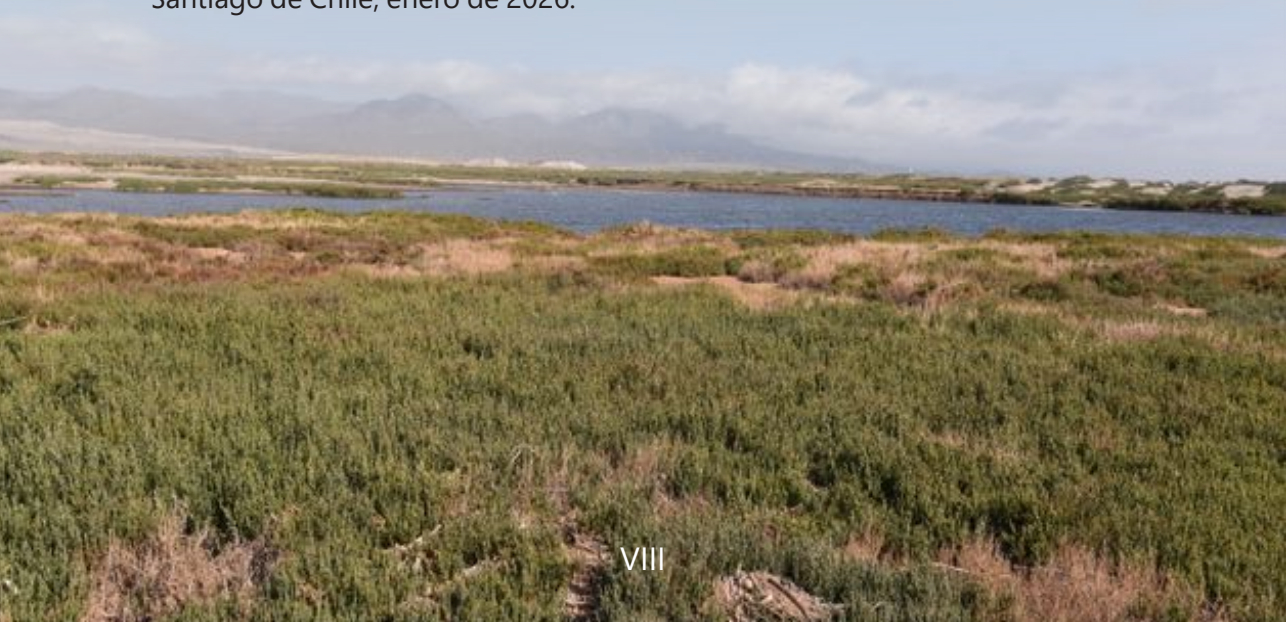
La publicación del libro *Sustentabilidad y Cambio climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes*, fue financiada por el proyecto en RED del Plan de Fortalecimiento de las Universidades Estatales de Chile: Sistema articulado de investigación en cambio climático y sustentabilidad de zonas costeras de Chile PFUE-RED-21992, del Ministerio de Educación.

Todos los autores participantes contribuyeron de alguna forma a los capítulos de este libro y declaran no tener conflictos de intereses en su publicación. Los datos, fotografías, gráficos, tablas y figuras presentados en este libro, a menos que se indique la fuente, fueron obtenidos y elaborados durante la ejecución del proyecto PFUE-RED-21992.

Este estudio y la publicación del libro contó con el valioso apoyo de investigadores (de muchas áreas del conocimiento) de las universidades consorciadas del proyecto y de la Red de Investigación en Sustentabilidad de las Universidades del Estado de Chile (RISUE). También agradecemos los aportes de colegas de otros países y continentes (con problemáticas similares y bastante compartidas) que enriquecieron la discusión en varias temáticas. Agradecemos el apoyo del Comité Oceanográfico Nacional de la Armada (CONA) y al Consorcio de Universidades Estatales de Chile (CUECH).

Cabe agradecer los aportes de las comunidades de Huentelauquén y Paposo, asi como de varias ONGs que amplían nuestro plano territorial y nuestra visión de los sistemas socio-ecológicos litorales.

Santiago de Chile, enero de 2026.



Autores y Afiliaciones

María Paz Acuña-Ruz (paz.acuna@uai.cl)
Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez, Chile.

Polette Aguilar-Muñoz (polette.aguilar@upla.cl)
HUB AMBIENTAL Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile. Centro de Investigación Oceanográfica COPAS COASTAL, Universidad de Concepción, Chile.

Cristian Aldea Venegas (cristian.aldea@umag.cl)
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. Centro de Investigación GAIA Antártica, Universidad de Magallanes, Chile. Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Javier Aldeco Ramírez (jaldeco@correo.xoc.uam.mx)
Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana de México, México.

Claudia Daniela Andrade Díaz (claudia.andrade@umag)
Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Humberto Aponte (humberto.aponte@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Estefhania Aranda Zavala (e.arandazavala98@gmail.com)
Laboratorio de Ictiología e Interacciones Biofísicas (LABITI), Instituto de Biología, Universidad de Valparaíso, Chile.

Miguel Araya Christie (maraya@unap.cl)
Laboratorio de Esclerocronología, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Brayan Araya Herrera (brayan27.a9@gmail.com)
Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile, La Serena, Chile.

Claudia Araya-Vera (ca.araya.vera@gmail.com)
Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad de La Serena, Chile.

Gabriel Arriagada Acevedo (gabriel.arriagada@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Cristian Azócar Santander (cazocar@unap.cl)
Laboratorio de Esclerocronología, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Benedicta Báez Oñate (bbaez_@estudiantesunap.cl)
Laboratorio de Entomología Agrícola, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Francisco Bahamonde Mihovilovich (franbaha@umag.cl)
Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Universidad de Magallanes, Chile. Instituto Milenio Biodiversidad de Ecosistemas Antárticos y Subantárticos (BASE), Universidad de Chile, Santiago, Chile. Programa de Doctorado en Ciencias Antárticas y Subantárticas, Universidad de Magallanes, Chile.

Matías Barceló (matias.barcelo@postdoc.uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Fernanda Barilari Alvarez (fer.barilari@gmail.com)
Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales (CIGREN), Universidad de Valparaíso, Chile.

Carmen Barrios-Guzmán (carmen.barrios@uv.cl)
Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales (CIGREN), Universidad de Valparaíso, Chile.

Brynelly Bastidas Méndez (brynelly.bastidas@postdoc.uoh.cl)
Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA), La Platina, La Pintana, Chile.

Víctor Bravo-Naranjo (vbravo.ceanor@gmail.com)
Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile, La Serena, Chile.

Felamir Bravo Troncoso (felamir.bravo1901@alumnos.ubiobio.cl).
Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Bío-Bío, Chile.

Etienne Bresciani (etienne.bresciani@uoh.cl)
Instituto de Ciencias de la Ingeniería (ICI), Universidad de O'Higgins, Chile.

Margarita Briceño Toledo (mbriceno@unap.cl)
Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural de Ecosistemas Socio-cológicos en Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile. Laboratorio de Química Analítica y Ambienta, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile.

Juan-Pablo Brown Chamberlain (juanpablo.brown@gmail.com)
Laboratorio de Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Viviana Bustos Salgado (viviana.bustos@ulagos.cl)
Laboratorio de Carbono y Cambio Climático, Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Chile. Programa Cero Huella, Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile.

Juan Cañete Aguilera (ivan.canete@umag.cl)
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. Laboratorio de Oceanografía Biológica Austral (LOBA), Universidad de Magallanes, Chile.

Carlos Cárdenas Mansilla (carlos.cardenas@umag.cl)
Centro de Investigación GAIA-Antártica, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Felipe Carevic Vergara (fcarevic@unap.cl)
Laboratorio de Ecología Vegetal, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. Millennium Nucleus on Applied Historical Ecology for Arid Forests (Aforest), Chile.

Erico Carmona (ecarmona@unap.cl)
Laboratorio de Bionanomateriales, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Joaquín Carreño Muñoz (jcarreno@umag.cl)
Carrera Biología Marina, Universidad de Magallanes, Chile.

Danilo Carvajal Araneda (danilo.carvajal@usm.cl)
Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Técnica Federico Santa María, Chile & Vicerrectoría de Investigación y Postgrados, Universidad de La Serena, Chile.

Rubén Castillo Ortiz (rcastillo@userena.cl)
Departamento de Arquitectura, Universidad de La Serena, Chile.

Manuel Castillo Silva (manuel.castillo@uv.cl)
Laboratorio de Oceanografía Física y Satelital (LOFISAT), Universidad de Valparaíso, Chile. Centro de Observación y Análisis del Océano Costero (COSTA-R), Universidad de Valparaíso, Chile.

Paula Celis-Plá (paulacelispla@upla.cl).
HUB AMBIENTAL Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Daniela Cisternas Gutiérrez (danciste@estudiantesunap.cl)
Laboratorio de Química Analítica y Ambienta, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile.

Natalia Cisternas Peña (natalia.cisternas.p@gmail.com)
Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales (CIGREN), Universidad de Valparaíso, Chile.

Francisco Concha Toro (francisco.concha@uv.cl).
Laboratorio de Biología y Conservación de Condrictios, Escuela de Biología Marina, Universidad de Valparaíso, Chile.

Roberto Contreras Díaz (roberto.contreras@uda.cl)
Millennium Nucleus on Applied Historical Ecology for Arid Forests (Aforest), Chile. Centro Regional de Investigación y Desarrollo Sustentable de Atacama (CRIDESAT), Universidad de Atacama, Chile.

Jaime Cursach Valenzuela (jcurval@gmail.com)
Fundación Conservación Marina, Puerto Montt, Chile

José Delatorre Herrera (jodelato@unap.cl)
Laboratorio de Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

José Delatorre Castillo (jose.delatorre.castillo@gmail.com)
Laboratorio de Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Morgane Derrien (morgane.derrien@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Javier Díaz-Ochoa (javier.diaz@umag.cl).
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile.

Felipe Docmac Monárdes (felipe.docmac@uantof.cl)
Facultad de Ciencias del Mar e Instituto Antofagasta, Universidad de Antofagasta, Chile.

Orlando Dollenz Alvarez (orlando.dollenz@umag.cl)
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile.

Cristian Duarte Valenzuela (cristian.duarte@unab.cl).
Instituto One Health, Centro de Investigación Marina de Quintay (CIMARQ), Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile.

Denisse Endress Borquez (denisse.endress@ulagos.cl)
Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Chile.

Maritza Fajardo Escobar (maritza.fajardo@uantof.cl)
Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Universidad de Antofagasta, Chile.

Carlos Faúndez Urbina (cafaundez@uc.cl)
Departamento Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Escuela de Ingeniería, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Juana Angélica Felipe Fernándes (juana.felipe@edu.uai.cl)
Center for Energy Transition, Universidad Adolfo Ibáñez, Chile.

Tania Figueroa Delgado (t.figueroa.d@gmail.com)
Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile. Laboratorio de Ecofisiología y Biotecnología de Algas, Universidad de Magallanes, Chile.

Jean Pierre Francois Sepúlveda (jpfrancois@upla.cl)
HUB AMBIENTAL Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Máximo Frangopulos Rivera (max.frangopulos@umag.cl)
Centro de Investigación GAIA Antártica, Universidad de Magallanes, Chile. Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Universidad de Magallanes, Chile. Instituto Milenio Biodiversidad de Ecosistemas Antárticos y Subantárticos (BASE), Universidad de Chile, Santiago, Chile. Laboratorio de Ecosistemas Marinos Antárticos y Subantárticos, Universidad de Magallanes, Chile.

Bruna Fuentes (bruna.fuentes@ac.uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Rosalino Fuenzalida Fuenzalida (rfuenzal@unap.cl)
Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-ecológicos de Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile. Laboratorio de Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Alexis Gacitúa Jiménez (agacitua@unap.cl)
Laboratorio de Biodiversidad, Museo del Mar, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

José Garcés-Vargas (josegarces@uach.cl)
Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Universidad Austral de Chile. Centro FONDAP de Investigación en Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL), Universidad Austral de Chile.

Karina González Flores (karina.gonzalez.flores@ua.cl)
Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Chile.

María Teresa González Yáñez (Teresa.gonzalez@uantof.cl).
Instituto de Ciencias Naturales Alexander Von Humboldt, Universidad de Antofagasta, Chile.

Matías Guerrero Gatica (mguerrerog@uchile.cl)
Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Santiago, Chile. Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Alicia Guerrero Vega (alicia.guerrero@uv.cl)
Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales (CIGREN), Universidad de Valparaíso, Chile. Instituto de Biología, Universidad de Valparaíso, Chile.

Josefina Gutiérrez Domínguez (josefinagutierrezd@gmail.com)
Programa Doctorado en Ciencias mención Ecología y Evolución, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Guillermo Guzmán Gómez (gguzman@unap.cl)
Laboratorio de Biodiversidad, Museo del Mar, Facultad de Recursos Naturales Renovables. Universidad Arturo Prat, Chile.

Christopher Harrod (chris.harrod@glasgow.ac.uk).
Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Chile & Scottish Centre for Ecology and the Natural Environment, University of Glasgow, UK.

Sonja Heinrich (sh52@st-andrews.ac.uk)
University of St Andrews, Scotland, United Kingdom.

Christian Herrera Lameli (cherrera@ucn.cl)
Centro de Investigación Tecnológica del Agua y Sustentabilidad en el Desierto. Universidad Católica del Norte, Chile.

Luis A. Hückstädt (L.Huckstadt@exeter.ac.uk)
University of Exeter, England, United Kingdom.

Mathias Hüne Bustamante (mathias.hune@rewildingchile.org)
Fundación Rewilding Chile, Puerto Varas, Chile.

Andrés Hurtado Alvarez (andres.hurtado@ucn.cl)
Instituto de Políticas Públicas (IPP), Universidad Católica del Norte, Chile.

Bibiana Jara Vergara (bibiana.jara@umag.cl)
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile.

Eduardo Jaramillo Lopetegui (ejaramillo@uach.cl)
Instituto de Ciencias de la Tierra, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Jocelyn Jofré Acevedo (jocelynjoffre@gmail.com)
Laboratorio de Ecofisiología y Biotecnología de Algas, Universidad de Magallanes, Chile.

Erling Johnson Gavilán (erling.johnson@umag.cl)
Centro de Investigación GAIA-Antártica, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Julio Kalazich Barassi (julio.kalazich@ulagos.cl)
Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Chile.

Mauricio Landaeta Díaz (mauricio.landaeta@uv.cl)
Laboratorio de Biología y Conservación de Condrictios, Escuela de Biología Marina, Universidad de Valparaíso, Chile.

Marcelo Lanino Alar (mlanino@unap.cl).
Laboratorio de Enología, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Celine Lavergne (celine.lavergne@upla.cl).
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile & Departament de Biologia Marina i Oceanografia, Institut de Ciències del Mar (ICMCSIC), Barcelona, España.

Cristopher Low Pfeng (cristopher.low@gmail.com)
Laboratorio de Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Ismael Maldonado (ismael.maldonado@ac.uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Maritza Malebrán Jiménez (maritzamalebranjimenez@gmail.com)
Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Universidad de Antofagasta, Chile.

Andrés Mansilla Muñoz (andres.mansilla@umag.cl)
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Universidad de Magallanes, Chile & Laboratorio de Ecosistemas Marinos Antárticos y Subantárticos, Universidad de Magallanes, Chile.

Valentina Martínez Parra (vmartinezp@estudiantesunap.cl)
Laboratorio de Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Javier Medina Mendoza (javier.medina.men@upla.cl)
HUB Ambiental +Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Jorge Medina Otárola (jorge.medina@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Patricio Mejías-Barrera (patricio.mejias2@ulagos.cl)
Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Chile.

Camila Mella Astudillo (camella@umag.cl)
Laboratorio de Oceanografía Biológica Austral (LOBA), Universidad de Magallanes, Chile. Carrera Biología Marina, Universidad de Magallanes, Chile.

Adriana Mera Benavides (adriana.mera@usm.cl)
Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Técnica Federico Santa María, Chile.

Verónica Molina Trincado (veronica.molina@upla.cl).
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile & Centro de Investigación Oceanográfica COPAS COASTAL, Universidad de Concepción, Chile.

Mauricio Molina-Roco (mauricio.molina1@ulagos.cl)
Laboratorio de Suelos y Sostenibilidad, Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Chile.

Cristian Muñoz Maluenda (cristian.munozm@um.es)
Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, España.

Nuria Navarro Andrés (nuria.navarro@urjc.es).
Departamento de Biología y Geología, Física y Química Inorgánica, Universidad Rey Juan Carlos (URJC), España & Instituto de Investigación en Cambio Global (IICG-URJC), Universidad Rey Juan Carlos, España.

Nelso Navarro Martínez (nelso.navarro@umag.cl)
Laboratorio de Ecofisiología y Biotecnología de Algas, Universidad de Magallanes, Chile.

Leslie Novoa Mansilla (leslie.novoa@umag.cl)
Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Luis Ñacari Enciso (luis.nacari.enciso@ua.cl)
Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Chile.

Jorge Olave Vera (jolave@unap.cl)
Laboratorio de Recursos Hídricos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. Núcleo de Investigación en Agricultura para Ambientes Extremos (AGROEXT) & Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-Ecológicos de Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile.

Jorge Oliva López (joliva@ciamchile.cl)
Centro de Investigación Aplicada del Mar, Iquique, Chile.

Marcelo Oliva Moreno (marcelo.oliva@uantof.cl)
Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Universidad de Antofagasta, Chile.

Ulises Parker Pereira (uparkerp@ciamchile.cl)
Centro de Investigación Aplicada del Mar, Iquique, Chile.

Tania Peña Mesa (tania.npm19@gmail.com)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile.

Macarena Pérez Flores (macarena.perez@upla.cl)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile & Programa de Doctorado Interdisciplinario en Ciencias Ambientales, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Margarita Pérez Valdés (macepe@ulagos.cl)
Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Chile.

Andrea Piñones Valenzuela (andrea.pinones@uach.cl)
Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. Centro FONDAP de Investigación en Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL), Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Pedro Pizarro Fuentes (ppizarro@unap.cl)
Laboratorio Bentónico, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Ingrid Poblete Quezada (ipoblete@unap.cl)
Laboratorio de Enología, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Francisco Pozo-Solar (francisco.pozo@upla.cl)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile. Programa de Doctorado Interdisciplinario en Ciencias Ambientales, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Daniel Quispe Apala (daquispea@estudinatesunap.cl).
Laboratorio de Química Analítica y Ambienta, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Arturo Prat, Chile.

Pamela Ramírez Verdugo (pamela.ramirez@upla.cl)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Triana Revanales del Pino (triana.revanales@gm.uca.es)
Grupo de investigación Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos, Instituto de Investigación Marina (INMAR), Universidad de Cádiz, España

Carolina Reyes Contreras (carolina.reyes@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Cecilia Rivera Castro (cecilia.rivera@upla.cl)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Cristóbal Rivera España (cnre88@gmail.com)
Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Francisco Robledano Aymerich (frobleda@um.es)
Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, España.

Marcela Robles Iriarte (mrobles@userena.cl)
Departamento de Ciencias Sociales, Universidad de La Serena, Chile.

Fernanda Rodríguez-Rojas (fernanda.rodriguez@upla.cl)
HUB AMBIENTAL Universidad de Playa Ancha, Chile & Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Claudia Rojas Alvarado (claudia.rojas@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile & Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Chile.

Marcela Rojas Celis (marcelarojascelis923@gmail.com)
Laboratorio de Oceanografía Física y Satelital (LOFISAT), Universidad de Valparaíso, Chile.

Carlos Romero González (cromero@upla.cl)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Freddy Saavedra Pimentel (freddy.saavedra@upla.cl)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Gonzalo Salazar Riquelme (gonzalo.salazar.riquelme@ua.cl)
Facultad de Ciencias del Mar e Instituto Antofagasta, Universidad de Antofagasta, Chile.

Julio Salcedo-Castro (julio.salcedocastro@utas.edu.au).
Department of Water and Environmental Regulation, Marine Ecosystems Branch, Government of Western Australia. Institute for Marine and Antarctic Studies, University of Tasmania, Australia.

Ernesto San-Blas (ernesto.sanblas@uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Laura Sánchez Jardón (laura.sanchez@umag.cl)
Centro de Investigación GAIA Antártica, Universidad de Magallanes, Chile & Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Universidad de Magallanes, Chile.

Matías Sánchez Monje (matias.sanchez.monje@gmail.com)
Laboratorio de Recursos Hídricos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. Núcleo de Investigación en Agricultura para Ambientes Extremos (AGROEXT) & Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-Ecológicos de Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile.

Edgardo Santander Pulgar (esantan@unap.cl)
Laboratorio de Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Elio Segovia Mattos (elsegovi@unap.cl)
Laboratorio de Acuicultura, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Taryn Sepúlveda Cifuentes (tsepulve@umag.cl)
Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

Maritza Sepúlveda Martínez (maritza.sepulveda@uv.cl)
Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales (CIGREN), Universidad de Valparaíso, Chile & Instituto de Biología, Universidad de Valparaíso, Chile.

Isabel Sepúlveda Soto (issepulv@unap.cl)
Laboratorio de Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Belén Sepúlveda Soto (belensepulveda@unap.cl)
Laboratorio de Enología, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

Fabiola Sepúlveda Vásquez (Fabiola.sepulveda@uantof.cl)
Instituto de Ciencias Naturales Alexander Von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Chile.

Luis Silva Castro (enrique.msf@hotmail.com)
Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-ecológicos de Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile & Laboratorio de Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

José Soto Mamani (josotom@estudiantesunap.cl)
Laboratorio de Química Analítica y Ambienta, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Arturo Prat, Chile & Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural de Ecosistemas Socio-Ecológicos en Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile.

Alvaro Suazo Schwencke (asuazo@ubiobio.cl).
Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Bío-Bío, Chile.

Yoelvis Sulbaran Bracho (yoelvis.sulbaran@postdoc.uoh.cl)
Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Constanza Tapia Guerra (constanzatapia.g@gmail.com)
Programa de Magister en Políticas Públicas y Gobernanza Territorial (IPP), Universidad Católica del Norte, Chile.

Andrés Taucare Ríos (antaucar@unap.cl)
Laboratorio de Ecología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad Arturo Prat, Chile.

Víctor Tello Mercado (vetello@unap.cl)
Laboratorio de Entomología Agrícola, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile & Núcleo de Investigación en Agricultura para Ambientes Extremos, Universidad Arturo Prat, Chile.

Jesús Souza Troncoso (troncoso@uvigo.es)
Centro de Investigación Marina (CIM), Universidad de Vigo, Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal, Grupo ECOCOST, Vigo, España.

Raúl Valenzuela (Raul.valenzuela@uoh.cl)
Instituto de Ciencias de la Ingeniería (ICI), Universidad de O'Higgins, Chile & Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2), Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Rodrigo Villaseñor Castro (villasenor.castro@gmail.com)
HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile.

Tania Villaseñor (tania.villasenor@uc.cl)
Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

Patricio Winckler Grez (patricio.winckler@uv.cl)
Escuela de Ingeniería Oceánica, Universidad de Valparaíso, Chile. Centro de Investigación para la Gestión Integrada del Riesgo de Desastres, ANID, Chile & Centro de Observación Marino para Estudios de Riesgos del Ambiente Costero, Universidad de Valparaíso, Chile.

María Zuleta Barrientos (cotee.zb@gmail.com).
Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile, La Serena, Chile.

Carlos Zuleta-Ramos (czuleta@userena.cl).
Departamento de Biología, Universidad de La Serena, Chile & Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, España.

ÍNDICE

Prólogo II
Presentación VI
Agradecimientos VII
Autores & Afiliaciones VIII

CAPÍTULO 1
Cambio climático en zonas litorales de Chile: Definiciones y conceptos claves 2
1.1 Meteorología, Clima, Cambio Climático y Variabilidad Climática 3
1.2 Escalas Temporales y Cambio climático 6
1.3 Riesgo y sus Componentes 7
1.4 Mitigación y adaptación al cambio climático 13
1.5 Métodos de Evaluación del Riesgo y la Adaptación 16
1.6 Conclusiones 21
1.7 Referencias 22

CAPÍTULO 2
Cambio climático en Chile: Tendencias y proyecciones de variables oceanográficas 26
2.1 Introducción: Costas y océano de Chile 27
2.2 Variables en el ámbito de la ingeniería y gestión costera 30
2.3 Temperatura del aire y precipitación 32
2.4 Vientos y gestión portuaria 35
2.5 Oleaje y procesos litorales 36
2.6 Marea meteorológica y meteotsunamis 44
2.7 Nivel medio del mar 45
2.8 Nivel del mar extremo 53
2.9 Variables oceanográficas 55
2.10 Conclusiones 60
2.11 Referencias 61

CAPÍTULO 3
Cambio climático en la zona marina y litoral del norte de Chile 68
3.1 Variabilidad oceanográfica del evento El Niño 2023–2024 en la zona norte de Chile 69
3.2 Comparación de la secuencia y dinámica entre El Niño costero y El Niño canónico en el Pacífico Suroriental 75
3.3 Efectos de El niño-Oscilación del Sur (ENOS) sobre la producción del fitoplancton en el norte de Chile para el periodo 2014 y 2024 77
3.4 Hipoxia en la zona costera y su impacto sobre la pesca y la acuicultura en la Región de Tarapacá 84

3.5 Recursos hidrobiológicos para cultivos marinos y proyecciones de la actividad acuícola en la Región de Tarapacá bajo el escenario del cambio climático 86
3.6 Praderas de algas pardas como herramienta clave para evaluar los impactos del cambio climático en la Región de Tarapacá 89
3.7 Conclusiones 97
3.8 Referencias 99

CAPÍTULO 4
Biodiversidad de la biota marina y litoral del norte de Chile 104
4.1 Biodiversidad de peces costeros en las regiones de Tarapacá, Arica y Parinacota durante El Niño 2023-2024 105
4.2 Biodiversidad marina de la Región de Tarapacá y su relación con el cambio climático 109
4.3 Una primera aproximación a la diversidad oculta en sistemas costeros de la Región de Antofagasta 115
4.4 Variaciones en la biodiversidad en ambientes costeros de la Región de Antofagasta 117
4.5 Estudio de ensambles de peces costeros en la Región de Antofagasta mediante análisis de videotransectas 120
4.6 Principales estrategias de adaptación al cambio climático en zonas marinas y costeras del norte de Chile 123
4.7 Conclusiones 125
4.8 Referencias 127

CAPÍTULO 5
Umbrales fisiológicos de recursos pesqueros y acuícolas del norte de Chile bajo contexto ENOS y cambio climático 132
5.1 Introducción a la fisiología ambiental 133
5.2 ENOS y Cambio Climático 134
5.3 Umbrales fisiológicos y compatibilidad por recursos claves 136
5.4 Recursos pelágicos de la pesca industrial 139
5.5 Moluscos bivalvos de cultivo 140
5.6 Recursos bentónicos importantes para las Áreas de Manejo 142
5.7 Vulnerabilidades al cambio climático 147
5.8 Implicancias para la pesca, acuicultura y áreas de manejo en el norte de Chile 149
5.9 Gestión adaptativa al ENOS y Cambio Climático 150
5.10 Conclusiones 151
5.11 Referencias 152

CAPÍTULO 6
Efectos del cambio climático en especies terrestres del norte de Chile **160**
6.1 Preferencia y tolerancia térmica de artrópodos del norte de Chile: Implicancias en un escenario de cambio climático 161
6.2 Variabilidad interanual de frutos de *Strombocarpa strombulifera*: ¿existe un efecto real de los años ENSO? 164
6.3 Distribución potencial de la palomilla violeta *Leptotes trigemmatus* bajo diferentes escenarios de cambio climático 167
6.4 Ocurrencia de *Leptotes trigemmatus* 172
6.5 Distribución potencial de *Leptotes trigemmatus* 176
6.6 Distribución potencial de *Leptotes trigemmatus* bajo varios escenarios de cambio climático 178
6.7 Efecto del cambio climático sobre la distribución geográfica potencial de tres especies de abejas polinizadoras de tamarugos 180
6.9 Conclusiones 182
6.10 Referencias 187

CAPÍTULO 7
Suelos de desierto de Atacama en el contexto de cambio global **192**
7.1 Funciones del suelo 193
7.2 Catastro de suelos históricos del norte de Chile 195
7.3 Caracterización de los suelos de Tarapacá, Arica y Parinacota 203
7.4 Análisis exploratorio de muestras de suelo de Arica y Parinacota 217
7.5 Productividad de los suelo 221
7.6 Fitorremediación de los suelos de Tarapacá, Arica y Parinacota 229
7.7 Selección de plantas hiper-acumuladoras como estrategia de mitigación frente al cambio climático 233
7.8 Conclusiones 237
7.8 Referencias 239

CAPÍTULO 8:
Contaminantes emergentes en cuerpos de agua de la región de Coquimbo: Desafíos y perspectivas **250**
8.1 Introducción 251
8.2 Contaminantes emergentes y rutas de incorporación en los cuerpos de agua 253
8.3 Contaminantes emergentes y efectos sobre el ecosistema 255
8.4 Métodos de extracción e identificación de contaminantes emergentes 261
8.5 Tratamientos de eliminación de contaminantes emergentes 265

8.6 Contaminantes emergentes en cuerpos hídricos de la región de Coquimbo: una perspectiva desde el consumo de medicamentos 271
8.7 Estudios en muestras de agua en la Región de Coquimbo 274
8.8 Desafíos y perspectivas 278
8.9 Conclusiones 280
8.10 Referencias 281

CAPÍTULO 9:
Sistemas Socio-Ecológicos en Zonas Litorales de Chile en el Contexto del Cambio Global **294**
9.1 Una mirada integrada de los sistemas litorales 295
9.2 Contexto aplicable y ejemplos para analizar 306
9.3 Sistema socio-ecológico de Paposo 307
9.4 Sistema socio-ecológico de Huentelauquén 321
9.5 Conclusiones 331
9.6 Referencias 332

CAPÍTULO 10
Cambio global en ciudades litorales de Chile: La conurbación Coquimbo-La Serena como caso de estudio **338**
10.1 Introducción 339
10.2 Desarrollo de la conurbación La Serena-Coquimbo 341
10.3 Efectos del cambio climático en la conurbación 346
10.4 Patrimonio biocultural de la conurbación 349
10.5 Conclusiones 351
10.6 Referencias 352

CAPÍTULO 11:
Centinelas del Océano: Pinnípedos y cambio climático **358**
11.1 Introducción 359
11.2 Oceanografía en un contexto de cambio climático 362
11.3 Cambios en las corrientes y circulaciones oceánicas 367
11.4 Efectos del cambio climático sobre los pinnípedos 369
11.5 Efectos del cambio climático sobre los pinnípedos en Chile 379
11.6 Conclusiones 381
11.7 Referencias 383

CAPÍTULO 12:
Dinámica espacio-temporal y comportamental de peces de arrecifes rocosos en la bahía de Valparaíso (Chile) **392**
12.1 Introducción 393
12.2 Técnicas de monitoreo del conjunto de peces 396

12.3 Comunidad de peces de arrecifes rocosos templados 401
12.4 Abundancia de especies por estación del año 403
12.5 Variabilidad temporal y espacial de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados 405
12.6 Interacciones bióticas 409
12.7 Discusión general 409
12.8 Conclusiones 413
12.9 Referencias 414

CAPÍTULO 13:
Macrofauna de playas arenosas de Chile en el contexto de forzantes ambientales de gran escala y afectación por actividades antrópicas **422**
13.1 Introducción 423
13.2 Macrofauna intermareal de playas arenosas de la costa de Chile 424
13.3 Defensas costeras artificiales y macrofauna intermareal 428
13.4 Reconversión de hábitat y ensambles faunístico versus ciclo sísmico 430
13.5 Afectación de subsidios tróficos y de microhábitat 433
13.6 Contaminación lumínica 439
13.7 Conclusiones 443
13.8 Referencias 445

CAPÍTULO 14:
Humedales costeros de Chile central en el contexto del cambio global **452**
14.1 Humedales costeros de Chile central 453
14.2 Biodiversidad de humedales costeros 457
14.3 Amenazas a los humedales costeros 465
14.4 Conservación de Humedales Costeros 476
14.5 Conclusiones 481
14.6 Referencias 496

CAPÍTULO 15:
Residuos acuícolas y algas con potencial de uso en sistemas agrícolas de la Región de Los Lagos **502**
15.1 Contexto general y objetivos 503
15.2 Metodología 503
15.3 Resultados del estudio en invernadero 505
15.4 Resultados del estudio de incubación 507
15.5 Conclusiones 508
15.6 Referencias 508

CAPÍTULO 16:
Diversidad y estructura de la biota marina bentónica en fiordos y canales Subantárticos de Magallanes **510**
16.1 Invertebrados costeros en fiordos del Archipiélago de Tierra del Fuego 511
16.2 Área de estudio y Metodología 512
16.3 Composición taxonómica general 515
16.4 Estructura y diversidad bentónica de los fiordos fueguinos 517
16.5 Flora marina en tres sectores de la Región de Magallanes: Bahía Mansa, Seno Ballena y Seno Helado 519
16.6 Contribución al conocimiento de dinoflagelados bentónicos en la Ecorregión Subantártica de Magallanes 524
16.7 Conclusiones 529
16.8 Referencias 531

CAPÍTULO 17:
Vegetación y avifauna en el extremo austral de Magallanes **538**
17.1 Vegetación costera de la Región de Magallanes y catálogo de su flora vascular 539
17.2 Avifauna en fiordos de Tierra del Fuego: Integración de censos y ciencia abierta 551
17.3 Conclusiones 558
17.4 Referencias 559

CAPITULO 18:
Ecología trófica bentónica y contaminación emergente en Áreas Marinas Protegidas de Magallanes **564**
18.1 Ecología y estructura trófica bentónica en la Patagonia austral 565
18.2 Alcance metodológico del estudio 567
18.3 Señales isotópicas y vías de carbono en comunidades bentónicas 569
18.4 Basura marina en la zona costera del AMCP-MU y Parque Marino Francisco Coloane 573
18.5 Contaminantes plásticos en la columna de agua 573
18.6 Conclusiones 575
18.7 Referencias 576

CAPÍTULO 19:
Procesos oceanográficos y biogeoquímicos en fiordos glaciados de la Patagonia austral **582**
19.1 Zooneuston de fiordos con influencia glacial de la Región de Magallanes: su importancia para la vigilancia del cambio climático 583
19.2 Balance de nitrógeno y fósforo en Seno Ballena utilizando el modelo LOICZ 591
19.3 Cuantificación del aporte de agua dulce de los glaciares y batimetría de los fiordos Seno Ballena y Seno Helado 594
19.4 Conclusiones 598
19.5 Referencias 598

CAPÍTULO 20:
Aves marinas y cambio climático: Un ave endémica (*Pelecanus thagus*) de la corriente de Humboldt como estudio de caso **604**
20.1 Contexto general y antecedentes 605
20.2 Distribución potencial de *Pelecanus thagus* bajo diferentes escenarios de cambio climático 606
20.3 Registro más austral de *Pelecanus thagus* en Chile 607
20.4 Situación poblacional de *Pelecanus thagus* y percepción de los pescadores artesanales 607
20.5 Reflexiones sobre *Pelecanus thagus* y el cambio climático 608
20.6 Conclusiones 609
20.7 Referencias 609

1

CAPITULO

Cambio Climático en Chile: Definiciones y conceptos claves

Patricio Winckler Grez



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 2-24



CAPITULO 1: Cambio climático en zonas litorales de Chile- Definiciones y conceptos claves

Patricio Winckler Grez

Escuela de Ingeniería Oceánica, Universidad de Valparaíso, Chile. Centro de Investigación para la Gestión Integrada del Riesgo de Desastres, ANID, Chile. Centro de Observación Marino para Estudios de Riesgos del Ambiente Costero, Universidad de Valparaíso, Chile.

RESUMEN: El clima resulta de la interacción dinámica de subsistemas interconectados de la atmósfera, hidrósfera, criósfera, biosfera, litósfera y tecnósfera, que regulan los procesos naturales a escala planetaria. A diferencia de la meteorología, que se ocupa de fenómenos atmosféricos a corto plazo, la climatología analiza patrones a largo plazo, revelando tendencias globales y regionales. El cambio climático corresponde a variaciones persistentes en los promedios y la variabilidad del clima, influenciadas tanto por causas naturales como antropogénicas, siendo esta última responsable del acelerado calentamiento global desde la Revolución Industrial. La variabilidad climática, por su parte, engloba fluctuaciones naturales como ENSO (El Niño Southern Oscillation), SAM (Southern Annular Mode), o PDO (Pacific Decadal Oscillation), que actúan en distintas escalas temporales. La atmósfera y el océano mantienen un intercambio constante de energía y masa, generando efectos directos sobre oleaje, corrientes, nivel del mar y mareas meteorológicas. El aumento de la temperatura global intensifica estos procesos, elevando el nivel del mar por expansión térmica y deshielo. Comprender las diferencias entre meteorología, clima, variabilidad y cambio climático permite analizar con mayor precisión los fenómenos costeros y riesgos asociados. Este enfoque es clave para proyectar escenarios futuros, evaluar impactos y

diseñar medidas de adaptación que reduzcan la vulnerabilidad de los sistemas costeros frente a las transformaciones climáticas.

1.1 Meteorología, clima, cambio climático y variabilidad climática

Para empezar con claridad, creo oportuno definir conceptos como el ciclo hidrológico, el clima, el cambio climático, el riesgo y sus componentes, además de las medidas de mitigación y adaptación. Pero antes, ofrezco una mirada satelital (Figura 1.1) que permite dimensionar la escala espacial más grande a partir de la cual se desencadenan los procesos asociados al cambio climático. El planeta se compone de subsistemas interconectados, entre los que destacan la atmósfera, la hidrósfera, la criósfera, la biosfera y la litósfera, a los que se suma la recientemente bautizada tecnósfera, que surge como resultado del papel que cumple el ser humano en modificar los ciclos naturales (Zalasiewicz et al. 2017, Herrmann-Pillath 2018). Producto del ciclo hidrológico, los procesos atmosféricos mantienen una estrecha relación con la dinámica costera, canalizada a través de cuencas y ríos que transportan sedimentos, nutrientes, agua dulce y muchos contaminantes, de cordillera a mar. Así, el ciclo hidrológico permite vincular el clima (atmosférico) con el clima oceánico, término ligado a disciplinas como la oceanografía y la ingeniería costera. Pero ¿qué es el clima y cómo se distingue de la meteorología?, preguntaría un estudiante atento a las definiciones.

De acuerdo al Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC 2018) El clima se suele definir en sentido restringido como el estado promedio del tiempo y, más rigurosamente, como una descripción estadística del tiempo atmosférico en términos de los valores medios y de la variabilidad de las magnitudes correspondientes durante períodos que pueden abarcar desde meses hasta miles o millones de años. El período de promedio habitual es de 30 años, según la definición de la Organización Meteorológica Mundial[1]. Las magnitudes son casi siempre variables de superficie (p. ej., temperatura, precipitación o viento). Por su parte, el cambio climático corresponde al cambio que se manifiesta como alteraciones en los valores medios o la variabilidad de sus propiedades, y que persiste por décadas o más. Ahora bien, desde los albores de la Revolución Industrial, el acelerado calentamiento de la atmósfera ha provocado transformaciones mucho más vertiginosas que aquellas ocurridas desde la aparición del ser humano en la Tierra (Lovelock 2007), con profundas repercusiones en los sistemas oceánicos y costeros. En este sentido, se habla del cambio climático antropogénico, para distinguirlo de aquellos procesos que se darían si la presencia del ser humano.

1 https://wmo.int/es/node/20249

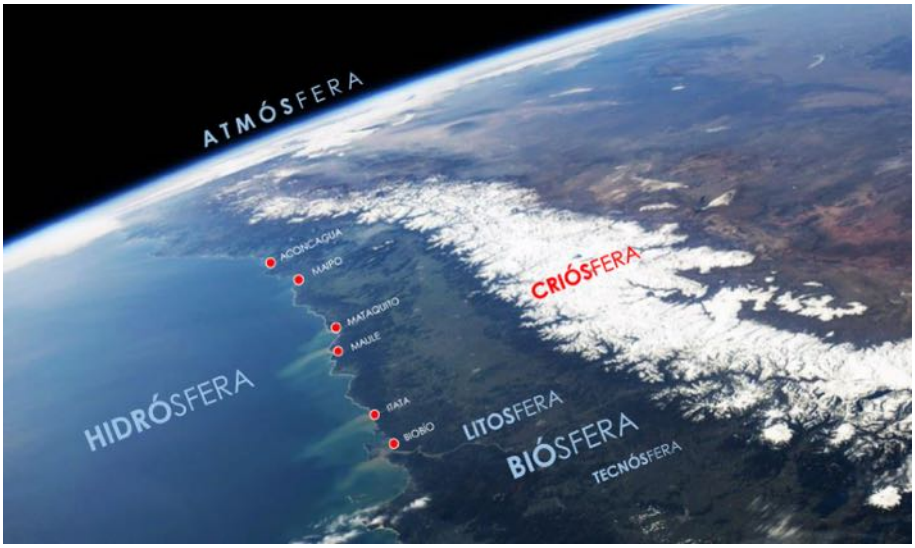


Figura 1.1. El sistema planetario se compone de la atmósfera, la hidrósfera (océanos, lagos y ríos), la criosfera (nieve y masas de hielo), la biosfera, la litósfera (superficie sólida) y la tecnosfera. Se ilustra la costa chilena y las desembocaduras de grandes ríos del centro-sur de Chile. Fotografía: Stuart Rankin / Flickr.

Acá cabe aclarar la diferencia entre la climatología y la meteorología, que, aunque estrechamente relacionadas, se diferencian en su enfoque y alcance temporal. La climatología estudia el clima a largo plazo, analizando patrones atmosféricos que definen las condiciones promedio de una región durante décadas o siglos. En cambio, la meteorología se centra en el estado del tiempo a corto plazo, pronosticando fenómenos atmosféricos para días o semanas. Mientras la climatología busca comprender tendencias globales y regionales, la meteorología proporciona información inmediata y útil para la vida cotidiana, la aviación, la agricultura y la gestión de desastres naturales. La Figura 1.2 muestra un ejemplo que ilustra la diferencia entre las escalas meteorológica, climática y el cambio climático asociados al oleaje en el Océano Pacífico.

Es fundamental también distinguir entre variabilidad climática y cambio climático: mientras la primera abarca las fluctuaciones naturales del sistema climático, el segundo implica cambios persistentes en el clima que pueden ser resultado de actividades humanas o de causas naturales (IPCC 2013). La variabilidad climática se refiere a las fluctuaciones en el estado promedio del clima y en otras características estadísticas, como la desviación estándar y la frecuencia de eventos extremos,

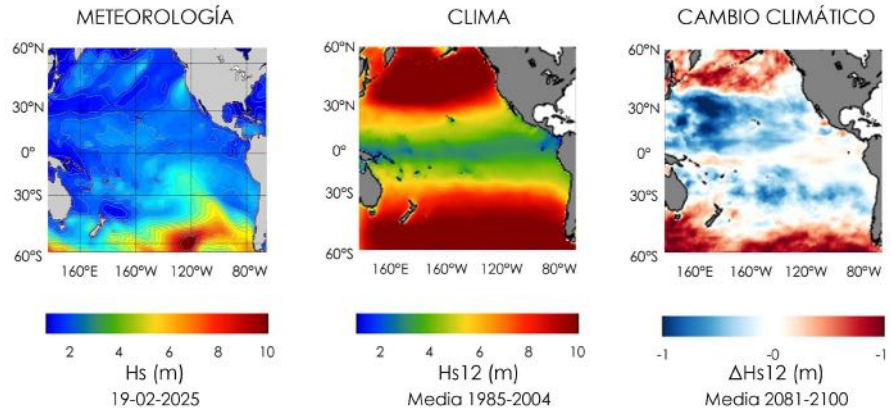


Figura 1.2. Campos de altura significativa de oleaje en el Océano Pacífico para el 19-02-2025 que representan dicha variable en escala meteorológica. El clima de oleaje se representa mediante el percentil 99% de la misma variable para un período histórico (1985-2004). El cambio climático se presenta mediante los cambios de dicha variable para una proyección a fin de siglo (2081-2100), respecto del período histórico. Elaboración propia.

que ocurren en diversas escalas temporales y espaciales más amplias que las de fenómenos meteorológicos individuales. Estas variaciones pueden originarse por procesos internos naturales del sistema climático, conocidos como variabilidad interna, o por cambios en forzamientos externos, tanto de origen natural como antropogénico, denominados variabilidad externa. La variabilidad climática se manifiesta mediante procesos cíclicos irregulares como ENSO (El Niño Southern Oscillation), SAM (Southern Annular Mode), y PDO (Pacific Decadal Oscillation).

Pero ¿cómo se vincula el cambio climático que ocurre en la atmósfera con el océano? Dado que estos son fluidos en estado gaseoso y líquido, respectivamente, mantienen un intercambio continuo de masa, energía y momentum. Este intercambio incide en dinámicas del medio marino, como el oleaje, las corrientes, el nivel del mar, la marea meteorológica y los meteotsunamis. Un ejemplo de esta interconexión es el vínculo entre los campos de presión atmosférica y de viento que son responsables de las mareas meteorológicas. Del mismo modo, el oleaje y las corrientes superficiales son consecuencia directa del forzamiento del viento sobre la superficie marina. Además, el aumento de la temperatura global impulsa la expansión térmica del océano y acelera el deshielo de los glaciares, procesos que en conjunto explican el incremento del nivel del mar. Otros factores, como la marea astronómica, los terremotos y los

tsunamis, no están directamente influenciados por el cambio climático, pero contribuyen a la compleja dinámica costera.

Para concluir este apartado, menciono ejemplos de estudios que analizan algunas de estas variables a escala meteorológica y climática. A escala meteorológica, hemos analizado eventos como la marejada y meteotsunami de agosto de 2015 en las costas de Chile y Perú (Carvajal et al. 2017, Winckler et al. 2017), episodios extremos y su vinculación con ríos atmosféricos en Rapa Nui (Carvajal et al. 2021), las marejadas de generación distante (swells) de diciembre de 2024 en la costa oeste de Sudamérica (Winckler et al. 2025), además al impacto de marejadas en peces (Polanco-Pérez. et al. 2021) y lobos marinos (Sepúlveda et al. 2020). En contraste, ejemplos de análisis a nivel climático los hay asociados a condiciones naturales (Winckler et al. 2020) y sus efectos en ciudades (Winckler et al. 2022a, León et al. 2023), puertos (Winckler et al. 2022b), playas (Winckler et al. 2023) y caletas de pescadores (Winckler et al. 2022a).

1.2 Escalas temporales y cambio climático

Las variables oceanográficas se pueden atribuir a diferentes fenómenos. Si, por ejemplo, se analiza el nivel del mar siguiendo un modelo aditivo (Figura 1.3), la tendencia a largo plazo está asociada al cambio climático (del orden de décadas a milenios) o al período intersísmico (del orden de décadas a centurias), que ocurre entre dos terremotos de gran magnitud. Las variaciones cíclicas regulares son atribuibles, por ejemplo, al ciclo diario de las mareas (12.42 horas), al ciclo característico de las mareas de sicigia y cuadratura (14.75 días) o a las oscilaciones estacionales (1 año). Las variaciones cíclicas irregulares se asocian a perturbaciones del nivel del mar debidas al oleaje, a la marea meteorológica, debido al descenso de la presión atmosférica y vientos hacia la costa (del orden de horas), o a meteotsunamis activados por fluctuaciones rápidas de la presión atmosférica (5 minutos a 2 horas). También, y a mayor escala temporal, está el aumento del nivel del mar durante la fase cálida del ciclo El Niño Oscilación del Sur (ENOS) o su reducción durante la fase opuesta, denominada La Niña (del orden de años). El ruido puede estar asociado a errores instrumentales o procesos físicos que desconocemos. Los cambios abruptos de la línea de costa se atribuyen a solevantamientos o subsidencias durante el ciclo sísmico; a tsunamis o intervenciones antrópicas. Naturalmente, que esta división de escalas puede aplicarse a cualquier variable en el ámbito de las geociencias. En este libro ponemos énfasis en las tendencias asociadas al cambio climático, relevando otros factores cuando sea necesario.

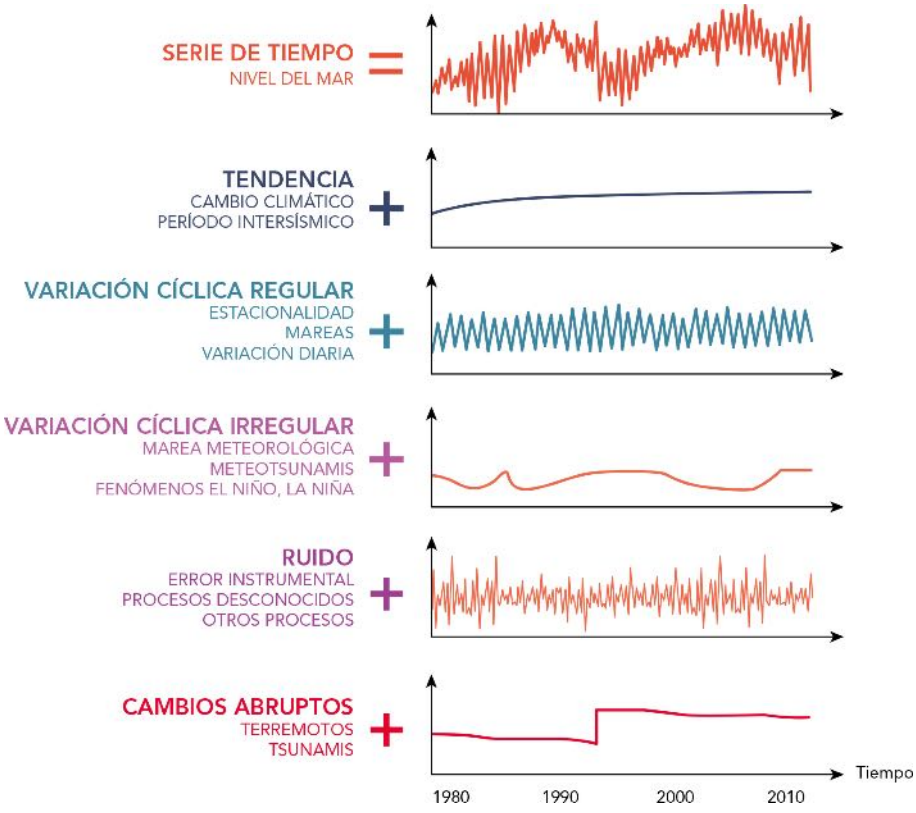


Figura 1.3. Descomposición de una serie de tiempo de nivel del mar mediante un modelo aditivo, donde los fenómenos se asumen independientes (Morales et al. 2019).

1.3 Riesgo y sus componentes

En la literatura existen muchas definiciones de las componentes del riesgo, desde las que se representan mediante escalas de colores en mapas (ver Figura 1.6), usualmente más afines a la geografía y el urbanismo, a métricas cuantitativas que definen probabilidades de fallo o costos económicos y que son de uso común en ingeniería. No obstante, en la evaluación del riesgo asociado al cambio climático es usual utilizar la propuesta por el IPCC en el documento Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability (O'Neil et al. 2022), y que se basa en la evaluación de los tres elementos que definen el riesgo: la amenaza[2], la exposición y la vulnerabilidad. La Figura 1.4 muestra un diagrama de hélice con las componentes del riesgo presente o futuro de un sistema. Las flechas blancas de la figura ilustran acciones de mitigación y adaptación para



Figura 1.4. Modelo conceptual del riesgo de cambio climático, según el IPCC (Adaptada de Figure 16.1, en O'Neil et al. 2022).

reducir el peligro, la exposición y/o vulnerabilidad. Las áreas verdes indican la capacidad de dichas acciones para reducir riesgo, hasta ciertos límites de adaptación, quedando un riesgo residual (en blanco) que no puede eliminarse. La transparencia del diagrama de la derecha refleja la incertidumbre sobre todas las componentes del riesgo futuro. Cabe notar que este esquema conceptual se utiliza recurrentemente en evaluaciones de riesgo sísmico y de tsunami en Chile.

Los riesgos costeros asociados al cambio climático son de diversa naturaleza y abarcan la inundación de asentamientos costeros, efectos sobre la operación de puertos y caletas pesqueras, efectos sobre la actividad turística por pérdida de playas, daños sobre obras portuarias, costeras e industriales, intrusión salina en acuíferos y afectaciones de zonas con patrimonio cultural y natural. En este texto abordaremos algunos de esos riesgos, desde una perspectiva práctica.

El primer paso para evaluar el riesgo de un sistema es conocer y caracterizar el sistema expuesto (Figura 1.5). La exposición corresponde a la presencia de personas, medios de subsistencia, especies, ecosistemas, funciones, servicios y recursos ambientales, infraestructura, activos económicos, sociales o culturales en lugares y entornos que podrían verse afectados. En este capítulo, recurro a una definición de la exposición que se define como aquellos sistemas ubicados bajo los 10 metros sobre el nivel del

2 Algunos autores hacen una distinción entre amenaza y peligro (IH Cantabria, 2023), pero es también común no hacer una distinción entre ambos. En inglés no existe dicha dualidad, pues se utiliza la palabra Hazard.

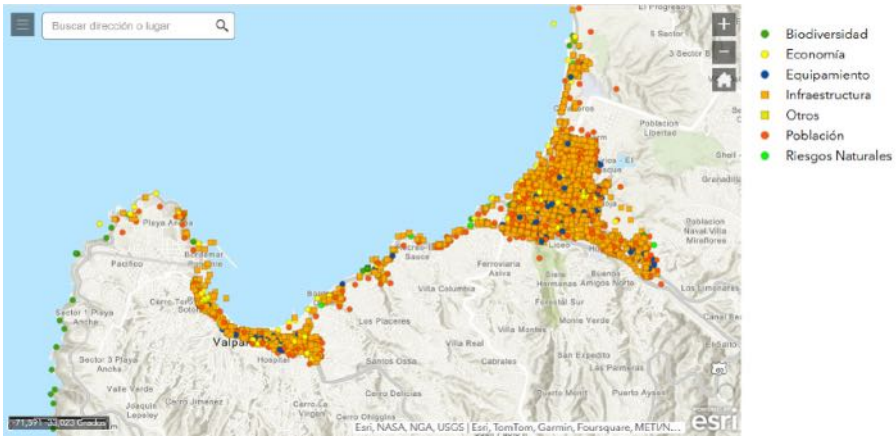


Figura 1.5. Ejemplo del inventario de exposición disponible en el Sistema Nacional de Información Ambiental. Se muestran las 7 categorías de exposición en Valparaíso.

mar (msnm), cota definida en la literatura como low elevated coastal zones (McGranahan et al. 2007), a partir de la cual abordamos el desafío de elaborar un catastro de aquellos sistemas ubicados en dicha zona. Luego de un proceso de estandarización, procesamiento y ensamblaje de diversas fuentes, además de la generación de un modelo de elevación digital en todo Chile (MMA 2019, Vol.2), el catastro quedó plasmado en el Visor de mapas del Sistema Nacional de Información Ambiental.

El catastro incluye 18.376 datos separados en 6 categorías (población, infraestructura, equipamiento, economía, sistemas naturales y otros), subdivididas a su vez en 76 tipos de entidades. Los datos son sorprendentes: de acuerdo al censo de 2017, el inventario identifica un total de 972.623 personas habitando en los primeros 10 msnm en el litoral de Chile. En dicha área se ubican 546 caletas pesqueras, 1.692 humedales, 256 campos dunares, 1.172 playas, 156 lugares de interés para la biodiversidad, 1.198 equipamientos (colegios, jardines infantiles y carabineros, entre otros), 171 terminales marítimos, 475 elementos de infraestructura costera y 477 asentamientos. Naturalmente, este catastro representa una "foto" del 2017 y no es dinámico como los sistemas costeros. Existen sistemas que apuntan a contar con información actualizada que debiéramos emular[3]. La amenaza es un proceso físico que puede ocasionar impactos a la salud, daños a la propiedad, pérdida de medios de sustento y de servicios, trastornos sociales, económicos o ambientales. En los sistemas costeros, las amenazas de origen meteorológico (marejadas, meteotsunamis y mareas meteorológicas) o climático (aumento del nivel del mar) también interactúan con otras de origen sísmico (terremotos, tsunamis

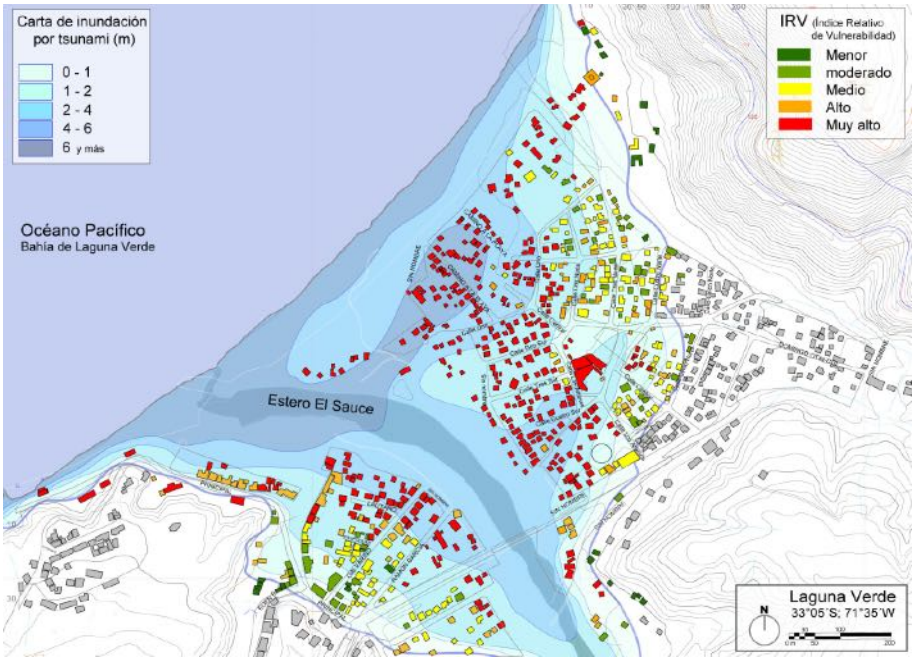


Figura 1.6. Ejemplo de un mapa de vulnerabilidad física en el poblado de Laguna Verde, elaborado el método PTVA-3 (Igualt et al. 2025).

y deformación del terreno), o antropogénico (cambio de uso de suelo), actuando en distintas magnitudes y escalas espacio-temporales.

Es por ello, que se ha ido popularizando el concepto de multi-amenaza que implica la consideración de varias amenazas, ya sean independientes, secuenciales o interrelacionadas, que pueden afectar a una comunidad, sistema o sociedad en un período determinado, teniendo en cuenta sus posibles interacciones y efectos combinados en la exposición y la vulnerabilidad. Puedes conocer dos ejemplos de este tipo de análisis en los trabajos de Sepúlveda et al. (2021, 2022) en los que calcula la amenaza de inundación por tsunami, incluyendo el aumento del nivel medio del mar y las mareas.

La vulnerabilidad es la propensión de un sistema costero a ser afectado negativamente y contempla la sensibilidad o susceptibilidad al daño y la falta de capacidad de respuesta y adaptación. Este concepto se divide en vulnerabilidad física y vulnerabilidad social, dimensiones complementarias del riesgo ante amenazas que se diferencian en sus enfoques. La vulnerabilidad física se refiere a su susceptibilidad estructural frente a amenazas como el aumento del nivel del mar, la erosión costera,

3 https://coast.noaa.gov/digitalcoast/

las marejadas y los tsunamis. Esta vulnerabilidad depende de factores como la geomorfología costera, la composición del suelo y la presencia de ecosistemas protectores, como humedales y playas. Según Nicholls et al. (2007), los asentamientos humanos y la urbanización sin medidas de adaptación agravan la vulnerabilidad, comprometiendo la resiliencia del sistema costero ante eventos extremos. La Figura 1.6 muestra, a modo de ejemplo, un mapa de vulnerabilidad física ante la amenaza de tsunami desarrollado en Laguna Verde (Igualt et al. 2025). En dicho estudio, identificamos también la amenaza asociada a marejadas que, aun cuando presentes (Winckler et al. 2025), tienen menor extensión. La vulnerabilidad social está determinada por factores socioeconómicos, como la densidad poblacional, el acceso a recursos, la capacidad de respuesta institucional y la desigualdad, los cuales influyen en la capacidad de una comunidad para enfrentar y recuperarse de desastres (Adger 2006).

El Impacto se refieren a los efectos del cambio climático en las vidas, los medios de vida, la salud, el bienestar, los ecosistemas y las especies, los bienes económicos, sociales y culturales, los servicios (incluidos los servicios ecosistémicos) y la infraestructura (IH Cantabria 2023). Los impactos pueden también denominarse consecuencias y pueden ser adversos o beneficiosos. Como aprendí en Hidrología con el Profesor Ludwig Stowhas, en la UTFSM, la magnitud del impacto está determinada por la intensidad, duración y frecuencia de dichos eventos. La intensidad se refiere a la severidad del fenómeno, la duración considera el tiempo de exposición del sistema al evento y la frecuencia alude a la recurrencia de estas amenazas en un periodo determinado, lo que influye en la capacidad de recuperación del ecosistema y de las comunidades costeras. La Figura 1.7 ilustra ejemplos de impactos costeros en la costa oeste de Sudamérica, producto de una marejada originada en el hemisferio norte (Winckler et al. 2025).

Existen metodologías que buscan describir los impactos de sistemas que son más complejos, donde hay a) múltiples sistemas potencialmente afectados por una amenaza, b) un sistema afectado por múltiples amenazas o c) múltiples sistemas potencialmente afectados por múltiples amenazas. Una forma de hacerlo es mediante las cadenas de impacto, que corresponden a una representación gráfica de cómo un cambio en alguna de las variables (o amenazas) climáticas de origen atmosférico o marino se propaga a través del sistema en riesgo a través de la generación de impactos directos e indirectos. Su función es facilitar la comprensión, visualización, sistematización y priorización de los factores climáticos que inducen el riesgo. En la literatura existen ejemplos de cadenas de

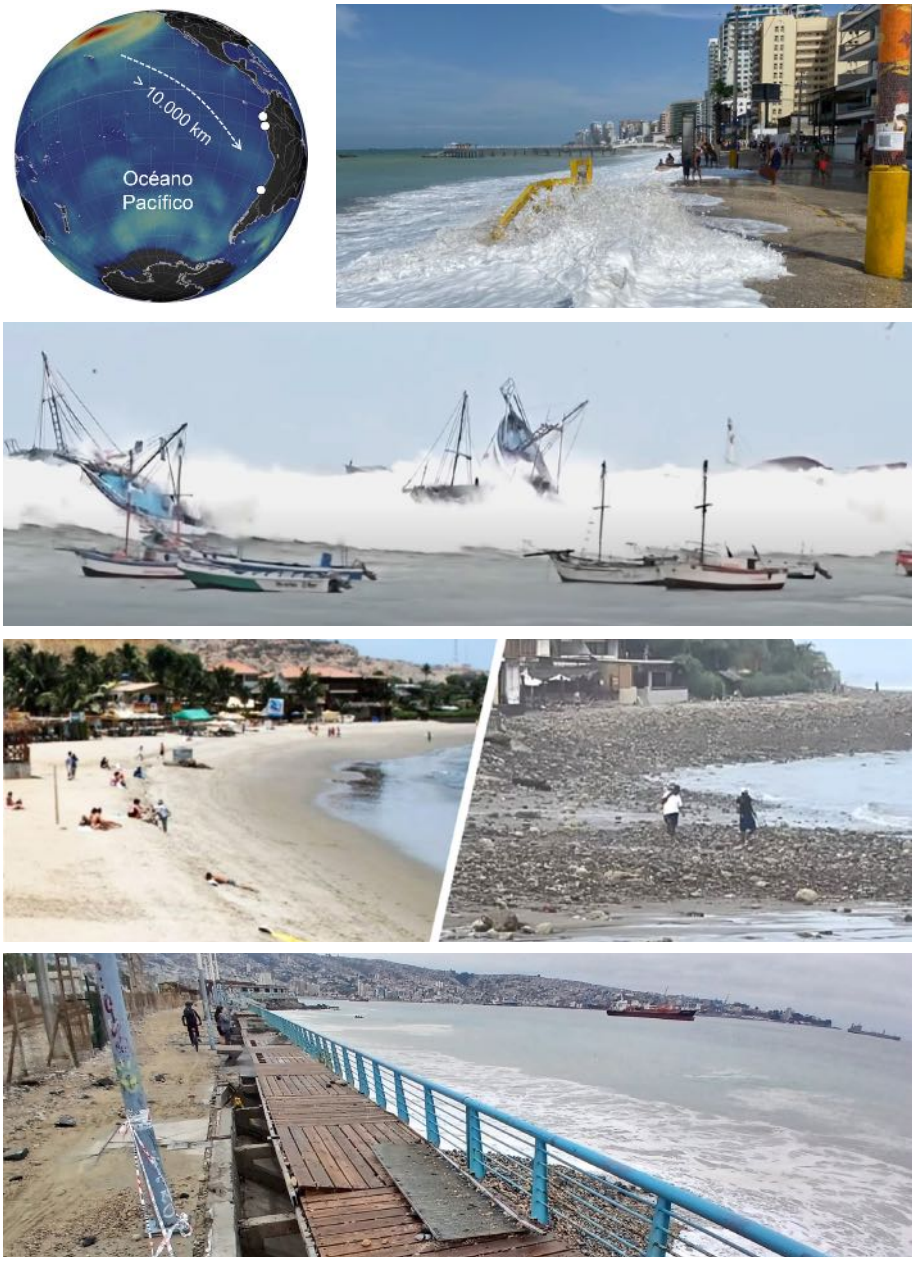


Figura 1.7. Ejemplos de impactos costeros en la costa oeste de Sudamérica, producto de una marejada originada en el hemisferio norte. a) Altura significativa el 2-12-2024 https://earth.nullschool.net/. b) Inundación en Salinas, Ecuador, c) Impactos en botes pesqueros en Lobitos, Perú, d) erosión costera en Mancora, Perú y e) daño en el Paseo Wheelwright en Valparaíso, Chile (Winckler et al. 2025).

impacto para sistemas costeros como los propuestos por Pramova et al. (2013) para impactos asociados a marejadas, aumento del nivel medio del mar, acidificación del océano, calentamiento del océano y cambios en la precipitación.

La Figura 1.8 muestra una cadena de impacto asociada a marejadas en pastos marinos, arrecifes de coral, comunidades costeras y manglares, propuesta por Pramova et al (2013) y que también se reproduce en la Guía para el análisis de riesgos y la adaptación al cambio climático en la costa (IH Cantabria 2023).

1.4 Mitigación y adaptación al cambio climático

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC 1992) identifica dos tipos de medidas para combatir este fenómeno: mitigación y adaptación. La mitigación busca reducir las emisiones y aumentar captura de los gases de efecto invernadero en tanto que la adaptación se orienta a la reducción de la vulnerabilidad ante los distintos efectos derivados del cambio climático y suelen ser muy locales. En este texto, me enfoco en las medidas de adaptación, pues las de mitigación exceden el alcance de la ingeniería costera. Excepciones, como las medidas que toma la industria naviera para reducir las emisiones utilizando combustibles limpios, debieran buscarse en la literatura especializada. Estas medidas pueden consistir en políticas, estrategias, leyes, planes y proyectos, aunque en este texto me enfoco en medidas de infraestructura, preservación o conservación de sistemas naturales como las ilustradas en Figura 1.9. Esta figura ha sido adaptada de diversas fuentes (e.g., USACE 2015) y escrita en forma de verbos (no sustantivos) para simbolizar acciones.

En la última década se han desarrollado múltiples iniciativas de adaptación, especialmente en países desarrollados. En los Estados Unidos, por ejemplo, se cuenta con muy buenos ejemplos, algunos de los cuales se presentan en la Figura 1.10. Ejemplos destacables son el Plan Maestro de Resiliencia Costera de Virginia, en EE. UU. (DCR 2021), que contempla mapas a nivel estatal de amenazas, exposición de diferentes sistemas y medidas de adaptación, el Atlas de adaptación de la Bahía de San Francisco (SFEI-SPUR 2019) y el proyecto Climate Ready Boston (CRBSC 2016).

La serie de tres volúmenes Engineering With Nature: An Atlas (Bridges et al. 2018, 2021, Tritinger et al. 2024) del USACE presenta proyectos que integran procesos naturales en soluciones de ingeniería (Figura 1.11).

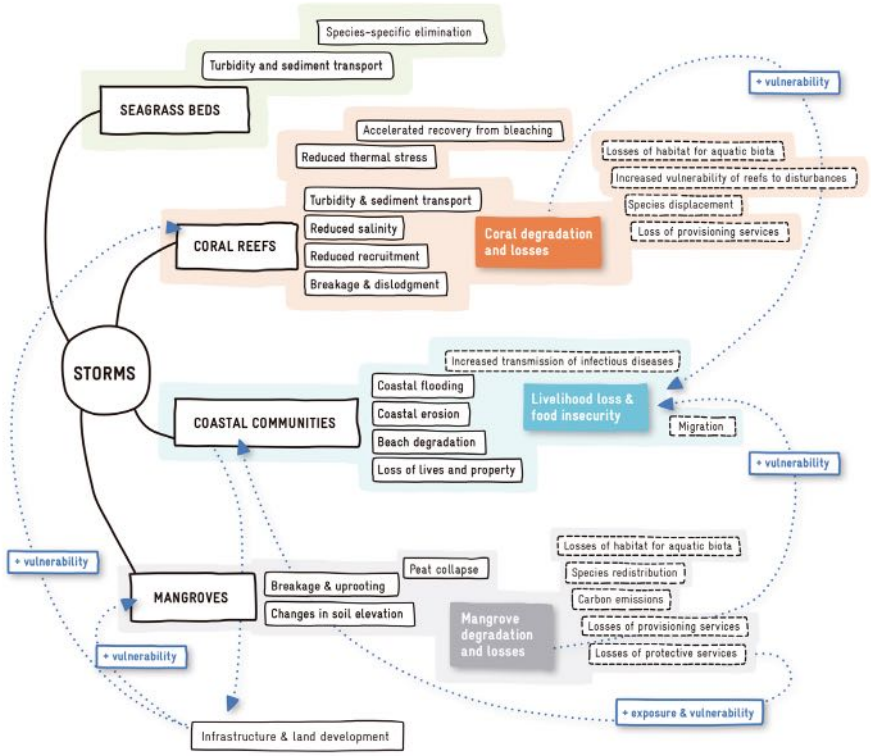


Figura 1.8. Cadena de impacto asociada a marejadas en pastos marinos, arrecifes de coral, comunidades costeras y manglares (Pramova et al. 2013).



Figura 1.9. Medidas de adaptación costera ante diferentes amenazas de aumento del nivel del mar. Elaboración propia.



Figura 1.10. Ejemplos de planes y atlas de adaptación en Virginia, San Francisco y Boston.



Figura 1.11. Engineering With Nature: An Atlas (Bridges et al. 2021, Tritinger et al. 2024).

La serie destaca cómo la colaboración entre disciplinas puede generar beneficios económicos, ecológicos y sociales. Cada volumen presenta estudios de caso organizados según cuatro principios clave: eficiencia operativa mediante ciencia e ingeniería, maximización del beneficio a través de procesos naturales, aumento del valor social y ecológico, y procesos colaborativos con partes interesadas. La serie busca inspirar la adopción de soluciones basadas en la naturaleza en proyectos de infraestructura.

La Guía para el análisis de riesgos y la adaptación al cambio climático en la costa (IH Cabtabria 2023), que fue desarrollada por el IH Cantabria con la colaboración de profesionales de 17 países de Latino América, presenta un procedimiento para desarrollar de medidas de adaptación que vale la pena considerar (Figura 1.12).

Si bien a nivel mundial abundan los ejemplos de medidas de adaptación, resulta notoria la escasez de referencias en costas tectónicamente activas, como el litoral occidental de América del Sur (Winckler et al. 2020). Gran parte de las soluciones disponibles se han desarrollado en costas estables que no son sometidas a procesos de subsidencia y solevantamiento costero derivados de la actividad sísmica. Estos fenómenos, lejos de ser marginales, pueden alcanzar magnitudes comparables, e incluso superiores, a los cambios inducidos por el propio cambio climático. Esta ausencia de referentes nos obliga a repensar las estrategias de adaptación, incorporando la interacción entre los procesos climáticos y los tectónicos en una de las franjas litorales más dinámicas del planeta.

1.5 Métodos de evaluación del riesgo y la adaptación

La Guía para el análisis de riesgos y la adaptación al cambio climático en la costa IH Cantabria (2023)[4], propone tres métodos de evaluación del riesgo cuya complejidad, en orden incremental, es la siguiente:

- Nivel 1: se basa en el análisis cualitativo basado en criterio experto[5].
- Nivel 2: se basa en la evaluación cuantitativa del riesgo mediante indicadores.
- Nivel 3: se basa en información con alta resolución espacial, el modelado de los impactos y la caracterización geoespacial de los riesgos y consecuencias.

Un ejemplo de Nivel 2 es el Atlas de Riesgos Climáticos, ARCLIM[6], portal que desarrollamos en 2019 junto a un grupo de 95 expertos para el Ministerio del Medio Ambiente, en el marco de la COP25. ARClim contiene 55 mapas de riesgo climático para Chile que permiten comparar el riesgo relativo entre sistemas. En la zona costera, ARCLIM incluye cuatro sistemas: a) el aumento de downtime en 545 caletas de pescadores[7] y b) 8 puertos estatales[8], c) la erosión de 45 playas[9] y d) el anegamiento de 433 asentamientos costeros[10].

El riesgo se calcula comparando una amenaza en un período histórico (1985-2004) y una proyección asociada al escenario RCP 8.5 (2026-2045), asumiendo que la exposición y la vulnerabilidad no cambian.

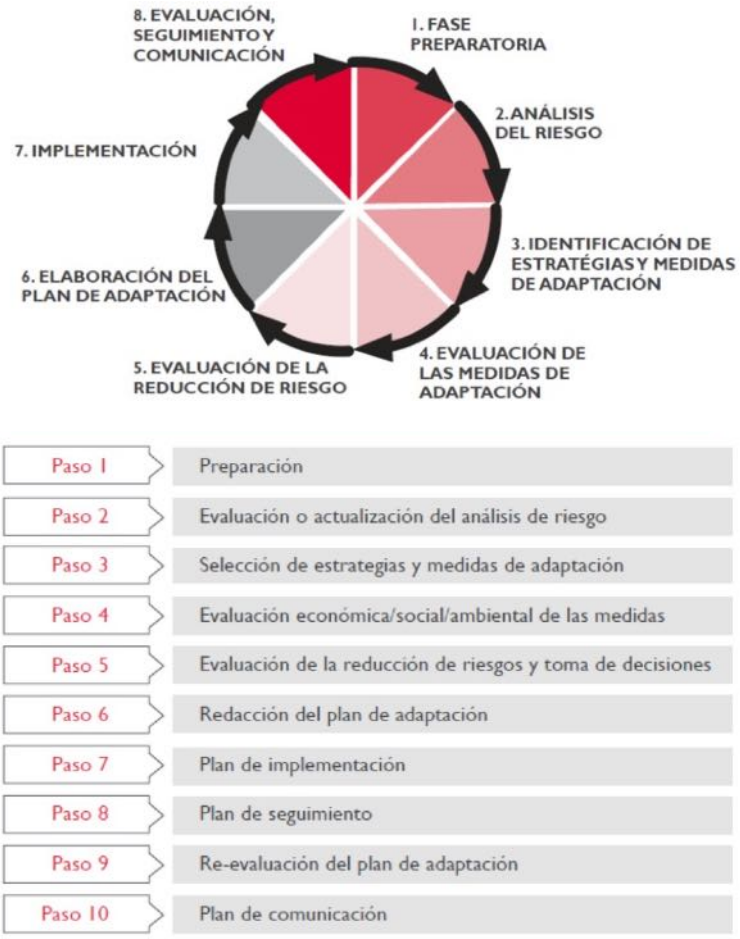


Figura 1.12. Pasos contemplados en un plan de adaptación (IH Cabtabria). 2023).

Las componentes del riesgo se expresan con índices entre 0 y 1, cuyo cálculo se especifica en Winckler et al. (2020)[11]. A partir de este trabajo publicamos la aplicación de ARCLIM en el aumento de downtime en caletas y en la inundación de asentamientos costeros (Winckler et al. 2022). La Figura 1.13 ilustra el riesgo del cambio climático asociado a la inundación en 433 asentamientos costeros debido a la combinación del aumento del nivel medio del mar y las marejadas.

La Ley Marco de Cambio Climático (N°21.455, 2022), consolidó el uso de ARCLIM en instrumentos como el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, la Evaluación Ambiental Estratégica y los instrumentos de planificación territorial. No obstante, en su configuración actual, no ofrece detalle al interior de una comuna o de un sistema unitario

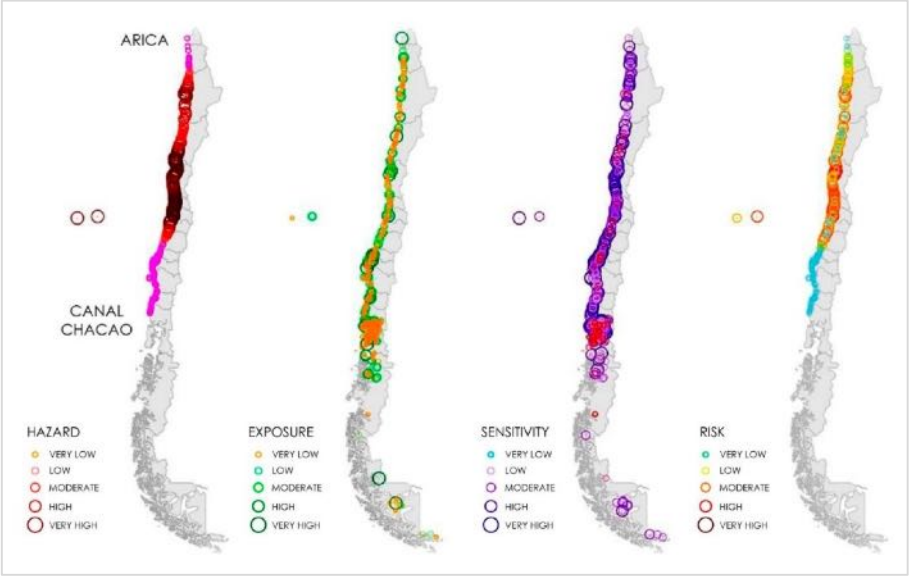


Figura 1.13. Ejemplo de un análisis de nivel 2: Riesgo del cambio climático asociado al anegamiento debido a la combinación del aumento del nivel medio del mar y las marejadas en 433 asentamientos costeros. Tomado de Winckler et al. (2022) y disponible en ARCLIM.

(como un puerto, una caleta o una ciudad costera). También limita su uso el hecho de que el riesgo y sus componentes estén normalizados, lo que, si bien permite la comparación relativa entre sistemas, imposibilita el cálculo absoluto del riesgo como una probabilidad de fallo o el costo económico en un futuro.

Los métodos de Nivel 3 permiten evaluar, con una mayor resolución espacial, los efectos del cambio climático costero dentro de una

[4]En la Guía participamos, como revisores chilenos, Gladys Santis (Ministerio del Medioambiente) Cristian Pérez (Global Nomad), Roberto Agredano, y Manuel Contreras-López. Contribuimos además a una sección denominada “Estudios de riesgo de CC en las costas de Chile.” (176-183)

[5]En mi experiencia, los métodos de nivel 1 se utilizan convencionalmente en reuniones prospectivas con entidades como los Ministerios del Medioambiente, Defensa, Medio Ambiente y en niveles directivos de empresas vinculadas con el quehacer marítimo portuario.

[6]https://arclim.mma.gob.cl/

[7]https://arclim.mma.gob.cl/atlas/view/caletas_pescadores/

[8]https://arclim.mma.gob.cl/atlas/view/puertos_cbit/

[9]https://arclim.mma.gob.cl/atlas/view/playas/

[10]https://arclim.mma.gob.cl/atlas/view/asentamientos_costeros/

[11]https://arclim.mma.gob.cl/media/informes_consolidados/14_Zonas_Costeras_B.pdf

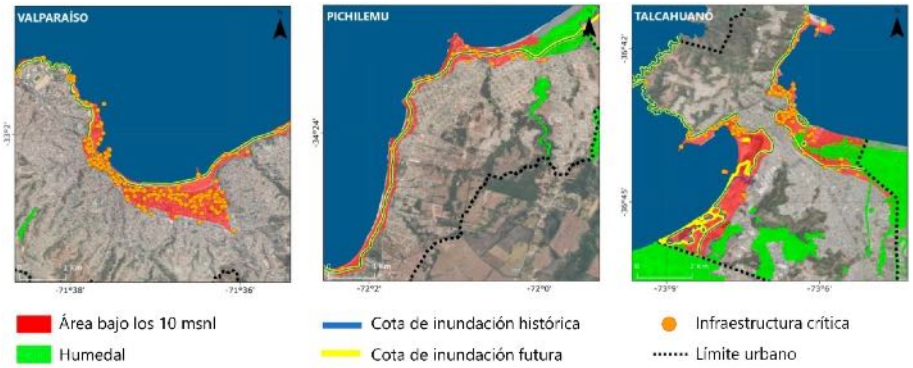


Figura 1.14. Ejemplo de un análisis de nivel 3, donde se muestra el área ubicada bajo los 10 metros sobre el nivel del mar. Tomado de León et al. (2023).

comuna. Por ejemplo, con arquitectos urbanistas analizamos cómo los Planes reguladores Comunales (PRC) de 12 municipios costeros de Chile respondían ante la inundación costeras (León et al. 2023). Estos municipios fueron seleccionados para un análisis de Nivel 3 a partir de un índice comunal de exposición (Nivel 2) propuesto en MMA (2019b) -también publicado en León et al. (2023) que permitió ordenar las comunas costeras en función de su exposición. Luego comparamos los niveles de inundación obtenidas mediante un esquema relativamente simple de modelación numérica entre una ventana histórica (1985-2004) y un futuro posible (2026-2045) según el escenario climático RCP8.5.

La Figura 1.14 muestra un ejemplo de resultados obtenidos mediante el análisis de Nivel 2 en 3 de las 12 comunas analizadas por un equipo interdisciplinario de arquitectos, urbanistas e ingenieros (León et al. 2023). Entre otros resultados, concluimos que las inundaciones en las 12 comunas podrían afectar el 3,7% de las áreas urbanas, el 14,6% de las infraestructuras críticas y el 22,7% de los humedales durante el período histórico, valores que aumentarían a 7,5%, 23,9% y 24,9%, respectivamente, en una proyección. Además, las zonas residenciales en riesgo podrían multiplicarse por 9,2. Comentario aparte merece el hecho de que solo 4 municipios han clasificado las zonas inundables como áreas de riesgo.

Los métodos de nivel 3 pueden ser bastante más finos y servir para el diseño de obras costeras. En el libro Costas de Chile (Morales et al. 2019), hacemos una compilación de modelos de propagación de oleaje y de respuesta morfodinámica de una playa para la marejada del 8 de agosto de 2015 en Viña del Mar, que reproduzco en la Figura 1.15. El panel a)

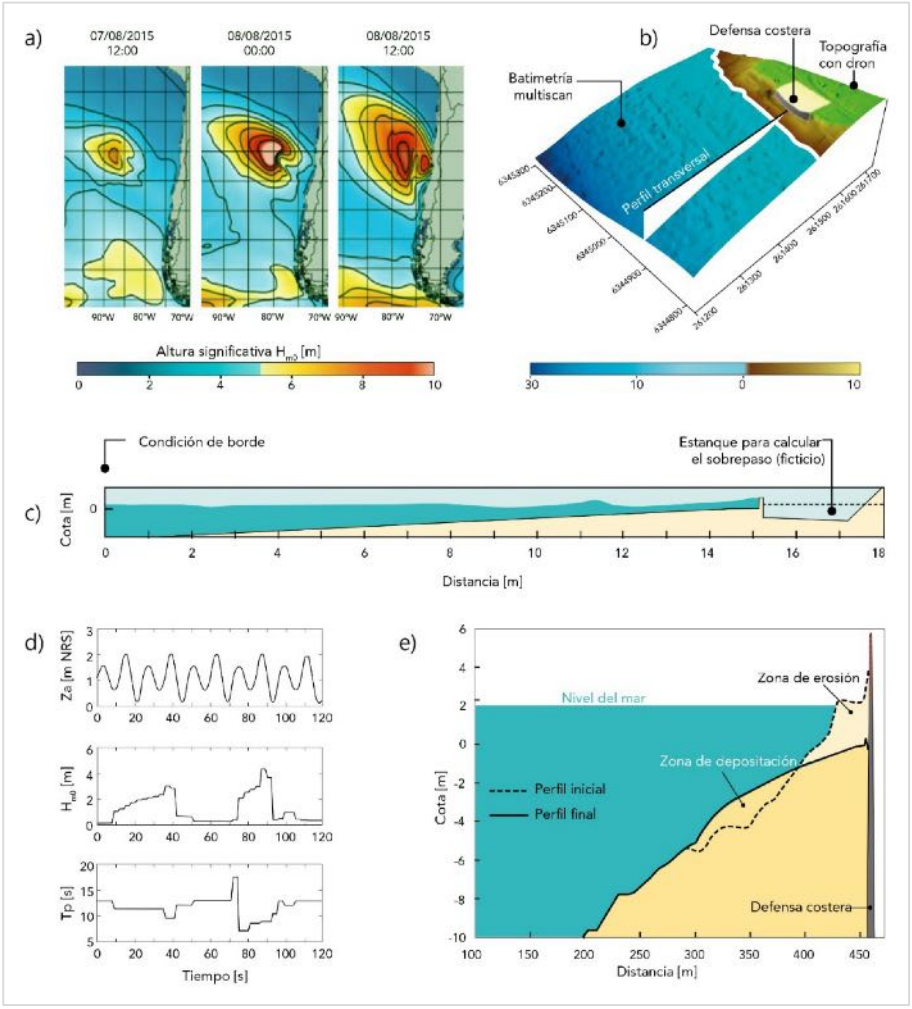


Figura 1.15. Ejemplo de un análisis de nivel 3 aplicado a modelos de propagación de oleaje y de respuesta morfodinámica de playa para la marejada del 8 de agosto de 2015 en Viña del Mar. Incluido en el texto Costas de Chile. (Morales et al., 2019). a) Altura significativa de oleaje obtenida del modelo Wavewatch III. b) Topobatimetría levantada en un sitio, incluyendo un perfil utilizado en la modelación. c) Modelo olaFOAM, a escala 1:30, utilizado para el cálculo de sobrepaso en la defensa costera. d) Series de tiempo de las forzantes de marea astronómica (Za), altura significativa (Hm0) y el período peak (Tp) a 20 m de profundidad. e) Respuesta de playa al momento de máxima socavación, en el perfil indicado en b.

muestra la altura significativa de oleaje obtenida del modelo Wavewatch III. El panel b) ilustra la topobatimetría levantada en el sitio, incluyendo un perfil utilizado en la modelación. El panel c) muestra una sección transversal del modelo olaFOAM, a escala 1:30, utilizado para el cálculo de sobrepaso en la defensa costera. El panel d) presenta las series de tiempo de las forzantes de marea astronómica (Za) y oleaje; este último especificado mediante altura significativa (Hm0) y el período peak (Tp) a 20 m de profundidad. Finalmente, el panel e) muestra la respuesta de playa al momento de máxima socavación, en el perfil indicado en b. Mediante todos estos modelos, se puede diseñar la defensa costera esquematizada en el panel b).

1.6 Conclusiones

El análisis de los procesos meteorologicos, clima, cambio climático y variabilidad climática permite comprender la complejidad de los fenómenos que determinan el funcionamiento del sistema climático global y su estrecha relación con el océano. La distinción entre escalas temporales y espaciales resulta esencial para interpretar adecuadamente los fenómenos atmosféricos y oceánicos, así como sus implicancias sobre los ecosistemas costeros. El cambio climático actual, acelerado por la actividad humana, se expresa en alteraciones sostenidas de los patrones climáticos, intensificación de eventos extremos y aumento del nivel del mar, lo que genera múltiples riesgos para comunidades y sistemas naturales.

La comprensión de estos procesos no solo entrega una base conceptual sólida, sino que constituye una herramienta clave para el diseño de estrategias de adaptación y mitigación. Integrar la ciencia del clima con la gestión costera permite anticipar escenarios futuros y fortalecer la resiliencia frente a amenazas múltiples y combinadas. Este enfoque interdisciplinario, que vincula meteorología, climatología, oceanografía e ingeniería costera, es fundamental para abordar de manera efectiva los desafíos asociados al cambio climático en Chile y en otras regiones vulnerables, donde la interacción entre procesos naturales y antrópicos condiciona la sostenibilidad de los territorios.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

1.7 Referencias

Adger WN (2006). Vulnerability. Global Environmental Change, 16(3), 268-281.

Bridges TS, Bourne EM, King JK, Kuzmitski HK, Moynihan EB & Suedel BC (2018). Engineering with Nature: An Atlas. ERDC/EL SR-18-8. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.

Bridges TS, Bourne EM, Suedel BC, Moynihan EB & King JK (2021). Engineering with Nature: An Atlas, Volume 2. ERDC SR-21-2. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.

Carvajal M, Contreras-López M, Winckler P & Sepúlveda I (2017). Meteotsunamis occurring along the Southwest Coast of South America during an intense storm. Pure and Applied Geophysics. 174: 3313-3323.

Carvajal M, Winckler P, Garreaud R, Igualt F, Contreras-López M, Averil, P... & Breuer WA (2021). Extreme sea levels at Rapa Nui (Easter Island) during intense atmospheric rivers. Natural Hazards 106: 1619-1637.

Castilla JC, Meza FJ, Vicuña S, Marquet PA & Montero JP (2019). Cambio climático en Chile. Ciencia, Mitigación y Adaptación. Ediciones UC. Santiago, Chile.

CMNUCC (1992) United Nations Framework Convention on Climate Change. FCC/INFORMAL/84/Rev.1. GE.14-20481. (E). https://unfccc.int/sites/default/files/convention_text_with_annexes_english_for_posting.pdf

CRBSC (2016). Climate Ready Boston. https://www.boston.gov/sites/default/files/file/2023/03/2016_climate_ready_boston_executive_summary_1.pdf

DCR (2021). Virginia Coastal Resilience Master Plan. https://www.dcr.virginia.gov/crmp/plan

Herrmann-Pillath C (2018). The case for a new discipline: technosphere science. Ecological economics. 149: 212-225.

Igualt F, Breuer WA, Winckler P & Contreras-López M. (2025). Comprendiendo los factores que incrementan la vulnerabilidad ante inundaciones en asentamientos costeros irregulares en Chile: El caso de Laguna Verde. Revista de Estudios Latinoamericanos sobre Reducción del Riesgo de Desastres REDER 9: 15-31.

IH Cantabria (2023). Guía para el análisis de riesgos y la adaptación al cambio climático en la costa. https://adaptecca.es/sites/default/files/documentos/doc00_guia_analisis_de_riesgos_y_adaptacion_al_cc.pdf

IPCC (2013). Glosario [Planton, S. (ed.)]. En: Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I. Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Stocker, T.F. et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.

IPCC (2018). Anexo I: Glosario [Matthews J.B.R. (ed.)]. En: Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/10/SR15_Glossary_spanish.pdf

León J, Winckler P, Vicuña M, Guzmán S & Larraguibel C (2023). Assessing the role of land-use planning in near future climate-driven scenarios in Chilean coastal cities. Sustainability 15: 3718.

Lovelock J (2007). La Venganza de la Tierra: La Teoría de Gaia y el Futuro de la Humanidad. Editorial Planeta. Barcelona, España.

Mcgranahan G, Balk D & Anderson B (2007). The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. Environment and urbanization 19: 17-37.

MMA (2019). Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile, Winckler, P. et al, Santiago, Chile.

Morales EY, Winckler P & Herrera M (2019). Costas de Chile. Medio Natural, Gestión Costera, Ingeniería Oceánica y Cambio Climático. SHOA, CONA y UV. 2020. ISBN: 978-956-235-031-0. www.cona.cl/pub/libros/Costas_de_Chile.pdf

Nicholls RJ, Wong PP, Burkett V, Woodroffe CD & Hay J (2007). Climate change and coastal vulnerability assessment: scenarios for integrated assessment. Sustainability Science 2: 9-14.

O'Neill BM, van Aalst Z, Ibrahim Z, et al. (2022): Key Risks Across Sectors and Regions. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, et a. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2411–2538.

Polanco-Pérez J, Search F V, Winckler P, Ochoa-Muñoz MJ & Landaeta M (2021). Unexpected effects of coastal storms on trophic ecology of two rocky reef fish species. Marine Biology, 168: 20.

Pramova E, Chazarin F, Locatelli B & Hoppe M (2013). Climate change impact chains in tropical coastal areas. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

Tritinger A, Hubbard Z, Chambers CE, Suedel BC, Bourne EM, Moynihan EB, Mohan RK & King JK (2024). Engineering With Nature: An Atlas, Volume 3. ERDC SR-24-2. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.

Sepúlveda M, Quiñones RA, Esparza C, Carrasco P & Winckler P (2020). Vulnerability of a top marine predator to coastal storms: a relationship between hydrodynamic drivers and stranding rates of newborn pinnipeds. Scientific Reports 10: 12807.

Sepúlveda I, Haase JS, Liu PL-F, Grigoriu M & Winckler P (2021). Non-stationary probabilistic tsunami hazard assessments incorporating climate-change-driven sea level rise and application to South China Sea. Earth's Future 9: e2021EF002007. IF: 7.27.

Sepúlveda I, Haase JS, Liu PL-F, Grigoriu M & Winckler P (2022). Non-stationary probabilistic tsunami hazard assessments compounding tides and sea level rise. Earth's Future 10: e2022EF002965. IF: 8.852

SFEI-SPUR (2019). San Francisco Bay Shoreline Adaptation Atlas. https://www.sfei.org/projects/san-francisco-bay-shoreline-adaptation-atlas
USACE (2015). North Atlantic Coast Comprehensive Study Resilient Adaptation to Increasing Risk.

Winckler P, Contreras-López M, Campos-Caba R, Beyá JF & Molina M. (2017). El temporal del 8 de agosto de 2015 en las regiones de Valparaíso y Coquimbo, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research (LAJAR) 45: 622-648.

Winckler P, Aguirre C, Farías L, Contreras-López M & Masotti I (2020). Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological and oceanographic variables along the Chilean continental coastal zone. Climatic Change 163: 633-652.

Winckler P, Contreras-López M, Garreaud R, Meza F, Larraguibel C, Esparza C, Gelcich S, Falvey M, Mora J.. (2022a). Analysis of climate-related risks for Chile's coastal settlements in the ARClim web platform. Water 14 (22): 3594.

Winckler, P., Agredano, R., Esparza, C., Melo, O., Sactic, M. I., Martínez, C. (2023). Projections of beach erosion and associated costs in Chile. Sustainability 15(7): 5883. IF: 3.889.

Winckler P, Correa S, Garreaud R & Carvajal M (2025). The late december 2024 North Pacific swells on South American coasts. Natural Hazards 121: 14487-14511.

Zalasiewicz J, Williams M, Waters CN, Barnosky AD, Palmesino J, Rönnskog AS... & Grinevald J (2017). Scale and diversity of the physical technosphere: A geological perspective. The Anthropocene Review 4(1): 9-22.

2 CAPITULO

Cambio Climático en Chile-Tendencias y Proyecciones de Variables Oceanográficas

Patricio Winckler Grez



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 26-66



CAPITULO 2: Cambio climático en Chile-Tendencias y proyecciones de variables oceanográficas

Patricio Winckler Grez

Escuela de Ingeniería Oceánica, Universidad de Valparaíso, Chile. Centro de Investigación para la Gestión Integrada del Riesgo de Desastres, ANID, Chile & Centro de Observación Marino para Estudios de Riesgos del Ambiente Costero, Universidad de Valparaíso, Chile.

RESUMEN: En un país de más de 4.000 km de costa y fuertes gradientes latitudinales, entender cómo el clima reconfigura el océano es clave para planificar territorio e infraestructura. En este capítulo se sintetizan tendencias históricas y proyecciones de variables críticas para la gestión e ingeniería costera de Chile, dominadas por el Sistema de la Corriente de Humboldt y forzadas por el Anticiclón del Pacífico Sur, los vientos del oeste y la variabilidad ENSO/SAM/PDO. Históricamente, aumentan las temperaturas del aire y disminuye la precipitación en la zona centro-sur, reduciendo caudales y afectando humedales costeros; los vientos paralelos se intensifican y migran al sur, expandiendo la surgencia. El clima de oleaje muestra alzas en altura significativa (~0,1–0,4 m desde 1980–2015) y mayor frecuencia de marejadas, mientras la marea meteorológica suele ser secundaria frente a la astronómica y al oleaje. El nivel relativo del mar no exhibe una tendencia uniforme por deformaciones corticales del ciclo sísmico, pero el nivel absoluto aumenta y dominará en escalas de varias décadas o a lo largo del siglo. Hacia mediados y fines de siglo se proyectan calentamiento oceánico, leve aumento de período y giro al sur del oleaje, cambios regionales del viento, descenso de oxígeno disuelto y mayor acidificación; el nivel medio del mar absoluto podría rondar ~0,6 m bajo SSP5-8.5. Se revisan enfoques de modelación (espectral, fase,

CFD) y el cálculo de niveles extremos integrando forzantes oceánicos, atmosféricos y tectónicos.

2.1 Introducción: Costas y océano de Chile

El cambio climático está asociado con el calentamiento y condiciones climáticas extremas que impactan el ambiente humano y los sistemas terrestres, pero también tiene profundos efectos en el océano, probablemente el sistema más importante del planeta para mantener la vida (Kleypas 2019). El cambio climático antropogénico se expresa en cambios acelerados en la temperatura ambiente, las precipitaciones, los vientos, las corrientes marinas, el nivel del mar, los ciclos biogeoquímicos, la acidificación y la disponibilidad de oxígeno en la columna de agua, entre otros. Estos cambios alteran la vida en los océanos y las costas (Boyd et al. 2016), afectando la disponibilidad hídrica, la distribución de especies, y el desarrollo de actividades humanas como la agricultura, el confort y la salud humana (CEPAL 2017). A continuación, se presentan tendencias históricas y proyecciones de variables relevantes para la gestión de la zona costera y el diseño de infraestructura marítima. Para dar algo de contexto, se introducen inicialmente las características de las costas y el Océano Pacífico colindante, adaptadas de Winckler et al. (2020). Recomiendo también revisar los capítulos 1 y 2 del Libro Costas de Chile (Morales et al. 2019).

Chile se caracteriza por marcados gradientes latitudinales, con un clima que varía desde la región más árida del mundo en el norte (18°S–30°S), hasta los bosques lluviosos y la tundra de los fiordos patagónicos en el sur (41°–55°S). El país está limitado por el océano Pacífico al oeste y la cordillera de los Andes al este, lo que también genera un pronunciado gradiente altitudinal. Además, su geomorfología está moldeada por la fosa Perú-Chile, formada por la subducción de la placa de Nazca bajo la placa Sudamericana, lo que incrementa la actividad sísmica. La Figura 2.1 resume algunos de los procesos y sistemas físicos que caracterizan a la costa de Chile.

En términos geomorfológicos, entre los 18.4°S y 41.5°S, se extienden casi 2600 km de costa rectilínea compuesta por acantilados, campos de dunas, humedales, penínsulas y pocas bahías donde se ubican las principales ciudades costeras y puertos. Esta costa presenta una de las plataformas continentales más angostas del mundo (Paris et al. 2016), interrumpida ocasionalmente por cañones submarinos. En contraste, la Patagonia (41.5°S–55.6°S) abarca 1700 km de islas y canales, representando una de las regiones de fiordos más extensas del planeta.

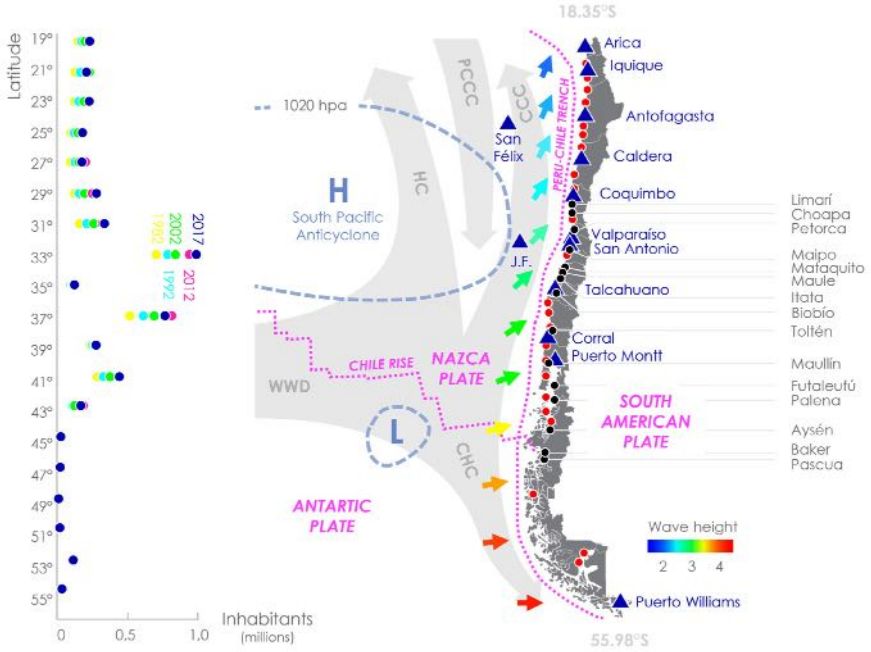


Figura 2.1 Procesos y sistemas físicos que caracterizan a la costa de Chile, incluyendo el Sistema de la Corriente de Humboldt (flechas grises claras), el patrón típico de presión atmosférica que incluye el Anticiclón Permanente del Pacífico Sur (H) y un ciclón extratropical ocasional (L), la configuración tectónica (líneas rosadas), mareógrafos con registros de más (triángulos azules) o menos (puntos rojos) de 30 años y ríos (puntos negros). Se incluye también la altura significativa media anual y dirección del oleaje frente a la costa de Chile, cada 2° de latitud. A la izquierda se muestra la población de municipios costeros agrupada cada 2° de latitud para 5 censos (INE 2017). (Winckler et al. 2020).

En términos climáticos, la costa se caracteriza por un mosaico de climas, que van desde desértico a semiárido en el norte, clima mediterráneo en la zona central, selva lluviosa en el sur, y bosques subpolares y tundra en la Patagonia. Las precipitaciones varían desde casi ausencia de lluvias en el desierto hasta más de 4500 mm/año en el sur, mientras que las temperaturas medias anuales oscilan entre 18°C en el norte y 5°C en la Patagonia. Los principales factores que controlan el clima costero son la presencia del Anticiclón del Pacífico Sur (Figura 2.1), el Sistema de la Corriente de Humboldt (Strub et al. 1998), la corriente circumpolar del sur (Talley et al. 2011) y la cordillera de los Andes (Garreaud 2009). Algunos de estos factores se ven afectados por la variabilidad climática, en forma de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), el Modo Anular del Sur

(SAM) y la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) (e.g., Combes et al. 2009, Ancapichún y Garcés-Vargas 2015, Lara et al. 2016).

El Sistema de la Corriente de Humboldt es uno de los principales sistemas de afloramiento de bordes orientales (EBUS) y es reconocido por sus pesquerías pelágicas, bentónicas y de macroalgas (e.g., Montecino y Lange 2009). Cuenta con varios centros de afloramiento, donde aguas subsuperficiales salinas, frías, pobres en oxígeno y ricas en nutrientes de origen ecuatorial emergen a la superficie como respuesta al esfuerzo del viento a lo largo de la costa. Este sistema se encuentra entre los ecosistemas marinos más productivos del mundo, con una tasa de producción primaria neta anual de ~1.1 kgC/m²/año (Testa et al. 2018), suficiente para sostener importantes pesquerías pelágicas (Cubillos et al. 1998). El Anticiclón Permanente del Pacífico Sur influye en la intensidad y dirección del viento, regulando el afloramiento costero permanente y estacional en el norte y centro de Chile. Al sur de los 42°S, los vientos predominantes del este están asociados con la franja de vientos del oeste. Además, en esta región las corrientes superficiales cambian de dirección debido a la bifurcación de las corrientes en dirección ecuatorial y polar (Strub et al. 2019).

La variabilidad temporal del Anticiclón Permanente del Pacífico Sur, el esfuerzo del viento y el afloramiento costero frente a Chile ha sido bien documentada en escalas estacionales (Strub et al. 1998), interanuales y decadales (Rahn y Garreaud 2014). La intensificación y fluctuación del Anticiclón Permanente del Pacífico Sur también influye en el ciclo anual de precipitaciones en el centro y sur de Chile (Montecinos y Aceituno 2003), afectando así la escorrentía superficial y el caudal de los ríos hacia la zona costera (Boisier et al. 2018). En consecuencia, los cambios en estas variables conducen a alteraciones en la exportación de nutrientes y partículas desde los ríos, modificando la turbidez del agua y el funcionamiento de los sistemas costeros (Masotti et al. 2018).

El clima de oleaje está controlado por marejadas generadas por ciclones extra-tropicales que se desplazan en una franja latitudinal entre los 40°S y 60°S. Los intensos vientos asociados a estos ciclones transfieren energía a las olas, que se propagan desde el océano Pacífico Sur hacia la costa. Debido a la longitud de Chile, se observan fuertes gradientes latitudinales en el clima de oleaje, desde olas de alta energía en el sur hasta un clima de oleaje relativamente moderado en el norte (Beyá et al. 2016), como resultado de la mayor distancia desde la zona de generación de oleaje.

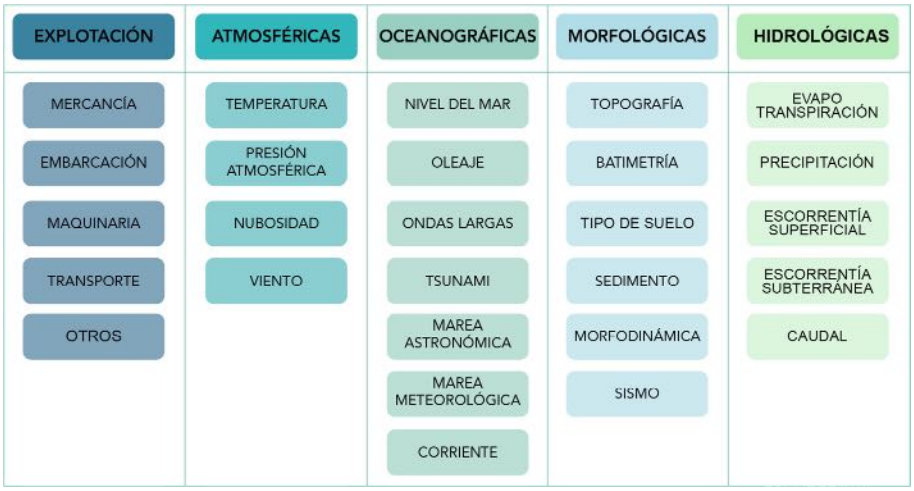


Figura 2.2 Variables relevantes en proyectos de gestión o infraestructura costera. Fuente: Elaboración propia.

2.2 Variables en el ámbito de la ingeniería y gestión costera

La Figura 2.2 presenta una lista un tanto arbitraria de variables que se consideran al desarrollar un proyecto de gestión o infraestructura costera, y que ha sido adaptada del libro Costas de Chile (Morales et al. 2019). Esta clasificación incluye solo algunas variables de explotación, atmosféricas, oceanográficas, morfológicas e hidrológicas, las que se suman a variables ligadas al territorio, urbanismo, medioambiente, entre otras.

La relevancia de cada variable varía según la ubicación y naturaleza del proyecto. Por ejemplo, una costa abierta al Océano Pacífico, como la de Puerto Saavedra (Figura 2.3) estará principalmente influida por el oleaje, las mareas, tsunamis y terremotos como el de 1960, mientras que la dinámica de un cuerpo de agua ubicado en la zona de canales australes, como el fiordo Melimoyu (Figura 2.4) estará más condicionado por el régimen de mareas, las corrientes, los vientos y el régimen hidrológico nutrido por glaciares colindantes.

Cabe señalar que la variables atmosféricas, oceanográficas e hidrológicas -a excepción de la marea astronómica y los tsunamis- son moduladas por el cambio climático y la variabilidad climática. En este capítulo haremos un repaso por algunas de las variables más relevantes incluyendo a) una breve descripción de su importancia en la ingeniería marítima, b) evidencia sobre su comportamiento histórico y c) proyecciones asociadas al cambio climático durante el presente siglo.



Figura 2.3 Fotografía aérea de Puerto Saavedra, en la desembocadura del río Imperial (38.81°S, 73.42°W). Esta desembocadura se modificó sustancialmente luego del sismo y tsunami del 22 de mayo de 1960 (SHOA 2000). Fuente: Elaboración propia.



Figura 2.4 Fiordo Melimoyu, en la costa continental de Aysén. Este fiordo es alimentado por el ventisquero homónimo a través del río Marchant, a la derecha (44.08°S, 73.11°W). Fuente: Elaboración propia.

2.3 Temperatura del aire y precipitación

El aumento de la temperatura atmosférica y los cambios en la precipitación son factores clave que influyen significativamente en las dinámicas costeras. El incremento de la temperatura global provoca el derretimiento de glaciares y capas de hielo, incrementando además la evapotranspiración, lo que en conjunto puede reducir la disponibilidad de agua dulce en las cuencas que desembocan en zonas costeras. Ambos procesos alteran el balance hídrico, intensificar la salinización de acuíferos costeros o provocar la eutrofización en áreas costeras, además de limitar el aporte sedimentario, de nutrientes y agua fresca a los sistemas costeros.

Por otro lado, los cambios en la precipitación también influyen en el caudal de los ríos que desembocan en las zonas costeras, lo que modifica el aporte de sedimentos y nutrientes al litoral. En combinación con fenómenos extremos de origen oceánico, las lluvias extremas pueden generar inundaciones, afectar la estabilidad del terreno y limitar el acceso terrestre zonas bajas. En los puertos, la precipitación puede afectar la operatividad portuaria pues reduce la visibilidad, dificultando las maniobras de atraque y carga/descarga de buques. Además, el agua acumulada puede dañar equipos eléctricos, provocar inundaciones en zonas de almacenamiento o deteriorar mercancías expuestas.

2.3.1 Análisis histórico

La Figura 2.5 muestra series de tiempo de precipitación media mensual entre 1979 and 2016 a lo largo de la costa de Chile y las tasas de cambio anuales de dicha variable para el mismo período, y que se ha reducido en ~10 mm/año durante los 37 años analizados (Winckler et al. 2020). También se ilustra la significativa reducción de los caudales en algunos ríos de Chile.

El aumento de temperatura y la reducción de la precipitación ha generado consecuencias relevantes en los ríos de la zona centro sur de Chile. Sabemos que a medida que aumenta la temperatura, también lo hace la evapotranspiración de los cultivos terrestres y, por lo tanto, hay menos agua disponible para alimentar los ríos que, a su vez, nutren los humedales costeros. Además, la reducción de las precipitaciones junto con el aumento del consumo de agua procedente de la agricultura, entre otras actividades, no hacen más que exacerbar la escasez de agua en dichos sistemas.

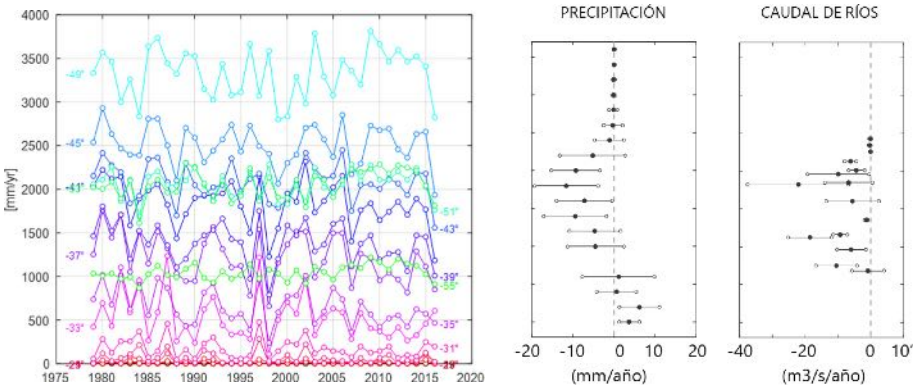


Figura 2.5 A) Precipitación media mensual en sentido latitudinal (19°S a 55°S) obtenida de ERA interim entre 1979 y 2016. B). Tasas de cambio anuales de la precipitación mensual y del caudal de los principales ríos de Chile, incluyendo el valor más probable (puntos rojos) y el 95% de intervalo de confianza. Adaptado de Winckler et al. (2020).



Figura 2.6. Desembocadura del río Aconcagua cerca de 1930 (autor desconocido) y un vuelo en dron de 2022, incluido en una columna para el diario El Mercurio de Valparaíso.

En los valles centrales de Chile, por ejemplo, los ríos ya no tienen caudal suficiente como para romper los bancos de arena, lo que permite que los humedales se reduzcan. Además, estos se inundarán con mayor frecuencia debido a las marejadas y el aumento del nivel del mar, migrando a una ecología adaptada a mayores niveles de salinidad. La Figura 2.6 ilustra, a modo de ejemplo, la desembocadura del río Aconcagua en 1930 y 2022. En casi un siglo, la desembocadura que solía estar conectada permanentemente al océano, se ha convertido en un humedal delimitado por un banco de arena. Este cuerpo de agua, otrora caracterizado por el ingreso de agua salada durante la pleamar, ha reducido su salinidad y, como consecuencia, modificado su ecología.

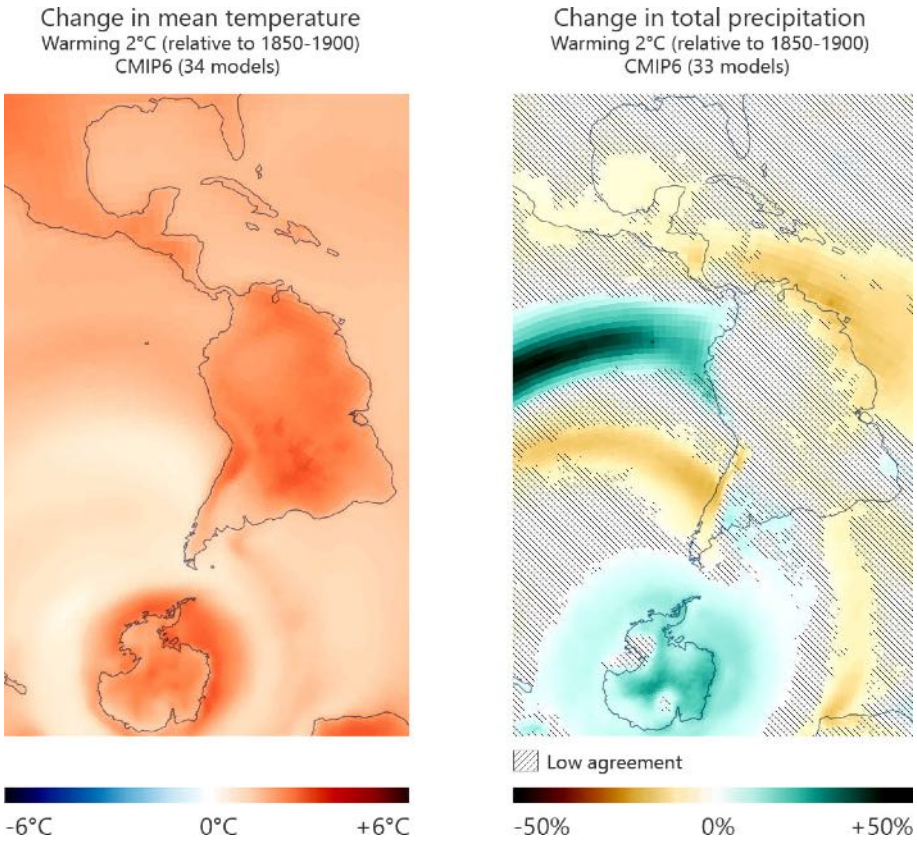


Figura 2.7 Cambios en la temperatura superficial (izquierda) y precipitación anual (derecha) en Antártica y Latinoamérica ante un escenario de aumento de temperatura de 2°C. Fuente: Adaptado de IPCC Interactive Atlas, Winckler (2024a).

2.3.2 Proyecciones

A nivel de proyecciones de las variables oceanográficas, la Figura 2.7 muestra los cambios en la temperatura superficial y precipitación anual en la Antártica y Latinoamérica ante un escenario de aumento de temperatura de 2°C, incluyendo el grado de acuerdo entre GCM. Esta figura fue adaptada del IPCC Interactive Atlas y discutida en el artículo Coastal Wetlands in Latin America; From Stinking Swamps to Treasured Sites (Winckler 2024a). Cabe mencionar que la reciente sequía duraría hasta entrada la presente década, podría constituirse en una nueva normalidad, considerando estas proyecciones.

Aprovecho la Figura 2.7 para pronosticar potenciales impactos en las próximas décadas. Para un escenario de calentamiento medio global de 2°C, se puede esperar con un alto grado de robustez que las masas terrestres experimentarían un aumento de temperatura mayor que el océano. Además, el desierto de Atacama, el sur de la Amazonía y la Antártida se verán gravemente afectados por el aumento de las temperaturas, mientras que las costas de Ecuador, Colombia y el sur de Argentina experimentarán temperaturas relativamente más bajas debido a los patrones climáticos locales.

Lo que quizás sorprende más, son los cambios en los patrones de lluvia en toda la región, que son bastante más heterogéneos espacialmente y menos robustos en cuanto a la cantidad de modelos que apuntan a tendencias similares. Mientras que en la zona costera de Ecuador las precipitaciones aumentarán significativamente, la zona centro-sur de Chile y partes de Centroamérica experimentarán una disminución significativa de las precipitaciones.

2.4 Vientos y gestión portuaria

Los vientos son un factor crucial en la ingeniería portuaria, pues afectan las maniobras de arribo, atraque y zarpe de los buques, especialmente aquellos con una gran obra muerta (parte del casco que se encuentra por encima de la línea de flotación). Asimismo, vientos fuertes pueden generar oleaje y corrientes que dificultan el control de las naves, aumentando el riesgo de accidentes. Por otra parte, los vientos fuertes pueden también desestabilizar grúas y equipos de carga, desplazar contenedores, generar daños en infraestructura y suspensiones operativas por seguridad, representando un riesgo para el personal y la carga. Además, el cierre temporal del puerto ante condiciones adversas genera demoras logísticas y pérdidas económicas.

Durante episodios de mal tiempo, los Capitanes de Puerto pueden suspender total o parcialmente el tránsito de naves, remolcadores y botes salvavidas para garantizar la seguridad de las naves mismas, la carga y lo operadores, en virtud del Reglamento General de Orden, Seguridad y Disciplina en las Naves y Litoral de la República (2020, Art. 151). Por otra parte, los vientos pueden dispersar partículas de graneles sólidos, como minerales o cereales, afectando la calidad del aire y contaminando cuerpos de agua si las partículas caen en el mar o ríos cercanos. En ingeniería costera, por otra parte, los vientos transportan sedimentos, influyendo en la erosión o acreción de playas, o en la estabilidad de estructuras de protección.

2.4.1 Análisis histórico

En términos históricos y a escala nacional, la Figura 2.8 ilustra los vientos paralelos a la costa (19°S a 55°S) entre 1980 y 2015, y cómo la latitud donde los vientos se bifurcan hacia el norte y sur, ha migrado desde los 43.5°S (1979-1988) a los 44.0°S (2007-2016). La figura también muestra las tasas de cambio anuales de presión atmosférica y la migración al sur del Anticiclón Permanente del Pacífico Sur producto del cambio climático, que ha provocado una intensificación de los vientos favorables a la surgencia en el norte de Chile y una expansión de esta al sur. Cabe notar que la surgencia aporta nutrientes desde aguas profundas, favoreciendo la productividad marina, los ecosistemas ricos y una pesca abundante. Por otra parte, el aumento de la surgencia explicaría gran parte del enfriamiento del mar observado en las últimas décadas (Falvey and Garreaud 2009), que ocurre a pesar del aumento de la temperatura del aire.

2.4.2 Proyecciones

Los campos bidimensionales de viento a 10 m sobre el nivel del mar se presentan en la Figura 3.9 para un período histórico y los cambios esperados para proyecciones a medio y fines de siglo, obtenidos a partir de la mediana de 6 GCM. A escala oceánica, los vientos tenderían a disminuir levemente en el hemisferio norte, en tanto que en hemisferio sur aumentarían en la banda comprendida entre los 0°S y los 30°S y al sur de los 50°S. A escala nacional, se observa un aumento leve en la magnitud del viento en las zonas norte, centro y austral, con magnitudes del orden de 0.1 y 0.5 para las proyecciones a medio y fin de siglo, respectivamente. En la zona sur se proyecta una reducción de 0.1 y 0.5 para los mismos períodos, respectivamente.

2.5 Oleaje y procesos litorales

El oleaje es el principal agente modelador de los procesos litorales en las costas de Chile, donde es común la presencia de múltiples sistemas de olas con diversas direcciones, alturas y periodos (Beyá et al. 2016, 2017). En la costa continental chilena, el clima de oleaje está influenciado por vientos generados por la actividad ciclónica extratropical entre las latitudes 35°S y 60°S. Este oleaje se propaga a través del océano Pacífico y llega a las costas como mar de fondo (swell). Durante el invierno, el desplazamiento del Anticiclón Subtropical del Pacífico Sudeste hacia el norte permite la incursión de ciclones extratropicales a latitudes más bajas, generando mar de viento (wind sea) con olas de gran altura que pueden afectar la zona central de Chile. En verano, los centros de baja presión cerca de las

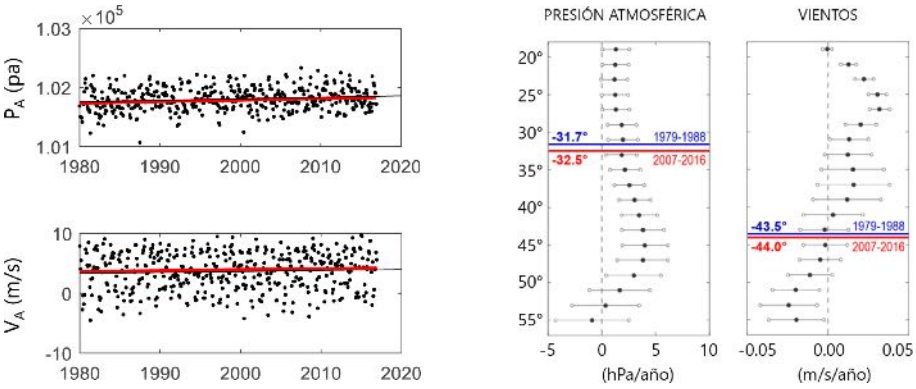


Figura 2.8. Serie de tiempo de presión atmosférica (PA) vientos paralelos a la costa (VA) en la latitud 37°S obtenida de ERA interim entre 1979 y 2016, incluyendo la tendencia lineal (línea roja). Tasas de cambio anuales de b) presión atmosférica y vientos paralelos a la costa a lo largo de Chile (19°S a 55°S), incluyendo el valor más probable (puntos negros) y el 95% de intervalo de confianza. Se presenta la migración al sur del Anticiclón Permanente del Pacífico Sur desde los 31.7°S (1979-1988) a los 32.5°S (2007-2016) y la migración al sur donde los vientos se bifurcan hacia el norte y sur, desde los 43.5°S (1979-1988) a los 44.0°S (2007-2016). Adaptado de Winckler et al. (2020).

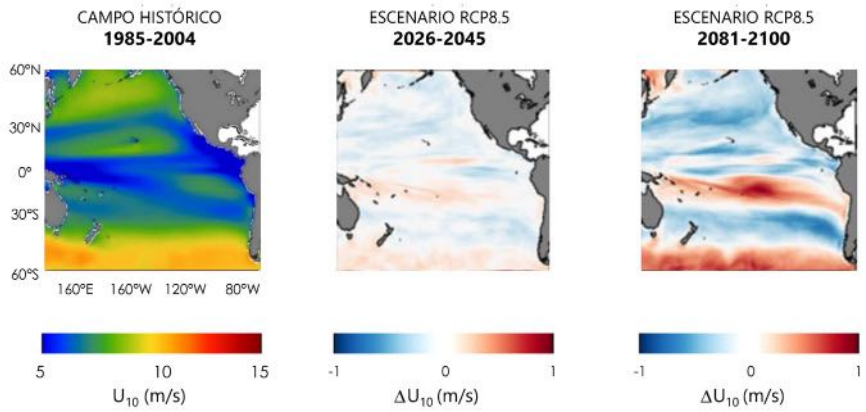


Figura 2.9 Magnitud de vientos superficiales para el período histórico (1985-2004), y cambios para las proyecciones a mediados de siglo (2026-2045) y fines de siglo (2081-2100) respecto del período histórico (1985-2004). Los resultados corresponden a la mediana temporal para cada período y mediana obtenida de los modelos ACCESS 1.0, CMCC, EC-EARTH, MIROC5, MRI-CGM y HADGEM para el escenario RCP 8.5. Fuente: Elaboración propia.

Islas Aleutianas generan olas de periodos largos y alturas moderadas, las cuales llegan a Chile y afectan principalmente puertos expuestos al noroeste, como los de la bahía de Mejillones (Winckler et al. 2025). Además, las islas oceánicas del archipiélago Juan Fernández y, Rapa Nui están expuestas a oleajes provenientes de todas las direcciones (Carvajal et al. 2021), lo que influye en su dinámica costera.

Harley (2017) define una marejada como una perturbación en las condiciones meteorológicas que tiene el potencial de exponer la costa al oleaje, corrientes, inundación y cambios morfológicos. Las marejadas se asocian con el paso de ciclones tropicales o extratropicales de generación local o distante, y pueden coincidir con vientos fuertes y precipitaciones que contribuyen a generar impactos adicionales sobre los sistemas costeros. Las marejadas condicionan la operatividad portuaria, además de influenciar el diseño de obras marítimas.

2.5.1 Análisis histórico

Las marejadas han impactado la infraestructura costera más de 200 veces desde 1823 (Campos-Caba 2016). En las últimas décadas, su frecuencia ha aumentado significativamente a lo largo de la costa chilena (Winckler et al. 2020), causando inundaciones costeras, provocando erosión costera, dañando infraestructura y aumentando los cierres portuarios. Estos impactos son localizados, incluso en bahías colindantes (Winckler et al. 2025). La combinación del aumento en la frecuencia de las marejadas, la creciente demanda de infraestructura costera y el posible ascenso del nivel del mar incrementa el riesgo en zonas urbanizadas.
La Figura 2.10 muestra las tasas de cambio anuales de los parámetros estadísticos del oleaje entre 1980 y 2015 frente a la costa chilena, estimadas en Winckler et al. (2020). En cuanto al clima medio de oleaje, se observa que las alturas significativas aumentaron entre 0,3 y 1,1 cm/año, lo que equivale a un aumento de 0,1 a 0,4 m (10% a 20%) en los 36 años analizados. Los períodos mostraron aumentos poco significativos y la dirección del oleaje experimentó un giro al sur, siendo ambas manifestaciones relativamente marginales. Adicionalmente, se evidenció un aumento generalizado en la frecuencia de marejadas en todo el país, de 0,1 a 0,3 eventos/año, que equivalen a 4 a 12 eventos más en un año en la actualidad, en comparación con los años ochenta.

2.5.2 Proyecciones

Las proyecciones del clima de oleaje en el contexto del cambio climático se basan en campos de viento superficiales globales y las concentraciones

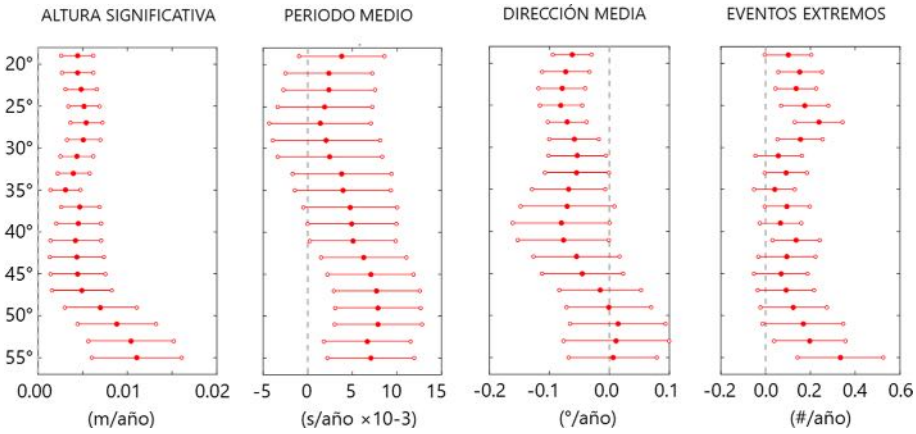


Figura 2.10 Tasas de cambio anuales de parámetros estadísticos del oleaje en sentido latitudinal (19°S a 55°S) entre 1980 y 2015, incluyendo el valor más probable (puntos rojos) y el 95% de intervalo de confianza. Fuente: Adaptado de Winckler et al. (2020).

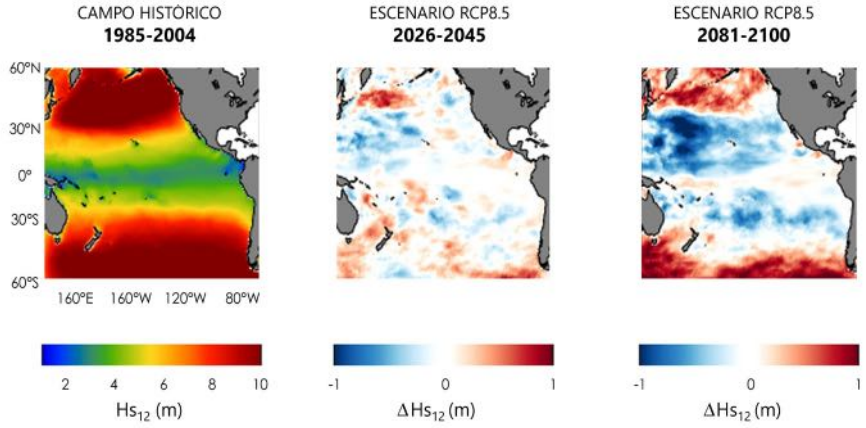


Figura 2.11 Campos de altura significativa superada 12 horas al año (un parámetro utilizado para diseñar obras costeras) para el período histórico (1985-2004), y cambios para las proyecciones a mediados de siglo (2026-2045) y fines de siglo (2081-2100) respecto del período histórico (1985-2004). Los resultados corresponden a la mediana temporal para cada período y mediana obtenida de los modelos ACCESS 1.0, CMCC, EC-EARTH, MIROC5, MRI-CGM y HADGEM para el escenario RCP 8.5. Adaptado de Winckler et al. (2023).

de hielo marino de seis GCM bajo el escenario RCP 8.5. Estas variables sirven como insumo para el modelo espectral WWIII (Tolman 2019), el cual simula la evolución del oleaje considerando el balance de energía y los procesos de crecimiento y disipación de las olas (Ardhuin et al. 2010) en todo el océano Pacífico. Cada GCM se utiliza de manera independiente y luego se aplica una corrección por sesgo (Lemos et al. 2020) para garantizar que en el período histórico (1985-2004) los resultados sean coherentes con un modelo validado.

La Figura 2.9 muestra la magnitud de vientos superficiales para el período histórico, y cambios para las proyecciones a mediados y fines de siglo, obtenida a partir de 6 GCM. Se observa que, a medio siglo, los vientos se incrementarían marginalmente en las latitudes por sobre los 50°S y en latitudes medias (35°S a 45°S) en el hemisferio sur, implicando cambios menores en el patrón de oleaje. Para fines de siglo, los patrones de cambio son similares, pero con magnitudes significativamente superiores que llegan a 1 m/s en las mismas bandas, representando incrementos de 6% y 20% respecto del período histórico, respectivamente. La Figura 2.11 muestra los resultados de altura significativa de oleaje excedida 12 horas al año -un parámetro típico utilizado en ingeniería costera- obtenidos a partir de los GCM utilizados para generar la Figura 2.9.

Se observa que, a medio siglo, la altura significativa presentará un incremento en las latitudes por sobre los 50°S en ambos hemisferios. Hacia las latitudes medias (35°S a 45°S) se proyectan variaciones levemente negativas, las cuales se aminoran hacia el norte de Chile. Finalmente, en las zonas ecuatoriales se proyecta un leve incremento asociado a un aumento en la intensidad de los vientos alisios. Para fin de siglo se observa que la altura significativa presentará un patrón de cambios similar pero mucho más pronunciado al proyectado para medio siglo. Los cambios en la altura significativa se deben fundamentalmente a que el cinturón de vientos del oeste del Pacífico se trasladará gradualmente a latitudes más altas (Rykaczewski et al. 2015).

Este análisis a nivel oceánico puede focalizarse a todo Chile, a objeto de comprender los cambios latitudinales en el régimen de oleaje. La Figura 2.12 presenta los cambios en el percentil 99 de la altura significativa asociados a las proyecciones de medio y fin de siglo en el Océano Pacífico. Para medio siglo, en las costas de Chile, la altura significativa presentará un incremento en las latitudes por sobre los 50°S, una leve reducción en latitudes medias (35°S a 45°S) y un leve aumento en el norte. Para fin de siglo, la altura significativa presentará un patrón de cambios similar pero más pronunciado al proyectado para medio siglo.

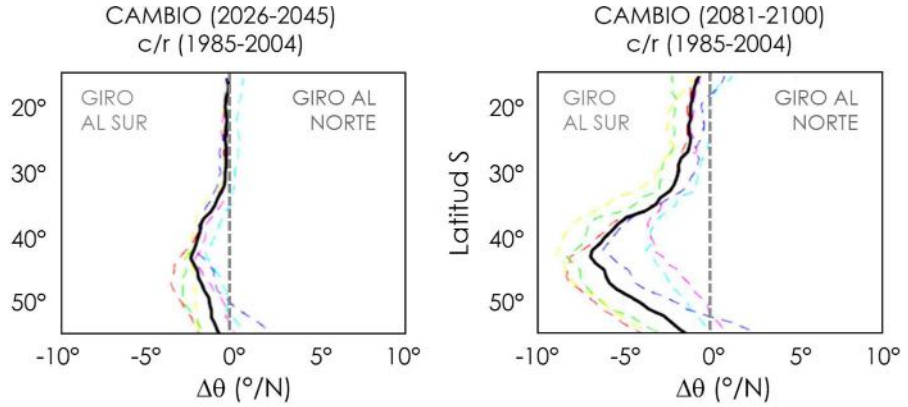


Figura 2.12. Cambios en dirección (50%) para las proyecciones a medio y fin de siglo. Las medianas se denotan en negrita y los modelos en líneas de colores. Los resultados indican la mediana temporal para cada período y mediana obtenida de los modelos ACCESS 1.0, CMCC, EC-EARTH, MIROC5, MRI-CGM y HADGEM para el escenario RCP 8.5. Adaptado de Winckler et al. (2023).

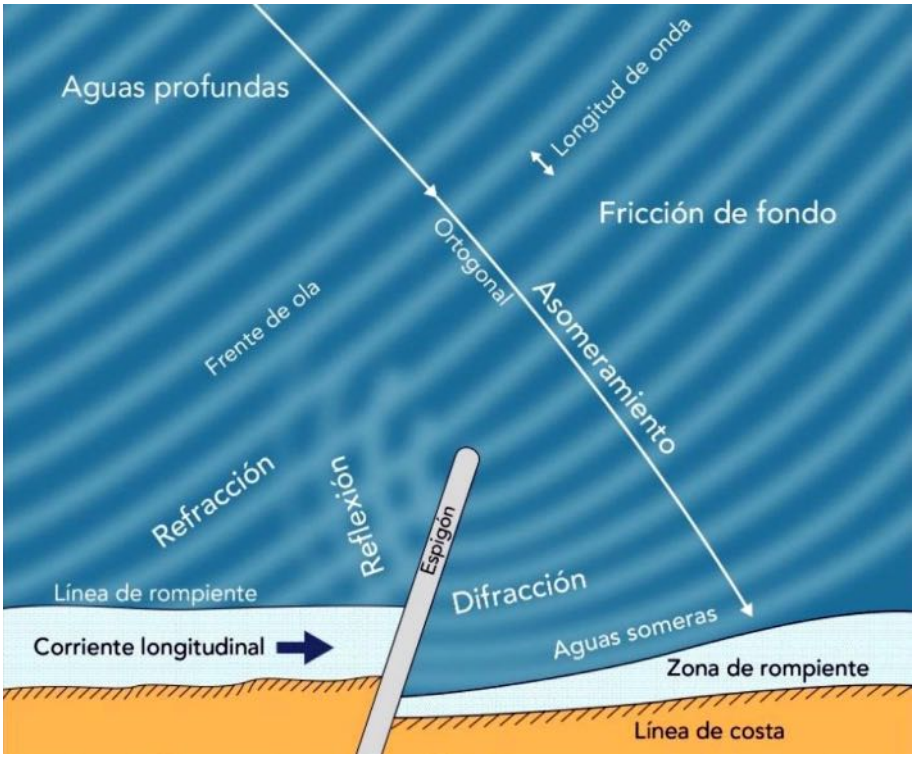


Figura 2.13 Procesos costeros que experimenta el oleaje al aproximarse a la costa. Extraído del libro Costas de Chile (Morales et al. 2019).

La migración hacia el polo del Anticiclón del Pacífico Sur también se traducirá en un aumento muy leve del período del oleaje, debido a que la zona de generación será más remota y por ende el oleaje arribará a las costas de Chile experimentando procesos físicos tales como la dispersión de frecuencias y las interacciones no lineales, que modifican su distribución espectral. También se debe a que el aumento de la magnitud del viento en latitudes por sobre los 50°S induce que las olas generadas aumenten período en la zona de generación, fenómeno que sería más pronunciado a fin de siglo. A partir de estos resultados se esperan aumentos leves e inferiores a 0.5 s en todo el océano Pacífico sur. Adicionalmente, la traslación hacia el Sur de estos vientos inducirá un giro al sur del oleaje frente a las costas de Chile, con magnitudes de ~3° y ~7° para medio y fin de siglo, respectivamente, fenómeno que a nivel histórico ya ha sido observado (Aguirre et al. 2018). Esto podría inducir cambios morfológicos en las playas, afectar a las obras marítimas y a la operatividad de los puertos expuestos al Océano Pacífico.

2.5.3 Transformación del oleaje oceánico a sitios costeros

Para efectos de evaluar impactos o riesgos locales, el oleaje debe propagarse desde los nodos de aguas profundas a la costa. Estos procesos se ilustran en la Figura 2.13 para el oleaje propagándose desde aguas profundas (donde este no siente el fondo) a la costa. Al disminuir la profundidad y producto del asomeramiento, las olas se reducen en longitud, aumentan en altura y se propagan más lento. Al aproximarse en forma oblicua a la costa, estas experimentan refracción, cambiando su altura y alineándose con los veriles del fondo. Por este efecto, en las penínsulas se genera una convergencia de energía que promueve una erosión más rápida que los sectores adyacentes como las bahías o las costas abiertas. En contraste, en las bahías se genera una divergencia de la energía del oleaje y un abrigo natural que promueve el depósito de material y la formación de playas. La difracción es el efecto por el cual la energía se distribuye producto de obstáculos naturales y antrópicos. En presencia de estos obstáculos, el oleaje también experimenta reflexión, invirtiendo su sentido de propagación. La rotura se produce cuando la profundidad es comparable con la altura del oleaje y se desarrolla de diferentes formas, cuyo detalle puede consultarse en textos especializados.

La diversidad de procesos que ocurren durante el ciclo de vida del oleaje hace que el modelado de propagación de oleaje sea un desafío. Existen diversos tipos de modelos utilizados para propagar oleaje desde aguas profundas hacia zonas costeras, los cuales varían en complejidad y

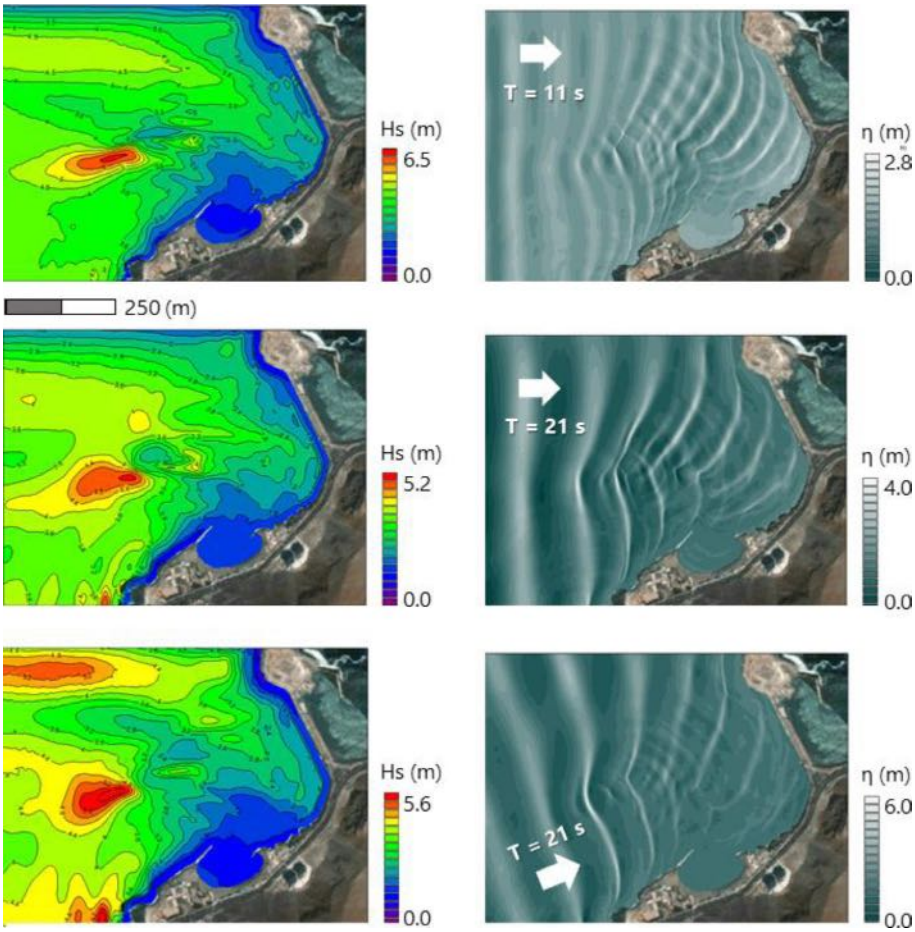


Figura 2.14 Modelo de propagación de oleaje costero basado en ecuaciones que resuelven la fase (tipo Boussinesq) en Arica, Chile. Se muestran los patrones para un oleaje del W y período corto (arriba), del W y período largo (centro), y oleaje del SSW y período largo. Gentileza de Cristopher Zambra y Jorge Gómez.

aplicación. En orden de complejidad creciente, los más comunes son los modelos espectrales, los modelos que resuelven la fase y los modelos CFD (Computational Fluid Dynamics). Los modelos espectrales resuelven una ecuación de conservación de energía del oleaje para calcular variables estadísticas como la altura, el período y la dirección de oleaje de un estado de mar . Estos modelos son útiles para caracterizar el patrón de oleaje a gran escala y costero. Los modelos que resuelven la fase utilizan las ecuaciones de conservación de la masa y momentum integradas en la profundidad para identificar ola a ola el patrón de oleaje (Figura 2.14). Los modelos CFD resuelven ecuaciones de conservación de la

masa y conservación de momentum sin hacer ningún supuesto respecto de la estructura vertical del flujo y permiten ser utilizados en cálculos muy complejos como el sobrepaso de agua en una defensa costera. La elección del modelo depende de la escala del estudio, la batimetría y los procesos físicos dominantes. Recomiendo a un lector entusiasta, repasar textos clásicos como los de Dean & Dalrymple (1991), Holthuijsen (2010) y Svendsen (2006).

2.6 Marea meteorológica y meteotsunamis

La marea meteorológica (storm surge) corresponde a un aumento del nivel del mar que se genera debido a una baja sostenida de la presión atmosférica (barometric setup) y vientos fuertes (wind setup) que ocurren durante los temporales. En algunos textos, se incluye también el efecto del oleaje rompiente (wave setup), pero son los menos. Coincidentemente, las fluctuaciones del viento y la presión atmosférica generan ondas de superficie, denominadas meteotsunamis, que pueden amplificarse al acercarse a la costa (Carvajal et al. 2017). Ambos fenómenos ocurren durante los temporales que están asociados a campos de baja presión atmosférica y vientos fuertes.

En las costas chilenas expuestas al océano Pacífico, la marea meteorológica y los meteotsunamis son relativamente pequeños, comparados con la marea astronómica y el oleaje. Por ejemplo, la gran marejada del 8 de agosto de 2015, cuya altura significativa de oleaje tuvo un período de retorno superior a 100 años (Winckler et al, 2017), generó mareas meteorológicas del orden de 1 m en la zona central de Chile (Figura 2.15). y abarcó incluso a puertos peruanos (Carvajal et al. 2017).

2.6.1 Análisis histórico

La marea meteorológica se puede calcular a partir de registros del nivel del mar (Figura 2.15) o, alternativamente, modelar mediante las ecuaciones no lineales de onda larga. Estas ecuaciones permiten el forzamiento por gradientes de presión atmosférica, actúa como una carga adicional sobre la superficie del agua, y el viento, que impone tensiones en la superficie, generando corrientes. El sistema resultante se resuelve numéricamente, capturando la velocidad y la altura del agua. El cálculo de la marea meteorológica se efectúa en dominios suficientemente grandes para capturar la ciclogénesis que la genera. Ello se ilustra en la Figura 2.16, que también presenta las estimaciones de marea meteorológica máxima y mínima para el período 1985-2004. La Figura 2.17, por su parte, ilustra la aplicación de este tipo de modelos para calcular la marea meteorológica

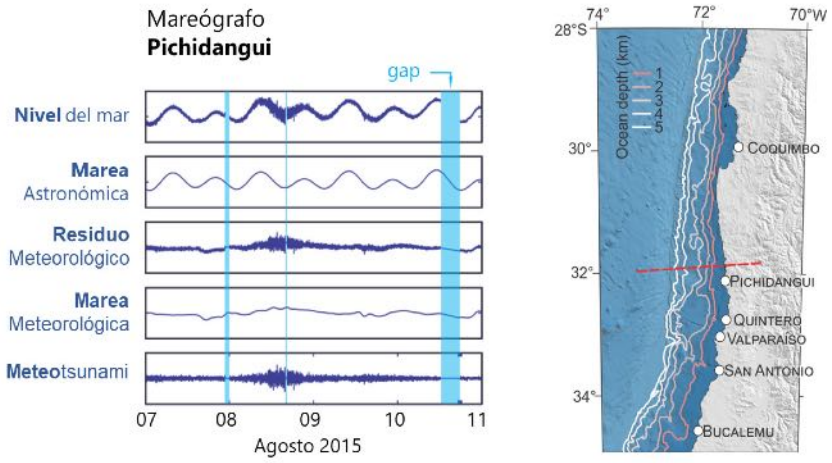


Figura 2.15 Serie de tiempo del nivel del mar (cada 1 minuto) obtenida en el mareógrafo de Pichidangui durante el temporal del 8 de agosto de 2015. Se ilustra también la marea astronómica obtenida mediante un análisis armónico, el residuo meteorológico (diferencia entre el nivel del mar y la marea astronómica), el cual es descompuesto entre la marea meteorológica (con períodos superiores a 2 horas) y el meteotsunami (con periodos inferiores a 2 horas). Adaptado de Carvajal et al. (2017).

a nivel global asociada un período de retorno de 10 años en el período 1985–2014 (Muis et al. 2020). En ambos casos, la marea meteorológica es del orden de decenas de centímetros.

2.6.2 Proyecciones

Las proyecciones de marea meteorológica se obtienen forzando las ecuaciones de onda larga mediante modelos climáticos globales o regionales de presión atmosférica y vientos, bajo distintos escenarios como los RCP o SSP. La Figura 2.18 muestra que los cambios en la marea meteorológica asociada un período de retorno de 10 años en el período 2021–2050 referido al período de referencia 1951-1980 es del orden de centímetros frente a las costas de Chile (Muis et al. 2020). Estos valores son comparables a los propuestos por Scussolini et al. (2023).

2.7 Nivel medio del mar

El nivel medio del mar corresponde al promedio de la superficie del agua en un tiempo relativamente prolongado. Su expresión física sería

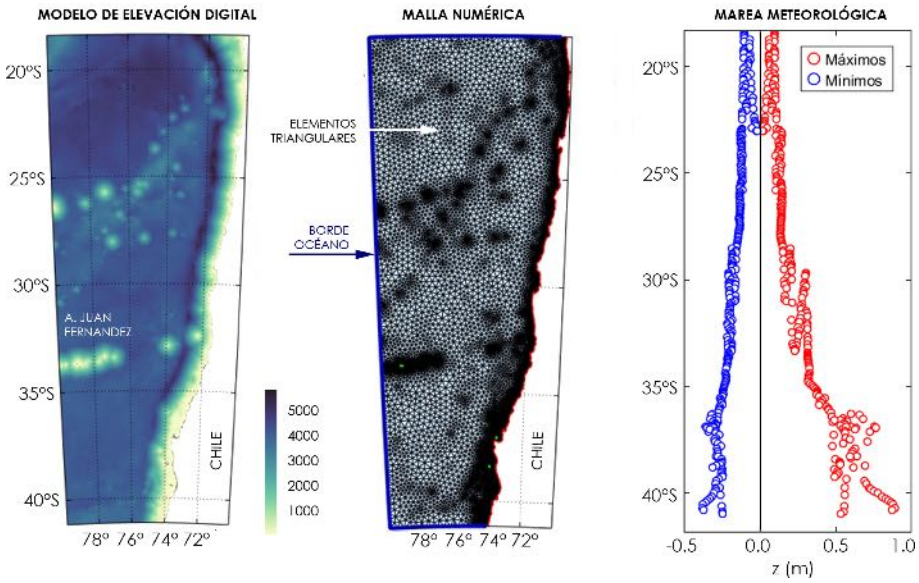


Figura 2.16 Malla numérica utilizada para calcular la marea meteorológica a partir de datos de viento y presión atmosférica para cada GCM tanto para el período histórico como para un horizonte de análisis. El panel de la derecha muestra la marea meteorológica máxima y mínima para el período 1985-2021. Los cálculos fueron desarrollados por César Esparza y Javiera Mora.

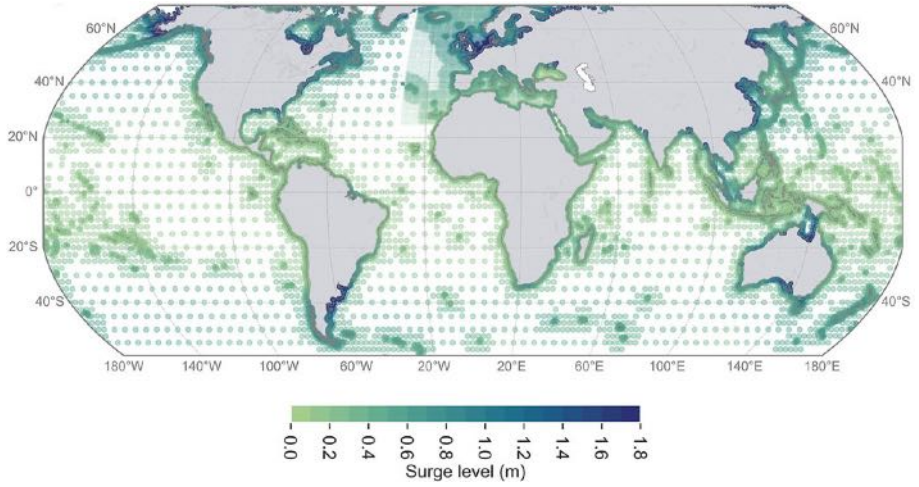


Figura 2.17 Mapa global de marea meteorológica correspondiente a la mediana de modelos de alta resolución (HighResMIP) asociada un período de retorno de 10 años en el período 1985–2014 (Muis et al. 2020).

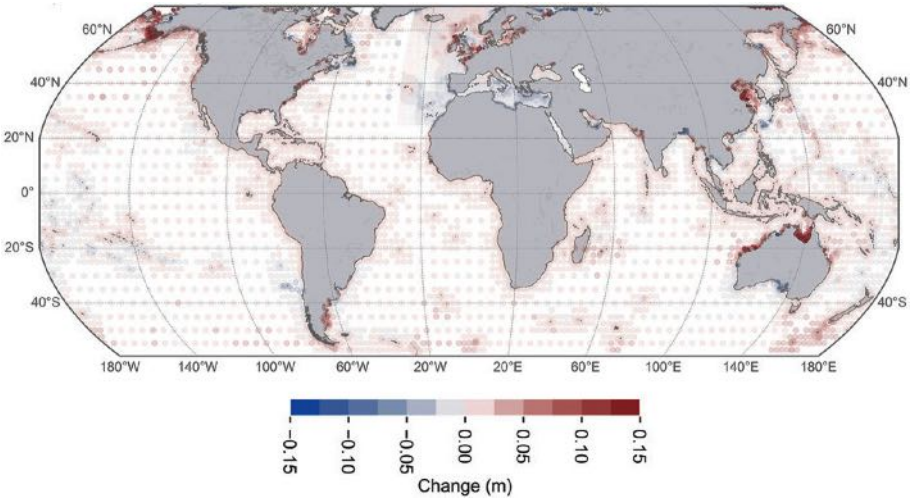


Figura 2.18. Mapa global de cambios en la marea meteorológica correspondiente a la mediana de modelos de alta resolución (HighResMIP) asociada un período de retorno de 10 años en el período 2021–2050 referido al período de referencia 1951-1980 (Muis et al. 2020).

la del plano que adoptarían las aguas en reposo, depurada la acción de otras oscilaciones como la marea astronómica, el oleaje, la marea meteorológica, los meteotsunamis y las ondas infragravitatorias, Existen fenómenos como el cambio climático, la variabilidad climática y la estacionalidad que también modifican el nivel del mar a diferentes escalas de tiempo. Esta variable se analiza con dos indicadores:

• Nivel absoluto del mar (AMSL, del inglés Absolute Mean Sea Level): es el nivel de la superficie del océano medida con respecto al centro de la Tierra, eliminando los efectos locales como el hundimiento o elevación del terreno (Cazenave and Llovel 2010). Es una medida obtenida mediante satélites altimétricos o modelos. Este tipo de medición es fundamental para evaluar el cambio climático global, ya que refleja el aumento del volumen oceánico causado por el deshielo de glaciares y la expansión térmica del agua.

• Nivel relativo del mar (RMSL, del inglés Relative Mean Sea Level): es el nivel del mar relativo a la superficie terrestre local (Church et al. 2013). Se mide con mareógrafos y refleja tanto el cambio en el nivel del mar como los movimientos verticales del terreno. Por ejemplo, en una zona con subsidencia del terreno, el nivel relativo del mar puede aumentar más rápidamente que el nivel absoluto. Una muy buena herramienta que

almacena registros de mareógrafos a nivel mundial es Sea Level Station Monitoring Facility , de UNESCO y el Sea Level Center de la Universidad de Hawaii.

2.7.1 Análisis histórico

En términos históricos, Winckler et al. (2020) analizaron el RMSL a partir de registros de 11 mareógrafos con más de 30 años de data. Dichos datos se presentan en la Figura 2.19 y Figura 2.20, incluyendo además la estación de Punta Arenas. El estudio muestra que no existe una tendencia clara de aumento del nivel del mar en Chile, lo que puede atribuirse a las deformaciones de la corteza producto de distintos procesos tectónicos asociados al ciclo sísmico. En particular, en el norte el litoral estaría ascendiendo a tasas más altas que el nivel del mar, dando como resultado un aparente descenso del mar con respecto a la tierra. Esto podría deberse, a nivel de especulación, a que la zona está en una etapa madura del ciclo sísmico, estando acopladas las placas de Nazca y Sudamericana desde el gran sismo de 1877 (Carvajal et al. 2025). Hacia el centro y sur del país, los cambios del RMSL varían entre –5 mm/año en Puerto Montt y 5 mm/año en San Antonio, lo que corrobora que el efecto del cambio climático es comparable con aquellos asociados a la subsidencia o solevantamiento costero en el período intersísmico.

2.7.2 Proyecciones

Existen diversas herramientas que permiten obtener proyecciones del AMSL a escala regional, como el IPCC WGI Interactive Atlas, que proporciona proyecciones a nivel regional para diferentes GCM, escenarios SSP y horizontes y herramientas que disponen de proyecciones en sitios específicos, como el Sea Level Projection Tool desarrollado por la NASA . Existe también una base de datos disponible con una resolución de 1°x1° de la Universidad de Hamburgo para 21 GCM bajo el escenario RCP 8.5 entre 2007-2100 en relación con el período de referencia 1986-2005. Los resultados pueden mostrarse mediante series de tiempo de GCM individuales, series de tiempo de ensembles (Figura 2.21) o como campos espaciales (Figura 2.22).

En Winckler et al. (2023) calculamos el aumento del nivel absoluto del mar (AMSL) a partir de 20 GCM disponibles en el Océano Pacífico. Estos GCM son parte del proyecto de CMIP5 (Taylor et al. 2012), cuya base de datos de la altura de la superficie del mar (SSH) es accesible en CMIP5 (2020). A partir de un proceso de interpolación a 5 km a lo largo de la costa, el estudio concluye que, a mediados de siglo (2026-2045), en

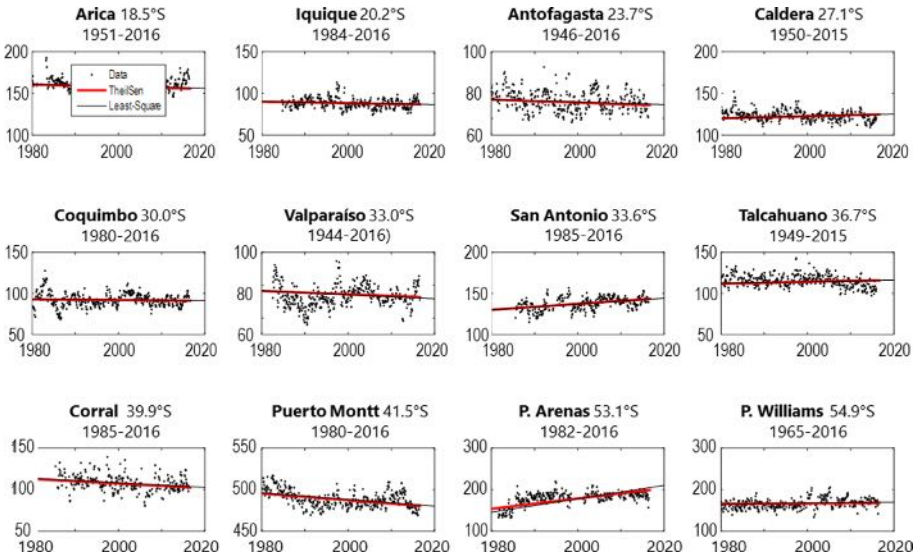


Figura 2.19 Series de tiempo del nivel medio del mar mensual (relativo) obtenido en los mareógrafos de larga data en Chile utilizando ajustes por mínimos cuadrados y Theil Sen. Adaptado de Winckler et al. (2020).

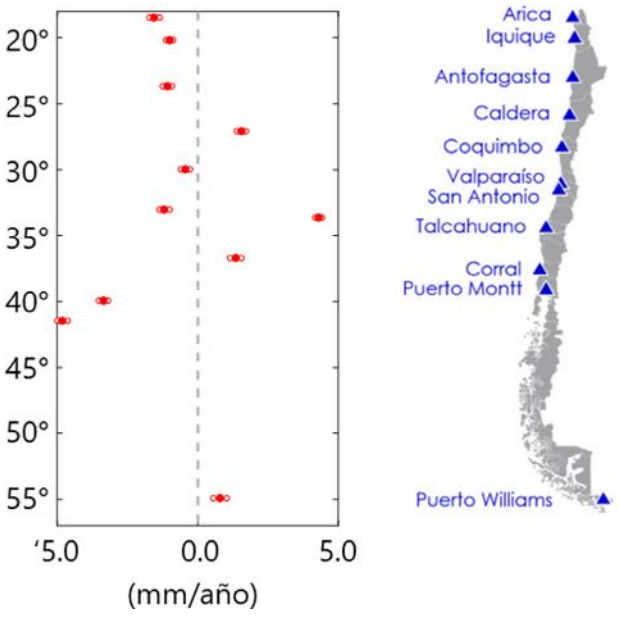


Figura 2.20 Tasa de cambio anuales del nivel del mar obtenidas a partir de los registros de la figura 2.19. Adaptado de Winckler et al. (2020).

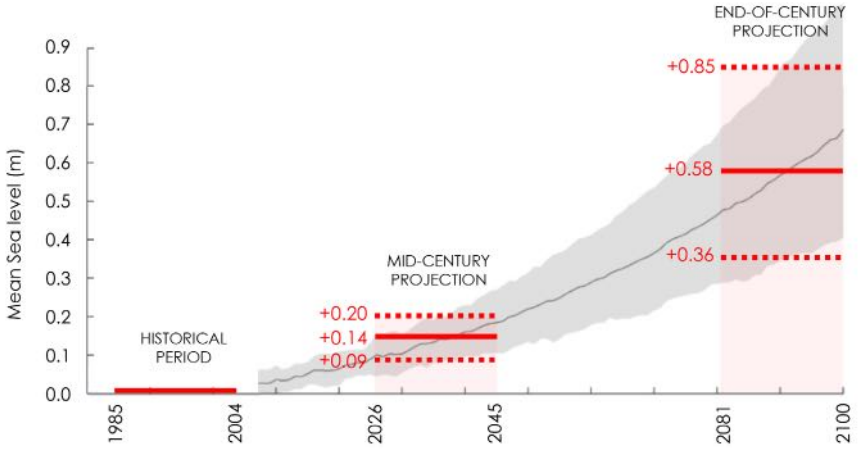


Figura 2.21 Proyecciones durante el siglo 20 en Valparaíso respecto de la mediana del período histórico (1986-2005) a partir de 20 modelos del CMIP5 para el escenario RCP 8.5 (Winckler et al. 2023).

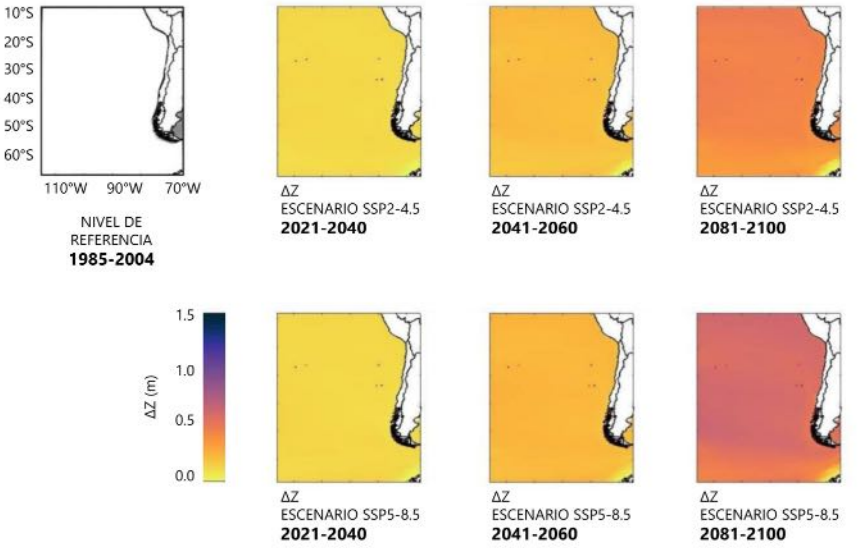


Figura 2.22 Aumento del nivel medio del mar promedio para los horizontes cercano (2021-2040), mediados de siglo (2041-2060) y finales de siglo (2081-2100) respecto del nivel de referencia (1985-2004) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Elaboración propia.

Valparaíso, se esperaría un ascenso del nivel del mar de +0.09 a 0.20 m para la proyección a medio siglo. Las proyecciones a fin de siglo, no obstante, reflejan aumentos del orden de +0.36 a 0.85 m sin reflejar una variación latitudinal notoria, según se observa en la Figura 2.22. Estos resultados son coherentes con el estudio de Albrecht & Shaffer (2016).

La Figura 2.22 ilustra las medianas entre GCM del aumento del nivel absoluto del mar (AMSL) para los horizontes cercano (2021-2040), mediados de siglo (2041-2060) y finales de siglo (2081-2100) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Se observa que, para ambos escenarios y para los tres horizontes, existe un aumento que crecerá exponencialmente a medida que avance el siglo, para llegar a valores de ~0.6 m (escenario SSP5-8.5, en el horizonte 2081-2100), valores similares al de 0.58 m obtenido en Valparaíso (ver Figura 2.21).

Estas proyecciones de AMSL no consideran la subsidencia o solevantamiento costero, que son comparables e incluso superiores a los cambios asociados al cambio climático. Sin embargo, a nivel local las tasas de cambio del nivel relativo del mar (RMSL) podrían verse influenciadas por las deformaciones corticales del terreno producto del ciclo sísmico (Albrecht and Shaffer 2016) o por fenómenos asociados a la variabilidad climática (El Niño Oscilación del Sur, entre otros). La combinación de estos efectos a nivel de proyección es aún una deuda de la comunidad científica local. Para terminar, comento que recientemente calculamos proyecciones climáticas detalladas para la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de Ecuador durante el siglo XXI (Winckler et al. (2024b), concluyendo que se proyecta un aumento de la temperatura del océano, una disminución del oxígeno disuelto y una mayor acidificación. Estos cambios pueden tener impactos significativos en los ecosistemas marinos y en las comunidades costeras que dependen de ellos.

2.7.3 Efectos del ciclo sísmico en el nivel del mar relativo

El ciclo sísmico es el proceso repetitivo de acumulación y liberación de energía en los límites de placas tectónicas, particularmente en zonas de subducción como la chilena. Este ciclo comprende tres períodos principales: el período intersísmico de acumulación de esfuerzo tectónico y que en la zona de subducción chilena dura del orden de décadas a centurias, el período cosísmico que considera el terremoto mismo y tiene duraciones del orden de segundos a minutos y el período postsísmico, durante el cual la corteza se reajusta en un plazo de años a décadas. Durante estos períodos se generan reformaciones verticales del terreno (Wesson et al. 2015), como se observa en la Figura 2.23. Esta publicación

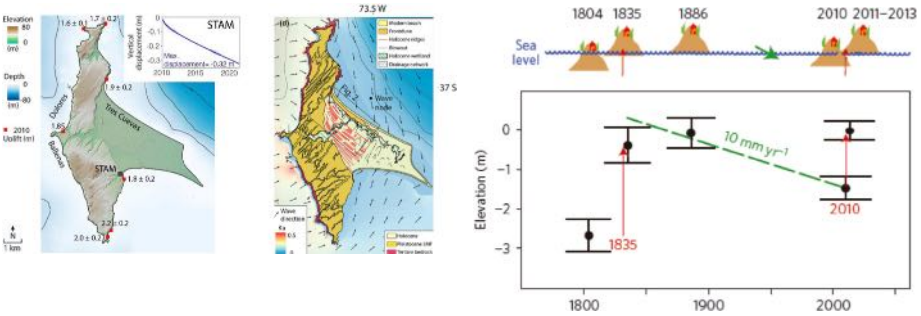


Figura 2.23 A) Ubicación de Isla Santa María. B) Deformación vertical del terreno durante un ciclo sísmico que abarca desde antes del evento de 1835 hasta después del evento de 2010 en la Isla Santa María (Wesson et al. 2015). Las flechas rojas indican el solevantamiento costero durante los eventos de 1835 y 2010, inferido a partir de los cambios en la profundidad del agua. La línea verde indica la tasa de subsidencia intersísmica de 10 mm/año.

es la primera que describe las deformaciones durante un ciclo sísmico en Chile, combinando elementos de geología e historia.

Por ejemplo, el gran sismo del 22 de mayo de 1960 produjo el hundimiento de unos 2 m en algo menos de 1000 kilómetros de costa, y el levantamiento de 5.7 m en isla Guamblin (44.85°S,75.13°W), según consta en la espléndida publicación de George Plafker ocho años después de haber recorrido la zona afectada (Plafker & Savage, 1970). El hundimiento producido en localidades como Valdivia o Maullín producto de este evento es comparable a siglos de aumento del nivel del mar, y nos da la oportunidad de visualizar en terreno los potenciales efectos que tendría el cambio climático en las próximas décadas.

Otro evento que revolucionó el estado de la ciencia sísmica en nuestro país, fue el sismo de magnitud 8,8 ocurrido el 27 de febrero de 2010, y que produjo un solevantamiento cosísmico máximo de 3,44 m además de subsidencia de menor cuantía en otras zonas (Fritz et al. 2011). Este evento sirve para ilustrar cómo las deformaciones del terreno durante el ciclo sísmico tienen implicancias significativas para la geomorfología costera. Existen también estudios que compilan valores de deformación del terreno obtenidas a partir de GPS en las cercanías puertos (Winckler et al. 2022) y playas ubicadas entre Iquique y el Golfo de Arauco (Martínez et al. 2021).

2.8 Nivel del mar extremo

Existen numerosos estudios que abordan las inundaciones costeras a escala mundial, regional y local. Un proxy para evaluar la amenaza de inundaciones costeras es calcular el nivel del mar extremo (ESL, extreme sea level) que es un nivel excepcionalmente alto y de una duración del orden de horas a días. El nivel del mar extremo respecto del nivel de reducción de sondas histórico (Z) puede definirse por una combinación de la marea meteorológica histórica (MM_H), incluidos los efectos de presión atmosférica (barometric setup) y viento (wind setup), la marea astronómica (MA) y el solevantamiento por oleaje (wave setup) histórico (R_H) mediante un modelo aditivo lineal:

$$ESL = MM_H + MA + R_H$$

En cuanto a las proyecciones, es necesario incluir el aumento del nivel medio del mar (SLR, sea level rise) y calcular las contribuciones del oleaje y la marea meteorológica para cada GCM, para posteriormente presentar los resultados mediante ensambles. Estos niveles se presentan, a modo de ejemplo, en la Figura 2.24.

$$ESL=MM_p + MA + SLR + R_p$$

Como se indica en la sección 2.5.3, la estimación del efecto de oleaje local debe efectuarse mediante una transformación del oleaje desde aguas profundas utilizando modelos numéricos que promedian la fase (donde domina la refracción y el asomeramiento) y modelos que resuelven la fase (en zonas muy bajas o donde las obras marítimas inducen difracción y reflexión). Este procedimiento es una tarea convencional en la consultoría nacional, y por tanto no se profundiza en esta sección. La novedad en estudios de cambio climático es que el procedimiento se efectúa para cada GCM, tanto para el período histórico como la proyección, incrementando en forma sustantiva el tiempo de cómputo que actualmente se restringen a un solo hindcast histórico.

Un ejemplo del cálculo de nivel del mar extremos fue desarrollado por César Esparza en su tesis de Magíster en Ingeniería en la bahía de Cartagena (Esparza 2023) algunos de cuyos resultados se presentan en la Figura 2.25. En este caso, y por tratarse de playas de lecho arenoso de pendientes suaves, se utilizó el runup excedido por el 2% del número de olas entrantes asociado a un estado de mar, considerando fórmulas comúnmente utilizadas en ingeniería costera (Stockdon et al. 2006). El

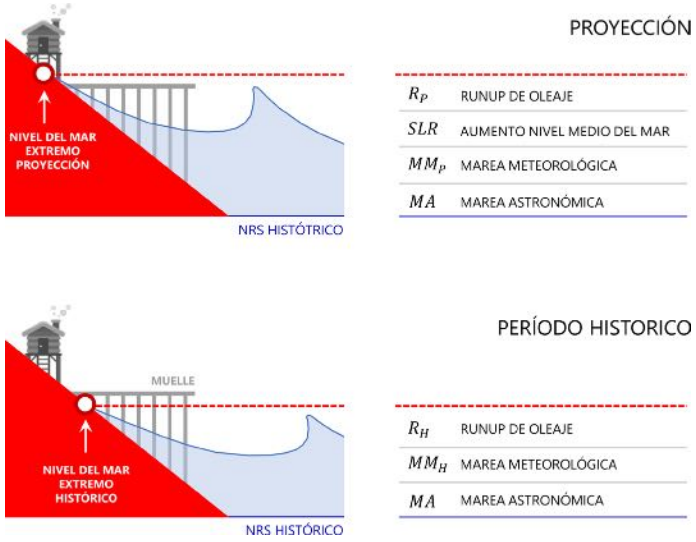


Figura 2.24 Componentes que definen el nivel del mar extremo local para un período histórico y una proyección. Los subíndices P y H corresponden a cálculos para la proyección y el período histórico, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

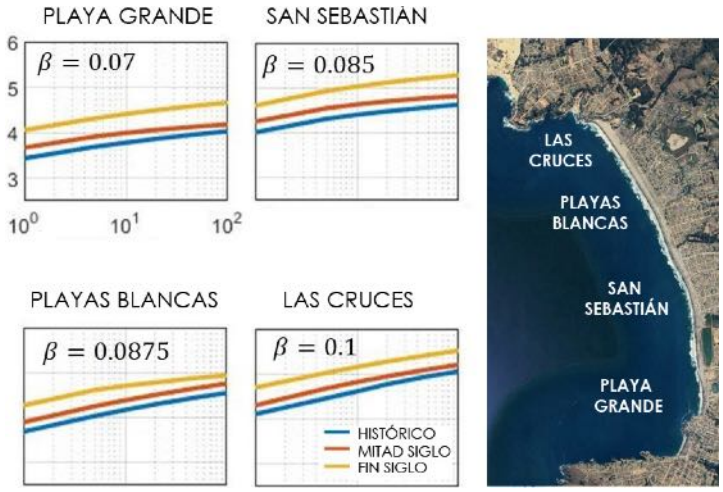


Figura 2.25 Nivel extremo para diferentes períodos de retorno en cuatro sitios de la bahía de Cartagena para un escenario histórico (1985-2004, líneas azules) y para horizontes a medio siglo (2026-2045, líneas naranjas) y fines de siglo (2081-2100, líneas amarillas) bajo un escenario de emisiones RCP 8.5. Beta (B) representa la pendiente de la playa en la zona de asomeramiento del oleaje. Se ilustran sólo la mediana de los ensembles obtenidos a partir de 6 GCM. Adaptado de Esparza (2023).

cálculo se efectuó para seis GCM, y luego se ensamblaron los resultados en una métrica común.

En el cálculo del nivel del mar extremo también puede incluir los efectos del eje hidráulico en torno a desembocaduras, ondas infragravitatorias y meteotsunamis (todos sensibles al cambio climático), además de tsunamis. Las deformaciones del terreno producto de los sismos pueden incluirse a partir de data estadística histórica local a través de un término adicional ± ΔZ en el modelo aditivo, donde el signo positivo se asocia a la subsidencia y el término negativo al solevantamiento.

2.9 Variables oceanográficas

La consecuencia más directa del aumento de la concentración de CO2 en la atmósfera es la "acidificación del océano", que se refiere a la disminución del potencial de Hidrógeno (pH) del agua de mar, pero abarca también un conjunto de cambios químicos que afectan a los organismos marinos desde la formación de conchas y exoesqueletos como los presentes en los camarones hasta la reproducción, fisiología y comportamiento de peces como el atún o las tortugas marinas. Los océanos también se están calentando como la atmósfera, y de hecho almacenan la gran mayoría del calor adicional generado por el aumento de CO2 y otros gases de efecto invernadero en la atmósfera. Este calentamiento está causando que las especies marinas más móviles se redistribuyan hacia los polos y a más profundidad, y está causando una alta mortalidad en especies más sésiles, como las que construyen y habitúan los arrecifes de coral. Pero el calentamiento también está conduciendo a una disminución del oxígeno disuelto en los océanos. Para los ecosistemas marinos tropicales, la combinación de acidificación, calentamiento y desoxigenación de los océanos continuará afectando los ecosistemas marinos en el futuro (Kleypas 2019).

2.9.1 Temperatura superficial del mar

El aumento de la temperatura superficial del mar en las costas de Chile genera impactos significativos en los ecosistemas marinos, la actividad pesquera y las comunidades costeras. A nivel ecológico, este calentamiento altera la distribución de especies marinas, provocando migraciones hacia aguas más frías y afectando la biodiversidad. Además, modifica los patrones de surgencia costera, reduciendo la disponibilidad de nutrientes y disminuyendo la productividad del mar, lo que impacta a especies clave como la anchoveta y la merluza.

La intensificación del fenómeno de El Niño, asociada al calentamiento oceánico, provoca eventos climáticos extremos, como lluvias intensas y marejadas que erosionan la costa y afectan la infraestructura costera. En el ámbito pesquero y acuícola, el aumento de la temperatura favorece la proliferación de algas nocivas, como las mareas rojas, que pueden causar intoxicaciones y pérdidas económicas en la producción de mariscos y salmones. Además, el calentamiento del océano contribuye al aumento del nivel del mar, incrementando el riesgo de inundaciones y afectando a comunidades costeras. Estos efectos ponen en peligro la estabilidad de los ecosistemas marinos, la seguridad alimentaria y la economía de las regiones que dependen del mar, haciendo urgente la implementación de medidas de adaptación y mitigación.

En la Figura 2.26 se muestran los resultados de los ensembles de 37 modelos para las proyecciones de la Temperatura Superficial del Mar en el área de la Cuenca Oceánica Pacífica. Las proyecciones se muestran para los horizontes cercano (2021-2040), intermedio (2041-2060) y lejano (2081-2100), considerando los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, y desde el período histórico comprendido entre 1985 y 2004. Se observa que los mayores cambios se producirán en la zona de mayor temperatura en la ventana histórica, coincidente con la zona más cercana a la costa desde el centro del país hacia el límite de área de estudio al norte con Perú.

El incremento de la temperatura del mar es progresivo si aumentamos el horizonte con cambios de no más de 1ºC para el horizonte cercano y llegando hasta cambios de casi 5ºC en el horizonte lejano. Además, se aprecia una franja oceánica que experimenta menos cambios en las proyecciones y que coincide con la corriente oceánica de Humboldt. En términos cuantitativos, para el horizonte cercano (2021-2040) se esperan aumentos (medianas) de 0,91°C y 1,05°C de la temperatura superficial del mar respecto al periodo histórico (1985-2004) para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, respectivamente, con valores esperables entre 0,85°C y 1,20°C para los percentiles 1% y 99%. Para el horizonte intermedio (2041-2060), por su parte, se esperan amentos de 1,56°C y 2,31°C para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Por último, para el escenario lejano (2081-2100) se esperan amentos de 1,56°C y 2,31°C para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, respectivamente.

2.9.2 Oxígeno oceánico

La reducción del oxígeno disuelto en las aguas oceánicas cercanas a las costas de Chile, fenómeno conocido como hipoxia, tiene efectos adversos en los ecosistemas marinos y las comunidades humanas que

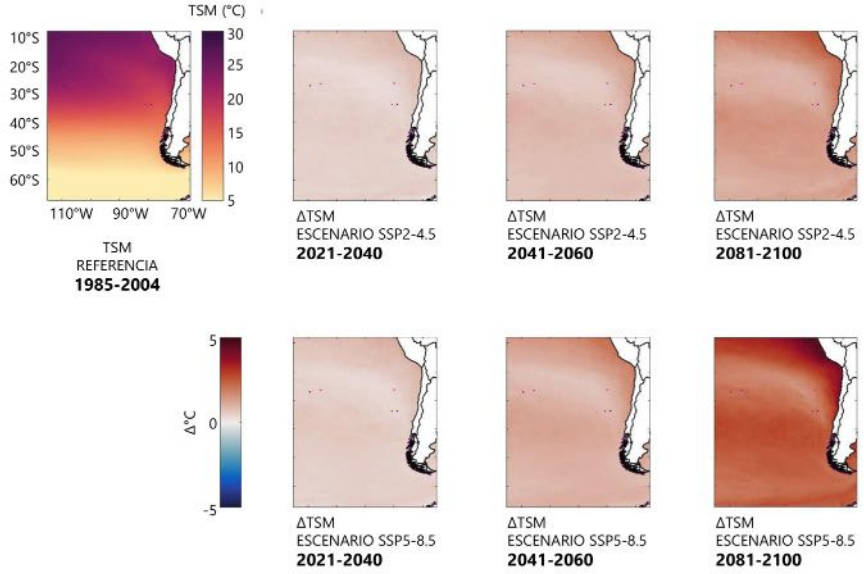


Figura 2.26 Campo de temperatura superficial del mar (percentil 50%) para el periodo histórico (1985-2004) y cambios esperados para los horizontes cercano (2021-2040), mediados de siglo (2041-2060) y finales de siglo (2081-2100) respecto escenario histórico (1985-2004) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Elaboración propia.

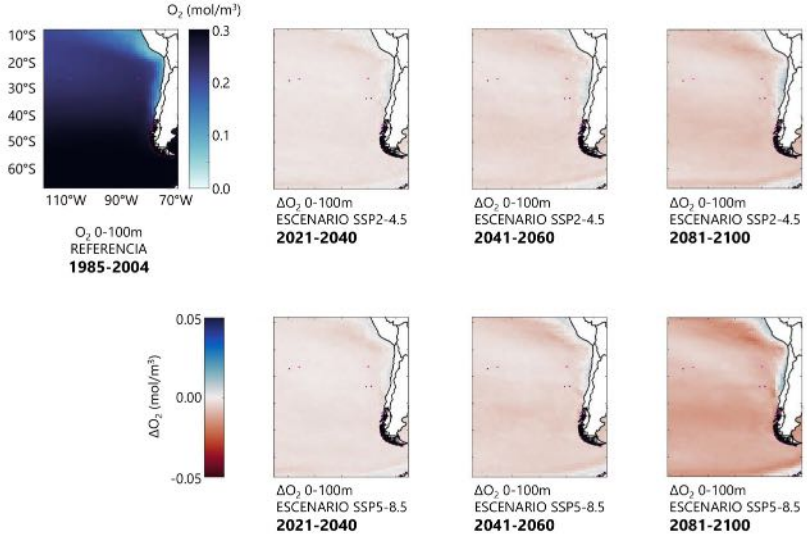


Figura 2.27 Campo de oxígeno disuelto promedio entre 0 y 100 metros de profundidad (percentil 50%) para el periodo histórico (1985-2004) y cambios esperados para los horizontes cercano (2021-2040), mediados de siglo (2041-2060) y finales de siglo (2081-2100) respecto escenario histórico (1985-2004) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Elaboración propia.

dependen de ellos. Esta disminución de oxígeno afecta la distribución, abundancia y migración de comunidades planctónicas, base de la cadena alimenticia marina, lo que puede repercutir en especies de mayor tamaño, incluyendo peces de importancia comercial. Además, la hipoxia puede provocar mortalidades masivas de organismos marinos que no pueden escapar a zonas con niveles adecuados de oxígeno, reduciendo la biodiversidad y alterando las dinámicas ecológicas.

En la zona centro-sur de Chile, la hipoxia (Figura 2.27) es un proceso estacional durante la primavera y el verano, asociado a la surgencia costera que trae aguas frías y pobres en oxígeno a la superficie. Este fenómeno puede intensificarse debido al cambio climático, que promueve la expansión de zonas mínimas de oxígeno, exacerbando los impactos negativos en los ecosistemas marinos y, por ende, en la pesca y la seguridad alimentaria de las comunidades costeras. Por lo tanto, es crucial implementar estrategias de monitoreo y gestión para mitigar los efectos de la hipoxia en las costas chilenas.

Los campos de oxígeno disuelto promedio entre 0 y 100 m para el período histórico (1985-2004) y los cambios esperados para los horizontes cercano (2021-2040), intermedio (2041-2060) y lejano (2081-2100) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5 se presentan para el percentil 50% en la Figura 2.27. Como indica Breitburg et al. (2018), la costa chilena continental se encuentra en una zona de baja concentración de oxígeno, localizada a una profundidad de 300 m, y asociada a la zona de surgencia sureste del Océano Pacífico. La capa superficial de 0 m a 100 m aparece con mayores concentraciones de oxígeno disuelto, pero más bajas en zonas próximas a la costa.

En cuanto a las costas de Rapa Nui, las concentraciones aparecen altas en los dos rangos de profundidad, con valores entre 0,2 y 0,3 mol/m3. Las proyecciones indican disminución generalizada de las concentraciones de oxígeno en ambos escenarios y para todos los horizontes, donde la zona de menores concentraciones de oxígeno en el periodo histórico es la que menos cambios presenta en las proyecciones, e incluso con algunos valores de aumento de la cantidad de oxígeno. Esta zona de pequeños aumentos de oxígeno coincide con la influencia de la corriente de Humboldt, notándose su efecto hasta el extremo norte del dominio de las imágenes en Perú.

2.9.3 Acidificación (pH) del óceano

La acidificación del océano en las costas de Chile, resultado de la absorción de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico por el océano, ha provocado una disminución del pH del agua de mar (Figura 2.28), afectando negativamente a diversos organismos marinos. Este proceso dificulta la formación de estructuras de carbonato de calcio en especies como moluscos y corales de aguas frías, esenciales para la biodiversidad marina. Estudios han demostrado que la disminución del pH puede incluso llevar a la disolución de las conchas de estos organismos, comprometiendo su supervivencia (Vargas et al. 2022). Además, investigaciones en la costa chilena han evidenciado que la acidificación afecta negativamente a invertebrados marinos, alterando su fisiología y comportamiento. Estos cambios en la química oceánica también pueden impactar las cadenas tróficas y la economía local, especialmente en comunidades que dependen de la pesca y la acuicultura. Por lo tanto, es crucial continuar investigando y monitoreando estos efectos para desarrollar estrategias de mitigación y adaptación efectivas.

Los campos de pH del agua de mar promedio entre 0 y 100 m para el período histórico (1985-2004) y los cambios esperados para los horizontes cercano (2021-2040), intermedio (2041-2060) y lejano (2081-2100) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5 se presentan en la Figura 2.28. En el periodo histórico (1985-2004) se aprecia claramente el cambio de pH neutro (pH=8) a pH más ácidos cercanos a la costa en la capa superficial y en un área más extensa.

En relación a las proyecciones, los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5 se observa una disminución generalizada para los horizontes cercano (2021-2040), intermedio (2041-2060) y lejano (2081-2100). Esto concuerda con lo expuesto por Kwiatkowski et al. (2020), que indica que normalmente los mayores cambios de pH se dan en la superficie para zonas de altas latitudes y zonas de surgencia -como es el caso de gran parte de la costa chilena- mientras que es a la inversa en zonas subtropicales y aguas intermedias. Esto se explica por la menor temperatura de las aguas de surgencias, que combinada con índices altos de carbono inorgánico disuelto (mayores en SSP5-8.5 que en SSP2-4.5), propician la acidificación (Orr 2011). Las zonas que en el período histórico aparecen con menor pH son las que proyectan cambios menores en todos los escenarios, pudiendo considerarse que la surgencia provocada por la corriente de Humboldt juega un rol esencial en esas zonas.

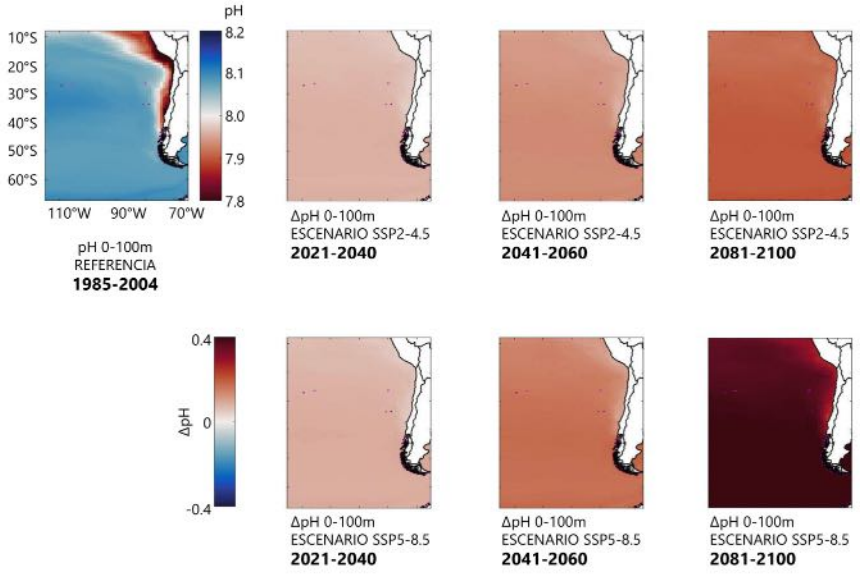


Figura 2.28 Campo de pH del agua de mar promedio entre 0 y 100 metros de profundidad (percentil 50%) para el periodo histórico (1985-2004) y cambios esperados para los horizontes cercano (2021-2040), mediados de siglo (2041-2060) y finales de siglo (2081-2100) respecto escenario histórico (1985-2004) en los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Elaboración propia.

Para terminar, comento que recientemente calculamos proyecciones climáticas detalladas para la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de Ecuador durante el siglo XXI (Winckler et al. 2024), concluyendo que se espera una disminución del oxígeno disuelto y una mayor acidificación. Estos cambios pueden tener impactos significativos en los ecosistemas marinos y en las comunidades costeras que dependen de ellos.

2.10 Conclusiones

Para planificar y diseñar en costa chilena será imprescindible: (1) incorporar explícitamente el aumento del nivel del mar absoluto en todo el ciclo de vida de proyectos, complementándolo con tasas locales de subsidencia/solevantamiento por ciclo sísmico para estimar RMSL y niveles extremos; (2) usar ensembles climáticos y transformación numérica de oleaje sitio-específica (desde espectral a fase/CFD según el caso) al evaluar operatividad portuaria, sobre-elevaciones y runup; (3) considerar el aumento observado y proyectado de altura de oleaje y marejadas, el giro direccional al sur y los cambios en vientos, por sus implicancias morfológicas y de diseño; (4) gestionar la cuenca-costa

por la reducción de precipitaciones y caudales (sedimentos/nutrientes), protegiendo y restaurando humedales como infraestructura natural; (5) robustecer monitoreo de SST, oxígeno disuelto y pH, dada la expansión de hipoxia y la acidificación y su efecto sobre ecosistemas y actividades productivas; (6) diseñar estándares adaptativos (freeboard, coronación, retranqueos, soluciones basadas en la naturaleza) y planes de operación que internalicen cierres por marejadas; (7) priorizar evaluaciones diferenciadas para fiordos/islas versus costas abiertas. Persisten incertidumbres relevantes (precipitación regional, respuesta local del RMSL y efectos compuestos), lo que exige redes de observación, asimilación de datos, modelos de alta resolución y sistemas de alerta temprana. La integración de ciencia, ingeniería y gestión territorial permitirá reducir riesgos y sostener servicios ecosistémicos y portuarios en un siglo más cálido y dinámico.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

2.11 Referencias

Aedo D, Cisternas M, Melnick D, Esparza C, Winckler P & Saldaña B (2023) Decadal coastal evolution spanning the 2010 Maule earthquake at Isla Santa María, Chile: Framing Darwin's accounts of uplift over a seismic cycle. Earth Surface Processes and Landforms 48: 2319–2333.

Aguirre C, García-Loyola S, Testa G, Silva D & Farías L (2018) Insight into anthropogenic forcing on coastal upwelling off south-central Chile. Elementa: Science of the Anthropocene 6: 1–8.

Albrecht F & Shaffer G (2016) Regional sea-level change along the Chilean coast in the 21st century. Journal of Coastal Research 32: 1322–1332.

Ancapichún S & Garcés-Vargas J (2015) Variability of the Southeast Pacific Subtropical Anticyclone and its impact on sea surface temperature off north-central Chile. Ciencias Marinas 41: 1–20.

Ardhuin F, Rogers E, Babanin A, Filipot JF, Magne R, Roland A, Van Der West-Huysen A, Queffeulou P, Lefevre JM, Aouf L & Collard F (2010) Semiempirical dissipation source functions for ocean waves. Part I: Definition, calibration and validation. Journal of Physical Oceanography 40: 1917–1941.

Beyá J & Winckler P (2013) Inundaciones costeras, más allá de los tsunamis. Anales del Instituto de Ingenieros de Chile 125: 63–81.

Beyá J, Alvarez M, Gallardo A, Hidalgo H, Aguirre C, Valdivia J, Parra C, Méndez L, Contreras C, Winckler P & Molina M (2016) Atlas de oleaje de Chile. Primera edición. Universidad de Valparaíso, Valparaíso, Chile.

Beyá J, Alvarez M, Gallardo A, Hidalgo H & Winckler P (2017) Generation and validation of the Chilean Wave Atlas database. Ocean Modelling 116: 16–32.

Boisier JP, Alvarez-Garreton C, Cordero RR, Damiani A, Gallardo L, Garreaud RD & Rondanelli R (2018) Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. Elementa: Science of the Anthropocene 6: 1-20 (74).

Boyd PW, Cornwall CE, Davison A, Doney SC, Fourquez M, Hurd CL & McMinn A (2016) Biological responses to environmental heterogeneity under future ocean conditions. Global Change Biology 22: 2633–2650.

Breitburg D, Grégoire M & Isensee K (2018) The ocean is losing its breath: Declining oxygen in the world's ocean and coastal waters. IOC Technical Series No. 137, Global Ocean Oxygen Network, IOC-UNESCO, París.

Campos-Caba R (2016) Análisis de marejadas históricas y recientes en las costas de Chile. Memoria de título, Universidad de Valparaíso, Valparaíso, Chile.

Carvajal M, Contreras-López M, Winckler P & Sepúlveda I (2017) Meteotsunamis occurring along the southwest coast of South America during an intense storm. Pure and Applied Geophysics 174: 1584–1598.

Carvajal M, Winckler P, Garreaud R, Igualt F, Contreras-López M, Averil P & Breuer WA (2021) Extreme sea levels at Rapa Nui (Easter Island) during intense atmospheric rivers. Natural Hazards 106: 1619–1637.

Carvajal M, Gubler A, Davies G, Wang K, Sun T & Catalán PA (2025) Large size of two nineteenth-century Chile–Peru earthquakes inferred from trans-Pacific tsunami records. Geophysical Research Letters 52: e2024GL113849.

Cazenave A & Llovel W (2010) Contemporary sea level rise. Annual Review of Marine Science 2: 145-173.

CEPAL & Unión Europea (2017) El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad de América Latina. CEPAL, Santiago, Chile.

Church JA, Clark PU, Cazenave A, Gregory JM, Jevrejeva S, Levermann A, Merrifield MA, Milne GA, Nerem RS, Nunn PD, Payne AJ, Pfeffer WT, Stammer D & Unnikrishnan AS (2013) Sea level change. En: Stocker TF et al. (eds.) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

CMIP5 (2020) Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5). Disponible en: https://esgf-node.llnl.gov/projects/cmip5

Combes V, Di Lorenzo E, Gómez F, Hormazábal S, Strub TP & Putrasahan D (2009) Modeling interannual and decadal variability in the Humboldt Current Upwelling System. ROMS/PISA Ocean Modeling Group Technical Report, Oregon State University, Corvallis, USA.

Cubillos L, Núñez S & Arcos D (1998) Primary production required to sustain the Chilean pelagic fisheries. Investigaciones Marinas 26: 83–96.

Dean RG & Dalrymple RA (1991) Water wave mechanics for engineers and scientists. World Scientific Publishing, Singapore.

Esparza C (2023) Extreme sea level projections in Cartagena Bay towards mid and end of the twenty-first century under RCP8.5 scenario. Tesis de Magíster, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.

Falvey M & Garreaud RD (2009) Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006). Journal of Geophysical Research: Atmospheres 114: 1-16 (D04102).

Fritz HM, Petroff CM, Catalán PA, Cienfuegos R, Winckler P, Kalligeris N & Synolakis CE (2011) Field survey of the 27 February 2010 Chile tsunami. Pure and Applied Geophysics 168: 1989–2010.

Garreaud RD (2009) The Andes climate and weather. Advances in Geosciences 22: 3–11.

Harley M (2017) Coastal storm definition. En: Ciavola P & Coco G (eds.) Coastal storms: Processes and impacts, pp. 299–314. John Wiley & Sons, Chichester.

Holthuijsen LH (2010) Waves in oceanic and coastal waters. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC (2021) Summary for policymakers. En: Masson-Delmotte V et al. (eds.) Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Kleypas JA (2019) Climate change and tropical marine ecosystems: A review with an emphasis on coral reefs. Cuadernos de Investigación UNED 11: 24–35.

Kwiatkowski L, Torres O, Bopp L, Aumont O, Chamberlain M, Christian JR et al. (2020) Twenty-first century ocean warming, acidification, deoxygenation, and upper-ocean nutrient and primary production decline from CMIP6 model projections. Biogeosciences 17: 3439–3470.

Lara C, Saldías GS & Tapia FJ (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.

Lemos G, Menéndez M, Semedo A, Camus P, Hemer M, Dobrynin M & Miranda PMA (2020) On the need of bias correction methods for wave climate projections. Global and Planetary Change 186: 103109.

Martínez C, Grez PW, Martín RA, Acuña CE, Torres I & Contreras-López M (2022) Coastal erosion in sandy beaches along a tectonically active coast: The Chile study case. Progress in Physical Geography: Earth and Environment 46: 250–271.

Masotti I, Aparicio-Rizzo P, Yevenes MA, Garreaud R, Belmar L & Farías L (2018) The influence of river discharge on nutrient export and phytoplankton biomass off the central Chile coast (33–37°S): Seasonal cycle and interannual variability. Frontiers in Marine Science 5: 423.

Montecino V & Lange CB (2009) The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries and sediment studies. Progress in Oceanography 83: 65–79.

Montecinos A & Aceituno P (2003) Seasonality of the ENSO-related rainfall variability in central Chile and associated circulation anomalies. Journal of Climate 16: 281–296.

Morales E, Winckler P & Herrera M (2019) Costas de Chile: Medio natural, gestión costera, ingeniería oceánica y cambio climático. SHOA, CONA y Universidad de Valparaíso, Valparaíso, Chile.

Muis S, Aerts JCJH, Antolínez JA, Dullaart JC, Duong TM, Erikson L & Yan K (2023) Global projections of storm surges using high-resolution CMIP6 climate models. Earth's Future 11: e2023EF003479.

Orr JC (2011) Recent and future changes in ocean carbonate chemistry. Ocean Acidification 1: 41–66.

Paris PJ, Walsh JP & Corbett DR (2016) Where the continent ends. Geophysical Research Letters 43: 12008–12012.

Plafker G & Savage JC (1970) Mechanism of the Chilean earthquakes of May 21 and 22, 1960. Geological Society of America Bulletin 81: 1001–1030.

Rahn DA & Garreaud RD (2014) A synoptic climatology of the near-surface wind along the west coast of South America. International Journal of Climatology 34: 302–321.

Rykaczewski RR, Dunne JP, Sydeman WJ, García-Reyes M, Black BA & Bograd SJ (2015) Poleward displacement of coastal upwelling-favorable winds in the ocean's eastern boundary currents through the 21st century. Geophysical Research Letters 42: 6424–6431.

Scussolini P, Dullaart J, Muis S, Rovere A, Bakker P, Coumou D & Aerts JC (2023) Modeled storm surge changes in a warmer world: The Last Interglacial. Climate of the Past 19: 141–157.

SHOA (2000) El maremoto del 22 de mayo de 1960 en las costas de Chile. Publicación No. 3012, 2ª edición. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, Valparaíso.

Stockdon HF, Holman RA, Howd PA & Sallenger AH (2006) Empirical parameterization of setup, swash, and runup. Coastal Engineering 53: 573–588.

Strub PT (1998) Coastal ocean circulation off western South America. En: Robinson AR & Brink KH (eds.) The global coastal ocean: Regional studies and syntheses, pp. 273–315. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

Strub PT, James C, Montecino V, Rutllant JA & Blanco JL (2019) Ocean circulation along the southern Chile transition region (38–46°S): Mean, seasonal and interannual variability, with a focus on 2014–2016. Progress in Oceanography 172: 159–198.

Svendsen IA (2006) Introduction to nearshore hydrodynamics. World Scientific, Singapore.

Talley LD, Pickard GL, Emery WJ & Swift JH (2011) Physical oceanography: An introduction. Elsevier Science and Technology, Oxford, UK.

Taylor KE, Stouffer RJ & Meehl GA (2012) An overview of CMIP5 and the experiment design. Bulletin of the American Meteorological Society 93: 485–498.

Testa G, Masotti I & Farías L (2018) Temporal variability in net primary production in an upwelling area off central Chile (36°S). Frontiers in Marine Science 5: 179.

Tolman HL, Abdolali A, Accensi M, Alves JH, Ardhuin F, Babanin A, Barbariol F, Benetazzo A, Bidlot JR, Booij N, Boutin G, Bunney C, Campbell T, Chalikov D, Chawla A, Cheng S, Collins CO, Filipot JF, Flampouris S & Liang Z (2019) User manual and system documentation of WAVEWATCH III (R) version 6.07. NOAA/ NCEP Technical Note.

Vargas CA, Cuevas LA, Broitman BR, San Martín VA, Lagos NA, Gaitán-Espitia JD & Dupont S (2022) Upper environmental pCO_2 drives sensitivity to ocean acidification in marine invertebrates. Nature Climate Change 12: 200–207.

Wegener A (1912) Die Entstehung der Kontinente. Geologische Rundschau 3: 276–292.

Wesson RL, Melnick D, Cisternas M, Moreno M & Ely LL (2015) Vertical deformation through a complete seismic cycle at Isla Santa María, Chile. Nature Geoscience 8: 547–551.

Winckler P, Contreras-López M, Campos-Caba R, Beyá JF & Molina M (2017) El temporal del 8 de agosto de 2015 en las regiones de Valparaíso y Coquimbo, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research 45: 622–648. https://doi.org/10.3856/vol45-issue4-fulltext-1

Winckler P, Aguirre C, Farías L, Contreras-López M & Masotti I (2020) Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological and oceanographic variables along the Chilean continental coastal zone. Climatic Change 163: 633–652.

Winckler P, Esparza C, Mora J, Melo O, Bambach N, Contreras-López M & Sactic MI (2022) Impacts in ports on a tectonically active coast for climate-driven projections under the RCP 8.5 scenario: Seven Chilean ports under scrutiny. Coastal Engineering Journal 64: 387–405.

Winckler P, Agredano R, Esparza C, Melo O, Sactic MI & Martínez C (2023) Projections of beach erosion and associated costs in Chile. Sustainability 15: 5883.

Winckler P (2024a) Coastal wetlands in Latin America: From stinking swamps to treasured sites. ReVista (Harvard DRCLAS) 23: 1–17. https://revista.drclas.harvard.edu/coastal-wetlands-in-latin-america-from-stinking-swamps-to-treasured-sites

Winckler P, Farías L, Vicuña S, Esparza C, Mora J, Chubretovic R, Cabrera F, Zambrano N, Caza P & González RA (2024b) Climate projections of oceanographic variables in the Exclusive Economic Zone of Ecuador: A 21st century perspective to inform impact and adaptation assessment. Regional Studies in Marine Science 68: 103612.

Winckler P, Correa S, Garreaud R & Carvajal M (2025) The late December 2024 North Pacific swells on South American coasts. Natural Hazards 121: 14487–14511.

3

CAPITULO

Cambio climático en la zona marina y litoral del norte de Chile

Rosalino Fuenzalida, Edgardo Santander, Elio Segovia, Luis Silva, Valentina Martínez, Pedro Pizarro, Jorge Oliva & Ulises Parker



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 68-102



CAPÍTULO 3: Cambio climático en la zona marina y litoral del norte de Chile

Rosalino Fuenzalida Fuenzalida[1,2], Edgardo Santander Pulgar[1], Elio Segovia Mattos[3], Luis Silva Castro[1], Valentina Martínez[1], Pedro Pizarro Fuentes[4], Jorge Oliva Lopez[5] & Ulises Parker Pereira[5]

1. Laboratorio de Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 2. Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-ecológicos de Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile. 3. Laboratorio de Acuicultura, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 4. Laboratorio de Recursos Bentónicos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 5. Centro de Investigación Aplicada del Mar, Iquique. Chile.

RESUMEN: El cambio climático está transformando profundamente los sistemas costeros del norte de Chile, una región donde convergen procesos oceánicos de gran escala, como el fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), con dinámicas locales de surgencia, alta productividad biológica y marcada vulnerabilidad ecológica. Comprender esta interacción resulta esencial para anticipar los impactos sobre la biodiversidad marina, la pesca artesanal, la acuicultura regional y los procesos ecológicos que operan a distintas escalas. Este capítulo integra información oceanográfica, biológica y experimental con el fin de analizar los efectos del evento El Niño 2023-2024 y de la variabilidad climática reciente. Dicho evento se caracterizó por anomalías térmicas superiores a +3 °C, un notable hundimiento de la termoclina y un debilitamiento del afloramiento costero, configurando un escenario de elevada estabilidad térmica y baja disponibilidad de nutrientes. Estas condiciones ocasionaron una reducción significativa de la biomasa fitoplanctónica, especialmente en las zonas de Arica e Iquique, en

contraste con las fases frías de La Niña, en las que la intensificación de la surgencia incrementa la concentración de clorofila-a y la productividad local. Los resultados evidencian la complejidad del acoplamiento océano–atmósfera en el Pacífico suroriental, donde coexisten eventos El Niño de tipo canónico y costero, estos últimos modulados por forzantes regionales como la Oscilación Madden–Julian y la influencia ocasional de ciclones tropicales.

En el ámbito biológico, se observa una marcada variabilidad en la tolerancia térmica e hipóxica entre especies, destacando un mayor potencial adaptativo en la corvina (*Cilus gilbert*i) y el dorado (*Seriola lalandi*), mientras que los invertebrados bentónicos presentan una mayor susceptibilidad frente al estrés ambiental. El monitoreo de praderas de huiro negro (*Lessonia berteroana*) reveló una estructura demográfica predominantemente juvenil y una baja proporción de frondas reproductivas, evidenciando riesgos de resiliencia poblacional ante condiciones cálidas persistentes. En conjunto, el litoral norte de Chile se consolida como un observatorio natural estratégico para el estudio de la resiliencia y los mecanismos de adaptación de los ecosistemas marinos del Pacífico suroriental frente a los desafíos del cambio climático.

3.1 Variabilidad oceanográfica del evento El Niño 2023–2024 en la zona norte de Chile

Rosalino Fuenzalida, Luis Silva, Edgardo Santander, Jorge Oliva & Ulises Parker.

El Niño–Oscilación del Sur (ENOS) constituye la principal fuente de variabilidad climática interanual en el Pacífico tropical, originado por la interacción acoplada entre océano y atmósfera (Rasmusson & Carpenter 1982, Trenberth 1997, McPhaden et al. 2006). Su fase cálida, El Niño, se asocia con un calentamiento anómalo de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Pacífico ecuatorial central y oriental, debilitamiento de los alisios y reorganización de la circulación de Walker; mientras que La Niña corresponde a un enfriamiento opuesto y fortalecimiento del afloramiento y de los vientos alisios (Philander 1990, Dewitte & Takahashi 2019). La diversidad de manifestaciones; El Niño canónico, Modoki y Costeros, ha incrementado los desafíos de predictibilidad (Ashok et al. 2007, Kug et al. 2009, Takahashi & Dewitte 2016), intensificados por el cambio climático, que aumenta la frecuencia e irregularidad de los eventos (Yeh et al. 2009, Cai et al. 2015, Chen et al. 2004). La zona norte de Chile constituye un observatorio estratégico donde convergen forzantes globales y procesos locales, ofreciendo el evento El Niño 2023-2024 una

oportunidad única para examinar su variabilidad espacio–temporal con índices climáticos, observaciones in situ y satelitales.

El análisis del evento El Niño 2023-2024 en la zona norte de Chile se realizó integrando índices climáticos globales, observaciones satelitales y registros in situ. Para caracterizar la fase cálida del ENOS se emplearon el Índice Oceánico Niño (ONI, sigla en inglés), basado en anomalías de TSM en la región Niño 3.4 (5°N–5°S, 170°–120°W, ONI) y la región Niño 1+2 (0°–10°S, 90°W–80°W), asociado este último a la franja costera del Pacífico oriental. Ambos indicadores permiten clasificar la magnitud de los eventos en categorías débil, moderada, fuerte y muy fuerte.

Complementariamente, se utilizaron registros de la temperatra superficial del mar (TSM) costera proporcionados por el Centro Nacional de Datos Hidrográficos y Oceanográficos de la Armada de Chile (CENDHOC), en estaciones de Arica (18,48° S, 70,32° W), Iquique (20,20° S, 70,15° W) y Antofagasta (23,65° S, 70,41° W) para el periodo 1990-2024. Asimismo, se analizaron perfiles de temperatura en la columna de agua obtenidos por el Centro de Investigación Aplicada del Mar (CIAM) entre 2020 y 2024, a las 3 y 5 millas náuticas frente a Arica, Iquique y Mejillones, lo que permitió evaluar la profundidad de la termoclina.

Finalmente, se incorporaron información satelital de la TSM (Fuente: https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/) para el periodo 2002-2024, a las 5 y 40 mn para Arica (18,50° S, 70,42° W y 71° W), Iquique (20,19° S, 70,23° W y 70,81° W) y Mejillones (23° S, 70,42° W y 70,63° W), para reforzar la caracterización espacio–temporal del fenómeno. Esta combinación metodológica permitió evaluar la evolución, persistencia y declinación del evento en un marco multi-escala.

El análisis de las anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM), basado en los índices ONI y Niño 1+2 (Figura 3.1), permitió identificar una clara diferenciación en la magnitud e intensidad de los eventos ENOS registrados en las últimas tres décadas. Los episodios de gran escala, como 1991-1992, 1997-1998, 2015-2016 y 2023-2024, presentaron anomalías térmicas positivas superiores a +2 °C en la región Niño 3.4, lo que evidencia un acoplamiento robusto entre el océano y la atmósfera y tele-conexiones de alcance global. En contraste, eventos de menor intensidad (1994-1995, 2002-2003, 2004-2005, 2006-2007, 2009-2010 y 2018-2019) se caracterizaron por anomalías positivas más moderadas (< +1 °C), configurando estados débilmente cálidos. Estos hallazgos resaltan la diversidad de expresiones del fenómeno ENOS, que incluyen casos atípicos como el "Niño fallido" de 2014 y el denominado Niño Godzilla

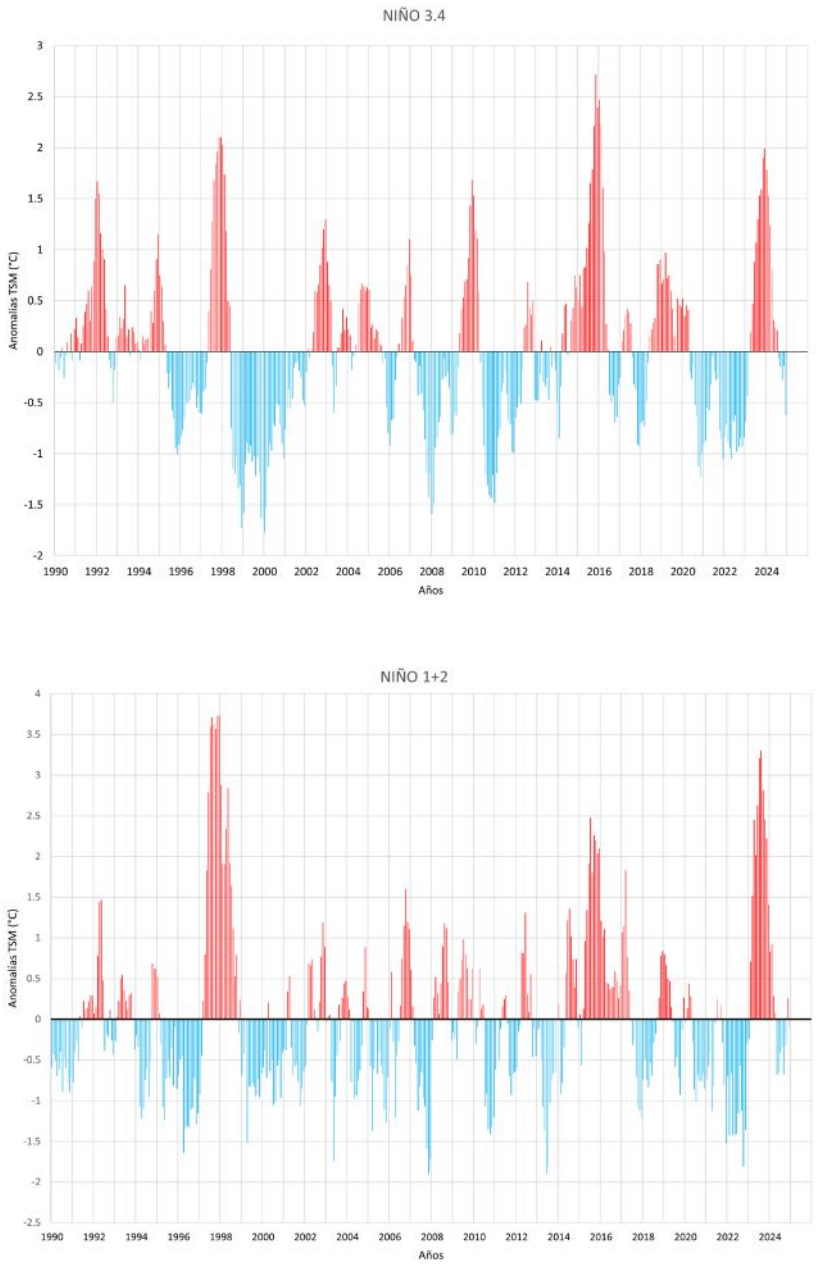


Figura 3.1. Serie de tiempo de las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM) en: región Niño 3.4 (ONI, siglas en inglés) y región Niño 1+2, para el periodo 1990 al 2024 (Fuente: https://ggweather.com/enso/oni.htm).

de 2015-2016, catalogado como uno de los eventos más intensos del siglo (L'Heureux et al. 2017).

Un aspecto particularmente relevante corresponde al evento de 2023, cuando bajo condiciones neutras del Índice Oceánico del Niño (ONI) se desarrolló un Niño Costero en el Perú, intensificado por la acción del ciclón Yaku y la modulación intraestacional de la Oscilación Madden–Julian (MJO, por sus siglas en inglés). Este episodio produjo precipitaciones extremas y un calentamiento costero superior a +3 °C (SENAMHI, 2023). Posteriormente, en junio de 2023, se declaró oficialmente el inicio del evento El Niño 2023–2024, lo que demuestra que los Niños Costeros pueden constituir precursores de un Niño Canónico o bien sucederlo, dependiendo de la persistencia y consolidación del acoplamiento océano–atmósfera (ver Figura 3.1).

En la zona norte de Chile, los registros in situ del CENDHOC, particularmente en la costa de Arica, Iquique y Antofagasta, evidenciaron anomalías térmicas notables durante el evento El Niño 2023-2024, alcanzando valores de hasta +3 °C en diciembre de 2023 (Figura 3.2). Estas observaciones fueron consistentes con las anomalías satelitales de la TSM obtenidas a 5 y 40 millas náuticas frente a Arica, Iquique y Mejillones, lo que refuerza la confiabilidad de ambas fuentes de información (Figura 3.3d, e y f).

El análisis de la variación temporal de la temperatura en la columna de agua a 3 y 5 millas náuticas mostró un calentamiento asociado a un hundimiento marcado de la isoterma de 15 °C, que se profundizó a más de 50 m de la superficie. Este comportamiento refleja el debilitamiento del afloramiento costero y la intrusión de aguas cálidas de origen tropical, procesos característicos de episodios intensos de El Niño (Fiedler & Talley 2006, Garreaud 2018). La secuencia de La Niña 2020-2022 seguida por El Niño 2023-2024 ejemplifica de manera clara la naturaleza oscilatoria del sistema ENOS y confirma la relevancia del norte de Chile como un laboratorio natural para estudiar la interacción océano-atmósfera a escalas regionales y globales. La coherencia observada entre las observaciones satelitales y los registros locales in situ valida la solidez del enfoque multi-escala en la caracterización del ENOS, al integrar indicadores globales con observaciones regionales de alta resolución (Figura 3.4).

En comparación con los eventos 1997-1998 y 2015-2016, el episodio 2023-2024 tuvo una duración más breve, aunque con una intensidad térmica similar en el Pacífico oriental. Este comportamiento sugiere que

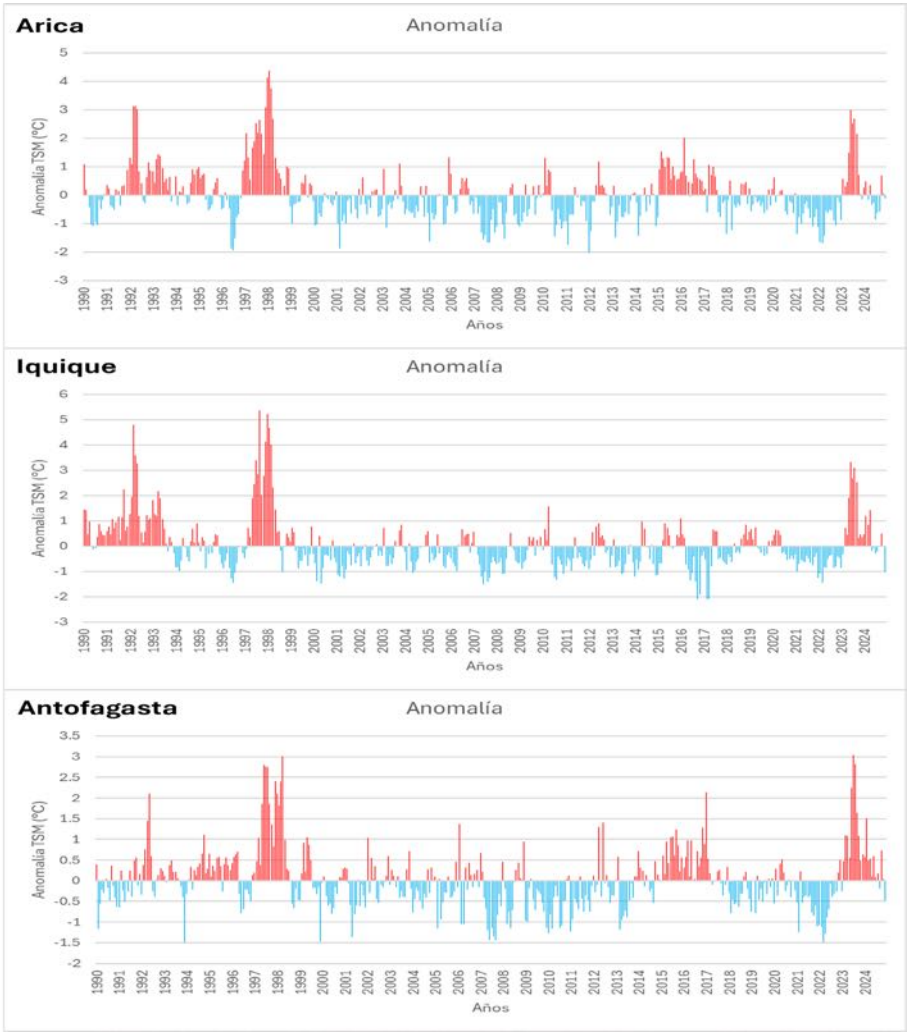


Figura 3.2. Serie de tiempo de las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM) en la costa de Arica, Iquique y Antofagasta, para el periodo 1990 al 2024 (Fuente: CENDHOC).

el cambio climático no solo influye en la frecuencia de los eventos ENOS, sino también en la irregularidad y diversidad de sus manifestaciones (Yeh et al. 2009, Cai et al. 2015). Los resultados consolidan la importancia estratégica del norte de Chile para la comprensión de estas dinámicas y subrayan la necesidad de integrar observaciones satelitales, registros in situ e índices globales en sistemas de alerta temprana, a fin de robustecer la gestión de riesgos en escenarios de creciente variabilidad climática.



Figura 3.3 Serie de tiempo de las anomalías mensuales de las TSM a las 5 y 40 mn de la costa (costero y oceánico, respectivamente) para la costa peruana de Trujillo, Chimbote y Mollendo. Para la zona norte de Chile tenemos Arica, Iquique y Mejillones, ambos para el periodo 2002-2024 (Fuente: https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/)

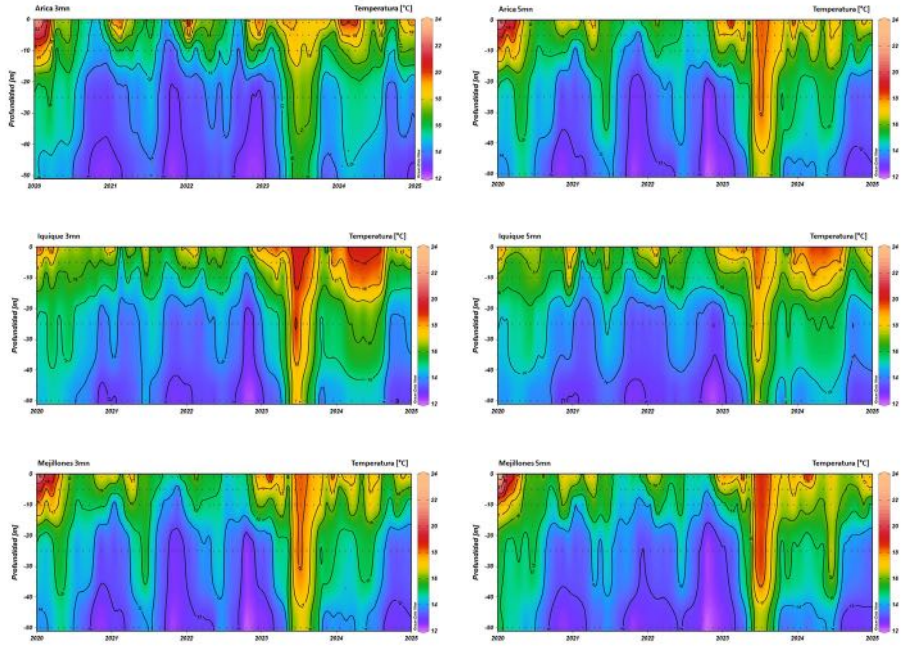


Figura 3.4. Distribución temporal de la temperatura con profundidad a 3 y 5 millas frente a Arica, Iquique y Antofagasta entre 2020 y 2024 (Fuente: CIAM).

3.2 Comparación de la secuencia y dinámica entre El Niño costero y El Niño canónico en el Pacífico Suroriental

Luis Silva, Rosalino Fuenzalida & Edgardo Santander.

El fenómeno El Niño–Oscilación del Sur (ENOS) constituye la principal fuente de variabilidad climática interanual en el Pacífico tropical, con impactos de alcance global y regional (Rasmusson & Carpenter 1982, McPhaden et al. 2006). Tradicionalmente, se distinguen dos expresiones principales: el Niño Canónico, caracterizado por anomalías cálidas persistentes en las regiones Niño 3.4 (ONI, sigla en inglés) y Niño 1+2, asociadas a un acoplamiento océano-atmósfera robusto; y el Niño Costero, cuya manifestación se concentra en las costas de Perú y Ecuador, con un forzamiento regional predominante y frecuentemente bajo condiciones neutrales en el Índice Oceánico de El Niño (sigla en inglés, ONI) (Takahashi & Dewitte 2016, Garreaud 2018). En las últimas décadas, los Niños Costeros han cobrado relevancia debido a sus impactos socioeconómicos severos, incluyendo precipitaciones torrenciales e inundaciones que afectan a comunidades y actividades productivas en el noroeste sudamericano (Echevin et al. 2018). Los eventos de 2017 y 2023 han mostrado que, además del calentamiento costero, existen forzantes

regionales, como ciclones tropicales y la Oscilación Madden-Julian (sigla en inglés, MJO) que pueden desempeñar un rol determinante en su desarrollo (SENAMHI 2023). Este trabajo analiza la secuencia de los eventos 2017 y 2023 para evaluar si los Niños Costeros pueden constituir etapas iniciales, paralelas o independientes en relación con la evolución de un Niño Canónico.

El estudio se basa en un análisis comparativo de eventos, Niños Canónicos 2015-2016 y 2023-2024 y Niños Costeros de 2017 y 2023, integrando múltiples fuentes de información: Índices climáticos globales: se consideraron la región Niño 3.4 (5°N-5°S, 170°-120°W, ONI), la región Niño 1+2 (0°-10°S, 90°W-80°W) y el Índice de Oscilación del Sur (IOS). Estos índices permiten identificar eventos de El Niño categorizados como Débiles (con anomalías de temperatura superficial del mar (TSM) de 0,5° a 0,9°C), Moderados (1,0° a 1,4°C), Fuertes (1,5° a 1,9°C) y Muy Fuertes (≥ 2,0°C). Observaciones regionales in situ: se utilizaron registros oceanográficos del Centro Nacional de Datos Hidrográficos y Oceanográficos de la Armada de Chile (CENDHOC) en Arica (18,48° S, 70,32° W), Iquique (20,20° S, 70,15° W) y Antofagasta (23,65° S, 70,41° W) para el periodo 1990-2024. Junto con observaciones satelitales de la TSM obtenidos de https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/ para la costa peruana de Trujillo (08,10° S, 79,19° W y 79,77° W), Chimbote (09,08° S, 78,69° W y 79,27° W), Mollendo (17,02° S, 72,13° W y 72,71° W) y para la zona norte de Chile en Arica (18,50° S, 70,42° W y 71° W), Iquique (20,19° S, 70,23° W y 70,81° W) y Mejillones (23° S, 70,42° W y 70,63° W) para el periodo 2002-2024. Con este enfoque comparativo, se evaluó la relación entre la fase global del ENOS y sus expresiones regionales costeras.

El análisis comparativo de los eventos de 2017 y 2023 revela un patrón común en la dinámica costera asociada a ENOS. En 2017, la formación de un ciclón frente a las costas de Perú y Ecuador ocurrió tras el evento El Niño canónico 2015-2016, mientras que en 2023 precedió al desarrollo del evento canónico 2023-2024. En ambos casos, la ocurrencia se registró bajo condiciones de ONI neutral, lo que evidencia la independencia relativa de los Niños Costeros respecto al forzamiento oceánico de gran escala. Particularmente en 2023, la presencia del ciclón Yaku, reforzado por la modulación intra-estacional de la Oscilación Madden–Julian (MJO), intensificó el calentamiento costero hasta alcanzar anomalías de +3 °C (Garreaud 2023, SENAMHI 2023). Estos resultados confirman que los Niños Costeros pueden originarse como fenómenos regionales autónomos, aunque en ciertos casos, como en 2023, logran acoplarse posteriormente al sistema océano-atmósfera y evolucionar hacia un Niño Canónico.

La progresión de las anomalías en la región Niño 3.4 evidencia la recurrencia de eventos fuertes (1991-1992, 1997-1998, 2015-2016, 2023-2024) y débiles (< +1,0 °C), incluyendo el "Niño fallido" de 2014 y el "Niño Godzilla" de 2015-2016. La correspondencia entre ONI, Niño 1+2 e IOS valida su utilidad diagnóstica, con IOS negativo durante fases cálidas y positivo en fases frías (La Niña) (Figura 3.5).

En la costa norte de Chile para Arica, Iquique y Antofagasta, las series de la TSM evidencian anomalías significativas en eventos fuertes, alcanzando +3 °C en 2023-2024 tras la prolongada La Niña 2020-2022, con fases bien definidas de inicio, madurez y declinación. La correspondencia entre registros in situ del CENDHOC (ver Figura 3.2) y observaciones satelitales a 5 y 40 mn frente a Perú para Trujillo, Chimbote y Mollendo y Chile para Arica, Iquique y Mejillones (ver Figura 3.3) muestran la concordancia en los registros, para la fase inicial, madura y declinación de los eventos ENOS.

El contraste entre los eventos canónicos y costeros confirma la no linealidad del acoplamiento océano-atmósfera (Figura 3.6): mientras el Niño Canónico responde al forzamiento del Pacífico central y a la propagación de ondas Kelvin y El Niño Costero depende de forzantes regionales (ciclones, MJO, afloramiento), lo que resalta la necesidad de enfoques multiescala para su monitoreo y predicción (Takahashi & Martínez 2019).

3.3 Efectos de El niño-Oscilación del Sur (ENOS) sobre la producción del fitoplancton en el norte de Chile (2014 y 2024)

Valentina Martínez, Edgardo Santander & Rosalino Fuenzalida

La variabilidad en la abundancia y composición específica del fitoplancton afecta a los niveles tróficos superiores, además, su dinámica influye en los ciclos biogeoquímicos globales, principalmente en el ciclo del carbono, afectando la capacidad del océano para actuar como sumidero de dióxido de carbono. A pesar de la importancia de estos procesos y componentes oceanográficos, aún existe una brecha en la comprensión de los eventos ENOS y cómo afectan la productividad y la diversidad del fitoplancton en distintas regiones del Pacífico Oriental. Por lo tanto, se hace necesario investigar y entender como los eventos ENOS influyen en la dinámica del fitoplancton, especialmente en el norte de Chile. Así, esta investigación busca establecer las implicaciones ecológicas que tienen estos eventos climáticos y oceanográficos con el objetivo de analizar las fluctuaciones de la biomasa fitoplanctónica y su relación a cambios en

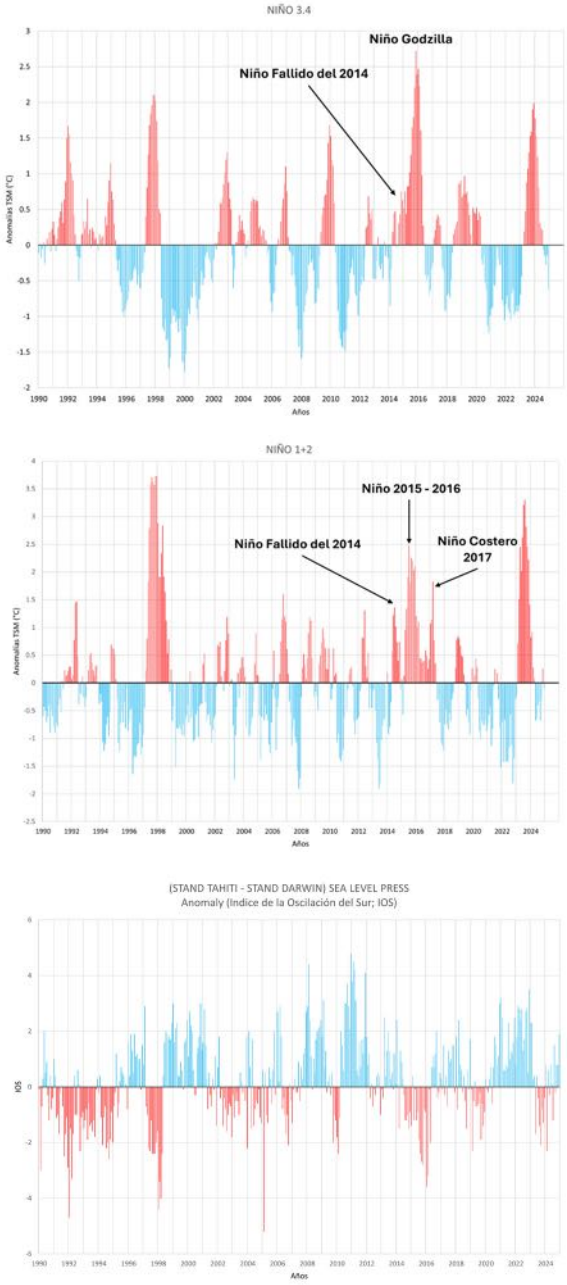


Figura 3.5 Serie de tiempo de las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM) en: a) región Niño 3.4 (ONI, siglas en inglés), b) región Niño 1+2 y c) Índices de Oscilación del Sur (IOS; diferencia de presión entre Tahití y Darwin), para el periodo 1990 al 2024 (Fuente: https://ggweather.com/enso/oni.htm).

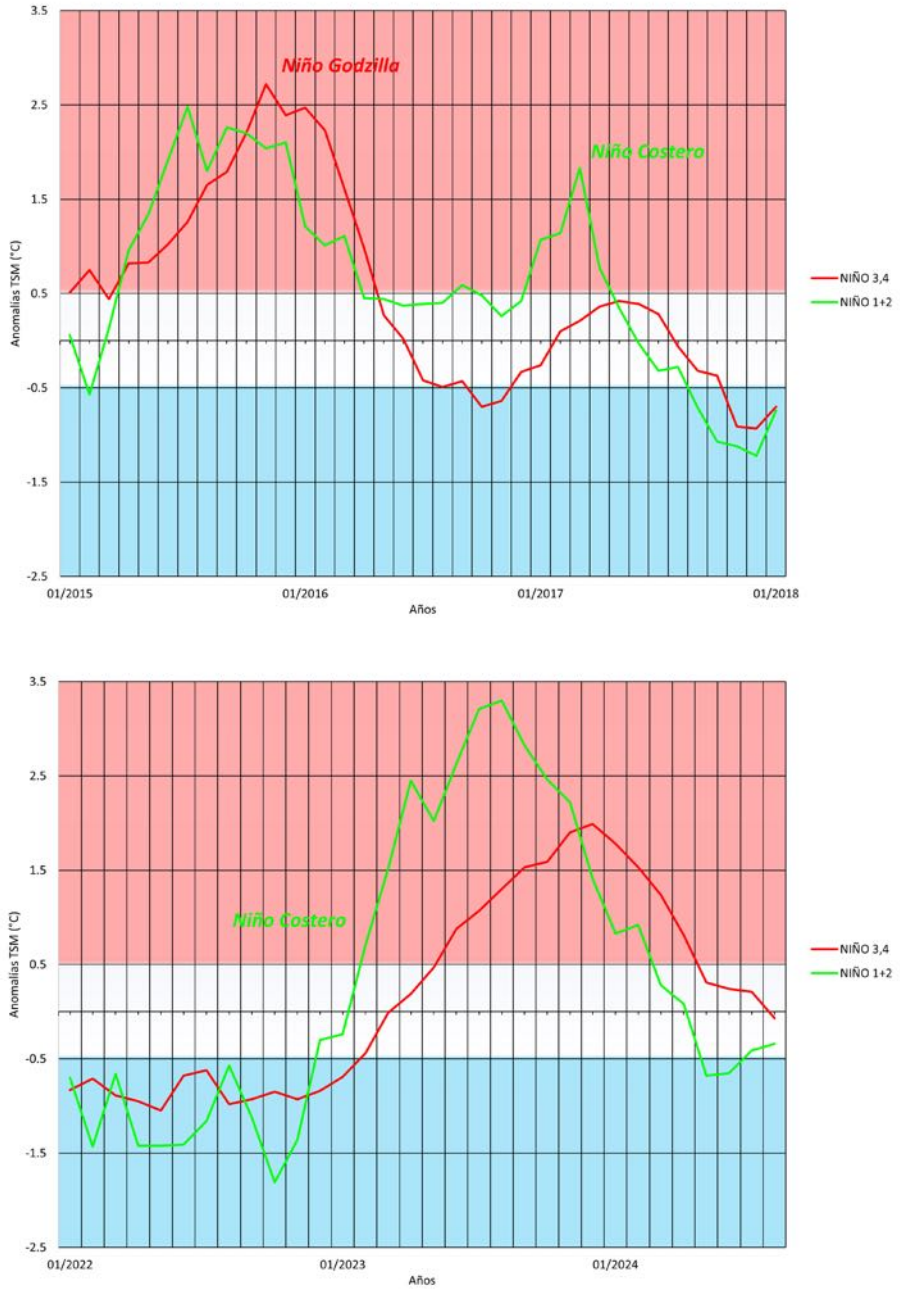


Figura 3.6 Serie de tiempo de las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM) de: a) la región Niño 3.4 (línea roja; ONI) y b) la región Niño 1+2 (línea verde), durante los periodos 2015-2018 y 2022-2024.

Tabla 3.1 Resumen de valores del Índice Oceánico de El Niño (ONI) para el periodo entre el 2014 y 2024 del Pacífico ecuatorial. Valores de temperatura superficial del mar (TSM, °C), duración y categorización de los eventos de acuerdo con la intensidad de las anomalías. Categorización tomada de https://ggweather.com/enso/oni.htm.

El Niño	Mes inicio	Mes término	Máx. anomalía	Duración meses	Categorización
2015-2016	oct-14	abr-16	2,6	19	Muy fuerte
2018-2019	sept-18	jun-19	0,9	10	Débil
2023-2024	may-23	abr-24	2	11	Fuerte
La Niña					
2016	ago-16	dic-16	-0.7	5	Débil
2017-2018	oct-17	abr-18	-1	7	Débil
2020-2023	ago-20	ene-23	-1.3	28	Moderado

el océano causado por los eventos ENOS entre el 2014 y el 2024 en las costas del norte de Chile.

El área de estudio comprendió la región entre Arica (18° 23'S) y Mejillones (23° 00'S). Esta región se encuentra inserta en la región intermedia del sistema de corrientes de Humboldt, el cual sustenta a una de las pesquerías más productivas del océano mundial (Blanco et al. 2001, Thiel et al. 2007). Se empleó información satelital de temperatura superficial del mar (TSM), radiación disponible para la fotosíntesis (PAR) y concentración de la clorofila-a superficial, que fueron obtenidas del repositorio de la NASA y derivadas del satélite MODIS-AQUA (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). La información de viento fue tomada del repositorio de servicios climáticos de la Dirección General de Aeronáutica Civil (https://www.dgac.gob.cl/) y Dirección Meteorológica de Chile (https://www.meteochile.gob.cl/PortalDMC-web/index.xhtml). Para establecer los efectos de los eventos ENOS sobre la producción primaria se aplicaron modelos aditivos generalizados (GAM).

La tabla 3.1 muestra las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM, °C) del Índice Oceánico de El Niño (ONI). Para el periodo bajo análisis destacan tres eventos cálidos. Un primer evento (2015–2016), que tuvo una duración de 19 meses, con su inicio en octubre

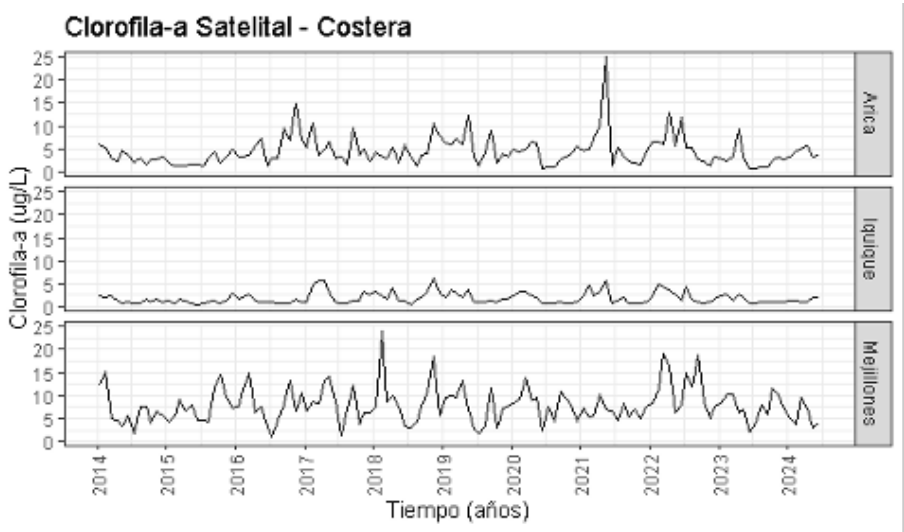


Figura 3.7 Evolución temporal de la biomasa fitoplanctónica (clorofila-a, µg/L) para el periodo 2014-2014. Dónde: panel superior Arica; panel intermedio Iquique; y panel inferior Antofagasta.

de 2014 y término en abril de 2016, se caracterizó por una anomalía máxima de +2,6 °C detectada entre noviembre y diciembre de 2015, el evento que fue categorizado como muy fuerte. Un segundo evento (2018-2019), tuvo una duración de 10 meses, iniciándose en septiembre 2018 y finalizando en junio de 2019, con una anomalía máxima de 0,9 °C registrada en noviembre del 2018, y categorizado como un evento débil. Finalmente, un tercer evento (2023–2024), que tuvo una duración de 11 meses comenzando en mayo de 2023 y concluyendo en mayo de 2024, con una anomalía máxima de +2°C registrado en diciembre de 2023, el cual fue categorizado como fuerte (Tabla 3.1). Además, la Tabla 3.1 presenta una categorización de los eventos de acuerdo con la intensidad de las anomalías de la TSM.

La figura 3.7 muestra la evolución temporal de la biomasa fitoplanctónica satelital para el periodo 2014-2024. En Arica (panel superior), se evidenció una marcada disminución de la concentración de clo-a bajo condiciones EN entre el 2014 e inicios del 2016 (< 5 ug/L). Desde mediados del 2016 y hasta comienzo del 2021, los valores de clorofila-a (clo-a) presentaron una alta variabilidad, alcanzando en el verano del 2021 un valor máximo de 25 ug/L, coincidiendo con el evento LN 2020-2023. Posteriormente, se registró una disminución sostenida de la clo-a, con valores < 5 ug/L, en sintonía con el evento EN 2023-2024. En Iquique, las concentraciones

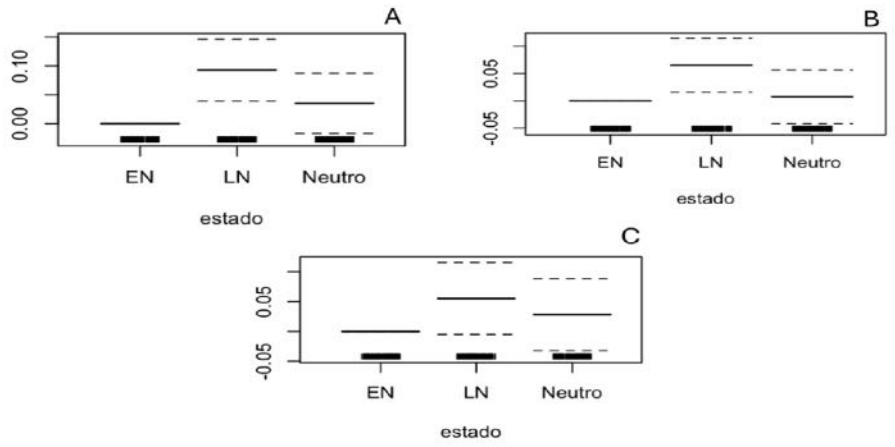


Figura 3.8 Diagramas GAM que muestran el efecto parcial de algunas variables sobre la concentración de clorofila-a para los puertos del norte de Chile. A). Temperatura supercicial del mar satelital. B). Indice de surgencia y C). Radiación fotosintética activa (PAR)

de clo-a fueron en general más bajas que en Arica, con incrementos esporádicos que alcanzaron picos de hasta 5 ug/L, mostrando además una menor variabilidad interanual respecto a los eventos ENOS. En Mejillones las concentraciones de clo-a presentaron una alta variabilidad, registrándose picos de 25 ug/L en 2018, coincidentes con un evento LN. Sin embargo, en esta localidad las diferencias entre condiciones de EN y LN resultaron menos evidentes en comparación a Arica e Iquique.

En la Tabla 3.1, se muestra los resultados de la aplicación de los GAM, donde se evaluó la relación entre la concentración de clo-a (variable respuesta) y las variables predictoras de origen satelital. Los resultados muestran que la TSM satelital explicó la mayor proporción de la variabilidad observada, con una DE% de 63,7% valor similar al obtenido para la TSM registrada en los puertos del norte de Chile. En contraste el IS presentó una influencia relativamente menor sobre la clo-a con una DE% de 59,4%, mientras que, la menor contribución correspondió al PAR con una DE% de 44,9%.

Se observa en la Figura 3.8a correspondiente al efecto parcial de la TSM satelital sobre la clo-a que durante los eventos LN la biomasa fitoplanctónica presenta un efecto positivo, mientras que en condiciones EN y en periodos neutros los efectos son cercanos a cero o negativos. En la Figura 3.8b, asociada al IS, se aprecia un efecto ligeramente positivo

Tabla 3.2 Promedio mensual + desviación estándar (DE) de la evolución temporal de un índice de surgencia (IS) calculado de valores de viento con datos provenientes de los aeropuertos de Arica, Iquique y Antofagasta para el periodo 2014-2024 (m3 s-1Km-1).

Eventos ENOS	Arica		Iquique		Antofagasta	
	Promedio	DE	Promedio	DE	Promedio	DE
EN 2015-2016	273,51	66,84	514,86	152,72	344,36	72,51
EN 2018	244,38	61,87	540,10	157,71	382,49	49,14
EN 2023	319,28	46,57	504,30	159,96	397,71	91,80
LN 2016	276,75	34,89	451,17	137,66	410,95	70,65
LN 2017-2018	251,72	30,25	582,74	114,95	382,64	85,10
LN 2020-2023	325,50	105,36	503,13	166,04	399,16	78,34

sobre la clo-a bajo condiciones de LN, mientras que durante EN y periodos neutros los efectos tienden a ser nulos o negativos. Finalmente, en la Figura 3.8c, correspondiente al efecto parcial del PAR, se evidencia que bajo condiciones EN la concentración de clo-a disminuye, en tanto que, durante LN se incrementa significativamente. En condiciones neutras, la biomasa fitoplanctónica muestra una leve disminución, lo que podría estar asociado a variaciones en la disponibilidad de luz y en los procesos de mezcla de la columna de agua.

Los promedios del IS calculados para los eventos ENOS (ver Tabla 3.2) evidenciaron un fortalecimiento de la surgencia durante LN, especialmente en 2017-2018 y 2020-2023, favoreciendo la productividad fitoplanctónica. En eventos cálidos la respuesta del IS fue heterogénea entre localidades, con una tendencia general a valores menores. En conjunto, la interacción entre TSM, surgencia y radiación, modulada por la fase e intensidad del ENOS, controla la variabilidad de la biomasa fitoplanctónica en la región.

3.4 Hipoxia en la zona costera y su impacto sobre la pesca y la acuicultura en la Región de Tarapacá

Elio Segovia Mattos

La desoxigenación es un problema global asociado al cambio climático y en las costas de Chile este fenómeno se agrava por procesos naturales como los afloramientos costeros que transportan aguas profundas, ricas en nutrientes, pero muy pobres en oxígeno. Aunque la hipoxia está definida convencionalmente como los valores por debajo de los 2 mg de O_2/l, todavía no se puede predecir adecuadamente el umbral para algunas especies sensibles al O_2. Por lo tanto, la definición de hipoxia debe basarse en la respuesta de un organismo en lugar del O_2 en el medio ambiente y, por lo tanto, el nivel hipóxico funcional para una especie generalmente no se aplica para otras. En este estudio se entregan antecedentes sobre los umbrales fisiológicos de los recursos importantes para la pesca y acuicultura bajo el escenario del ENOS y Cambio Climático en el norte de Chile.

Se midió experimentalmente la respuesta conductual al estrés hipóxico agudo en ejemplares de corvina con rango de peso entre los 416 a 640 gramos y a densidades de 12, 20 y 26 kg/m^3 respectivamente. Los ejemplares provenían desde un cultivo piloto en balsas jaulas desarrollado en la costa de Iquique. La condición de hipoxia en laboratorio se logró inyectando nitrógeno gaseoso directamente a los tanques experimentales para desplazar el oxígeno desde el agua. La medición de la concentración y saturación de oxígeno en el agua se realizó usando oxigenómetro Oxyguard Handy Polaris y saturómetro Point Four Tracker TGP. Se midió el tiempo en alcanzar una concentración letal (DL50) en los tres grupos experimentales. Adicionalmente se registró la frecuencia de ventilación y respuesta conductual bajo condiciones de oxigenación (hiperoxia, normoxia e hipoxia).

La corvina, *Cilus gilberti*, es una especie que comparativamente exhibe una alta tolerancia a prolongadas condiciones deficitarias de oxigenación en el agua. Las concentraciones letales (DL50) fueron de 1,03 mg O_2 /l a los 175 min para la densidad 12 Kg/m^3, 0,98 mg O_2/l a los 132 min para la densidad 20 kg/m^3, 0,96 mg O_2 /l a los 76 min para la densidad 26 kg/m^3 (Figura 3.9). Probablemente la persistente exposición a bajas de oxígeno mejora su tolerancia en el largo plazo. La respuesta a la condición de hipoxia está influenciada por la tasa de respiratoria, el tamaño corporal, la temperatura del agua y la densidad de cultivo.

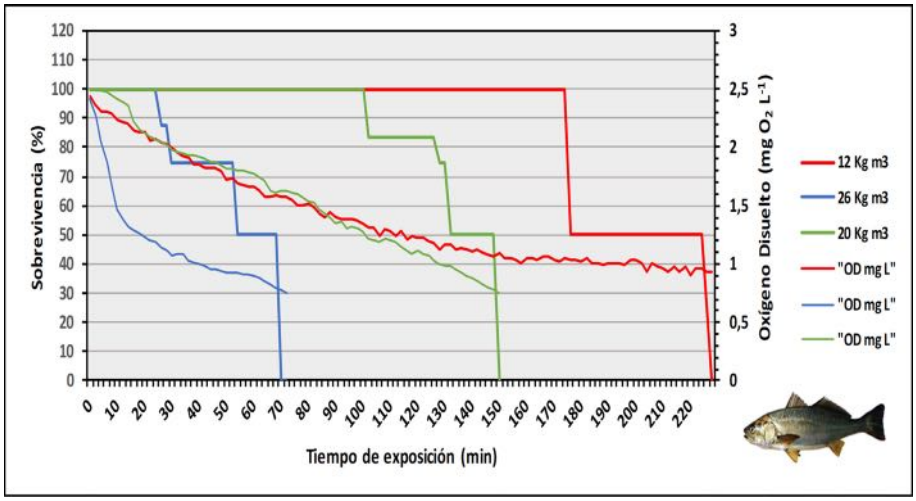


Figura 3.9 Respuesta a la hipoxia aguda en la corvina (Cilus gilberti) bajo tres densidades de cultivo (12, 20 y 26 Kg/m^3. Fuente: Elaboración propia).

Messina-Henríquez et al. (2022) encontraron que la cojinoba (*Seriolella violacea*) es una especie resiliente a niveles de oxígeno de 1.0 mg O_2 /l por un lapso de 8 horas y por lo tanto concluyen que esta especie exhibe respuestas adaptativas que puede facilitar su sobrevivencia durante eventos severos de hipoxia, aunque su desempeño fisiológico total puede ser disminuido.

Comparativamente, dos especies muy importantes para la diversificación de la acuicultura en Chile, corvina y dorado también muestran cierto grado de resiliencia a la hipoxia. La corvina (*Cilus gilberti*) toleró 2,0 mg O_2 /l por 2 horas a 18°C (Álvarez et al. 2020) y el dorado (*Seriola lalandi*) fue capaz de mantener su metabolismo aeróbico a aproximadamente 2 mg O_2 /l a 15 °C, con ambas especies dependiendo hasta cierto punto del metabolismo anaeróbico en o por debajo de estos niveles de hipoxia. No obstante, desde el punto de vista acuícola, la tolerancia a la hipoxia puede depender de la densidad de cultivo. Los experimentos de Álvarez et al. (2020) y Candebat et al. (2020) fueron desarrollados a densidades de 4,3 Kg/m^3 y 10 Kg/m^3, respectivamente, las cuales no necesariamente son densidades comerciales.

Por otra parte, estudios sobre la tolerancia a la hipoxia en recursos bentónicos que habitan la costa del norte de Chile son muy escasos. La investigación sobre efectos de la variabilidad de la capa de mínimo de oxígeno (CMO) en la distribución y la abundancia de los principales

recursos pesqueros de la zona norte (Proyecto FIPA No 2007-45) y reporta algunos antecedentes sobre la base de la respuesta en tiempo de sobrevivencia bajo una condición de hipoxia experimental de 1,0 ml O_2 L-1 equivalente a 1,43 mg O_2 L-1. La respuesta en las especies estudiadas fue *Loxechinus albus* (8 horas) y los moluscos *Octopus mimus* (8 horas), *Concholepas concholepas* (36 horas), *Fisurella* spp. (56 horas), *Leukoma thaca* (80 horas) y *Thaisella chocolata* (102 horas).

Los animales bentónicos que presentan variaciones frecuentes u ocasionales de hipoxia pueden responder a través de adaptaciones conductuales o tolerar la condición con cambios fisiológicos. Tratándose de animales que pueden migrar con facilidad y rapidez, se moverán hacia zonas de mayor contenido de oxígeno, tal como el pulpo y eso explicaría la baja respuesta a la hipoxia observada en los experimentos, y por ello no requiere tolerar bajas concentraciones de oxígeno ambiental (Hamburger et al. 2000).

3.5 Recursos hidrobiológicos para cultivos marinos y proyecciones de la actividad acuícola en la Región de Tarapacá bajo el escenario del cambio climático

Elio Segovia Mattos

A nivel mundial y nacional se proyecta para las próximas décadas un activo crecimiento de la acuicultura como medio para la producción de alimentos. El ecosistema marino del norte chileno exhibe particularidades, entendidas como ventajas y desventajas, que pueden afectar el desarrollo de la actividad acuícola y probablemente incidirán a futuro. Entre las condiciones básicas para el desarrollo de la acuicultura marina figura la idoneidad y estabilidad de las condiciones ambientales. En el presente estudio se revisa la situación actual de la actividad acuícola en la Región de Tarapacá, los recursos potencialmente cultivables y sus requerimientos ambientales analizados bajo la perspectiva de compatibilidad con un posible escenario de cambio climático.

La información estadística sobre la actividad acuícola se obtuvo del sitio web de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. La información estadística sobre los desembarques anuales de recursos hidrobiológicos desde pesca artesanal y cosechas desde Áreas de Manejo (AMERB) en la Región de Tarapacá entre los años 2013 a 2023 se obtuvo desde las bases de datos de los Anuarios Estadísticos de Pesca y Acuicultura del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA).

Para elaborar la base de datos que respaldan la idoneidad del hábitat se utilizó el modelo de distribución de especies AquaMaps (v.10/2019). Este programa combina datos de ocurrencia con información ecológica de especies de la literatura para derivar umbrales de preferencias y tolerancias ambientales de las especies, denominadas envolturas ambientales. El algoritmo AquaMaps utiliza seis parámetros ambientales que representan factores físicos y biológicos clave que estructuran el hábitat de muchas especies a gran escala. Los principales parámetros ambientales que utiliza Aquamaps para determinar la idoneidad del hábitat son la temperatura de la superficie del mar, la salinidad, la productividad primaria integrada sobre la capa eufótica, la concentración de oxígeno en el fondo marino, la concentración de hielo marino (SIC) y la distancia a la costa. Se revisaron los parámetros relacionados con los recursos hidrobiológicos más importantes que componen la pesca y acuicultura de la región de Tarapacá. La información tomada desde Aquamaps se complementa, además, con datos proveniente desde otras fuentes y publicaciones que relacionan parámetros ambientales con la distribución de cada uno de estos recursos.

Los registros actuales indican la existencia de 15 concesiones autorizadas para el ejercicio de la acuicultura. La mayoría de estas concesiones han sido solicitadas para el cultivo de moluscos (ostiones, ostras y mitílidos) y secundariamente para el cultivo de macroalgas. De las 15 autorizaciones actualmente sólo 3 de ellas se encuentran operando principalmente para la producción de Ostra del pacífico (*Crassostrea gigas*). En general, la actividad acuícola en el extremo norte es incipiente, practicada a un nivel artesanal, con escaso o nulo nivel de mecanización, y bajas producciones destinadas exclusivamente para la comercialización a nivel local. Las áreas de manejo (AMERB) exhiben bajas productividades. Se identifican 10 recursos objetivos, de los cuales sólo cuatro de ellos: huiro negro (*Lessonia berteroana*), erizo (*Loxechinus albus*), pulpo (*Octopus mimus*) y loco (*Concholepas concholepas*) muestran cosechas significativas, aunque con fluctuaciones en el periodo analizado (Figura 3.10). Recursos bentónicos tales como locate (*Thaisella chocolata*), lapa (*Fisurella* spp.), y almeja (*Leukoma thaca*) contribuyen escasamente al volumen cosechado en estas unidades productivas en los últimos 13 años (Figura 3.11).

La pesca artesanal de peces de consumo también muestra fluctuaciones y tendencias decrecientes en los desembarques de muchas especies. La ictiofauna que exhiben los desembarques más significativos son especies pelágicas (Figura 3.12), tales como albacora (*Xiphias gladius*), bonito (*Sarda chilensis*), cojinoba (*Seriolella violacea*), dorado (*Seriola*

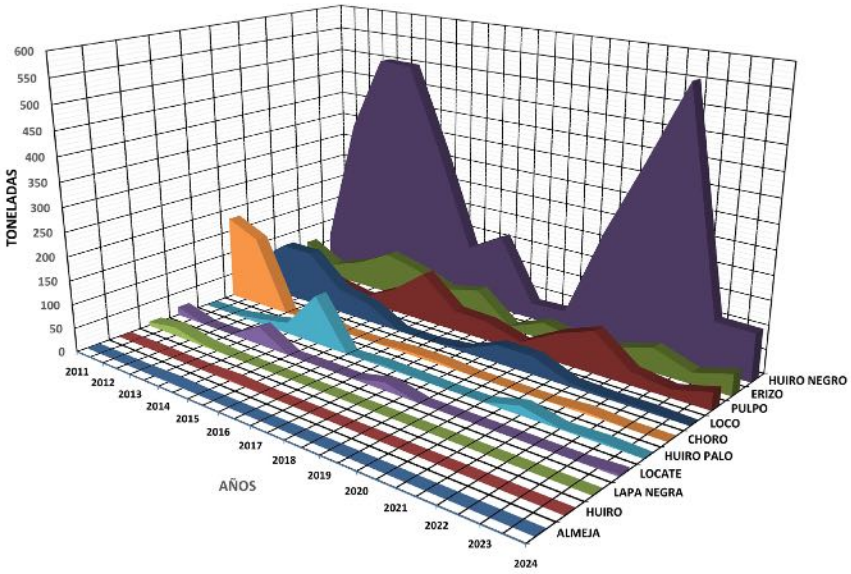


Figura 3.10 Producción de recursos bentónicos desde Áreas de manejo de la región de Tarapacá entre los años 2011 a 2024. (Fuente: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura).

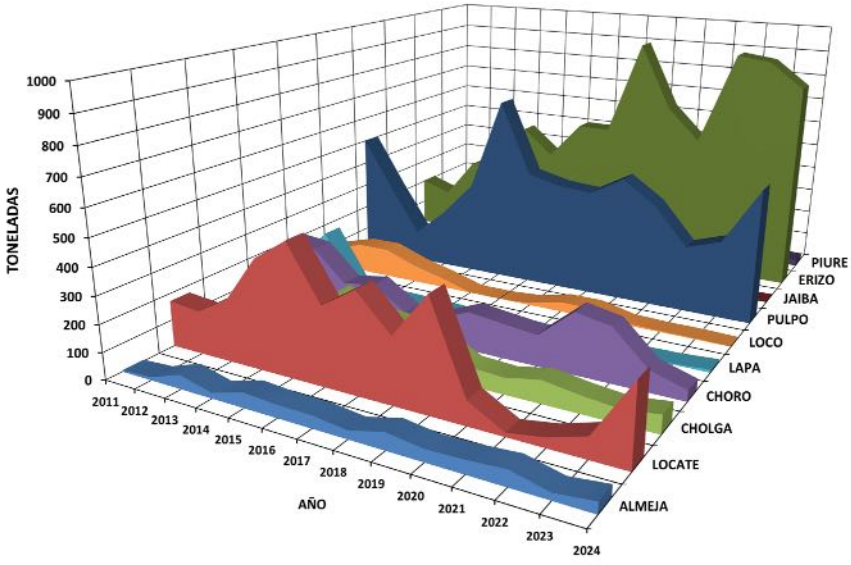


Figura 3.11 Desembarque artesanal de recursos bentónicos en la región de Tarapacá, entre los años 2011 a 2024. Fuente: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.

lalandi) y palometa (*Coryphaena hippurus*). Las especies costeras, cabrilla (*Paralabrax humeralis*), cabinza (*Isacia conceptionis*), congrio negro (*Genipterus maculatus*) y pejerrey (*Odonthestes regia*) exhiben los niveles más bajos de desembarque (Figura 3.12). Algunas especies denominadas "peces de roca" ni siquiera aparecen en las estadísticas de desembarque lo cual es preocupante y puede deberse principalmente a la sobreexplotación y probablemente factores ambientales que no han permitido el acoplamiento perfecto de los procesos de reproducción, reclutamiento, y posterior crecimiento, desarrollo y auto renovación de estos recursos.

Recursos potenciales para el cultivo en el norte de Chile son: ostión (*Argopecten purpuratus*), ostra del pacífico (*Crassostrea gigas*), mitilidos (*Aulacomya atra* y *Choromytilus chorus*), almeja (*Leukoma thaca*), loco (*Concholepas concholepas*), erizo (*Loxechinus albus*), piure (*Pyura chilensis*), corvina (*Cilus gilberti*) y dorado (*Seriola lalandi*). Estas especies exhiben distintos rangos de tolerancia a la temperatura (Figura 3.13). Por ejemplo, si se consideran los 20 °C como el límite entre temperaturas templadas y cálidas, se observa que especies como el dorado (*S. lalandi)* exhiben una mayor afinidad por aguas cálidas, y probablemente una mayor resiliencia al cambio climático (Figura 3.13). Si bien es cierto muchos invertebrados marinos son afectados por condiciones cálidas, sin embargo, algunos estudios (Oyinlola et al. 2018) demuestran la existencia de especies resilientes que indican una fuerte relación de idoneidad de hábitat para acuicultura, bajo el escenario del cambio climático como el ostión (*Argopecten purpuratus*) y la ostra del pacífico (*Crassostrea gigas*).

Otros recursos bentónicos muy importantes para la pesca artesanal y para la producción en áreas de manejo, como pulpo (*Octopus mimus*) exhiben una notable afinidad por aguas más cálidas superiores a 20 °C. Por otra parte, recursos tales como el erizo (*Loxechinus albus*) y piure (*Pyura chilensis*) exhiben un rango de preferencia y tolerancia hacia aguas templadas por debajo de los 20 °C y/o frías. En efecto, existen evidencias que invertebrados marinos bentónicos de importancia económica tales como equinodermos (erizos) son fuertemente afectados por la ocurrencia del ENOS (ver Figura 3.13).

3.6 Praderas de algas pardas como herramienta clave para evaluar los impactos del cambio climático en la Región de Tarapacá

Pedro Pizarro Fuentes

Las praderas de algas pardas como el huiro negro (*Lessonia berteroana*), constituyen ecosistemas clave en las costas del norte de Chile,

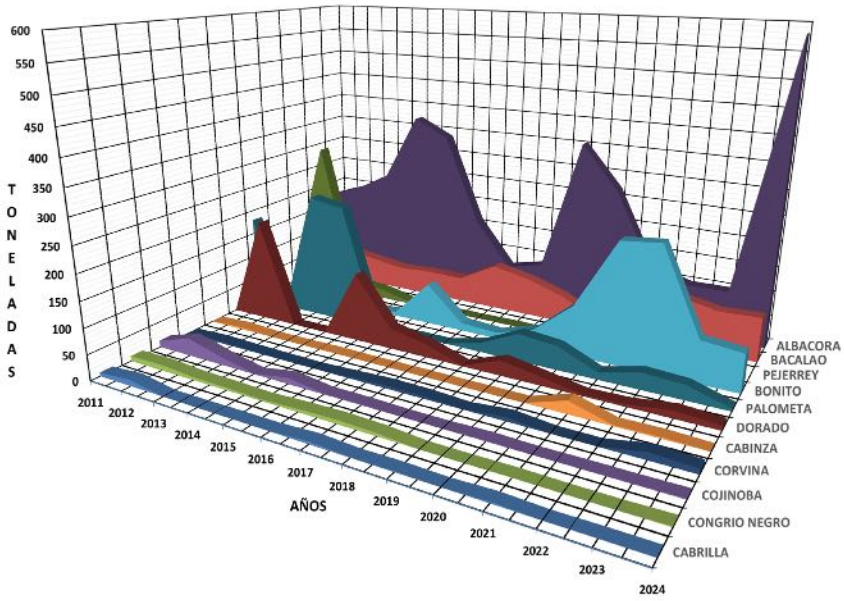


Figura 3.12 Desembarque artesanal de recursos pesqueros en la región de Tarapacá, entre los años 2011 a 2024. Fuente: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.

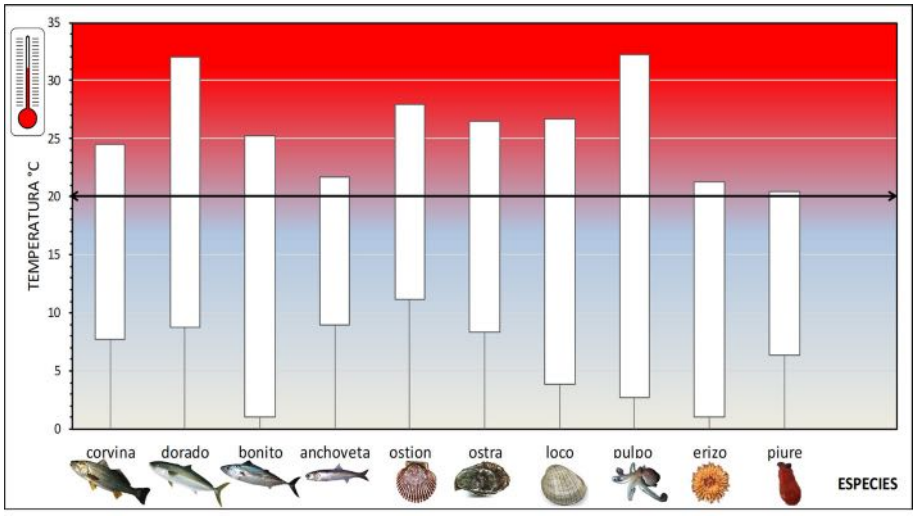


Figura 3.13 Rangos de tolerancia térmica en especies importantes para la pesca y acuicultura en el norte de Chile. Fuente: Elaboración propia.

incluyendo la región de Tarapacá. Estos sistemas bentónicos no solo sustentan una alta biodiversidad marina, sino que también proveen servicios ecosistémicos esenciales como la protección costera a peces, moluscos, equinodermos y crustáceos de importancia comercial, la captura de carbono y el sustento económico de comunidades locales a través de su recolección artesanal (Vásquez et al. 2012). Sin embargo, el cambio climático ha comenzado a alterar la estructura y dinámica de estas praderas, factores como el aumento de la temperatura del mar, la acidificación oceánica y la variabilidad en los patrones de surgencia están afectando la fisiología, reproducción y distribución de estas macroalgas (Ji et al. 2016).

IIndicadores poblacionales como la densidad de individuos, el tamaño del disco basal y la incidencia de soros reproductivos permiten caracterizar el estado de las poblaciones y detectar cambios en su estructura demográfica (Vega et al. 2014). Estos parámetros son sensibles a variaciones ambientales y a presiones antrópicas como la sobreexplotación, por lo que su seguimiento periódico es esencial para una gestión adaptativa y basada en evidencia. Estudios recientes en Chile han demostrado que las áreas sometidas a manejo pesquero sustentable presentan una mayor resiliencia ecológica, con poblaciones de huiro negro más densas, con mayor biomasa y mayor proporción de individuos reproductivos en comparación con zonas de libre acceso (Vásquez et al. 2012, Vega et al. 2014).

Asimismo, en la zona centro-sur del país han evidenciado que la estacionalidad ambiental y la contaminación marina pueden alterar la fenología reproductiva de *L*. *spicata*, afectando su capacidad de regeneración natural (Véliz et al. 2025), establecer programas de monitoreo continuo en las praderas de algas pardas de Tarapacá no solo permite evaluar su estado actual para mitigar los impactos y preservar estos ecosistemas frente a escenarios climáticos inciertos, sino también generar información crítica para la toma de decisiones en conservación, manejo pesquero y adaptación al cambio climático (Igwaran et al. 2024).

Se diseñó y posteriormente se recorrió por tierra los sitios de muestreo para huiro negro, ver la accesibilidad y desplazamiento en el sector seleccionado, que se visitó con una periodicidad semestral para una unidad de muestreo 20 m^2 y con un tamaño de muestra de 10 estaciones (Figura 3.14 y 3.15). Se realizaron un total de 4 campañas de muestreos; dos en verano y dos en invierno para los años 2023-2024 respectivamente, en donde se evaluaron los indicadores poblacionales de huiro negro.

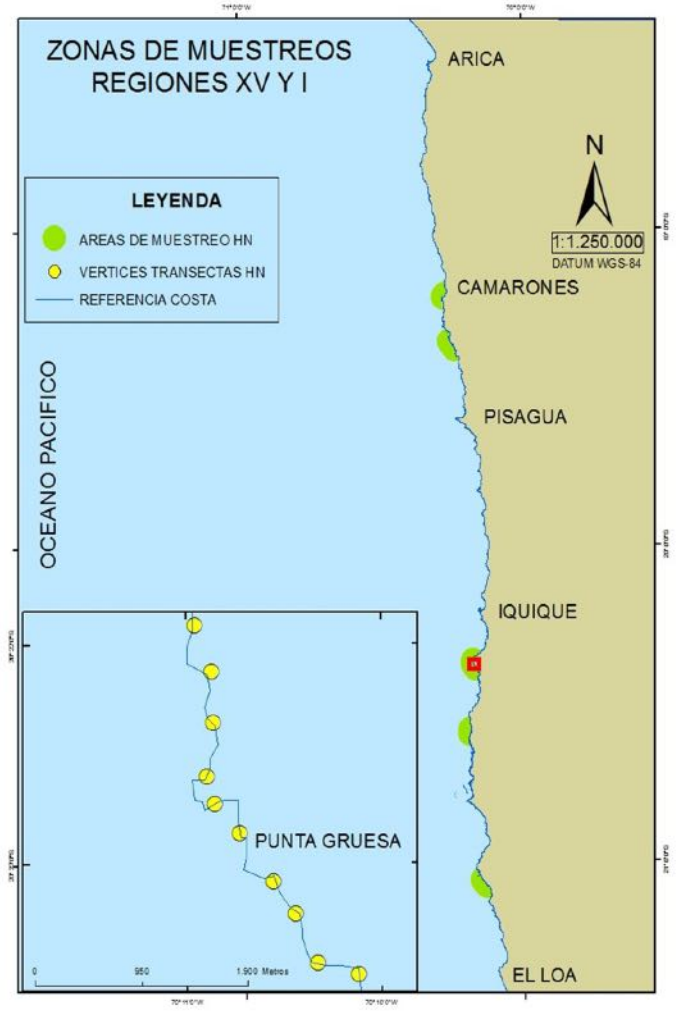


Figura 3.14 Sitios de muestreos de huiro negro en Punta Gruesa (Región de Tarapacá). Fuente: Elaboración propia.

Las evaluaciones poblacionales de *Lessonia berteroana* consideraron la estimación de la densidad de plantas en 10 transectos, cada uno de 10 metros de longitud (Figura 3.16). Cada transecto fue georreferenciado en su inicio, y consideró un campo visual de 2 metro de ancho. Los transectos fueron ubicados de tal forma de cubrir espacialmente y representar todo el cinturón de la pradera en cada uno de los sitios evaluados. Cada transecto fue muestreado con una orientación norte-sur, recorriendo el borde costero del intermareal rocoso donde se ubica el recurso "huiro negro". En cada transecto, el conteo total de plantas fue desagregado en plantas adultas (diámetro de disco > 20,1 cm), juveniles

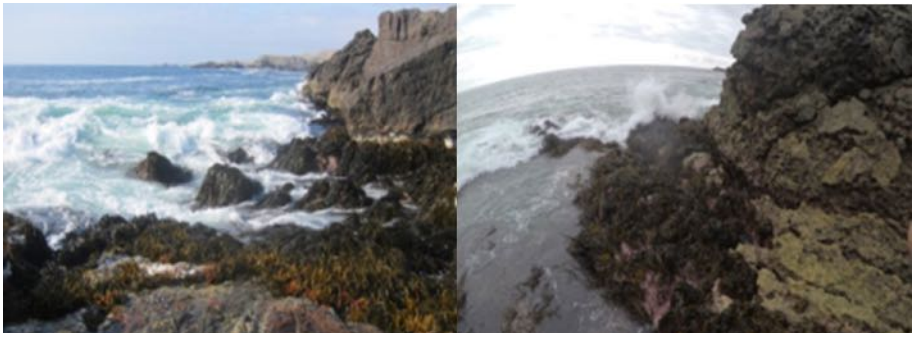


Figura 3.15 Fotografías de los sitios de estudio al Sur de Iquique (Punta Gruesa, Región de Tarapacá). Fuente: Elaboración propia.

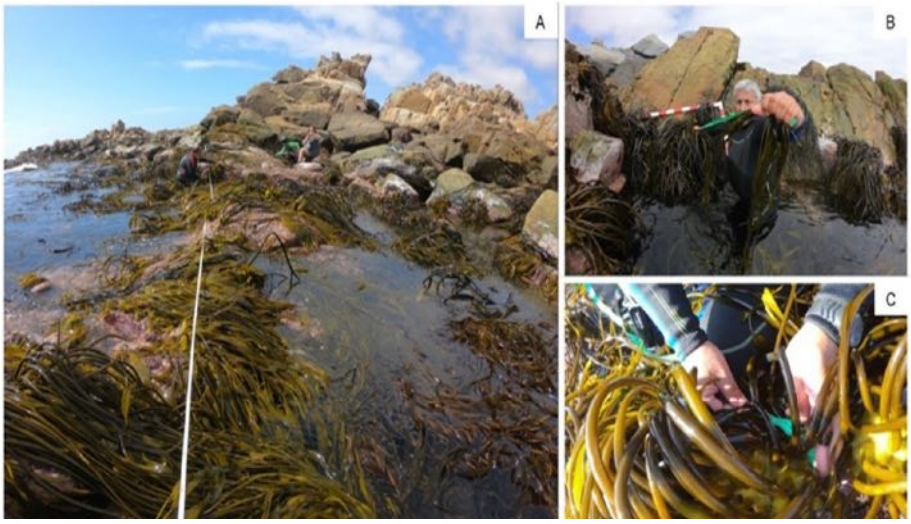


Figura 3.16 (A) Estimación de densidad en transectos de 10 m de longitud. (B) Medición de atributos morfológicos (longitud total). (C) Medición de atributos morfológicos (diámetro de disco).

(diámetro de disco > 5,1 y < 20 cm) y reclutas (diámetro de disco < 5 cm), siguiendo los criterios establecidos por Vega et al. (2014).

Durante los cuatro periodos de muestreo (2023–2024), se registró una densidad promedio total de 2,3 plantas/m² (Figura 4.17), con valores que fluctuaron entre 0 y un máximo de 5,8 plantas/m², alcanzado en el primer semestre de 2024. Los segundos semestres mostraron mayor número de estaciones con densidades superiores a la media, especialmente en 2024 (9 estaciones). Al analizar por fracción de tamaño, se observó lo siguiente; Adultos (>20,1 cm), densidad promedio de 0,7 plantas/m² (Figura 3.18), con máximos de 1,9 plantas/m² en ambos semestres de

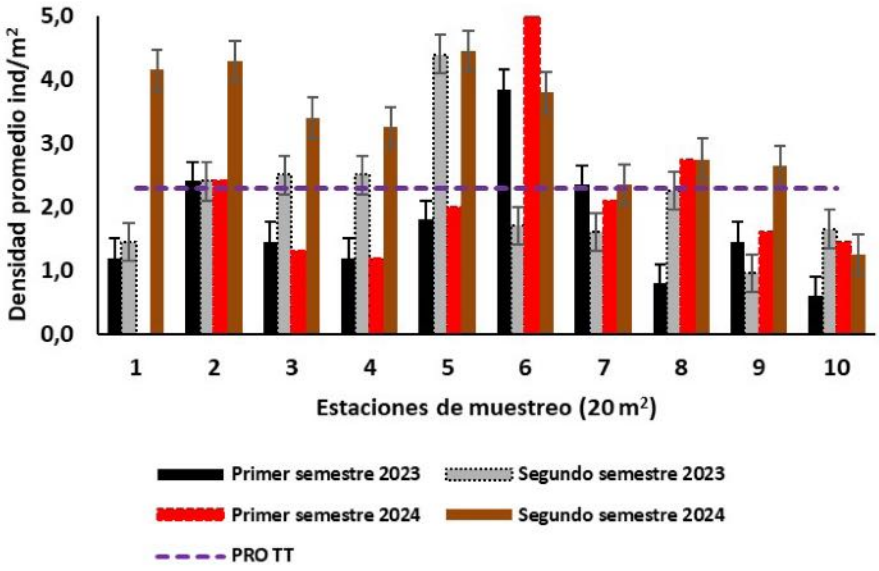


Figura 3.17 Densidad (Individuos por 1 m2) totales de huiro negro (Lessonia berteroana) en Punta Gruesa. Período 2023-2024.

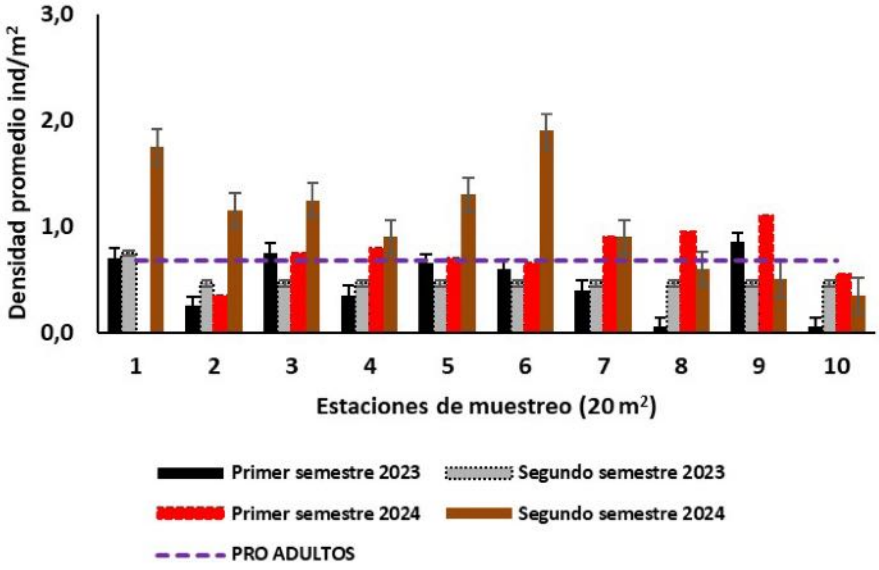


Figura 3.18 Densidad (Individuos por 1 m2) de adultos de huiro negro (Lessonia berteroana) en Punta Gruesa. Período 2023-2024. Fuente: Elaboración propia.

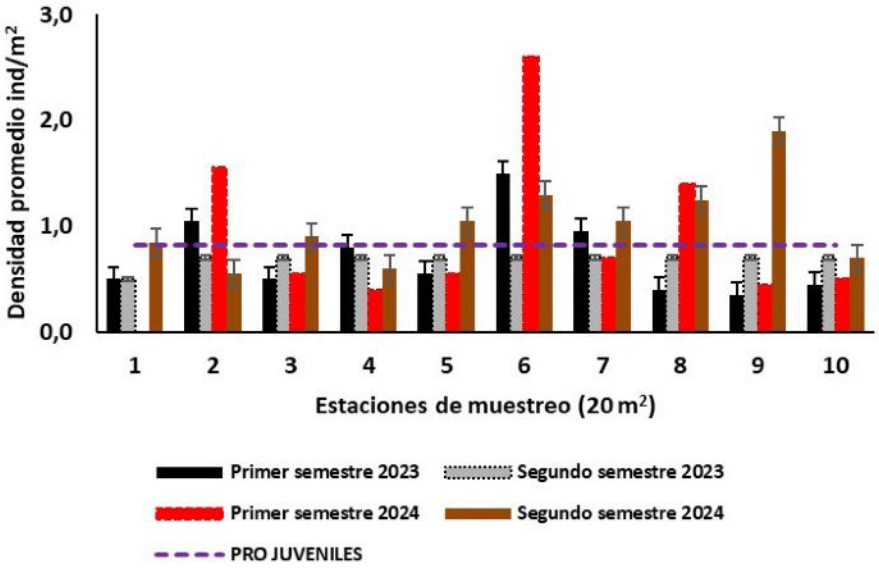


Figura 3.19 Densidad (Individuos por 1 m2) de juveniles de huiro negro (Lessonia berteroana) en Punta Gruesa. Período 2023-2024.

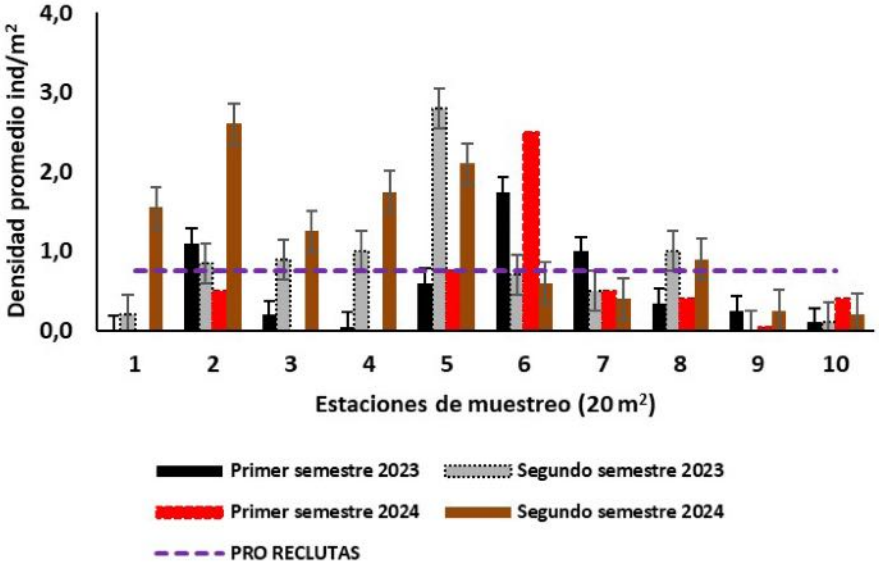


Figura 3.20 Densidad (Individuos por 1 m2) de reclutas de huiro negro (Lessonia berteroana) en Punta Gruesa. Período 2023-2024.

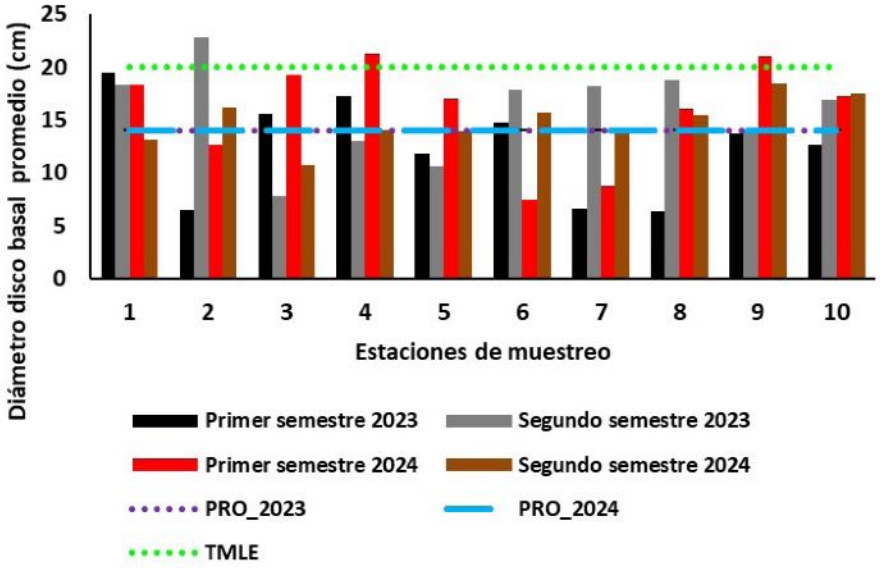


Figura 3.21 Diámetros máximo del disco de fijación (en cm) de huiro negro (Lessonia berteroana), Línea segmentadas violeta y celeste denota promedio de los muestreos y línea verde denota plantas mayores a 20,1 cm (TMLE: talla mínima legal de extracción). Período 2023-2024.

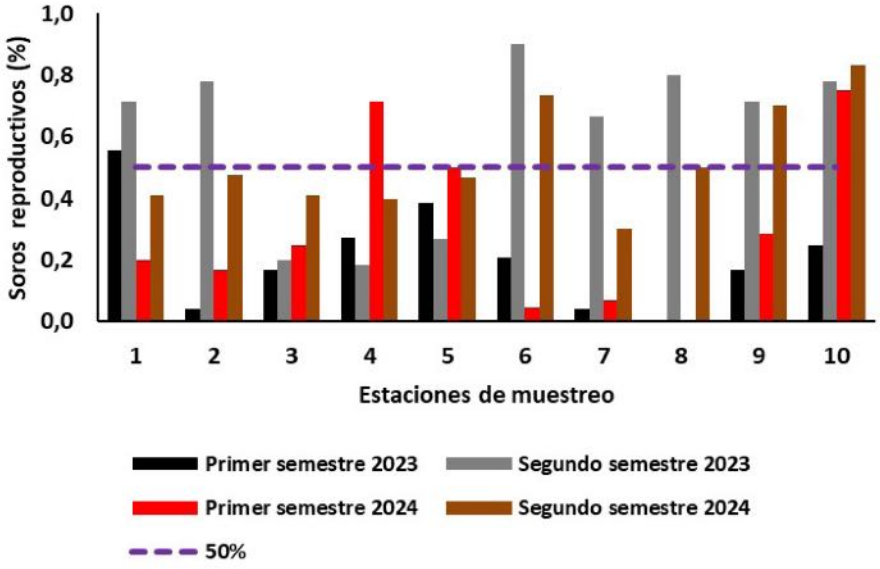


Figura 3.22 Proporción de plantas de huiro negro (*Lessonia berteroana*) con soros reproductivos, en cada sitio de las praderas de muestreos. Período 2023-2024. Fuente: Elaboración propia.

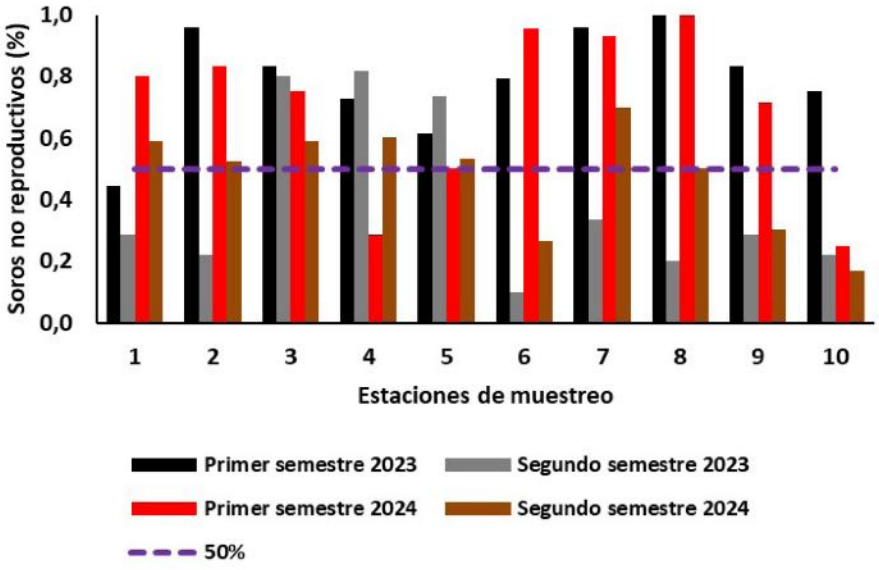


Figura 3.23 Proporción de plantas sin soros reproductivos en cada sitio de la pradera de muestreos. Período 2023-2024.

2024, el número de estaciones sobre la media fue mayor en 2024 (7 en cada semestre). Juveniles (5,1–20,0 cm), densidad promedio de 0,8 plantas/m² (Figura 3.19), con máximos de 1,9 plantas/m², los semestres con más estaciones sobre la media fueron el primero de 2023 (4) y el segundo de 2024 (7). Reclutas (<5 cm) densidad promedio de 0,8 plantas/m² (Figura 3.20), con máximos de 2,8 plantas/m² en el segundo semestre de 2023, las mayores densidades ocurrieron en los segundos semestres, coincidiendo con el periodo típico de reclutamiento en la zona norte de Chile. Respecto al diámetro del disco de fijación (Figura 3.21), en todos los sitios se registraron valores promedio inferiores a la talla mínima legal de extracción (20 cm), salvo en tres estaciones puntuales. Finalmente, el estado reproductivo mostró alta variabilidad, predominando las plantas sin soros reproductivos (Figura 3.22). En 2023 y 2024, más del 50% de las plantas en 12 y 15 estaciones respectivamente no presentaron estructuras reproductivas (Figura 3.23).

3.7 Conclusiones

El Niño 2023–2024 constituye uno de los episodios más significativos de las últimas décadas en la zona norte de Chile, tanto por su intensidad térmica como por la magnitud de sus efectos ecológicos y socioambientales. Las anomalías de hasta +3 °C en la temperatura superficial del mar, junto con el hundimiento de la isoterma de 15 °C y el debilitamiento

del afloramiento costero, reflejan un acoplamiento océano–atmósfera, particularmente robusto. La convergencia entre los índices globales (ONI y Niño 1+2), los registros in situ y las observaciones satelitales, demuestra la consistencia de la respuesta regional frente a forzamientos climáticos globales, reafirmando el valor científico del litoral norte como laboratorio natural para el estudio del ENOS y sus impactos en el contexto del cambio climático.

El análisis comparativo entre los Niños Costeros de 2017 y 2023 y los Niños Canónicos de 2015–2016 y 2023–2024 demuestra que ambos tipos de eventos, aunque relacionados, poseen dinámicas y forzantes distintas. Mientras los Niños Canónicos son impulsados por anomalías térmicas de gran escala en el Pacífico ecuatorial central, los Niños Costeros se originan bajo el predominio de forzantes regionales, tales como ciclones tropicales o la modulación intra-estacional de la Oscilación Madden–Julian. En 2023, la ocurrencia del ciclón Yaku actuó como detonante de un calentamiento costero intenso, que posteriormente evolucionó hacia un evento canónico, mostrando que las fases pueden superponerse o transitar de una a otra. Estos hallazgos subrayan la necesidad de emplear sistemas de monitoreo multi-escala e indicadores intra-estacionales que permitan anticipar con mayor precisión la evolución y los impactos de los eventos ENOS, tanto a nivel regional como local.

Durante las fases cálidas del ENOS se verificó un descenso sostenido de la biomasa fitoplanctónica y de la productividad primaria, asociado a una menor disponibilidad de nutrientes en la capa fótica. Este fenómeno se tradujo en una disminución de la clorofila-a en toda la franja costera norte, particularmente en Arica e Iquique. En contraste, las fases frías de La Niña evidenciaron un fortalecimiento del afloramiento costero y un aumento significativo de la producción fitoplanctónica, demostrando la estrecha relación entre la temperatura superficial del mar, la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y el índice de surgencia. Estas observaciones confirman que la productividad marina del norte chileno responde de manera altamente sensible a las fluctuaciones climáticas interanuales, siendo la variabilidad física un modulador directo de la estructura trófica y de los servicios ecosistémicos costeros.

Desde una perspectiva biológica y ecofisiológica, los resultados de los experimentos de tolerancia a la hipoxia en la corvina (*Cilus gilberti*) y otras especies demuestran una capacidad adaptativa relevante, que podría sostener la actividad acuícola en escenarios de menor oxigenación. Sin embargo, las especies bentónicas sésiles o de baja movilidad, como moluscos y equinodermos, presentan una vulnerabilidad significativamente mayor frente a la desoxigenación y

el calentamiento. Ello implica riesgos directos para la pesca artesanal y los sistemas productivos locales, por lo que se requiere profundizar en estudios ecofisiológicos orientados a definir umbrales de tolerancia específicos y evaluar posibles desplazamientos de distribución geográfica bajo condiciones de cambio climático. Por otra parte, estos resultados indican la posibilidad de utilizar curvas de rendimiento de experimentos fisiológicos para predecir tendencias de desembarques o patrones de abundancia (Angeles-Gonzalez et al. 2023).

Por su parte, el monitoreo de las praderas de huiro negro (*Lessonia berteroana*) en Punta Gruesa aportó evidencia sobre la variabilidad demográfica de este ecosistema clave. Se observó una densidad promedio de 2,3 individuos/m², con predominio de plantas juveniles y reclutas, pero con baja proporción de estructuras reproductivas. Este patrón sugiere procesos de reclutamiento estacionales acompañados de limitada regeneración sexual, lo que podría afectar la resiliencia de las poblaciones frente al aumento de la temperatura y la acidificación oceánica. La mayoría de los discos basales medidos se ubicaron bajo la talla mínima legal de extracción, lo que refuerza la necesidad de mantener o ampliar las medidas precautorias de manejo pesquero.

Estos resultados evidencian que el litoral norte de Chile constituye un sistema altamente sensible a la variabilidad climática, donde el cambio climático actúa amplificando los contrastes entre fases cálidas y frías. La integración de observaciones satelitales, registros in situ y experimentos fisiológicos se presenta como una herramienta indispensable para fortalecer la gestión adaptativa y la planificación de la acuicultura, la pesca y la conservación costera. Al respecto, se recomienda establecer redes de monitoreo permanentes que articulen la observación oceanográfica y biológica, de modo que la región se pueda consolidar como un observatorio estratégico de los efectos del cambio climático en el Pacífico suroriental.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

3.8 Referencias

Alvarez CA, Jerez-Cepa I, Cárcamo CB, Toledo P, Flores H & Brokordt K (2020) Growth performance, physiological responses to hypoxia and flesh quality of Chilean croaker (Cilus gilberti) stocked at different densities. Aquaculture 525:735316.

Angeles-Gonzalez L, Araujo A, Díaz F, Caamal C, Rodríguez G, Galindo CE, Mascaro M, Pascual C & Rosas C (2023) Thermal optimality and physiological parameters inferred from experimental studies scale latitudinally with marine species occurrences. Journal of Thermal Biology 114:103495.

Ashok K, Behera SK, Rao SA, Weng H & Yamagata T (2007) El Niño Modoki and its possible teleconnection. Journal of Geophysical Research: Oceans 112:C11007.

Cai W, Santoso A, Wang G, Yeh SW, An SI, Cobb KM, Collins M, Guilyardi E, Jin FF, Kug JS, Lengaigne M, McPhaden MJ, Takahashi K, Timmermann A, Vecchi G, Watanabe M & Wu L (2015) ENSO and greenhouse warming. Nature Climate Change 5:849–859.

Candebat CL, Booth M, Williamson JE & Pirozzi I (2020) The critical oxygen threshold of Yellowtail Kingfish (Seriola lalandi). Aquaculture 516:734519.

Chen D, Cane MA, Kaplan A, Zebiak SE & Huang D (2004) Predictability of El Niño over the past 148 years. Nature 428:733–736.

Crickenberger ST, Hui TY, Landry Yuan F, Bonebrake TC & Williams GA (2020) Preferred temperature of intertidal ectotherms: broad patterns and methodological approaches. Journal of Thermal Biology 87:102468.

Dewitte B & Takahashi K (2019) Diversity of moderate El Niño events evolution: role of air–sea interactions in the eastern tropical Pacific. Climate Dynamics 52:7455–7476.

Díaz RJ & Breitburg DL (2009) The hypoxic environment. In: Farrell AP, Brauner CJ (eds) Fish Physiology, vol 27. Academic Press, San Diego, pp 1–23

Echevin V, Colas F, Espinoza-Morriberon D, Vasquez L, Anculle T & Gutierrez D (2018) Forcings and evolution of the 2017 Coastal El Niño off northern Peru and Ecuador. Frontiers in Marine Science 5:367.

Fiedler PC & Talley LD (2006) Hydrography of the eastern tropical Pacific: a review. Progress in Oceanography 69:143–180.

Garreaud RD (2018) A plausible atmospheric trigger for the 2017 coastal El Niño. International Journal of Climatology 38(S1):e1296–e1302.

Garreaud RD (2023) ENSO diversity and its implications in South America. Frontiers in Earth Science 11:117342.

Hamburger K, Dall PC, Lindegaard C & Nilson IB (2000) Survival and energy metabolism in an oxygen deficient environment: field and laboratory studies on the bottom fauna from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark. Hydrobiologia 432:173–188.

IFOP (2010) Diagnóstico y proyecciones de las actividades de acuicultura entre Arica y Taltal. FIP 2008–34. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile.

IFOP (2015) Estudios de emplazamiento de áreas de acuicultura de pequeña escala (APE) en la zona norte. Proyecto 2013–23. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile.

Igwaran A, Kayode AJ, Moloantoa KM, Khetsha ZP & Unuofin JO (2024) Cyanobacteria harmful algae blooms: causes, impacts and risk management. Water Air and Soil Pollution 235:71.

Ji Y, Xu Z, Zou D & Gao K (2016) Ecophysiological responses of marine macroalgae to climate change factors. Journal of Applied Phycology 28:2953–2967.

Kug JS, Jin FF & An SI (2009) Two types of El Niño events: cold tongue El Niño and warm pool El Niño. Journal of Climate 22:1499–1515.

L'Heureux ML, Takahashi K, Watkins AB, Barnston AG, Becker EJ, Di Liberto TE, Gamble F, Gottschalck J, Halper MS, Huang B, Mosquera-Vasquez K & Wittenberg AT (2017) Observing and predicting the 2015/16 El Niño. Bulletin of the American Meteorological Society 98:1363–1382.

McPhaden MJ, Zebiak SE & Glantz MH (2006) ENSO as an integrating concept in Earth science. Science 314:1740–1745.

Messina-Henríquez S, Aguirre A, Brokordt K, Flores H, Oliva M, Allen P & Alvarez C (2022) Swimming performance and physiological responses of juvenile cojinoba Seriolella violacea in hypoxic conditions. Aquaculture 548:737560.

Morley SA, Chu JWF, Peck LS & Bates AE (2022) Temperatures leading to heat escape responses in Antarctic marine ectotherms match acute thermal limits. Frontiers in Physiology 13:1077376.

Oyinlola MA, Reygondeau G, Wabnitz C, Troell M & Cheung W (2018) Global estimation of areas with suitable environmental conditions for mariculture species. PLoS ONE 13: e0191086.

Philander SG (1990) El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. Geophysical Fluid Dynamics Laboratory/NOAA, Princeton University, Princeton, New Jersey, USA.

Rasmusson EM & Carpenter TH (1982) Variations in tropical sea surface temperature and surface wind fields associated with the Southern Oscillation/El Niño. Monthly Weather Review 110:354–384.

Segovia E (2024) Tolerancia a la hipoxia y factores asociados a la oxigenación in situ en el cultivo de corvina (Cilus gilberti) en el mar. IX Congreso Nacional de Acuicultura, Coquimbo, Chile.

SENAMHI (2023) Reporte climático sobre el ciclón Yaku y su relación con El Niño Costero 2023. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Lima, Perú.

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) (2013–2023) Anuarios estadísticos de pesca. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Santiago, Chile.

Takahashi K & Dewitte B (2016) Strong and moderate nonlinear El Niño regimes. Climate Dynamics 46:1627–1645.

Takahashi K & Martínez AG (2019) The very strong El Niño in 1925 in the far-eastern Pacific. Climate Dynamics 53:1245–1261.

Trenberth KE (1997) The definition of El Niño. Bulletin of the American Meteorological Society 78:2771–2778.

UNAP (2019) Identificación de sectores aptos para el desarrollo de la acuicultura en la XV, I y II Región. Universidad Arturo Prat, Proyecto FIPA Nº 2017-13, Iquique, Chile

Vásquez JA, Piaget N & Vega A (2012) The Lessonia nigrescens fishery in northern Chile: how you harvest is more important than how much you harvest. Journal of Applied Phycology 24:417–426.

Vega A, Broitman B & Vásquez JA (2014) Monitoring the sustainability of Lessonia nigrescens in northern Chile under strong harvest pressure. Journal of Applied Phycology 26:791–801.

Véliz G, Meynard A, Pinilla-Rojas B, et al (2025) Influence of environmental seasonality and marine pollution on the phenology of the kelp Lessonia spicata (Phaeophyceae). Journal of Applied Phycology.

Yeh SW, Kug JS, Dewitte B, Kwon MH, Kirtman BP & Jin FF (2009) El Niño in a changing climate. Nature 461:511–514.

4

CAPITULO

Biodiversidad de la biota marina y litoral del norte de Chile

Miguel Araya, Marcelo Oliva, Guillermo Guzmán, María González, Felipe Docmac, Cristian Azocar, Fabiola Sepúlveda, Luis Ñacari, Maritza Malebrán, Maritza Fajardo, Gonzalo Salazar, Christopher Harrod, Rosalino Fuenzalida & Luis Silva.



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 104-130



CAPÍTULO 4: Biodiversidad de la biota marina y litoral del norte de Chile

Miguel Araya Christie[1], Marcelo Oliva Moreno[2], Guillermo Guzmán Gómez[3], María Teresa González[2], Felipe Docmac[4], Cristian Azocar Santander[1], Fabiola Sepúlveda[2], Luis Ñacari[2], Maritza Malebrán[2], Maritza Fajardo[2], Gonzalo Salazar[4] & Christoper Harrod[4], Rosalino Fuenzalida[5,6] & Luis Silva[5,6]

1. Facultad de Recursos Naturales Renovables, Área de Biología Marina y Acuicultura, Universidad Arturo Prat, Chile. 2. Instituto de Ciencias Naturales Alexander Von Humboldt, FACIMAR, Universidad de Antofagasta, Chile. 3. Museo del Mar, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 4. Facultad de Ciencias del Mar e Instituto Antofagasta, Universidad de Antofagasta, Chile. 5. Laboratorio de Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 6. Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-ecológicos de Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile.

RESUMEN: La macrozona norte de Chile constituye una zona de transición biogeográfica entre las provincias zoogeográficas peruana y chilena, donde convergen singulares condiciones oceanográficas, geológicas y ecológicas, que sustentan una elevada diversidad de especies marinas y costeras. Este capítulo aborda distintos grupos componentes de dicha biodiversidad (i.e. peces, invertebrados, parásitos y macrofauna bentónica), evaluando su respuesta frente a la variabilidad ambiental y los efectos de eventos El Niño y del cambio climático. Durante el evento El Niño 2023–2024 se registraron nueve especies de peces no habituales en la costa norte, principalmente de afinidad tropical-subtropical, reflejando una expansión temporal de sus rangos de distribución. En cuanto a los invertebrados, se documentaron alrededor de mil especies marinas, incluyendo registros nuevos y especies ingenieras asociadas a macroalgas pardas, cuya extracción excesiva amenaza la estabilidad

de las comunidades asociadas. Los ambientes rocosos y crípticos mostraron una riqueza destacable y un alto grado de endemismo. En la región de Antofagasta, se estimó que la diversidad parasitaria conocida representa menos del 16% de la esperada, evidenciando una necesidad de conocimiento significativa respecto al rol ecológico de estos organismos. Los análisis bentónicos e intermareales revelaron heterogeneidad espacial en la riqueza y abundancia de especies, con mayor biodiversidad en Caleta Cobija, Botija y Cifuncho. Finalmente, registros obtenidos mediante video-transectas identificaron 20 especies de peces costeros, dominadas por *Isacia conceptionis*, *Chromis crusma* y *Trachurus murphyi*. Todos estos resultados demuestran la alta complejidad ecológica y el valor biogeográfico de la franja litoral norte, reafirmando la necesidad de fortalecer la investigación, el monitoreo y la gestión de la biodiversidad marina como base para la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas del norte de Chile.

4.1 Biodiversidad de peces costeros en las regiones de Tarapacá, Arica y Parinacota durante El Niño 2023-2024

Miguel Araya & Cristian Azócar

La franja costera de la zona norte de Chile es habitada por numerosas especies de peces neríticos de las cuales, según Sielfeld et al. (2010), 249 son comúnmente observadas durante condiciones normales y condiciones frías La Niña. Durante eventos El Niño, la ictiofauna del norte de Chile experimenta cambios significativos a causa de la presencia de alrededor de 100 especies de peces invasores que durante periodos normales y/o fríos habitan en latitudes menores (Sielfeld et al. 2010).

Las condiciones oceanográficas en el norte del Sistema de la corriente de Humboldt en el 2023 fueron cálidas, debido a la presencia de El Niño 2023-2024 (Castillo et al. 2025). Este evento cálido promovió la entrada temporal de especies de afinidad tropical-subtropical hacia latitudes más australes, alterando la riqueza local y la composición comunitaria en zonas someras y litorales. Estos cambios incluyen la mayor aparición de especies septentrionales en estaciones costeras y variaciones en la abundancia relativa de especies bentónicas y pelágicas (FAO 2024). El objetivo fue registrar los peces poco comunes presentes en ambas regiones.

Durante el año 2023 y 2024, se recorrieron las caletas, centros de desembarques y de ventas de las regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá y en una oportunidad la región de Antofagasta, además de

Tabla 4.1 Listado de especies ícticas registradas durante la presencia de El Niño 2023-2024 y lugares de colecta en el norte de Chile.

Familia	Especie	Lugar
Trachypteridae	*Zu cristatus* (Bonelli, 1819)	Taltal/Arica
Carangidae	*Selene brevoorti*i (Gill, 1863)	Arica
Carangidae	*Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766)	Caramucho
Sphyraenidae	*Sphyraena ensis*	Arica
Polynemidae	*Polydactylus approximans* (Lay & Bennett, 1839)	Arica
Stromateidae	*Prepilus snyderi* (Gilbert & Starks, 1904)	Arica
Stromateidae	*Stromateus stellatus* (Cuvier, 1829)	Arica
Sciaenidae	*Menticirrhus undulatus* (Girard, 1854)	Antofagasta
Engraulidae	*Anchoa nasus* (Kner & Steindachner, 1867)	Arica

Tabla 4.2 Hábitat y límite sur de distribución de la ictiofauna del norte de Chile

Especie	Hábitat	Llímite sur de distribución	Fuente
Zu cristatus	Epipelágico	Punta Gruesa	Guzmán et al. (1998)
Selene brevoortii	Epipelágico	Mejillones	Kong et al. (1985), Guzman et al. (1998)
Pomatomus saltatrix	Epipelágico	Valparaíso	Delfin (1899) citado por Sielfeld et al. (2010)
Sphyraena ensis	Pelágico nerítico	Mejillones	Kong et al. (1985)
Polydactylus approximans	Fondo arenoso	Antofagasta	Kong et al. (1985), Guzman et al. (1998)
Prepilus snyderi	Fondo arenoso		
Stromateus stellatus	Bentopelágico	Talcahuano	
Menticirrhus undulatus	Fondo arenoso	Arica	Vargas & Peredo (2001)
Anchoa nasus	Pelágico nerítico	Arica	Vargas & Peredo (2001)

conversar con pescadores para que dieran aviso de la aparición de especies poco comunes. A cada ejemplar se les hizo un análisis de sus características merísticas y morfométricas para identificar la especie con la ayuda de claves ad hoc (Chirichigno 1998, Chirichigno & Cornejo 2001, Nelson 2006). Además, información de la sistemática, distribución geográfica, biología y ecología fue recopilada de la literatura existente.



Figura 4.1 Ictiofauna registrada durante 2023 y 2024. A) *Zu cristatus*, B) *Selene brevoortii*, C) *Pomatomus saltatrix* y D) *Sphyraena ensis*.



Figura 4.2 Ictiofauna registrada durante 2023 y 2024. A) *Stromateus stellatus*, B) *Prepilus snyderi*, C) *Menticirrhus undulatus* y D) *Anchoa nasus.*

Se registraron nueve especies en el periodo considerado (Tabla 4.1 y Tabla 4.2). Este número de especies es bajo respecto al período 1983-1985 y 1997-1998, con 57 y 62 especies, respectivamente (Sielfeld et al. 2010), aunque en el evento del 2002-2004 se registran cinco especies, siendo los condrictios *Dasyatis violacea*, *Squatina armata*, *Sphyrna zygaena* y los oséos *Caulolatilus princes* y *Balistes polylepis*.

Entre las especies registradas en el presente trabajo (Figura 4.1 y Figura 4.2), *Pomatomus saltatrix*, *Prepilus snyderi* y *Stromateus stellatus* no aparecen descritos en la revisión realizada por Sielfeld et al. (2010). Estas especies poco usuales en la zona norte de Chile, tienden a migrar hacia el sur durante los eventos El Niño, generando un gradiente norte-sur en su distribución, lo que refuerza el carácter transicional de la zona norte del país, entre la zoo-provincia peruana y chilena (Sielfeld et al. 2002).

4.2 Biodiversidad marina de la Región de Tarapacá y su relación con el cambio climático

Guillermo Guzmán Gómez

La biodiversidad depende de los procesos históricos del planeta que han entregado una disponibilidad de hábitat, los cuales no son estables. Esta inestabilidad condiciona la variedad de la vida, haciendo que aquellas especies que posean las ventajas evolutivas que le permitan usar los recursos ambientales disponibles, perseveren. De tal modo la relación entre condiciones ambientales, geografia y biodiversidad están estrechamente ligados.

La macrozona norte de Chile, particularmente la región de Tarapacá, están bajo la influencia de los procesos geológicos de la conformación de la cordillera de los andes debido al levantamiento de la placa sudamericana por la subducción de la placa de Nazca. Esto permite reconocer los diferentes tipos de ambientes de estas localidades donde se alternan playas de arena y rocosas, con plataformas rocosas, acantilados y playas de bolones. Por otra parte, los ambientes costeros poseen una variedad de sustratos de diferentes orígenes (Figura 4.3) predominantemente del Cenozoico y Mesozoico (252 a 66 millones de años atrás) con intromisión de sustratos más antiguos del Paleozoico (540 millones de años atrás), por lo que en sectores costeros de la desembocadura del río Tilibiche y al sur de caleta Los Verdes (Tarapacá, Chile), es posible observar la presencia de fósiles de grupos como los Brachiopoda probablemente de fines del pérmico (Cisterna et al. 2014). Así mismo, la conformación de la corriente de Humboldt en el mioceno tardío (11,62 a 5,33 millones de

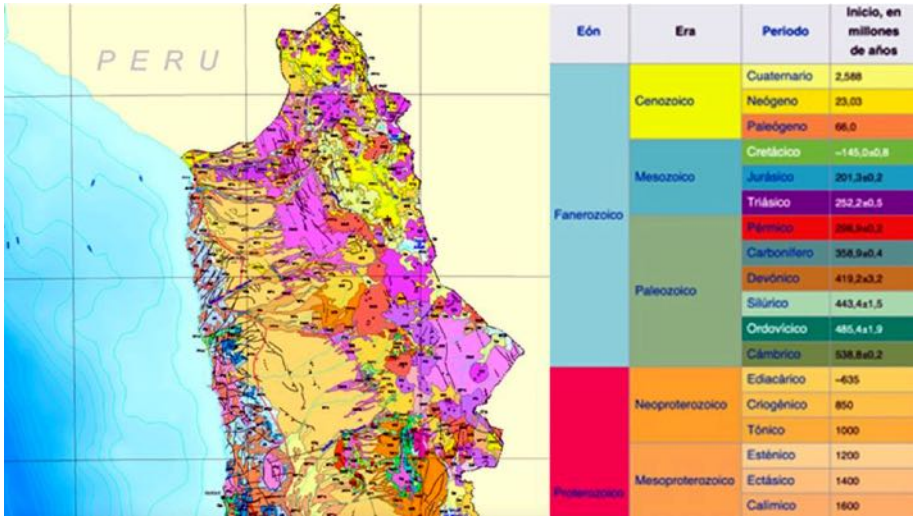


Figura 4.3 Características geológicas de las regiones de Arica-Parinacota y de Tarapacá. Fuente: Modificado de https://structuralgeologyof.weebly.com/extensional/the-atacama-fault-system-afs-in-chile.

años) (Brattström & Johanssen 1983), la cual condiciona la distribución de las especies del área y generó los procesos de diversificación austral de la biota marina.

En este estudio se entrega la información del análisis en terreno de más de cien puntos de la costa norte de Chile entre Arica (playa Las Machas) hasta Atacama (playa Puerto Viejo). Con énfasis en la región de Tarapacá (Figura 4.4). También se analiza el material colectado entre Arica y Mejillones de aguas someras de fondos blandos hasta los 50 metros de profundidad, así como lo colectado en la expedición de la ONG Oceana. En la misma línea, material proveniente de aguas profundas de la región de Arica-Parinacota y de Tarapacá provenientes de organismos asociados a la pesca del Bacalao de Profundidad, así como material proveniente de la Expedición en la fosa de Atacama, a bordo del buque de investigación Falkor (too) hasta los más de 4000 metros de profundidad.

En términos generales nuestro análisis reporta alrededor de mil especies de organismos marinos de la macrozona norte de Chile, dato no menor dada la falta de información acerca de la biodiversidad marina de esta zona del país, dado que en las plataformas oficiales, el número de especies marinas reportadas para todo Chile no alcanzan las 3000 especies.
También se entregan antecedentes de la biodiversidad marina, de los ambientes en los cuales habitan, las especies ingenieras, sus amenazas y vulnerabilidad. Para ello se comparan los datos de la biodiversidad de

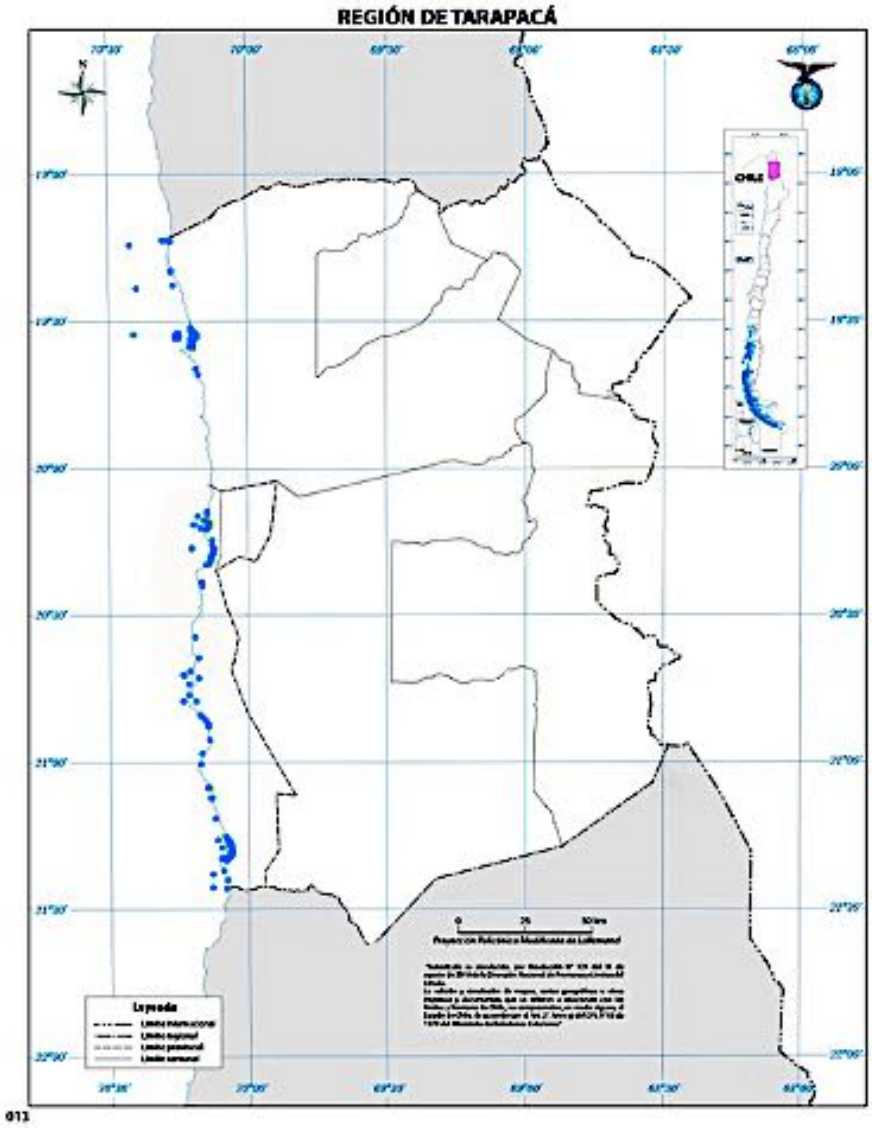


Figura 4.4 Puntos de levantamiento de información de biodiversidad marina costera de Tarapacá desarrollado entre el inicio del proyecto a la fecha.

la regíon de Tarapacá en relación a lo existente en las bases de datos nacionales (Figura 4.5). Por otro lado, se evalúa la condición de las especies ingenieras, en particular de las comunidades asociadas a los discos de adhesión de las macroalgas pardas que actualmente están sometidas a una presión de extracción creciente, afectando severamente las comunidades de organismos asociados.

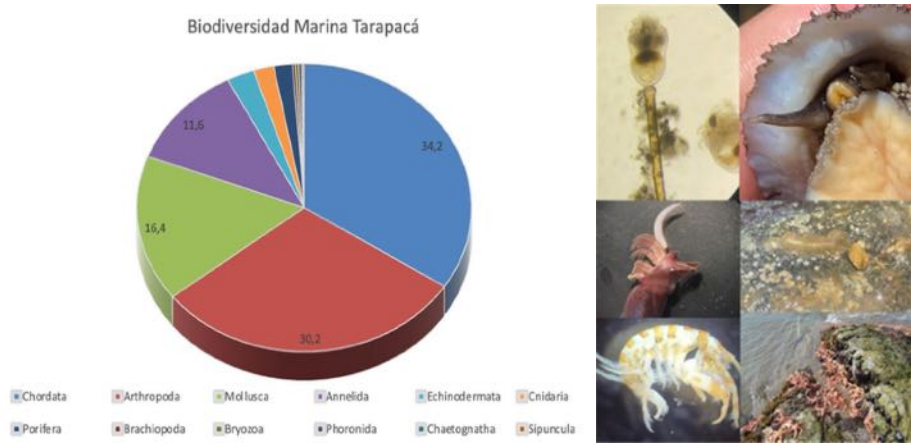


Figura 4.5 Diversidad de los principales grupos taxonómicos de organismos marinos de Tarapacá. A la derecha se muestran algunas especies registradas en este estudio.

4.2.1 Variabilidad ambiental y dinámica biológica

La alta variabilidad ambiental de la región se refleja en los ciclos de modificación de los ecosistemas costeros, especialmente por cambios en la cobertura de macroalgas y en la presencia temporal de ciertas especies (Vásquez et al. 2006). Algunas especies presentan ciclos intraanuales bien definidos, como las algas pardas del género *Lessonia*, mientras que otras muestran fluctuaciones interanuales asociadas a eventos ENOS. Entre los moluscos con apariciones periódicas destacan *Artimitra orientalis*, *Coralliophila* sp., *Argopecten purpuratus* y *Choromytilus chorus* (Rivadeneira et al. 2010). Para otros grupos de invertebrados (como equinodermos y anélidos) los registros disponibles son fragmentarios, lo que limita la identificación de patrones ecológicos o la comprensión de las variaciones temporales de sus poblaciones (Thiel & Meneses 2020).
Las playas arenosas (Figura 4.6) son ambientes altamente dinámicos y corresponden a reposaderos y zonas de alimentación tanto para aves migratorias como para la avifauna local la que, para algunas especies, son sectores para anidar. La biodiversidad de estos ambientes es baja con altas densidades de especies clave como *Emerita analoga*.

Los ambientes rocosos (ver Figura 4.7) son ecosistemas muy estables, lo que contrasta con la inestabilidad de los ambientes arenosos. De tal modo las playas rocosas permiten el establecimiento de más de 100 especies de invertebrados, muchos de los cuales corresponden a especies nuevas y a primeros registros para la fauna chilena y local. También son esenciales para el asentamiento de especies ingenieras que

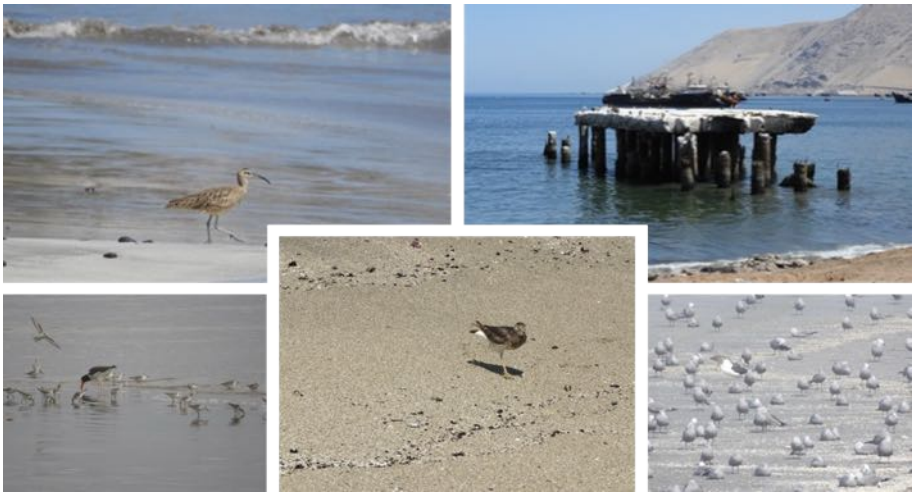


Figura 4.6 Playas de arena de la región en las cuales la alta abundancia de *Emerita analoga*, sirve de alimento a diferentes ensambles de organismos, particularmente aves migratorias.

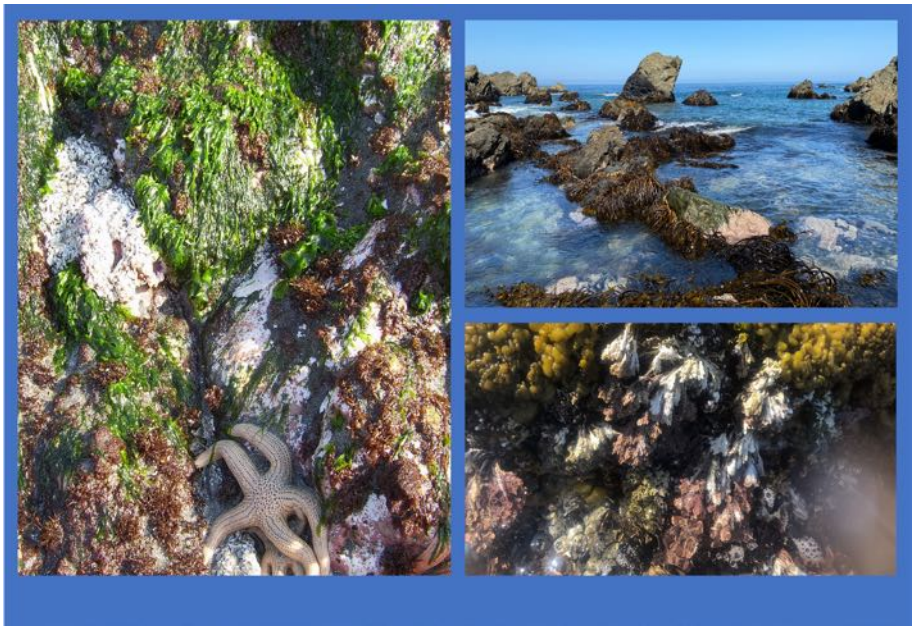


Figura 4.7 Los ambientes rocosos del norte de Chile permiten una alta estabilidad ambiental lo que favorece el asentamiento de organismos estructuradores de las comunidades intermareales como las algas verdes (izquierda), pardas (arriba derecha) y rojas (abajo derecha).

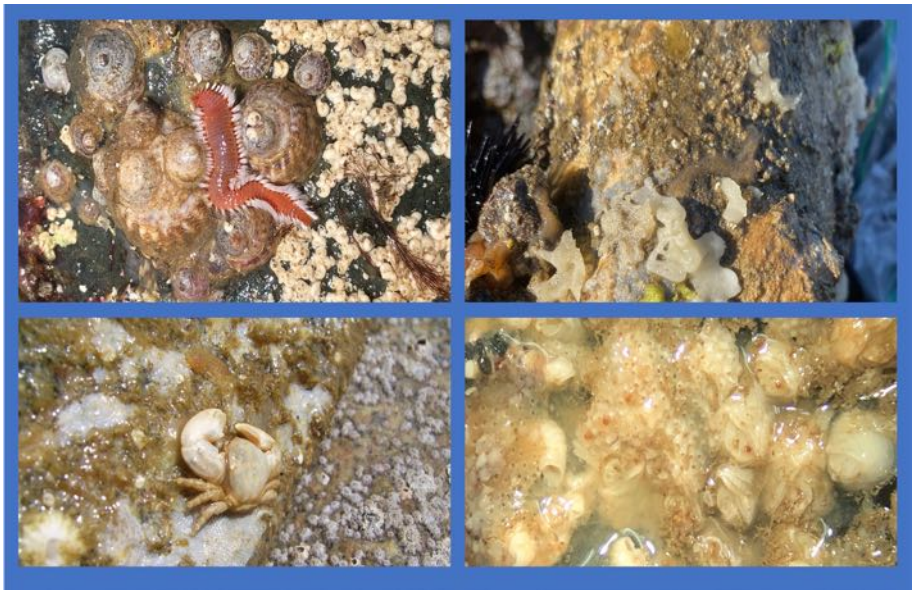


Figura 4.8 Variedad de organismos en hábitos crípticos de un ambiente rocoso de la Región de Tarapacá. En las fotos se observan moluscos, cirripedios y poliquetos (izquierda arriba), Crustáceos, briozoos, poliquetos y cirripedios (izquierda abajo). Esponjas, ascidias (derecha arriba), detalle de la parte inferior de una roca con briozoos y cirripedios (derecha abajo).

generan microhábitats que albergan una importante biodiversidad de invertebrados y vertebrados. Una de las especies clave corresponde a los discos de macro algas pardas como *Lessonia* spp. al cual se asocian alrededor de 50 invertebrados.

Existen otros tipos de ambientes poco explorados en el ecosistema marino del norte de Chile, no solo de las grandes profundidades y de mar abierto, sino que localmente está el ecosistema críptico bajo rocas (Figura 4.8) que alberga una importante biodiversidad de grupos que no están reportados para el país o la macrozona. En estos ambientes aparecen animales como los Entoprocta, de los cuales no existen referencias en la literatura, salvo un trabajo no publicado. Grupos de animales no reportados para la zona corresponden a los Peracarida, particularmente de Tanaidacea con el registro de nuevas especies, entre otros organismos. Estos ambientes requieren de más esfuerzo de estudio dada la falta de información existente.

4.2.2 Diversidad y conservación de invertebrados marinos

Los invertebrados marinos constituyen un componente esencial de los ecosistemas costeros del norte de Chile, tanto por su rol ecológico como por su relevancia económica y cultural (Escribano et al. 2001). Aunque la riqueza estimada supera las 600 especies, solo una veintena tiene valor pesquero y cuenta con medidas de manejo, principalmente vedas extractivas (Vásquez & Vega 2004).

Sin embargo, no existen especies emblemáticas bajo protección formal, lo que refleja una carencia de estrategias de conservación específicas para la mayoría de los invertebrados marinos del norte de Chile (Thiel & Meneses, 2020). La creación del Área Marina Protegida de Múltiples Usos (AMCP-MU) "Mar de Pisagua", constituye un avance relevante para la conservación de la biodiversidad marina regional (SERNAPESCA, 2023). No obstante, su categoría de uso múltiple implica una interacción constante con actividades humanas que no asegura alcanzar sus metas de protección y conservación.

Otras zonas prioritarias, como Punta Patache, fueron propuestas hace más de tres décadas y aún esperan su implementación formal (Camus & Andrade 1999). La cobertura espacial actual de las áreas protegidas sigue siendo limitada, lo que impide una preservación efectiva de la diversidad de invertebrados marinos en toda la macrozona norte (Thiel et al., 2007).

4.3 Una primera aproximación a la diversidad oculta en sistemas costeros de la Región de Antofagasta

Marcelo Oliva, Fabiola Sepúlveda, Luis Ñacari & María Teresa González

Históricamente, la parasitología ha sido vista como un factor negativo, particularmente por sus impactos tanto en salud pública, como producción y comercialización de recursos naturales. Más aun, en importantes eventos referidos a biodiversidad, como el Primer Congreso Mundial de Biodiversidad (Valencia 2008) no hubo ninguna ponencia referida a parásitos. Actualmente se reconoce el papel crítico que juegan los parásitos en procesos ecológicos clave, como regulación poblacional de las poblaciones hospederas (Oliva 1992). En esta contribución, se revisa y actualiza la diversidad oculta, representada por parásitos de grupos mayores (peces, crustáceos y moluscos) y que han sido sujeto de estudios en la región de Antofagasta.

Se revisó la información bibliográfica disponible, que corresponde a trabajos científicos publicados, pero también literatura gris y que mencionan parásitos metazoos de peces, crustáceos y mamíferos de la zona costera de la región de Antofagasta, la que se complementa con información aun no publicada y generada por el proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad. Se focalizó el análisis en parásitos de Platelmintos (Monogenea. Cestoda, Trematoda), Nematoda, Crustacea y Acanthocephala, que parasitan peces, moluscos y crustáceos.

Se aplicó la formula generada por Cribb et al. (1994) que se acerca a estimar el número esperado de parásitos en un ambiente dado, conociendo el número potencial de hospederos, así como el número de especies parasitas en aquellas especies para las que se conoce la fauna de parásitos que albergan, según:

$$NPesp = (NH*PP)/PROHU$$

Donde:
NPesp = Número de especies parasitas esperadas
NH = Número de especies huésped
PP = Promedio de especies parasitas por hospedador
PH = Promedio de especies hospedadoras por especie de parasito

El total de especies hospedadoras consideradas (solo peces, crustáceos y moluscos), así como número de especies para las cuales se tiene información sobre sus parásitos, evidencian bajos porcentajes de especies con registro parasitológico (Tabla 4.3). Por su parte, se observa un menor número de especies parasitarias (considerando Metazoa, excepto Cnidaria) que especies hospederas que las albergan (Tabla 4.4).

Al aplicar la fórmula de Cribb et al. (1994), considerando un estimador de 556 potenciales especies hospedadoras, de las cuales se conocen parásitos solo para 90 especies, con un promedio de 3,9 especies de parásitos por hospedador y un promedio de 1,43 hospederos utilizados por una especie de parasito, el número esperado de parásitos metazoos en peces, crustáceos y moluscos de la zona costera de la región de Antofagasta es de 1516 especies, de las cuales se conocen tan solo 240, es decir menos del 16%. Es preocupante el escaso conocimiento de la fauna parasitaria de la zona costera de la región de Antofagasta, más aún al constatar que la información generada refiere tan solo a peces, crustáceos y moluscos, quedando fuera de este análisis el grueso de la diversidad potencial.

Tabla 4.3 Número de especies registradas (NER) de peces, crustáceos y moluscos en las costas de la región de Antofagasta y número de especies para las cuales se tiene información parasitológica (NEP).

Grupo	NER	NEP	Especies con registro parasitológico
Peces	247	76	31%
Crustáceos	105	2	2%
Moluscos	204	12	6%

Tabla 4.4 Número de especies de parásitos (NU) y número de especies hospederas que son parasitadas (NH). Fuente: Elaboració propia.

Parásitos	NU	NH
Copepoda	71	116
Digenea	65	90
Monogenea	45	46
Cestoda	30	34
Nematoda	21	40
Acanthocephala	8	12

Al respecto, es importante destacar que la parasitología es una fuente importante de información, que abarca desde pesquerías hasta aspectos ecológicos, biogeográficos, evolutivos y co-evolutivos (Oliva & González 2005, Luque et al. 2016, Ñacari & Oliva 2016, Costa et al. 2017, Espinola-Novelo & Oliva 2021) y que van más allá del rol negativo que históricamente se ha asignado a esta forma de vida que, sin duda, es una que ha tenido un éxito evolutivo sorprendente.

4.4 Variaciones en la biodiversidad en ambientes costeros de la Región de Antofagasta

María Teresa González, Luis Ñacari, Maritza Malebrán, Maritza Fajardo, Fabiola Sepúlveda & Marcelo Oliva

La costa norte de Chile, influenciada por el Sistema de la Corriente de Humboldt, se caracteriza por una plataforma continental estrecha (<20 km de ancho), donde se registran los niveles más altos de biomasa y productividad primaria muy cerca de la costa. Esta zona se reconoce además por la presencia de una surgencia costera permanente (Escribano et al. 2001), la cual sustenta una de las pesquerías pelágicas más importantes del país, dominada por la anchoveta (*Engraulis ringens*), que utiliza áreas adyacentes a la costa para su desove (Rodríguez-Graña & Castro 2003).

En cuanto a la biodiversidad bentónica del litoral costero (intermareal y submareal somero) de la Región de Antofagasta, destacan estudios comparativos sobre la biodiversidad intermareal (Camus & Andrade 1999), así como investigaciones que han evaluado los efectos de la contaminación y el rol de especies ingenieras ecosistémicas en la mantención de la diversidad, como el piure de Antofagasta (*Pyura praeputialis*) y el chorito maico (*Perumytilus purpuratus*) (Castilla et al. 2000, Guiñez & Castilla 2006, Acevedo et al. 2010). En ambientes bentónicos submareales, Pachecho et al. (2011) analizaron comunidades de invertebrados comparando áreas normóxicas e hipóxicas.

En el plancton, las investigaciones sobre ictioplancton en esta zona se han enfocado en procesos de retención larval (Rojas & Landaeta 2014), los efectos de eventos El Niño (Rojas et al. 2011) y, determinar la variabilidad de la composición y abundancia de larvas de peces en estaciones costeras (Paredes et al. 2018). Este último estudio mostró que la composición de larvas fue similar entre estaciones, pero con abundancias significativamente mayores en otoño-invierno (junio–julio) respecto de primavera-verano (octubre–enero).

Asimismo, se observaron diferencias entre localidades: en isla Santa María predominaron larvas de peces con adultos asociados al intermareal y submareal (*Helcogrammoides* spp., *Auchenionchus crinitus* y *Scartichthys viridis*), mientras que en Coloso fueron más abundantes las larvas de especies epipelágicas como la anchoveta (*Engraulis ringens*). Estos resultados sugieren que tanto la geomorfología costera como la presencia de hábitats estructurados por macroalgas, proporcionan refugios que favorecen el reclutamiento de especies intermareales. Mientras que las zonas expuestas frente a focos de surgencia facilitan el transporte y la retención de larvas de especies epipelágicas (Paredes et al. 2018). Por otra parte, el zooplancton gelatinoso ha sido descrito por Palma & Apablaza (2004) y el ensamble de copépodos por Escribano & Hidalgo (2000).

En este contexto, el objetivo del presente estudio fue caracterizar la biodiversidad del ecosistema marino costero, particularmente comunidades del intermareal rocoso y bentos submareal, y evaluar sus variaciones espaciales en la Región de Antofagasta con el fin de identificar áreas con potencial para la conservación.

Durante el invierno del 2023, se muestrearon sitios del norte, centro y sur de la costa de la región de Antofagasta.

En el ambiente intermareal se realizarán muestreos "no invasivo", usando cuadratas de 30x30 cm, distribuidas aleatoriamente en la franja intermareal: tres cuadratas por franja (inferior, intermedio y superior) =9 cuadratas por transecta x 3 transectos = 27 réplicas por sitio. Cada punto de muestreo fue monitoreado los días de más baja marea (de acuerdo con información proporcionada por el SHOA) y cada punto muestreado fue georreferenciado usando GPS. Se tomaron registros fotográficos de las cuadratas y las especies se identificaron "in situ". Especies no identificadas en terreno se trasladaron al laboratorio para posterior identificación, usando literatura especializada.

En el ambiente bentónico, se realizaron muestreos de sedimentos en tres estaciones a los 10, 30 y 50 m de profundidad con dos réplicas por profundidad (=3 estaciones x 2 réplicas = 6 muestras por sitio). Los muestreos de sedimentos a 10 m profundidad, se realizarán mediante buceo tomando las muestras con un core (cilindro de PVC) de 8 cm de diámetro. Los muestreos de sedimentos a 30 y 50 m profundidad, se efectuaron utilizando una draga de Van-Veen de 0,1 m^2, la cual fue lanzada desde la embarcación hasta el fondo marino. Las muestras de sedimento con invertebrados y macroalgas se guardaron en recipientes debidamente etiquetados y preservados en etanol al 90%. Estos se transportaron al laboratorio donde se filtraron usando tamices de 500 micras. Los organismos obtenidos se identificaron y cuantificaron usando una lupa Leica.

Se calculó la riqueza de especies y el índice de diversidad de Shannon (Seaby & Henderson 2007) para caracterizar las comunidades del intermareal y del bento costero en sitios del norte y sur de la región. Luego se correlacionaron los índices biodiversidad con la riqueza especies de las comunidades del intermareal y bentos, respectivamente, identificando como sitios más saludables en términos de biodiversidad aquellos ubicados en el extremo superior derecho de los gráficos.

En el intermareal rocoso de la región de Antofagasta, se identificaron 117 especies pertenecientes a 9 Phyla. Los grupos más frecuentes fueron Mollusca y Arthropoda, seguida de Annelida. La riqueza de especies por sitio varió entre 7 y 40 especies. Las especies más frecuentes y con mayor abundancia o cobertura fueron *Echinolittorina peruviana*, *Jehlius cirratus*, *Perumitylus purpuratus*, seguidas por *Prisogaster niger* y *Tegula atra*. Los sitios Caleta Cobija y Cifuncho presentaron mayor riqueza y biodiversidad (Figura 4.9). La menor riqueza de especies fue registrada en Michilla, seguida por Punta Plata-Punta Canas.

El ambiente bentónico costero, entre los 20 y 40 m de profundidad, se caracterizó por 156 especies a lo largo del litoral de la región de Antofagasta. Predominaron representantes de Annelida seguido por Arthropoda y Mollusca, grupos que predominaron en ambas profundidades. En la estación más somera (20 m), en general las especies mostraron densidades bajas, siendo las más abundantes los anélidos *Dorvilleidae gen* sp., *Prionospio peruana*, *Paraonidae gen*. sp. y el lanceolado *Branchiostoma* sp. Por otro lado, en las estaciones de 40 m profundidad, las especies más abundantes fueron los anélidos *Magelona* sp., *Prionospio peruana*, *Aricidea gen* sp. En una escala espacial, la riqueza total de especies bentónicas varió entre 14 y 51 taxones. Los sitios que registraron mayor biodiversidad y riqueza de especies fueron Punta Grande Norte, Caleta Cobija y Botija (Figura 4.10), en tanto las menores riquezas se observaron en Punta Grande Sur y Caleta Cifuncho.

En las costas de la región de Antofagasta se registró una alta heterogeneidad espacial en términos de riqueza y abundancia de especies en los distintos ambientes muestreados, reflejando la variedad de microhábitats y condiciones ambientales locales (focos de surgencia, corrientes superficiales, abundancia de macroalgas que ofrecen refugio y complejidad de hábitat) que favorecen la presencia de comunidades más diversas (Escribano et al. 2001, Paredes et al. 2018). Aunque este estudio corresponde a muestreos puntuales de los ecosistemas señalados, se logró recoger la variabilidad espacial de estas comunidades marinas, destacando sitios con mejores indicadores de biodiversidad como Caleta Cobija (sección norte de la región) y Caleta Botija y Cifuncho (sección sur de la región).

4.5 Estudio de ensambles de peces costeros en la Región de Antofagasta mediante análisis de videotransectas

Felipe Docmac, Gonzalo Salazar & Christopher Harrod

Para caracterizar la diversidad de peces en la Región de Antofagasta se grabaron transectas de video submareales en veinte sitios a lo largo de la costa. A partir del análisis de las imágenes, se estimó la abundancia relativa (MaxN) y riqueza de especies, evaluándose el efecto de la latitud y el tipo de fondo en la composición de los ensambles.

Se estimó la composición de la comunidad de peces submareales (< 30 m) a partir de video-transectas de 20 minutos de duración (GoPro, resolución UHD). Los sitios se distribuyeron entre el Río Loa (al Norte) y Punta Ballena (al Sur).

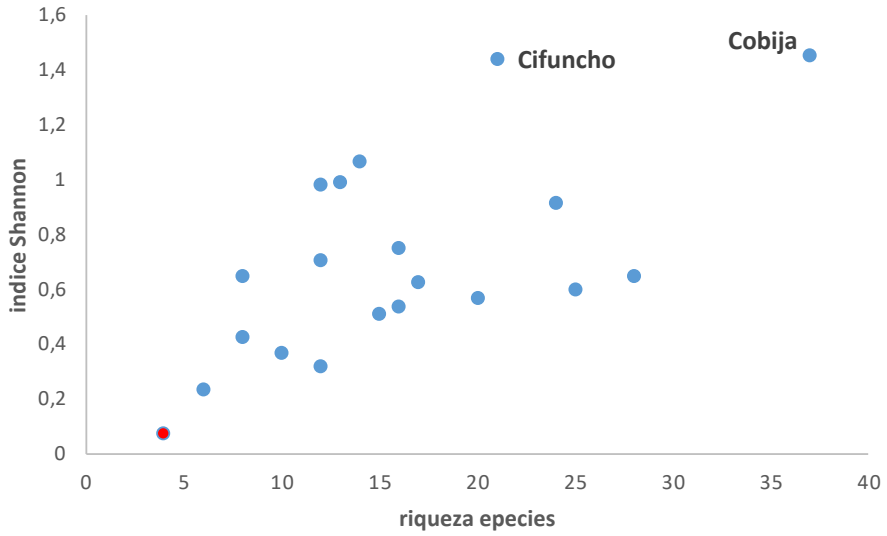


Figura 4.9 Relación entre riqueza de especies y el índice de biodiversidad de Shannon en comunidades del intermareal rocoso de la regón de Antofagasta. El punto rojo destaca el sitio Michilla.

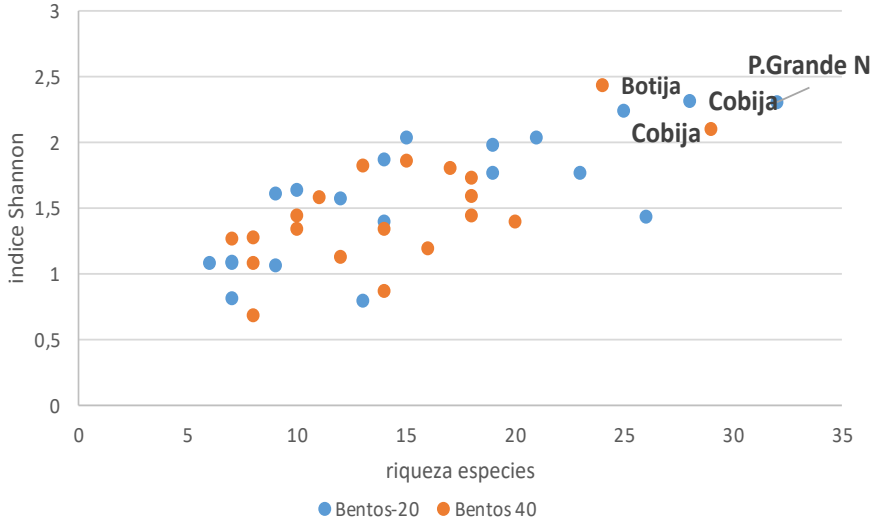


Figura 4.10 Relación entre riqueza de especies y el índice de biodiversidad de Shannon en comunidades bentónicas del submareal de la región de Antofagasta. Fuente: Elabración propia.

Dos expertos observaron las grabaciones (una por sitio), estimándose la abundancia relativa en términos del MaxN, que corresponde al número máximo de individuos que fueron vistos para una especie en cualquier fotograma del total de fotogramas analizados, obteniéndose así un único valor por especie para cada sitio/vídeo. La aplicación de este índice minimiza problemas asociados con la sobreestimación de la abundancia para las distintas especies de peces presentes en un sitio (Ellis & DeMartini 1995). Cuando los peces fueron muy numerosos dentro del fotograma, se usaron umbrales de recuento conservadores. Por ejemplo, se registró un valor de 500 cuando el valor probable era de 500-600 individuos. Al mismo tiempo, se estimó la riqueza como el número total de especies por sitio. Por otra parte, se determinó la composición del fondo (duro/mixto/blando), observando fotogramas en cada minuto de cada transecto.

Examinamos patrones generales con un análisis de conglomerados, usando como distancia los promedios de grupo (Clarke et al. 2014), mediante una matriz de similitud de Bray Curtis de valores MaxN transformados con raíz cuadrada.

De las veinte transectas solo diecinueve pudieron ser analizadas debido a que una (Caleta Coloso) se hizo con insuficiente luz. Se identificaron un total de 20 especies. Solo un individuo no pudo ser identificado (en Punta Ballena), registrándose como NI. El MaxN por especie por sitio varió entre 1 (un único individuo) y 500 (> 500 individuos aparentes en un fotograma).

Dominan tres especies: cabinza (*Isacia conceptionis*; MaxN total = 1457), burrito (*Chromis crusma*; MaxN total = 911) y jurel (*Trachurus murphyi*; MaxN total = 684). Un segundo grupo de especies fue moderadamente abundante (MaxN total = 10-100), incluyendo bilagay (*Chirodactylus variegatus*), rollizo (*Pinguipes chilensis*), cabrilla común (Paralabrax humeralis), borrachilla (*Scartichthys gigas*), borrachilla verde (*Scartichthys viridis*), jerguilla (*Aplodactylus punctatus*), trombollito (*Helcogrammoides* sp.), baunco (*Girella laevifrons*) y cascajo (*Sebastes oculatus*). Otras nueve fueron relativamente poco comunes, con MaxN total < 5.

La abundancia total varió entre 21 (Punta Plata) y > 600 (Caleta Botija), con un MaxN promedio de 122 peces por sitio. Por su parte, la riqueza varió entre 4 (Caleta Punta Arenas) y 13 (Punta Canas), con una mediana de 8 especies. No hubo correlación aparente entre el MaxN y la riqueza (Pearson r = -0.29, P = 0.23) o cualquiera de estas variables con la latitud (MaxN y latitud: r = -0.33, P = 0.17; Riqueza y latitud: r = -0.29, P= 0.22).

El análisis de conglomerados muestra que los sitios formarían 4-5 grupos en función de la composición comunitaria, sin un efecto aparente de la latitud ni del tipo de fondo.

4.6 Principales estrategias de adaptación al cambio climático en zonas marinas y costeras del norte de Chile

Guillermo Guzmán, Rosalino Fuenzalida & Luis Silva

La zona costera del norte de Chile presenta una alta variabilidad oceanográfica modulada por los ciclos ENOS, que determinan alternancias entre eventos cálidos (El Niño) y fríos (La Niña) (Aiken et al. 2011). Estos fenómenos afectan la composición genética de las poblaciones intermareales, ya que porciones importantes de las mismas pueden ser eliminadas o desplazadas durante episodios extremos.

A pesar de esta baja variabilidad genética potencial, las especies de la macrozona han desarrollado mecanismos adaptativos que les permiten persistir bajo regímenes ambientales cambiantes de mayor escala temporal (Camus 2001). Sin embargo, la extracción selectiva de recursos marinos puede generar desequilibrios comunitarios difíciles de predecir en escenarios de cambio climático (Vásquez & Vega 2004).

4.6.1 Variabilidad de las comunidades intermareales

La dinámica intra-anual de las comunidades intermareales es un factor crítico para evaluar los efectos del cambio climático. En la zona norte, es común observar una sucesión estacional de macroalgas de diferentes grupos taxonómicos, como las algas verdes (*Ulva* spp.), rojas (*Pyropia columbina*, Corallina sp.) y cafés (*Colpomenia* spp.), que alternan su presencia según las condiciones térmicas y de oleaje (Santelices et al. 1995, Hinojosa et al. 2019).

Durante el año, *Corallina* sp. presenta fases frondosas e incrustantes, con una fauna asociada de alrededor de diez especies. *Pyropia columbina* forma parches densos en verano, mientras que *Colpomenia* spp. exhibe ciclos de aparición y desaparición, posiblemente vinculados a múltiples especies crípticas (Figura 4.11). Estas variaciones estructurales y fenológicas influyen directamente en la disponibilidad de hábitats y microambientes para invertebrados y peces juveniles, configurando un patrón de variabilidad biológica estacional que debe ser considerado en las proyecciones de adaptación al cambio climático (Rivadeneira et al. 2010).

4.6.2 Especies ingenieras y resiliencia ecosistémica

Las macroalgas pardas, como *Lessonia* spp. y *Macrocystis pyrifera*, desempeñan un papel fundamental como ingenieras de ecosistema, al proveer sustrato, refugio y alimento a una amplia diversidad de especies sésiles (cirripedios, briozoos, moluscos) y móviles (crustáceos, peces) (Vásquez et al. 2006, Thiel et al. 2007). Aunque su explotación se encuentra regulada o prohibida en la macrozona norte, la extracción clandestina sigue siendo una amenaza significativa. La deforestación de estos bosques submarinos tras eventos El Niño de gran magnitud, ha reducido su distribución a sectores aislados, como Pisagua y Patache, este último afectado por la presión industrial portuaria (Camus & Andrade 1999). La conservación de estos bosques de macroalgas debe considerarse una prioridad estratégica de adaptación, dado su papel en la regulación térmica costera, la captura de carbono y el amortiguamiento del oleaje (Buschmann et al. 2014).

4.6.3 Invertebrados bentónicos y ciclos de variabilidad

La información sobre los ciclos intra e interanuales de los invertebrados marinos sigue siendo limitada. Algunas especies ingenieras, como el piure (*Pyura chilensis*) y los poliquetos tubícolas (*Phragmatopoma* sp.), presentan dinámicas de crecimiento y reproducción que estructuran comunidades asociadas de alta diversidad (más de 15 y 50 especies epibiontes, respectivamente) (Thiel & Meneses 2020). La extracción artesanal del piure es generalmente local y de baja intensidad, pero sus fluctuaciones naturales o su ausencia temporal afectan la biodiversidad epibionte y la disponibilidad de hábitats. Estas interdependencias ecológicas muestran que las estrategias de adaptación al cambio climático, deben incorporar la variabilidad biológica estacional y espacial como un elemento central de manejo (Defeo et al. 2017).

4.6.4 Extinciones locales y desplazamientos de especies

Los casos de extinciones o desplazamientos locales están escasamente documentados en el norte de Chile (Figura 4.12). En conchales naturales se han registrado especies no típicas de la región, como *Homalocantha tortua* (de afinidad peruano-ecuatoriana) y *Acanthina monodon*, típica de zonas centrales y australes (Osorio et al. 2002).

Estas ocurrencias podrían corresponder a procesos de dispersión biogeográfica asociados a eventos oceanográficos extremos, tales como El Niño (episodios cálidos) o La Niña (episodios fríos) (Escribano et al. 2001, Aiken et al. 2011). Sin embargo, la ausencia de monitoreo sistemático



Figura 4.11 Variaciones intra-anuales del sistema litoral rocoso. Izquierda rocas con presencia de Colpomenia sp. en sector Primeras Piedras, Iquique el 2023. Derecha arriba rocas con cobertura de algas verdes en sector norte de Cavancha, Iquique el 2024. Derecha abajo, rocas descubiertas de algas en el sector sur de playa Huayquique el 2025.

impide determinar si estos registros representan colonizaciones temporales o expansiones permanentes de rango geográfico (Thiel & Meneses 2020).

4.7 Conclusiones

La biodiversidad marina y litoral del norte de Chile está moldeada por una compleja interacción de factores oceanográficos, geológicos y climáticos que configuran un mosaico de hábitats diversos y altamente productivos. Esta riqueza biológica, expresada en especies adaptadas a condiciones particulares de esta zona geográfica, constituye un patrimonio natural de gran valor científico y ecológico. Al respecto, se requiere una mirada integrada para comprender su dinámica, la cual debiera combinar investigación, taxonomía y monitoreo sostenido en el tiempo. Avanzar hacia inventarios actualizados y una gestión basada en evidencia científica es esencial para resguardar estos ecosistemas y garantizar su conservación y aprovechamiento responsable frente a los desafíos crecientes del cambio climático.

Durante el evento El Niño 2023–2024 se registraron especies de peces poco comunes, cuya presencia temporal refuerza la condición

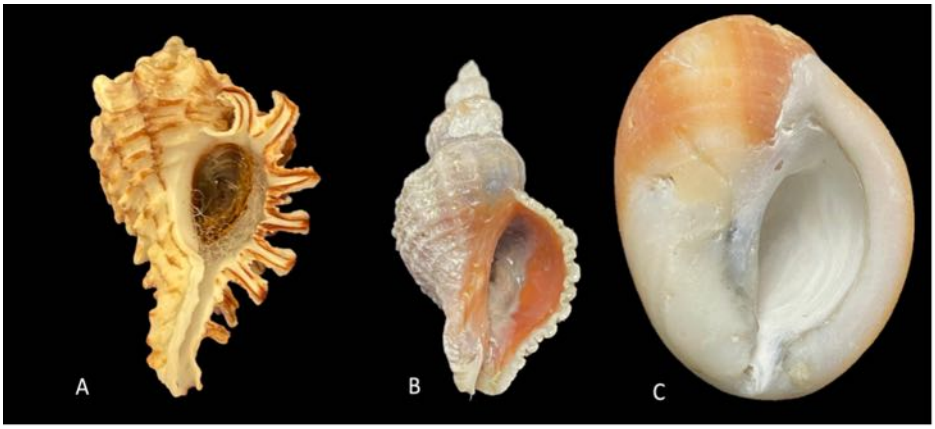


Figura 4.12 Especies de caracoles de origen más norteños y sureños presentes en conchales de la zona, pero no en los ecosistemas marinos actuales.

transicional de esta zona y la influencia directa de los forzantes climáticos sobre la estructura de las comunidades marinas. Sin embargo, la falta de monitoreo sistemático impide establecer tendencias de largo plazo y evaluar los impactos acumulativos de estos eventos sobre la ictiofauna local.

El análisis de la biodiversidad bentónica e intermareal confirma la singularidad ecológica de los ecosistemas costeros del norte de Chile. Las plataformas rocosas y los ambientes crípticos albergan una elevada diversidad de invertebrados, muchos de ellos nuevos registros para la fauna nacional. Las especies ingenieras, como las macroalgas pardas del género Lessonia, desempeñan un rol esencial en la generación de microhábitats, sosteniendo una amplia red trófica de invertebrados y peces asociados. No obstante, la extracción intensiva de estas algas constituye una amenaza creciente para la resiliencia de los ecosistemas litorales.

En la región de Antofagasta, los resultados sobre fauna parasitaria revelan un conocimiento incipiente: menos del 20% de la diversidad esperada ha sido documentada, pese a su importancia ecológica en los procesos de regulación poblacional y en la salud de las comunidades marinas. Pese al importante rol ecológico que cumplen los parásitos, el escaso conocimiento que se tiene sobre estos organismos, impide analizar su impacto en las comunidades costeras, aunque hay alguna evidencia de impacto en poblaciones de moluscos (Oliva 1992, Oliva et al. 1999) y peces (Oliva et al. 1992), como consecuencia de procesos de castración parasitaria. Esta falta de conocimiento limita la comprensión integral

de la biodiversidad y evidencia la necesidad de incluir la parasitología dentro de los estudios de monitoreo biológico.

Los muestreos intermareales y bentónicos realizados en 2023 exhiben gradientes espaciales definidos por la geomorfología costera y la intensidad de surgencias. Sitios como Caleta Cobija, Caleta Botija y Cifuncho destacan como áreas prioritarias para la conservación por su alta riqueza específica y complejidad estructural. Asimismo, los registros de peces obtenidos mediante video-transectas muestran una comunidad dominada por especies costeras comunes, sin patrones latitudinales claros, lo que refuerza la influencia de factores locales sobre la distribución.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

4.8 Referencias

Acevedo J, Orellana FI & Guiñez R (2010) Experimental evaluation of the in situ copper toxicity on associated fauna of Perumytilus purpuratus (Bivalvia: Mytilidae), an ecosystem bioengineer. Revista de Biología Marina y Oceanografía 45(3):497–505.

Brattström H & Johanssen A (1983) Ecological and regional zoogeography of the marine benthic fauna of Chile. Sarsia 68:289–339.

Camus PA & Andrade YN (1999) Diversidad de comunidades intermareales rocosas del norte de Chile y el efecto potencial de la surgencia costera. Revista Chilena de Historia Natural 72(3):389–410.

Castilla JC, Guiñez R, Alvarado JL, Pacheco C & Varas M (2000) Distribution, population structure, population biomass and morphological characteristics of the tunicate Pyura stolonifera in the bay of Antofagasta, Chile. Marine Ecology (Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli) 21:161–174.

Castillo PR, Bouchón M, Vásquez L, Cuadros G, Grados D, Valdez C & Pozada-Herrera M (2025) Behaviour and size distribution of anchoveta (Engraulis ringens) under El Niño 2023 in the Northern Humboldt Current System. Scientia Marina 89(1):e097.

Chirichigno N (1998) Clave para identificar los peces marinos del Perú. Instituto del Mar del Perú, Callao,Perú.

Chirichigno N & Cornejo RM (2001) Catálogo comentado de los peces marinos del Perú. Instituto del Mar del Perú, Callao, Perú.

Cisterna GA, Sterren AF & Niemeyer HR (2014) Las sucesiones carbonáticas marinas del Pérmico Temprano en Antofagasta, norte de Chile. Andean Geology 41(3):626–639.

Clarke KR, Gorley RN, Somerfield PJ & Warwick RM (2014) Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation, 3ª ed. PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido.

Costa G, MacKenzie K & Oliva ME (2017) A review of the parasites infecting fishes of the genus Trachurus (Pisces: Carangidae). Reviews in Fisheries Science & Aquaculture 25(4):297–315.

Cribb T, Bray R, Barker TS, Adlard R & Anderson GR (1994) Ecology and diversity of digenean trematodes of reef and inshore fishes of Queensland. International Journal for Parasitology 24:851–860.

Ellis DM & DeMartini EE (1995) Evaluation of a video camera technique for indexing abundances of juvenile pink snapper Pristipomoides filamentosus and other Hawaiian insular shelf fishes. Fishery Bulletin 93:67–77.

Escribano R & Hidalgo P (2000) Spatial distribution of copepods in the north of the Humboldt Current region off Chile during coastal upwelling. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 80(2):283–290.

Escribano R & Hidalgo P (2001) Circulación inducida por el viento en Bahía de Antofagasta, norte de Chile (23° S). Revista de Biología Marina y Oceanografía 36(1):43–60.

Espínola-Novelo JF & Oliva ME (2021) Spatial and temporal variability of parasite communities: implications for fish stock identification. Fishes 6:71.

FAO (2024) The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action. FAO, Roma, Italy.

Guiñez R & Castilla JC (2006) Estudios de la biodiversidad asociada a una especie de tunicado marino en la bahía de Antofagasta. En: Camaño A, Castilla JC & Simonetti JA (eds) Minería y Biodiversidad, pp 43–45. Sonami, Santiago de Chile.

Guzmán G, Vargas M & Sielfeld W (1998) Colección de peces en el Museo del Mar y Sala de Colecciones de la Universidad Arturo Prat (Iquique, Chile). Revista de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Serie Ciencias del Mar 4:9–30.

Kong I, Tomicic J & Zegers J (1985) Ictiofauna asociada al fenómeno El Niño 1982–83 en la zona norte de Chile. Investigación Pesquera 32:215–224.

Luque JL, Pereira FB, Alves PV, Oliva ME & Timi JT (2016) Helminth parasites of South American fishes: current status and characterization as a model for studies of biodiversity. Journal of Helminthology 91(2):150–164.

Nelson JS (2006) Fishes of the World, 4ª ed. John Wiley & Sons, New Jersey. USA.

Ñacari LA & Oliva ME (2016) Metazoan parasites of deep-sea fishes from the southeastern Pacific: exploring the role of ecology and host phylogeny. Deep-Sea Research Part I 115:123–130.

Oliva ME (1992) Parasitic castration of Fissurella crassa (Mollusca: Archaeogastropoda) due to an adult digenea Proctoeces lintoni. Memorias do Instituto Oswaldo Cruz 87:37–42.

Oliva ME, Olivares A, Díaz C & Pasten M (1999) Parasitic castration in Concholepas concholepas (Gastropoda: Muricidae) due to larval digenean in northern Chile. Diseases of Aquatic Organisms 36:61–65.

Oliva ME, Borquez A & Olivares A (1992) Sexual status of Paralabrax humeralis (Serranidae) and infection by Philometra sp. (Nematoda: Dracunculoidea). Journal of Fish Biology 40:979–980.

Pacheco AS, González MT, Bremer J, Oliva ME, Heilmayer O, Laudien J & Riascos JM (2011) Assessing the functional diversity of marine macrobenthic communities from normoxic and hypoxic sublittoral soft-bottom habitats off northern Chile. Helgoland Marine Research 65:413–424.

Palma S & Apablaza P (2004) Abundancia estacional y distribución vertical del zooplancton gelatinoso carnívoro en un área de surgencia en el norte del Sistema de la Corriente de Humboldt. Investigaciones Marinas 32(1):49–70.

Paredes LD, Landaeta MF & González MT (2018) Larval fish assemblages in two nearshore areas of the Humboldt Current System during autumn–winter in northern Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía 53(1):63–76.

Rodríguez-Graña L & Castro LR (2003) Distribución del ictioplancton frente a la península de Mejillones, Chile (23°S, 71°W), bajo condiciones hidrográficas variables durante el evento El Niño de 1997. Hydrobiologia 501(1):59–73.

Rojas PM, Landaeta MF & Ulloa R (2011) Eggs and larvae of anchoveta Engraulis

ringens off northern Chile during the 1997-1998 El Niño event. Revista de Biología Marina y Oceanografía 46(3):405–419.

Rojas PM & Landaeta MF (2014) Fish larvae retention linked to abrupt bathymetry at Mejillones Bay (northern Chile) during coastal upwelling events. Latin American Journal of Aquatic Research 42(5):989–1008.

Seaby RM & Henderson PA (2006) Species Diversity and Richness. Version 4. Pisces Conservation Ltd. Lymington, England, UK.

Sielfeld W, Vargas M, Berríos V & Aguirre G (2002) Warm ENSO events and their effects on the coastal fish fauna of northern Chile. Investigaciones Marinas 30(1):122–124.

Sielfeld W, Laudien J, Vargas M & Villegas M (2010) El Niño-induced changes of the coastal fish fauna off northern Chile and implications for ichthyogeography. Revista de Biología Marina y Oceanografía 45(S1):705–722.

Vargas M & Peredo R (2001) Nuevos registros de peces en las costas de Arica (I Región, Chile) durante el período 2000–2001 y su relación con eventos El Niño. XXI Congreso de Ciencias del Mar, pp. 106. Viña del Mar, Chile.

5 CAPITULO

Umbrales fisiológicos de recursos pesqueros y acuícolas del norte de Chile bajo contexto ENOS y cambio climático

Elio Segovia Mattos



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 132-158



CAPÍTULO 5: Umbrales fisiológicos de recursos pesqueros y acuícolas del norte de Chile bajo contexto ENOS y cambio climático

Elio Segovia Mattos

Laboratorio de Acuicultura, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile.

RESUMEN: El norte de Chile, inmerso en el Sistema de la Corriente de Humboldt, constituye un entorno altamente productivo, pero ambientalmente vulnerable, donde la interacción entre variabilidad asociada al ENOS y tendencias de cambio climático modula condiciones clave como temperatura, oxígeno disuelto, pH y salinidad. Estas variaciones inciden directamente en la idoneidad de hábitats y en los umbrales fisiológicos de especies ectotérmicas de importancia pesquera, acuícola y ecosistémica, afectando reproducción, crecimiento, distribución y supervivencia. El trabajo integra evidencia sobre gradientes latitudinales, Zona de Mínimo Oxígeno somera, episodios de hipoxia, y respuestas ecofisiológicas diferenciales en recursos pelágicos (anchoveta), moluscos bivalvos de cultivo (*Argopecten purpuratus*, *Magallana gigas*) y recursos bentónicos claves para AMERB (*Loxechinus albus*, *Concholepas concholepas*), destacando el rol central de la compatibilidad entre condiciones ambientales y requerimientos fisiológicos. Se demuestra que la exposición a escenarios cálidos, acidificación, hipoxia y cambios en salinidad puede reducir la ventana de tolerancia y la resiliencia de especies sensibles, generar mortalidades masivas, desplazar distribuciones y aumentar la variabilidad interanual en capturas y rendimientos. Paralelamente, se constata la existencia de brechas críticas de conocimiento respecto de umbrales fisiológicos, efectos combinados de múltiples estresores y respuestas en etapas tempranas

de vida, lo que limita la capacidad predictiva frente a escenarios ENOS/CC. En este contexto, se plantea la necesidad de vincular ecofisiología, monitoreo oceanográfico de alta resolución, modelos de distribución y herramientas de gestión adaptativa, con énfasis en redefinir áreas aptas para acuicultura, ajustar estrategias pesqueras, fortalecer programas de repoblamiento y conservación ex situ, e incorporar criterios de idoneidad ambiental en la gestión de AMERB. El estudio concluye que la sustentabilidad de la pesca, la acuicultura y los sistemas bentónicos costeros del norte de Chile dependerá de una integración efectiva entre ciencia, gestión y adaptación al cambio climático, bajo un enfoque ecosistémico y precautorio.

5.1 Introducción a la fisiología ambiental

El norte de Chile forma parte del Sistema de Corriente de Humboldt (SCH), una zona donde ocurre una alta productividad impulsada por los afloramientos costeros. La variabilidad climática interanual causada por El Niño–Oscilación del Sur (ENOS) y las tendencias del cambio climático (CC) expresada por los cambios en temperatura superficial, oxígeno, salinidad y pH, pueden alterar la idoneidad de hábitats y condiciones favorables acercando probablemente a muchas especies ectotérmicas a sus umbrales fisiológicos críticos. Esta relación entre condiciones ambientales y tolerancias fisiológicas determina la compatibilidad del ecosistema con los recursos explotados por la pesca y también aquellos producidos mediante tecnología de acuicultura. Una misma especie marina responde diferente en un gradiente latitudinal debido a las variaciones ambientales como la temperatura, la disponibilidad de recursos y la luz. Estas diferencias se manifiestan en su fenotipo (características físicas), fisiología (funciones corporales) y comportamiento, adaptándose a las distintas condiciones de cada latitud.

El estudio de estos gradientes en el rango de "normal" a "extremo" también permite la investigación de puntos de inflexión y posibles relaciones no lineales entre las respuestas ecológicas y las condiciones ambientales que varían a lo largo del gradiente. Las proyecciones del cambio climático incluyen cambios significativos en la distribución espacial de recursos pelágicos importantes para la pesca, tales como anchoveta y sardina, en términos de reducción de tamaño, desplazamiento hacia los polos y profundización del hábitat principal y que, en el largo plazo, podría afectar los límites latitudinales donde ocurre su explotación. Muchos factores pueden influir en las respuestas a los cambios en el medio ambiente, incluyendo el tiempo de generación de las especies, la capacidad de dispersión, las tolerancias fisiológicas, el hábitat y

las preferencias alimentarias, y la composición de las comunidades existentes o receptoras en el caso de cambios en el rango (O'Connor et al. 2009, Gerber et al. 2014, Alexander et al. 2015, Nagelkerken et al. 2015).

El conocimiento base sobre la fisiología ambiental de muchas especies es todavía limitado y es necesario conectar el conocimiento fisiológico con los modelos ecológicos para investigar cómo se puede integrar la información para mejorar las predicciones del efecto del cambio climático sobre las especies. Se espera que el impacto del cambio climático sea particularmente grave en los animales ectotérmicos (Kingsolver et al. 2013).

La investigación de cómo el cambio climático impacta la fisiología de los recursos marinos constituye un esfuerzo para mitigar el impacto de los estresores ambientales sobre poblaciones silvestres y cultivadas. La ecofisiología es el estudio de cómo funciona un organismo y responde al ambiente. En los organismos marinos involucra medir factores tales como su respuesta al estrés, consumo de oxígeno, preferencia térmica, y sobrevivencia bajo una variedad de condiciones. Este conocimiento es esencial para el manejo de pesquerías y granjas acuícolas.

5.2 ENOS y Cambio Climático

Las causas del cambio climático son principalmente la actividad humana, como la ignición de combustibles fósiles (carbón, petróleo, gas), la deforestación, la industria y la agricultura, que liberan gases de efecto invernadero. El ENOS (El Niño-Oscilación del Sur) por su parte es un fenómeno natural del océano Pacífico que interactúa con el cambio climático, intensificando el calentamiento en los años de El Niño, por lo que no es una causa principal, sino un factor que agrava el calentamiento. La relación entre ENOS y cambio climático es compleja y bidireccional.

El calentamiento global puede amplificar los impactos de los eventos ENSO. Por ejemplo, una atmósfera más cálida puede contener más humedad, lo que intensifica las precipitaciones asociadas con El Niño. También puede empeorar las sequías relacionadas con el ENSO al aumentar el déficit de humedad del suelo. Los eventos ENSO son una de las fuentes más importantes de variabilidad climática interanual. El Niño puede exacerbar el calentamiento global temporalmente, mientras que La Niña puede tener un efecto de enfriamiento. Esta variabilidad natural puede superponerse a la tendencia a largo plazo del cambio climático, creando años con condiciones extremas. Los cambios que imponen los episodios cálidos de ENOS y las tendencias climáticas son a gran escala y afectan directamente a la flora y fauna marina.

Los episodios cálidos de ENOS y las tendencias climáticas pueden aumentar la temperatura superficial y la estratificación, reduciendo la eficacia del upwelling y el aporte de nutrientes (Cunningham et al. 2020), provocar episodios de de-oxigenación costera (hipoxia) y cambios en pH (acidificación local), especialmente cuando la circulación y la mezcla cambian (Ramos et al. 2022) y modificar la distribución y el tamaño de las larvas y juveniles al alterar corrientes y hábitats de reclutamiento (Feng et al. 2024).

Uno de los factores ambientales que generalmente afecta la biología y la migración de muchos peces es la temperatura, esto porque se altera el nicho térmico (o preferencia térmica) de los peces. Las ventanas de tolerancia térmica constituyen indicadores claves del rango de temperaturas toleradas por ectotermos marinos y, por lo tanto, una medida de la resiliencia al cambio climático. En el océano, las temperaturas corporales de los ectotermos están estrechamente acopladas a la temperatura ambiental y las especies tienen pocas opciones para la termorregulación (Morley et al. 2022).

Estudios en el Pacífico sur oriental indican que el norte de Chile está bajo la influencia de una de las áreas donde la ZMO es más intensa (Morales et al. 1999). En esta área la ocurrencia de un permanente centro de surgencia costera y la existencia de una angosta plataforma continental son conductivas a aquellas aguas con bajo contenido de oxígeno puedan alcanzar la zona fótica, con gran variabilidad en la distribución en relación con la profundidad (Ulloa et al. 2001, Galán et al. 2009). Así, el ambiente pelágico del norte de Chile frecuentemente muestra una gran variación en los niveles de oxígeno debido a la ZMO. En esta región, las condiciones hipóxicas están presentes a muy poca profundidad y la hipoxia emerge aún más, dependiendo de los cambios mensuales o estacionales en la intensidad de las surgencias (Fajardo et al. 2018).

La hipoxia acuática está definida convencionalmente como las concentraciones de OD por debajo de 2-3 mg/l en aguas marinas y estuarinas. Sin embargo, el umbral de hipoxia varía entre las especies de peces (Díaz & Breitburg 2009). Aunque la literatura actual define el rango de hipoxia de 0.2 a 4.0 mg de O_2/l, con una media de 2.1 mg de O_2/l, todavía no se puede predecir adecuadamente el umbral para algunas especies sensibles al O_2 (Richards & Farrell, 2009). El nivel hipóxico funcional para una especie generalmente no se aplica para otras especies. Por lo tanto, la definición de hipoxia debe basarse en la respuesta de un organismo en lugar de O_2 en el medio ambiente (Dong et al. 2011). La tolerancia a la hipoxia en los peces puede variar con respecto a la temperatura y el tamaño corporal. Las temperaturas

más cálidas generalmente hacen que un pez sea menos tolerante a la hipoxia (Barnes et al. 2011). Nilsson & Ostlund-Nilsson (2008) analizan el efecto del tamaño corporal sobre la tolerancia a la hipoxia en los peces. Afirman que, durante hipoxias y anoxia severas, donde los peces tienen que depender de la producción de ATP anaeróbico (glucólisis) para sobrevivir, los individuos grandes tienen una clara ventaja sobre los más pequeños, porque los peces pequeños se quedarán sin glucógeno o alcanzarán niveles letales de productos finales anaeróbicos (lactato y H+) mucho más rápido debido a su mayor tasa metabólica específica de masa. La capacidad de los peces para sobrevivir en condiciones bajas de O_2 está indudablemente influenciada también por estrategias de comportamiento, especialmente cuando los diferentes niveles de gasto energético están asociados con la actividad natatoria.

5.3 Umbrales fisiológicos y compatibilidad por recursos claves

Los umbrales fisiológicos y la compatibilidad del hábitat son factores cruciales que determinan la viabilidad y sostenibilidad de la pesca y la acuicultura. El estudio de estos elementos ayuda a comprender cómo los cambios ambientales, como la acidificación y el aumento de la temperatura del agua, afectan a las especies acuáticas y, por lo tanto, a la productividad tanto de la pesca como de la acuicultura. Los umbrales fisiológicos son los límites de tolerancia de los organismos acuáticos a factores ambientales como la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH. Más allá de los parámetros fisiológicos, la compatibilidad del hábitat se refiere a si un entorno cumple con todas las necesidades de una especie para su ciclo de vida completo. Estos factores determinan la idoneidad de un hábitat para las especies clave para la pesca y la acuicultura. La conservación de esta idoneidad es crucial para la sostenibilidad de estas actividades productivas.

La mayoría de las especies marinas son ectotérmicas y su sensibilidad a la temperatura está bien establecida. Las ventanas de tolerancia térmica de los peces e invertebrados marinos coinciden aproximadamente con la variabilidad de la temperatura ambiente impulsada por el régimen climático y la estacionalidad (Pörtner et al. 2014). Las ventanas más amplias se encuentran en especies de latitudes templadas, donde la estacionalidad de la temperatura es fuerte. Las especies polares tienen las ventanas térmicas más estrechas y estilos de vida de baja demanda de energía, lo que las hace particularmente sensibles a cambios relativamente pequeños en la temperatura. Las especies tropicales también tienen ventanas térmicas relativamente estrechas y algunas especies habitan las aguas más cálidas del mundo, por lo que están cerca de los límites de tolerancia a la temperatura fisiológica (Storch et

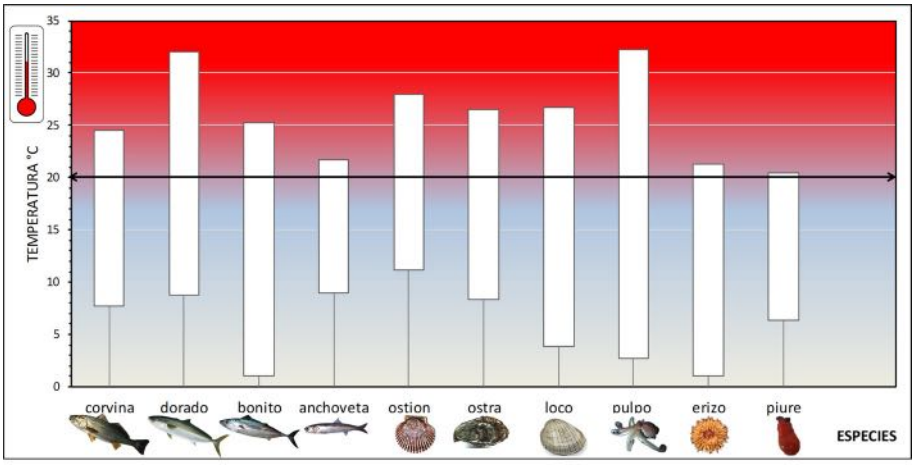


Figura 5.1 Rangos de tolerancia térmica de especies importantes para la pesca y acuicultura en el norte de Chile. Fuente: Modificado de Aquamaps.

al. 2014). El rango térmico tolerado por una especie puede variar entre las etapas de la vida, siendo las etapas tempranas (por ejemplo, huevo y larva) generalmente más sensibles (Pörtner & Peck 2010). En el norte de Chile coexisten numerosas especies, algunas de ellas muy importantes para pesca artesanal y promisorias candidatas para la acuicultura (Figura 5.1) con diferentes rangos de tolerancia térmica. En esta región ocurre una alta variabilidad espacial-temporal y durante episodios cálidos la compatibilidad con los requerimientos eco fisiológicos se altera e impacta sobre la reproducción, crecimiento, supervivencia, y abundancia de los recursos.

Estudios sobre la tolerancia a la hipoxia en recursos bentónicos y pelágicos que habitan la costa del norte de Chile son muy escasos. La investigación sobre efectos de la variabilidad de la capa de mínimo de oxígeno (CMO) en la distribución y la abundancia de los principales recursos pesqueros de la zona norte (Proyecto FIPA No 2007-45) y reporta algunos antecedentes sobre la base de experimentos con especies bentónicas. Las especies estudiadas fueron *Loxechinus albus* (equinodermo) y los moluscos *Octopus mimus* (pulpo), *Concholepas concholepas* (Loco), *Thais chocolata* (Locate), *Protothaca thaca* (Almeja) y *Fisurella* spp. (Lapa).

En la figura 5.2 se muestra la respuesta de estas seis especies bentónicas a una condición de hipoxia experimental de 1,0 mL O_2/l. En esta experimentación se encontró que la especie que muestra la mayor sobrevivencia es el locate y las que presentan la más baja sobrevivencia son pulpo y erizo.

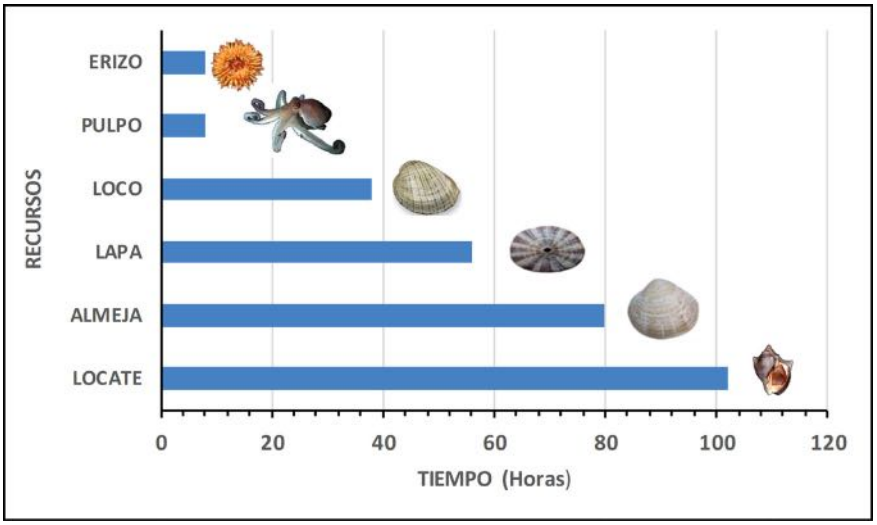


Figura 5.2 Tiempo de sobrevivencia máxima de seis recursos bentónicos bajo una condición de hipoxia experimental de 1,0 mL O_2/l, equivalente a 1,43 mg O_2 /l. Fuente: Elaboración propia.

Los animales bentónicos que presentan variaciones frecuentes u ocasionales de hipoxia pueden responder a través de adaptaciones conductuales o tolerar la condición con cambios fisiológicos. Tratándose de animales que pueden migrar con facilidad y rapidez, se moverán hacia zonas de mayor contenido de oxígeno, tal como el pulpo y eso explicaría la baja respuesta a la hipoxia observada en los experimentos, ya que no requiere tolerar bajas concentraciones de oxígeno ambiental (Hamburger et al. 2000). En cambio, otros organismos presentan condiciones fisiológicas que les permiten tolerar las bajas concentraciones de oxígeno, siendo la más habitual la disminución de la actividad, tal como los moluscos que cierran sus valvas u opérculos y llegan, cuando la hipoxia es prolongada, a reducir la tasa metabólica hasta un 1%. En el extremo de la tolerancia a la hipoxia, encontramos aquellos que activan mecanismo de anaerobiosis facultativa, con lo cual pueden soportar muchas horas en condiciones de hipoxia e incluso anoxia. En el último caso, además de los estudiados poliquetos, encontramos a bivalvos como almejas y machas, así como a gasterópodos dentro de los organismos bentónicos que pueden tolerar condiciones de hipoxia bajo la CMO (Hagerman 1998, Rabalais et al. 2002).

Sin duda la tolerancia a la hipoxia en las especies marinas ha recibido muy poca atención. Una comprensión más extensa de los procesos oceanográficos que conducen a la hipoxia en el mar es necesaria. Pero también se requiere de mayor investigación ecofisiológica sobre

los recursos hidrobiológicos y en especial sobre aquellas especies bentónicas sésiles que son las más vulnerables, dado que hay especies marinas que podrían moverse y ajustarse a un nuevo hábitat. Sin embargo, otras de poca movilidad terminarán por extinguirse, lo cual afectará negativamente a la pesca artesanal e industrial de las costas de Chile y Perú.

5.4 Recursos pelágicos de la pesca industrial

En el norte de Chile la pesca industrial se sustenta sobre la explotación de los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*), caballa (*Scomber japonicus*), Jurel (*Trachurus murphyi*) y sardina (*Sardinops sagax*). El recurso anchoveta constituye casi el 90% de las capturas pelágicas en el norte de Chile.

El ciclo de vida de la anchoveta *Engraulis ringens* (Jenyns 1842) está asociado con la temperatura superficial del mar (TSM) que varía entre los 12°C a los 23°C (Claramunt et al. 2012, Silva et al. 2012). Diversos estudios han determinado cambios en la distribución, concentración, y conducta reproductiva antes, durante y después de eventos ENOS usando índices espaciales. Los resultados indican que su reproducción y distribución responden rápidamente a anomalías térmicas. Episodios cálidos asociados al ENOS han retrasado la reproducción y cambiado la concentración espacial de tallas, reduciendo la eficiencia reproductiva en algunos eventos (Hernández et al. 2019).

Estudios biológico-pesqueros sobre el recurso anchoveta indican la existencia de tres unidades poblacionales, ubicadas en el norte-centro de Perú, el sur de Perú y norte de Chile, y el centro-sur de Chile (Serra 1983). La amplia distribución latitudinal de *E. ringens* es un indicador que estos pequeños pelágicos están capacitados para soportar amplias variaciones de la temperatura del agua y puede considerarse como euritermos.

En la zona sur del Perú y norte de Chile, la anchoveta se captura en un amplio rango de TSM, desde los 16 a los 23 °C con un óptimo de entre los 19 y 23 °C. Sin embargo, estos rangos varían de acuerdo con la estación. Esta especie se encuentra en la zona frontal producida por la convergencia de las surgencias de aguas frías y las aguas oceánicas cálidas, situación que es más claramente observada desde fines de primavera hasta comienzos de otoño, periodo durante el cual se registran los rangos óptimos más altos de TSM (Nieto et al. 2001). Sin embargo, la temperatura por sí sola no puede explicar totalmente las variaciones en la abundancia y distribución de los peces, ya que también involucra su hábitat alimentario. La propagación de aguas cálidas profundiza

la termoclina y da como resultado una productividad reducida de las surgencias. Durante El Niño de 1972/1973, uno de los resultados fue la devastación de la pesca de anchoveta en Perú, una de las pesquerías más grandes del mundo, debido a la reducción de nutrientes. Se sabe que durante condiciones cálidas los cardúmenes del recurso anchoveta se profundizan verticalmente buscando aguas más frías.

Probablemente los individuos de la población del centro-sur de Chile exhiban una respuesta acotada a otros rangos de temperatura por cuanto sus poblaciones se desarrollan entre los 9 a 15,6 °C (Castillo et al. 2013). La variabilidad de las respuestas térmicas dentro de la población es el reflejo de diferentes historias térmicas individuales, incluida la aclimatación a corto plazo en las variaciones ambientales.

La anchoveta es una especie que está expuesta a un ambiente oceanográfico que exhibe variaciones térmicas a escala espacial y temporal interanual, como el Fenómeno ENOS. Esto sugiere que, ante procesos ENOS + calentamiento, la compatibilidad del ecosistema con sus umbrales reproductivos disminuye temporalmente. Por lo tanto, es relevante conocer la respuesta adaptativa de esta especie ante este tipo de eventos y también bajo el escenario del cambio climático como una herramienta predictiva.

5.5 Moluscos bivalvos de cultivo

Aunque existen varias especies de moluscos candidatas para su cultivo en el norte de Chile, el ostión del norte y la ostra del Pacifico figuran como las más importantes. Estas dos especies, además tiene una tecnología de cultivo extensamente desarrollada tanto en la fase de producción de semilla como en la fase de engorde en mar.

5.5.1 Ostión del norte (*Argopecten purpuratus*)

Argopecten purpuratus es una de las especies más importante para la acuicultura en el SCH que incluye el norte de Chile (von Brand et al. 2016) y gran parte de la costa del Perú (Mendo et al. 2016). El cultivo comercial de este molusco se desarrolla en ambientes que exhiben una variabilidad ambiental periódica asociada a los eventos ENOS. *A. purpuratus* es un pectínido de origen tropical/subtropical con afinidad para vivir en aguas cálidas (Waller 1969), con altas sobrevivencias larvales y elevados desembarques durante eventos El Niño en la costa peruana (Arntz et al. 2006). Sin embargo, en otras áreas geográficas del sistema SCH donde también vive esta especie se han reportado eventos de altas mortalidades atribuidas a altas temperaturas (Tarazona et al. 2007) lo cual implica el efecto que tiene el historial de exposición térmica en las especies adaptadas a aguas frías o cálidas.

Los efectos de los eventos El Niño/La Niña pueden actuar tempranamente en su ciclo de vida y se relacionan posteriormente con la disponibilidad de larvas y semilla. Avendaño & Cantillanez (2019) sostienen que los cambios térmicos impulsados por los eventos ENOS tienen un efecto en el asentamiento larvario de *A. purpuratus*, lo cual puede estar enmascarado por la fuerte y continua reducción en la disponibilidad de la rodófita *Rhodymenia* spp. que actúa como superficie reclutante en los bancos naturales de esta especie. Estudios indican que las diferencias estacionales en la fenología de los afloramientos (medido como cambios en la temperatura, oxígeno disuelto, pH y productividad primaria pero también en el número, duración e intensidad de los eventos de desoxigenación y temperaturas anómalas) impactan sobre el desempeño fisiológico de *A. purpuratus* en las etapas de vida juvenil y adulta de esta especie (Ramajo et al. 2022). Aguirre et al. (2016) encontraron que los juveniles de *A. purpuratus* tienen la habilidad para regular eficientemente su consumo de oxígeno en un amplio rango de temperaturas.

Diversos autores han buscado establecer experimentalmente las relaciones entre parámetros ambientales y las respuestas fisiológicas de *A. purpuratus* bajo condiciones de cultivo. Navarro & González (1998) estudiaron la tolerancia *A. purpuratus* a salinidades decrecientes y su efecto sobre su fisiología y crecimiento en latitudes fuera de su rango de distribución natural. La intensificación de lluvias en Perú causada por el cambio climático posiciona a esta especie en una condición de vulnerabilidad muy alta dentro de una escala elaborada por Ramos et al. (2022), debido a que el aumento en las descargas de los ríos causa una disminución de la salinidad y aumento de la turbidez provocando altas mortalidades en esta especie. Acedo & Flores (2015) determinaron el efecto de la temperatura sobre la tasa de aclaramiento, ingestión y consumo especifico de oxígeno en distintos grupos de tallas de A. *purpuratus* conocimiento que permitiría tomar decisiones para mantener o mejorar la productividad de este recurso y la capacidad de carga en el cultivo de este pectínido. Más recientemente Benítez et al. (2023) reportan la identificación de biomarcadores moleculares de estrés en *A. purpuratus* necesarios para ser integrados en los programas de monitoreo para la acuicultura y búsqueda de herramientas que ayuden en la mitigación del cambio climático.

5.5.2 Ostra del Pacífico (*Magallana gigas*)

La ostra del Pacífico *Magallana gigas* (anteriormente nombrada como *Crassostrea gigas*) es un recurso pesquero de importancia comercial a nivel mundial. Es autóctona del océano Pacífico noroccidental y se encuentra predominantemente en regiones templadas (Herbert et al. 2016). En Chile se considera como una especie exótica, introducida

a comienzos de la década de los 80, por sus excelentes atributos, tales como, alta tolerancia ambiental, crecimiento rápido (comparada con la ostra chilena), alto valor económico y buenas oportunidades de mercado y desarrollo de negocios, siendo la especie de ostra más cultivada en el mundo e introducida en 64 países (Martínez-García et al. 2022).

La ostra del Pacífico se considera una especie con cierta resiliencia al cambio climático debido a su capacidad para adaptarse a diferentes condiciones ambientales y a la presencia de un amplio conjunto de genes que responden al estrés. Sin embargo, esta resiliencia tiene límites, ya que se ve amenazada por la acidificación de los océanos, el calentamiento y eventos climáticos extremos, que pueden afectar negativamente su supervivencia y reproducción

Se ha demostrado que la exposición a baja salinidad afecta negativamente el crecimiento y la mortalidad de las ostras, y se ha descubierto que los efectos combinados de altas temperaturas y bajos niveles de salinidad exacerban estos efectos (Rybovich et al. 2016). La investigación también ha descubierto que el aumento de las temperaturas puede conducir a una mayor mortalidad de hematocitos en las ostras y la disminución de los niveles de salinidad se ha asociado con la mortalidad celular en las ostras (Gagnaire et al. 2006). Aunque las ostras son altamente adaptables a ambientes hostiles (por ejemplo, en el hábitat intermareal) y poseen un amplio rango de resistencia al estrés ambiental (Zhang et al. 2012), son vulnerables al estrés térmico causado por altas temperaturas (Kawabe et al. 2010, Rybovich et al. 2016). Aunque el aumento en la energía térmica debido al cambio climático podría tener un impacto negativo en la supervivencia de las ostras.

Estudios experimentales y en terreno demuestran la notable plasticidad del metabolismo de la ostra del Pacífico en respuesta a los desafíos que plantean las fluctuaciones en los niveles de oxígeno y la temperatura. Se han encontrado una capacidad para adaptarse y ajustar su metabolismo para afrontar la hipoxia intermitente y las fluctuaciones de temperatura. Oyinlola et al (2019) establece una correlación entre la idoneidad de hábitat para ocurrencia de maricultura y basado en la ocurrencia natural de especies bajo el escenario del cambio climático. Encontró la relación más fuerte entre el HSI basado en maricultura y el natural para las especies ostión (*Argopecten purpuratus*) y la ostra del Pacífico (*Crassostrea gigas*) (R^2 = 0,88 y 0,86, respectivamente).

5.6 Recursos bentónicos importantes para las Áreas de Manejo

Las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos bentónicos (AMERB) son administradas por organizaciones de pescadores artesanales. En general las AMERB no han respondido a las expectativas productivas

y económicas y en general están muy por debajo de lo esperado por las organizaciones de pescadores artesanales. Según la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura las AMERB parecen haber sido exitosas en la preservación e incremento de los recursos, pero sólo parcialmente en lo que se refiere a la sustentabilidad económica para las organizaciones que las explotan. En este contexto hay estudios que muestran que una proporción importante presenta problemas de sustentabilidad económica (bajas productividades) y no produce ingresos significativos a las organizaciones. Los principales recursos producidos son erizo (*Loxechinus albus*), loco (*Concholepas concholepas*), pulpo (*Octopus mimus*) y la macroalga huiro negro (*Lessonia berteroana*).

5.6.1 Erizo rojo comestible (*Loxechinus albus*)

El erizo rojo comestible *Loxechinus albus* (Molina 1782), es una especie endémica de las costas chilenas y peruanas, y se distribuye desde la Isla Lobos Afuera, Perú (6° S) hasta el extremo austral de Sudamérica en el cabo de Hornos, Chile (56° S) (Larraín 1975). Es la única especie de erizo de valor comercial en Chile y su pesquería es la más grande del mundo (Moreno et al. 2007). Las poblaciones de *L. albus* en el norte de Chile ocasionalmente son afectadas por El Niño y la Oscilación del Sur (ENSO), aunque la magnitud del efecto no ha sido documentada en toda su extensión (Vázquez 2007). Este evento puede afectar directamente el reclutamiento de esta especie y a los estados juveniles y adultos causando mortalidades debido al estrés fisiológico y también por inanición al desaparecer sus ítems alimentarios, principalmente constituidos por macroalgas.

Estos vegetales marinos son altamente sensibles a los cambios en la temperatura superficial del mar (Camus 1994). Los antecedentes indican que durante el ENSO 1982-1983 ocurrió una disminución de las poblaciones adheridas al sustrato entre las latitudes 18° a 20° S (Soto, 1985). Indudablemente, el evento 1982-83 fue el de más profundo efecto sobre las poblaciones naturales y producción de este equinodermo en la zona costera. En efecto, en las estadísticas del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura no se registran desembarques de *L. albus* para la Primera Región entre los años 1983 a 1993, situación que demuestra que la tasa de recuperación de este recurso es muy lenta por cuanto tomó 10 años en reestablecerse la producción de erizo en esta región (Figura 5.3). Luego, a partir de 1994 se reanuda la producción reportándose un desembarque de 42 toneladas y luego se observa un ciclo creciente con un desembarque de 1643 toneladas en el año 1995.

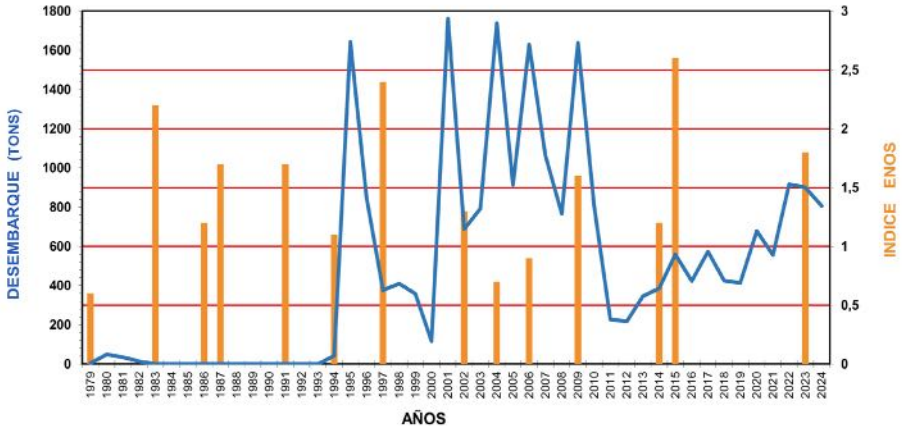


Figura 5.3. Desembarque de erizo *Loxechinus albus* en el extremo norte de Chile (I Región de Tarapacá) entre los años 1979 a 2024. Fuente: Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, Chile.

Durante el ENSO de 1997-1998, los efectos fueron de menor intensidad. Las mortalidades masivas de invertebrados litorales no fueron de una escala como la acontecida en durante el ENSO 1982-1983. En este evento la elevación de temperatura superficial del mar (TSM) fue minimizada por intensas y frecuentes surgencias costeras (González et al. 1998). Los desembarques muestran una tendencia descendente hasta el año 2000. Luego, entre los años 2001 a 2009 se reportan cuatro picos de producción representando históricamente los más altos desembarques para la región. Posterior al evento moderado del 2010 se observa una tendencia decreciente hasta el año 2012 y un ligero repunte hacia el año 2022. Evidentemente los desembarques muestran una ciclicidad asociada a la manifestación del ENOS, por lo tanto, este evento debe ser incorporado como un factor de variabilidad interanual, al que la producción del recurso erizo es susceptible.

Actualmente, la explotación del recurso *L. albus* está ligada a las Áreas de Manejo (AMERB) gestionadas por las organizaciones de pescadores artesanales. *Loxechinus albus* es una especie de crecimiento lento y por lo tanto la tasa de recuperación de los bancos naturales de este recurso pueden tomar varios años ante eventos de intensidad muy fuerte. Bajo este escenario, una alternativa que maximice las posibilidades de utilización futura de este recurso en la región indudablemente debería estar basada en la implementación y desarrollo de programas repoblamiento que garanticen la sustentabilidad de su producción (Segovia 2020).

Siendo Chile uno de los principales productores de erizo del mundo la información de naturaleza eco-fisiológica sobre este recurso es todavía muy escasa. Vergara et al. (2017) investigaron la respuesta molecular al estrés térmico en *L. albus* particularmente en la expresión diferencial de un conjunto de marcadores moleculares y encontraron que las respuestas al estrés térmico dependen de una regulación génica diferencial que involucra genes de choques térmicos, potencial de membrana, y genes de detoxificación que generan una respuesta adaptativa integrada a los cambios ambientales agudos.

5.6.2 Loco (*Concholepas concholepas*)

Concholepas concholepas (Bruguiere, 1789) (Gastrópoda, Muricidade) es una especie característica de ambientes bentónicos rocosos y expuestos (Castilla & Cancino 1976). desde la zona intermareal hasta los 30-40 m de profundidad (DuBois et al. 1980, Manríquez et al. 2001). Su extenso periodo larval planctónico (90 a 120 días) determina una amplia dispersión y distribución latitudinal influenciada por SCH que abarca desde Perú (6° Latitud S) hasta el Cabo de Hornos en Chile (55° Latitud S) (Stuardo, 1979), incluyendo el archipiélago de Juan Fernández (Cárdenas et al. 2008). Esta amplia distribución latitudinal a lo largo de la costa de Chile-Perú implica que, durante su ciclo de vida, *C. concholepas* está expuesto a una amplia variabilidad ambiental determinada por la influencia de procesos que operan a diferentes escalas espaciales y temporales (Martínez et al. 2001, Manríquez et al. 2012, Ramajo et al. 2013, 2015).

El gradiente térmico que se registra en la costa de Chile tiene un impacto proporcional sobre los procesos biológicos de los diferentes estadios del ciclo de vida de *C. concholepas*. Esto comienza desde el desarrollo intracapsular donde el número de embriones por área de cápsulas depositadas es menor en la zona norte respecto al sur de Chile. Fernández et al. 2007, estudiaron la variabilidad espacial en el desarrollo intra-capsular de larvas de loco en 14 sitios desde los 20°S (Iquique) hasta los 42°S (Ancud). Este estudio determinó que el número de embriones por cápsula presentaba un patrón latitudinal, caracterizado por un mayor número de embriones hacia mayores latitudes, pero con un notorio quiebre a los 29-30°S (Coquimbo). Este patrón en la densidad de larvas por cápsula está correlacionado negativamente con la temperatura media en el sitio durante el tiempo de desarrollo intracapsular de *C. concholepas*. Así mismo, en el norte de Chile, la mayor temperatura superficial del mar se asocia a un periodo de desarrollo de la larva competente (fase dispersora) relativamente corto (2-3 meses, DiSalvo 1988) y el gradiente hacia el sur se reflejaría en un retardo en el tiempo de desarrollo de 3-4

meses (Moreno et al. 1993) hasta 1 año (Molinet et al. 2005). En la etapa juvenil de *C. concholepas* se ha demostrado que las poblaciones del norte (23°S) presentan un metabolismo más elevado que las poblaciones del sur de Chile (37°S), lo cual ha sido interpretado como el resultado de gradiente norte-sur en temperatura superficial del mar (Lardies et al. 2014).

Concholepas concholepas es un molusco gastrópodo muy apreciado y consumido en Chile y Perú. Su producción actualmente proviene desde las áreas de manejo únicamente y los niveles de cosecha en los últimos años exhiben una sostenida declinación. La variabilidad natural dominante en la costa de Chile y en particular en rango latitudinal y distribución vertical de este molusco son claves para comprender sus patrones de distribución, crecimiento, reproducción, abundancia y disponibilidad en la etapa adulta. Los estudios sobre la abundancia poblacional de locos y los parámetros ambientales son muy escasos. Por lo tanto, la disponibilidad de información ambiental a lo largo de su rango de distribución representa un insumo importante para la implementación de modelo de distribución poblacional y sus proyecciones bajo en escenarios climáticos de ENOS y cambio climático.

5.6.3 Pulpo (*Octopus mimus*)

Octopus mimus es también una especie mero-bentónica que se distribuye desde el norte de Perú (Tumbes: 3°340'S 80°270'O) hasta la Región Central de Chile (Talcahuano: 36°430'S 73°070'O), habitando en el litoral rocoso hasta los 30 m de profundidad y cuya captura es netamente artesanal. (Cortés et al. 1995, Olivares et al. 1996). Desde la década de 1980, la pesquería del pulpo del norte ha adquirido gran relevancia económica y social en Chile y Perú. Su extracción genera empleo, sustenta a familias de la pesca artesanal y contribuye a la seguridad alimentaria en comunidades costeras. Las poblaciones del norte de Chile y de Perú están sujetas a una considerable variación ambiental, a veces tan excepcional e impredecible como los eventos ENOS.

Es una especie probablemente semélpara, reproduciéndose solo una vez en su vida, durante un corto período de tiempo. Por lo tanto, el momento en que se produce la reproducción es muy importante para un organismo semélparo. Si las condiciones ambientales de su hábitat son muy variables e impredecibles, entonces la reproducción no debería estar completamente ligada a un ciclo estacional. Una parte de la población siempre debe estar en condiciones suficientemente buenas para la maduración y la puesta de huevos. La condición debe ser crítica para *Octopus* spp., ya que las hembras incuban sus huevos hasta que eclosionan. Esto mejora las probabilidades de eclosión, pero implica un costo reproductivo y probablemente reduce la inversión en productos reproductivos (Cortés et al. 1995).

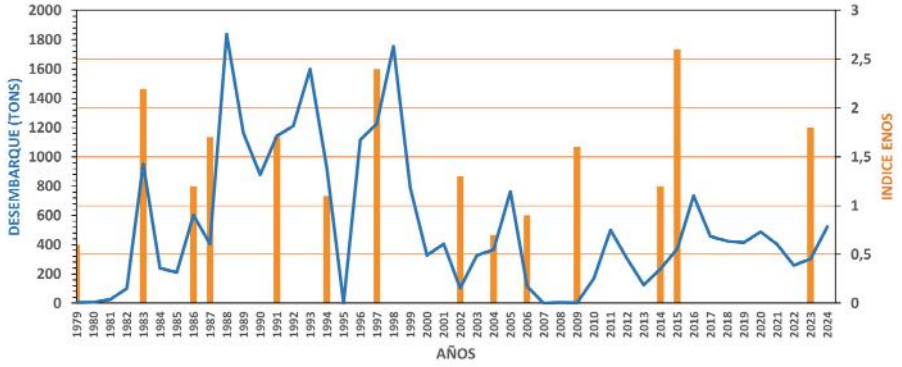


Figura 5.4 Desembarque de Pulpo *Octopus mimus* en la región de Tarapacá entre los años 1979 a 2024. (Fuente: Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, Chile).

La captura anual en la región de Tarapacá ha sido variable entre los años 1979 a 2024. Ha habido una sucesión de capturas anuales bajas y altas, probablemente por variaciones en el esfuerzo de pesca, ENOS costeros, el cambio climático y la oferta-demanda en el mercado (Figura 5.4). La especie es utilizada principalmente para el consumo humano directo, pero últimamente por su importancia en el mercado internacional es exportada en forma de congelado.

La pesquería de *O. mimus* es generalmente favorecida por la manifestación del Fenómeno El Niño costero incrementándose notablemente las capturas después de eventos, algunos de naturaleza costera, como los que ocurrieron con El Niño 1982-1983, El Niño 1987 y con El Niño 1997-1998 donde las capturas alcanzaron las 950, 1838 y 1754 toneladas respectivamente. En Chile, los mayores desembarques de pulpo fueron 2,5 veces superiores a las obtenidas por Perú durante El Niño 1997-1998.

5.7 Vulnerabilidades al cambio climático

El cambio climático, manifestación del ENOS, contaminación, y otros, hacen que los ecosistemas acuáticos estén constantemente modificándose y, por lo tanto, es necesario conocer las respuestas eco-fisiológicas de las especies para conocer la capacidad que tendrían para adaptarse o desaparecer. La investigación sobre la tolerancia a la temperatura es importante para establecer el medio más apropiado para el cultivo de especies de importancia comercial. También es importante para entender los procesos y cambios en la distribución geográfica de las especies. El cambio climático puede afectar la idoneidad de hábitats, y la distribución y vulnerabilidad de las especies.

Alteraciones térmicas extremas primeramente afectan la fisiología de los organismos y su progresivo efecto en cadena altera las tramas tróficas e impide el acoplamiento perfecto de los procesos de reproducción, reclutamiento, crecimiento, desarrollo y auto renovación de los recursos tanto bentónicos como pelágicos. La disminución de la abundancia y disponibilidad de los recursos hidrobiológicos obviamente tiene un impacto directo sobre la actividad pesquera artesanal. Aquellas especies de crecimiento lento tomarán mucho tiempo en recuperarse y por lo tanto el efecto se puede prolongar por años con el consiguiente impacto socioeconómico sobre el sector pesquero artesanal y las localidades costeras rurales.

El equilibrio natural del ecosistema costero es frágil y precario y, por lo tanto, fenómenos naturales extremos como el cambio climático y ENOS, pueden ampliar el espectro de vulnerabilidad lo cual puede llevar a una crisis de los recursos con la pérdida de los atributos en que descansa su potencialidad. El ecosistema costero es altamente diverso, dinámico y frágil en su equilibrio. La riqueza del borde costero, aunque ya alterada, exhibe grandes potencialidades para contribuir al desarrollo, pero también tienen limitaciones de uso que implican riesgos que se deben tomar seriamente en cuenta si se desea perpetuar los recursos naturales "renovables", para heredarlos sin deterioro irreversible a las próximas generaciones.

Todavía existen importantes brechas de conocimiento del efecto de ENOS/CC sobre muchos recursos importantes para la pesca y acuicultura. Por ejemplo, en la determinación de la naturaleza de las interacciones (aditivas, antagonistas o sinérgicas) de los múltiples impulsores que coexisten y varían durante el afloramiento y sus impactos fisiológicos (Krishna et al 2025). Los organismos están sujetos a los múltiples aspectos interactuantes de un clima cambiante, cuyos efectos pueden ser sinérgicos o incluso antagónicos dependiendo de las sensibilidades de las especies y los procesos ecológicos (Fulton 2011, Seabra et al. 2015). Los efectos combinados e indirectos de los estresores ambientales sobre las especies y los ecosistemas están poco estudiados y menos comprendidos (Crain et al. 2008, Wernberg et al. 2012, Nagelkerken et al. 2015).

La evidencia sugiere que las sensibilidades de los peces y otros ectotermos a la temperatura generalmente aumentan cuando se exponen a estresores adicionales del cambio climático, como la reducción del oxígeno o la acidificación de los océanos, y viceversa (Pörtner & Peck 2010, Deutsch et al. 2015). Adicionalmente, estudios estadísticos recientes basados en modelos numéricos del oleaje confirman una tendencia creciente

en el incremento en la frecuencia anual de marejadas aumentando las probabilidades de erosión costera, daños en infraestructura, impacto en el ecosistema costero y afectando actividades humanas (Winckler et al. 2020). Considerando las proyecciones del cambio climático, esta tendencia creciente continuará, principalmente debido a la intensificación de los vientos superficiales en altas latitudes, tanto del hemisferio norte como del hemisferio sur, lo que provocará marejadas de mayor tamaño y energía (Lobeto et al. 2021). Esta condición afectará directamente las actividades de acuicultura especialmente en lo que respecta a la integridad física de los sistemas de cultivo instalados en el mar y también obligará a redefinir los criterios de selección de sitios para acuicultura.

5.8 Implicancias para la pesca, acuicultura y áreas de manejo en el norte de Chile

Los factores ambientales asociados a los eventos ENOS/CC imponen drásticos cambios en el ecosistema marino que pueden afectar a los recursos importantes para la pesca industrial/artesanal, acuicultura a pequeña escala, y producción desde las áreas de manejo en el norte de Chile. La comprensión de los umbrales y la compatibilidad del hábitat es esencial para asegurar la sostenibilidad de la pesca y acuicultura.

Pesca artesanal e industrial: Los procesos oceanográficos a gran escala, tales como ENOS, afectan significativamente la estructura de talla y contribuyen a una reducción del área ocupada y una actividad reproductiva más alta en anchovetas de menor tamaño (Hernández et al. 2019). Puede resultar en una mayor variabilidad en las capturas y desplazamientos de stock e imponer la necesidad de ajustes dinámicos en cuotas y esfuerzo según condiciones oceánicas. El desplazamiento geográfico de especies debido al calentamiento de los océanos puede afectar aquellos recursos compartidos entre países por lo que la gestión pesquera deberá adaptarse a estos cambios de distribución. Asimismo, ENOS puede producir tanto caídas como concentraciones temporales que podría confundir con señales de abundancia.

Acuicultura litoral: Los cambios en la idoneidad de hábitat y calidad del agua impuestos por ENOS/CC pueden aumentar el riesgo de mortalidades masivas o reducción del crecimiento por episodios de hipoxia, temperaturas fuera del rango, y variaciones salinas. La acidificación puede afectar directamente el desarrollo larval de invertebrados bentónicos como moluscos y equinodermos. El aumento en la frecuencia de marejadas puede afectar la integridad de los sistemas de cultivo. La idoneidad de los sitios de cultivo puede cambiar en años con ENOS o por tendencias climáticas.

Áreas de manejo: Los recursos producidos por las áreas de manejo son principalmente de distribución costera y la manifestación de ENOS/CC pueden afectar directamente la estructura comunitaria de los hábitats submareales y las tramas tróficas que sostienen la productividad de estas áreas. Puede haber un aumento de zonas improductivas y desiertos submarinos impactando negativamente los niveles de cosechas de recursos y de rentabilidad.

5.9 Gestión adaptativa al ENOS y Cambio Climático

Para aumentar la resiliencia de los ecosistemas y sus recursos, de la pesca y acuicultura, y de las comunidades que hacen uso y dependen de los recursos hidrobiológicos se requiere de acciones y medidas acertadas y participativas que contribuyan a reducir la vulnerabilidad y mitigar los efectos inducidos por ENOS/Cambio Climático (ENOS/CC). Actualmente Chile cuenta con el Plan de Adaptación al Cambio Climático en Pesca y Acuicultura (PACCPA) que es un instrumento articulador que delinea acciones y medidas relativas a políticas públicas y gestión pesquera y acuícola, con el objetivo de fortalecer la capacidad de adaptación del sector al cambio climático. Asociado a los objetivos de este Plan se propusieron 29 medidas (fichas de acción) muchas de ellas directamente relacionadas con la pesca y acuicultura.

Adicionalmente, se requiere desarrollar más investigación y acciones para mejorar el conocimiento y proyecciones del impacto de ENOS/CC sobre la pesca y acuicultura, a saber:

1. Implementación de sistema de monitoreo oceanográfico continuo y predicción temprana de las condiciones meteorológicas que afectan la actividad pesquera artesanal y acuicultura marina. Instalación de redes de sensores de temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, pH y otros en áreas de pesca y sectores de producción acuícola que permitan acceder a información oportuna sobre vientos, oleaje y marejadas vinculadas a sistemas de alertas para reducción de riesgos operativos.

2. Redefinición de áreas con potencial para el desarrollo de acuicultura bajo el escenario del cambio climático. Integrar información oceanográfica con los índices de idoneidad de hábitat basado en las tolerancias eco fisiológicas que exhiben los potenciales recursos cultivables para definir áreas aptas para cultivo en el mar. Incorporar a la acuicultura costera (land based) de recirculación dentro de los planes de uso del área costera como una alternativa acuícola sostenible considerando los efectos que tiene el incremento en la frecuencia de marejadas.

3. Investigación y experimentación aplicada: Generar información eco-fisiológica sobre especies que son objeto de pesca y acuicultura que serían afectadas en sus rangos de tolerancia y preferencia con

respecto a variables ambientales claves para su desarrollo, crecimiento y reproducción bajo diferentes escenarios climáticos. Promover estudios moleculares y fisiológicos de tolerancia combinada (temperatura, oxígeno disuelto, CO_2, salinidad) en etapas larvarias y juveniles para refinar umbrales usados en el manejo.

4. Implementación de programas de conservación *ex situ* para acelerar la recuperación, abundancia y disponibilidad de recursos bentónicos importantes en las áreas de manejo y que cuya recuperación poblacional post-eventos sea lenta. En este mismo ámbito propiciar la creación de bancos de germoplasma y de viveros tecnificados para la mantención de reproductores y generación de semilleros para repoblamiento.

5. Desarrollo de sistemas costo/eficientes para la captación de semilla silvestre de recursos hidrobiológicos y producción de alimento bentónico para uso en acciones de reforestación y repoblamiento en áreas de manejo (AMERB).

5.10 Conclusiones

La compatibilidad del ecosistema marino del norte de Chile con los umbrales fisiológicos de recursos clave es altamente dinámica. Durante condiciones "normales" muchos recursos prosperan gracias al SCH, pero episodios de ENOS y las tendencias climáticas incrementan la probabilidad de que condiciones ambientales crucen umbrales fisiológicos críticos. Para sostener la pesca y la acuicultura se requiere gestión informada por monitoreo oceanográfico, criterios de selección de sitios e idoneidad de hábitat basados en tolerancia fisiológica y estrategias adaptativas que consideren episodios interanuales y cambios a largo plazo en el ambiente marino del norte de Chile.

La biología térmica adquiere importancia en el sentido que la edad fisiológica de los organismos ectotermos, es crucial en la investigación del cambio climático porque permite predecir y modelar cómo las temperaturas extremas afectan a las especies y los ecosistemas. Al utilizar métricas como los grados días, se podría evaluar mejor el estrés térmico y la vulnerabilidad de diferentes especies. Finalmente, la integración de los factores fisiológicos en los modelos climáticos permitiría crear simulaciones más precisas y predictivas, ayudando a la formulación de políticas de adaptación más efectivas.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile. Foto inicio capítulo: https://tarapacainsitu.cl/contenido/1437/pesca-de-arrastre-de-fondo-de-la-merluza-comun-analisis-en-chile

5.11 Referencias

Acedo JD & Flores J (2015) Efecto de la temperatura en respuestas fisiológicas de la concha de abanico *Argopecten purpuratus*. Revista Peruana de Biología 22 (3): 329-334

Aguirre-Velarde A, Jean F, Thouzeau G & Flye-Sainte-Marie J (2016) Effects of progressive hypoxia on oxygen uptake in juveniles of the Peruvian scallop, Argopecten purpuratus (Lamarck, 1819). Aquaculture 451: 385–389

Alexander JM, Diez JM & Levine JM (2015) Novel competitors shape species responses to climate change. Nature 525: 515–518.

Arntz WE, Gallardo VA, Gutiérrez D, Isla E, Levin LA, Mendo J & Neira C (2006) El Niño and similar perturbation effects on the benthos of the Humboldt, California, and Benguela Current upwelling ecosystems. Advances Geosciences, 6: 243–265.

Avendaño M, Cantillánez M & Riascos JM (2019) The decreasing availability of settlement surfaces affects the transition from larvae to early recruitment of the scallop *Argopecten purpuratus* through El Niño and La Niña episodes. Frontiers in Marine Science 6: 630.

Barnes R, King H & Carter CG (2011) Hypoxia tolerance and oxygen regulation in Atlantic salmon, *Salmo salar* from a Tasmanian population. Aquaculture 318: 397–401.

Benítez S, Figueroa A, Lagos N, Silva A, Duarte C, Vargas C, Lardies M & Cárdenas L (2023) Differential gene expression analysis in the scallop *Argopecten purpuratus* exposed to altered pH and temperature conditions in an upwelling-influenced farming area. Comparative Biochemistry and Physiology Part D: Genomics and Proteomics 45: 101046

Camus PA (1994) Dinámica geográfica en poblaciones de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en el norte de Chile: importancia de la extinción local durante eventos de El Niño de gran intensidad. Investigación Científica y Técnica, Serie Ciencias del Mar 3: 58-70.

Cárdenas L, Viard F & Castilla JC (2008) Paleobiogeography and taxonomy of the genus *Concholepas concholepas* (Lamarck, 1801): a review and new evidences. Revista Chilena de Historia Natural 81: 417–436.

Cárcamo PF (2015) Effects of food type and feeding frequency on the performance of early juveniles of the sea urchin *Loxechinus albus* (Echinodermata: Echinoidea): Implications for aquaculture and restocking. Aquaculture 436:172–178.

Castilla JC & Cancino J (1976) Spawning behaviour and egg capsules of *Concholepas concholepas* (Mollusca: Gastropoda: Muricidae). Marine Biology 37: 255–263

Castillo J, Saavedra A, Leiva F, Reyes H, Pizarro M, Cascales E, Vargas R, Cerna F, López A, Catasti V, Mujica A, Nava ML, Saavedra M & Herrera L (2013) Evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta entre la III y IV Regiones, año 2013. Informe final FIP 2012-13: 489 pp

Crain CM, Kroeker K, & Halpern BS (2008) Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. Ecological Letters 11: 1304–1315.

Claramunt G, Castro LR, Cubillos LA, Hirche HJ, Perez G & Braun M, (2012) Inter-annual reproductive trait variation and spawning habitat preferences of *Engraulis ringens* off northern Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía 47 (2): 227-243.

Cunningham E, Kleisner K, Parks B, Palma S, Amoros-Kohn S, & Burden M (2020) Toward climate-resilient fisheries in the Humboldt Current Developing a scientific foundation for improved adaptive management. Environmental Defense Fund - Oceans Program, 46 pp

Dayton P-K (1985) The structure and regulation of some South American kelp communities. Ecological Monographs 55: 447–468

Deutsch C, Ferrel A, Seibel B, Pörtner HO, & Huey RB (2015) Ecophysiology Climate change tightens a metabolic constraint on marine habitats. Science 5: 348 (6239): 1132-5.

Díaz RJ & Breitburg DL (2009) The Hypoxic Environment In: AP Farrell & CJ Brauner (Eds) Fish Physiology Vol 27: Hypoxia, pp. 1-2. Academic Press, San Diego, USA.

DiSalvo LH (1988) Observations on the Larval and Post-Metamorphic Life of *Concholepas concholepas* (Bruguiére, 1789) in Laboratory Culture. Veliger 30(4): 358-368.

Dong XY, Gin JG & Zhang XM (2011) Fish adaptation to oxygen variations in aquaculture from hypoxia to hyperoxia. Journal of Fisheries and Aquaculture 2(2): 23-28.

DuBois R, Castilla JC & Cacciolatto R (1980) Sublittoral observations of behaviour in the Chilean "loco" *Concholepas concholepas* (Mollusca: Gastropoda: Muricidae). Veliger 23: 83-92.

Fajardo M, Andrade D, Bonicelli J, Bon M, Gómez GJ, Riascos M & Pacheco AS (2018) Macrobenthic communities in a shallow normoxia to hypoxia gradient in the Humboldt upwelling ecosystem PLoS ONE 13(7): e0200349 (1-21).

Feng Z, Chen X, & Yu W (2024) Climate Variability Impacts on the Fishery Ecosystem Structure in the Humboldt Current System. Ecosystem Health and Sustainability 10: 0213.

Fernández M, Calderón R, Cancino JM & Jeno K (2007) The effect of temperature on the development of encapsulated embryos of Concholepas concholepas along a latitudinal cline. Marine Ecology Progress Series 348: 229-237.

Fulton E A (2011) Interesting times: Winners, losers, and system shifts under climate change around Australia. ICES Journal of Marine Science 68: 1329–1342.

Gagnaire B, Frouin H, Moreau K, Thomas-Guyon H, Renault T (2006) Effects of temperature and salinity on haemocyte activities of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg). Fish Shellfish Immunology 20: 536–547.

Galan A, Molina V, Thamdrup B, Woebken D, Lavik G, Kuypers M & Ulloa O (2009) Anammox bacteria and the anaerobium oxidation ammonium in the oxygen minimum zone off northern Chile. Deep-Sea Research Part II 56: 1021-1031.

Gaymer CF, Palma AT, Vega J M, Monaco CJ & Henríquez LA (2010) Effects of La Niña on recruitment and abundance of juveniles and adults of benthic community-structuring species in northern Chile. Marine and Freshwater Research 61: 1185–1196.

Gerber LR, Mancha-Cisneros MDM, O'Connor MI & Selig ER (2014) Climate change impacts on connectivity in the ocean: implications for conservation. Ecosphere 5 (3): 33 (1-18).

González HE, Daneri G, Figueroa D, Iriarte JL, Lefebre N, Pizarro G, Quiñones R, Sobarzo M & Troncoso A (1998) Producción primaria y su destino en la trama trófica pelágica y océano profundo e intercambio océano-atmósfera de CO_2 en la zona norte de la Corriente de Humboldt (23° S): Posibles efectos del evento El Niño 1997–98 en Chile. Revista Chilena de Historia Natural 71: 429–458.

González SJ, Cáceres CW & Ojeda FP (2008) Feeding and nutritional ecology of the edible sea urchin Loxechinus albus in the northern Chilean coast. Revista Chilena de Historia Natural 81: 575-584.

Hagerman L (1998) Physiological flexibility; a necessity for life in anoxic and sulphidic habitats. Hydrobiologia 375/376: 241–254.

Hamburger K, Dall PC, Lindegaard C & Nilson IB (2000) Survival and energy metabolism in an oxygen deficient environment: Field and laboratory studies on the bottom fauna from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark. Hydrobiologia 432: 173–188.

Herbert RJH, Humphreys J, Davies CJ, Roberts C, Fletcher S, & Crowe TP (2016) Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europe. Biodiversity and Conservation 25: 2835–2865.

Hernández C, Landaeta M & Castillo J (2019) Effect of ENSO on the distribution and concentration of catches and reproductive activity of anchovy *Engraulis ringens* in northern Chile. Fisheries Oceanography 28(3): 241-255.

Kawabe S, Takada M, Shibuya R, & Yokoyama Y (2010) Biochemical changes in oyster tissues and hemolymph during long-term air exposure. Fish Science 76: 841–855.

Kingsolver J, Diamond S & Buckley L, (2013) Heat stress and the fitness consequences of climate change for terrestrial ectotherms. Functional Ecology 27 (6): 1415-1423.

Krishna S, Lemmen C, Örey S, Rehren J, Pane JD, Mathis M, Püts M, Hokamp S, Pradhan HK, Hasenbein M, Scheffran J & Wirtz KW (2025) Interactive effects of multiple stressors in coastal ecosystems. Frontiers in Marine Science 11:1481734.

Lardies MA, Arias MB, Poupin MJ, Manriquez PH, Torres R, Vargas CA, Navarro JM & Lagos NA (2014) Differential response to ocean acidification in physiological traits of *Concholepas concholepas* populations. Journal of Sea Research 90: 127–134

Larraín A (1975) Los equinoideos regulares fósiles y recientes de Chile. Gayana Zoología 35: 1–118.

Moreno CA, Barahona N, Molinet C, Orensanz JM, Parma AM, Zuleta A (2007) From Crisis to Institutional Sustainability in the Chilean Sea Urchin Fishery. Fisheries Management Blackwell Publishing Ltd, pp 43–67.

Lobeto H, Menendez M, & Losada IJ (2021) Future behavior of wind wave extremes due to climate change. Scientific Reports 11(1): 1-12.

Manriquez PH & Castilla JC (2001) Significance of marine protected areas in central Chile as seeding grounds for the gastropod *Concholepas concholepas*. Marine Ecological Progress Series 215: 201–211.

Manríquez P, Galaz SP, Opitz T, Hamilton S, Paradis G, Warner RR, Castilla JC, Labra FA & Lagos NA (2012) Geographic variation in trace-element signatures in the statoliths of near-hatch larvae and recruits of *Concholepas concholepas* (loco). Marine Ecological Progress Series, 448: 105–118

Martinez P, & Navarrete SA (2002) Temporal and spatial variation in settlement of the gastropod *Concholepas concholepas* in natural and artificial substrata. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 82: 257–264.

Martínez-García MF, Ruesink JL, Grijalva-Chon JM, Lodeiros C, Arreola-Lizárraga JA, de la Re-Vega E, Varela- Romero A, & Chávez-Villalba J (2022) Socioecological factors related to aquaculture introductions and production of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*). Worldwide Reviews in Aquaculture 14: 613–629

Mendo J, Wolff M, Mendo T, & Ysla L (2016) Scallop Fishery and Culture in Peru In: SE Shumway & GJ Parsons, editors. Scallops, 3E Oxford: Elsevier Science, 2016, pp 1089-1110.

Messina S, Aguirre A, Brokordt K, Flores H, Oliva M, Allen P, & Álvarez C (2022) Swimming performance and physiological responses of juvenile Cojinoba *Seriolella violacea* in hypoxic conditions. Aquaculture 548: 737560

Molinet C, Arévalo A, González MT, Moreno CA, Arata J & Niklitschek E (2005) Patterns of larval distribution and settlement of *Concholepas concholepas* (Bruguiere, 1789) (Gastropoda, Muricidae) in fjords and channels of southern Chile. Revista Chilena de Historia Natural 78: 409–423

Morales C, Hormazábal S & Blanco JL (1999) Interanual variability in the mesoscale distribution of the depth of the upper boundary of the oxygen minimum layer off northern Chile (18-24°S): Implications for the pelagic system and biogeochemical cycling. Journal of Marine Research 57: 909-932.

Moreno CA, Asencio G & Ibáñez S (1993) Patrones de asentamiento de *Concholepas concholepas* (Bruguiére) (Mollusca: Muricidae) in the rocky intertidal zone of Valdivia. Chile Revista Chilena de Historia Natural 66: 93-101.

Nagelkerken I, Russell BD, Gillanders BM, & Connell SD (2015) Ocean acidification alters fish populations indirectly through habitat modification. Nature Climate Change 6: 89–93.

Navarro JM & González CM (1998) Physiological responses of the Chilean scallop *Argopecten purpuratus* to decreasing salinities Aquaculture 167: 315-327.

Nieto K, Yánez E, Silva C, & Barbieri MA (2011) Probable fishing grounds for anchovy in northern Chile using an expert system EEE Xplore Conference: Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2001 IGARSS '01 IEEE 2001 International Volume: 7 OI:101109/IGARSS978230

Nilsson G & Ostlund-Nilsson S (2008) Does size matter for hypoxia tolerance in fish? Biological Reviews 83: 173–189.

O'Connor M I, Piehler M F, Leech D M, Anton A, & Bruno J F (2009) Warming and resource availability shift food web structure and metabolism. PLoS Biology 7:e1000178.

Oyinlola MA, Reygondeau G, Wabnitz C, Troell M, & Cheung W (2018) Global estimation of areas with suitable environmental conditions for mariculture species. PLoS ONE 13 (1): e019108

Pörtner H-O & Peck M (2010) Climate change impacts on fish and fisheries: towards a cause and effect understanding. Journal of Fish Biology 77: 1745-1779.

Pörtner HO (2014) How to and how not to investigate the oxygen and capacity limitation of thermal tolerance (OCLTT) and aerobic scope. Journal of Experimental Biology 217: 4432-4435.

Rabalais N, Turner RE, & Wiseman WJ, (2002) Gulf of Mexico hypoxia, AKA "The Dead Zone". Annual Review of Ecology and Systematics 33: 235–263.

Ramajo L, Baltanas A, Torres R, Manríquez PH & Lagos NA (2013) Geographic variation in shell morphology, weight and mineralization of juvenile snails of *Concholepas concholepas* (loco) along the Chilean coast. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 93: 2167–2176.

Ramajo L, Rodriguez A, Lardies MA, Duarte C & Lagos NA (2015) Shifts in shell mineralogy and metabolism of *Concholepas concholepas* juveniles along the Chilean coast. Marine & Freshwater Research 66: 1147–1157.

Ramajo L, Sola-Hidalgo C, Valladares M, Astudillo O, & Inostroza J (2022) Size matters: Physiological sensitivity of the scallop *Argopecten purpuratus* to seasonal cooling and deoxygenation upwelling-driven events. Frontiers in Marine Science 9: 992319.

Ramos JE, Tam J, Aramayo V et al. (2022) Climate vulnerability assessment of key fishery resources in the Northern Humboldt Current System. Scientific Reports 12: 4800.

Richards JG & Farrell AP (2009) Defining hypoxia: an integrative synthesis of the responses of fish to hypoxia In: AP Farrell & CJ Brauner (Eds) Fish Physiology Vol 27: Hypoxia, pp. 487-503. Academic Press, San Diego, USA.

Rybovich M, Peyre MK, Hall SG, & La Peyre JF (2016) Increased temperatures combined with lowered salinities differentially impact oyster size class growth and mortality. Journal of Shellfish Research 35: 101–113.

Seabra R, Wethey DS, Santos AM & Lima FP (2015) Understanding complex biogeographic responses to climate change. Scientific Reports 5: 12930.

Segovia E (2020) Variabilidad en los desembarques de Erizo (*Loxechinus albus*) en el extremo norte de Chile y su relación con eventos ENOS. En: Cordero, R & R Fuenzalida (ed) El Niño y Cambio Climático Sus efectos en Chile El Niño-Oscilación del sur (ENSO) y Teleconexión. Mesa de investigación en Sustentabilidad Red de Universidades del Estado de Chile, pp 28-29.

Sepúlveda CA, Dickson KA, & Graham JB (2003) Swimming performance studies on the eastern Pacific bonito *Sarda chiliensis*, a close relative of the tunas (family Scombridae) I Energetics. Journal of Experimental Biology 206: 2739-48.

Serra R (1983) Changes in the abundance of pelagic resources along the Chilean coast. FAO Fisheries Report 291: 255–284.

Silva C, Yáñez E, Barbieri MA, Gutiérrez-Estrada JC, & Del Valls TA (2012) Towards the use of indicators and models for an ecosystem approach to fisheries and aquaculture management: anchovy fishery and pacific oyster culture-a cases studies in Chile. Latin American Journal of Aquatic Research, 40(4): 955-969.

Soto R (1985) Efectos del fenómeno El Niño 1982–1983 en ecosistemas de la I Región. Investigaciones Pesqueras (Chile) 32: 199–206.

Storch D, Menzel L, Frickenhaus S & Pörtner HO (2014) Climate sensitivity across the domains of life: Limits to evolutionary adaptation shape species interactions. Global Change Biology 20: 3059-3067.

Stuardo J (1979) Sobre la clasificación, distribución y variación de *Concholepas concholepas* (Bruguière, 1789): un estudio de taxonomía Beta. Biología Pesquera (Chile) 12: 5-38.

Tarazona J, Espinoza R, Solis M, & Arntz W (2007) Crecimiento y producción somática de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en Bahía Independencia, Pisco (Perú) comparados entre eventos El Niño y La Niña. Review in Biology and Marine Oceanography 42: 275–285.

Ulloa O, Escribano R, Hormazábal S, Quiñones RA, González RR & Ramos M (2001) Evolution and biological effects of the 1997-98 El Niño in the upwelling ecosystem off northern Chile. Geophysical Research Letters, 28:1591-1594.

Vásquez J (2007) Ecology of *Loxechinus albus* In: John Miller Lawrence (ed) Edible Sea Urchins: Biology and Ecology, 2nd edition, Chapter 12, Developments in Aquaculture and Fisheries Science 37 Elsevier Science BV pp 227-241.

Vergara JA, Silva A, Manzi C, Nespolo RF & Cárdenas L (2017) Differential expression of stress candidate genes for thermal tolerance in the sea urchin *Loxechinus albus* Journal of Thermal Biology 68:104-109.

Von Brand E, Abarca A, Merino GE, & Stotz W (2016) Scallop Fishery and Culture in Chile: A History of Developments and Declines In: SE Shumway & GJ Parsons, editors, Scallops, 3E Oxford: Elsevier Science, pp. 1048-1072.

Waller TR (1969) The evolution of the *Argopecten gibbus* stock (Mollusca: Bivalvia), with emphasis on the Tertiary and Quaternary species of eastern North America. Journal of Paleontology 43(S3): 1-125.

Wernberg T, Smale DA, & Thomsen MS (2012) A decade of climate change experiments on marine organisms: procedures, patterns, and problems. Global Change Biology 18: 1491-1498.

Winckler P, Aguirre C, Farías L, Contreras-Lopez M & Masotti I (2020) Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological, and oceanographic variables along the Chilean coastal zone. Climatic Change 163: 633–652.

Zhang G, Fang X, Guo X, Li L, Luo R & Xu F (2012) The oyster genome reveals stress adaptation and complexity of shell formation. Nature 490: 49–54.

6 CAPITULO

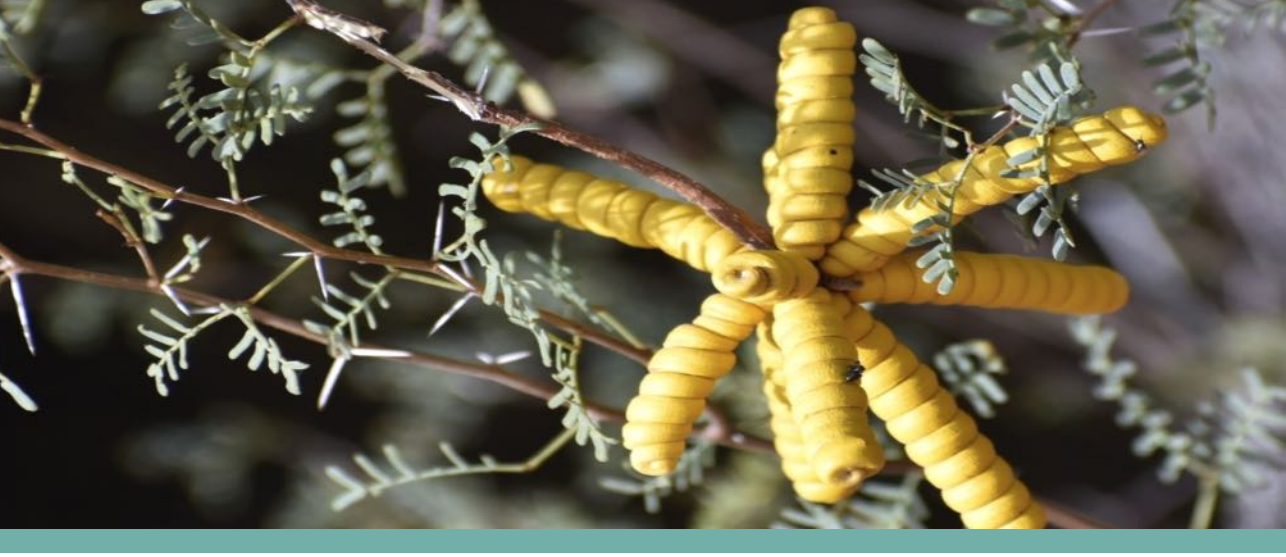
Efectos del Cambio Climático en Especies Terrestres del Norte de Chile

Andrés Taucare Ríos, Víctor Tello Mercado, Felipe S. Carevic, Benedicta Báez Oñate, Roberto Contreras & Erico Carmona



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 160-189



Capítulo 6: Efectos del cambio climático en especies terrestres del norte de Chile

Andrés Taucare Ríos[1], Víctor Tello Mercado[2,3], Felipe S. Carevic[2], Benedicta Báez Oñate[2], Roberto Contreras[4] & Erico Carmona[2]

1. Facultad de Ciencias, Universidad Arturo Prat, Chile. 2. Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 3. Núcleo de Investigación en Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 4. Centro Regional de Investigación y Desarrollo Sustentable de Atacama (CRIDESAT), Universidad de Atacama, Chile.

RESUMEN: El norte de Chile alberga ecosistemas extremadamente áridos y singulares, donde el cambio climático amenaza directamente la supervivencia y distribución de múltiples especies terrestres y costeras. Este capítulo evalúa los efectos de la variabilidad climática sobre distintos taxones representativos, tales como artrópodos, leguminosas y polinizadores, mediante experimentación térmica, análisis ecofisiológicos y modelación bioclimática. En el caso de los artrópodos, los experimentos con las arañas *Sicarius thomisoides* y *Euathlus walteri* revelaron diferencias marcadas en sus preferencias térmicas: la primera especie es euriterma y de amplia tolerancia, mientras que *E. walteri* muestra un rango térmico restringido, lo que la convierte en un organismo vulnerable ante el aumento sostenido de temperaturas en ambientes altoandinos. En la leguminosa *Strombocarpa strombulifera*, se analizó la variabilidad interanual en la producción de frutos durante distintos períodos ENSO, sin evidenciar una relación significativa entre la humedad del suelo y la productividad, aunque se sugiere un rol importante de los años "Niño" en la germinación y regeneración natural de las leguminosas del desierto. Respecto a la palomilla violeta (*Leptotes trigemmatus*), principal plaga

del tamarugo, los modelos proyectan una expansión bajo escenarios de altas emisiones (SSP5-8.5) hacia fines de siglo, con potencial reducción en escenarios sostenibles (SSP1-2.6). En contraste, tres especies de abejas polinizadoras del género *Centris* mostraron respuestas diferentes: *C. buchholzi* y *C. tamarugalis* aumentarían su distribución, mientras que *C. mixta* se vería afectada negativamente. Estos resultados demuestran que la vulnerabilidad y resiliencia de las especies terrestres estudiadas en el norte de Chile, dependen estrechamente de su especialización ecológica y plasticidad fisiológica, evidenciando la necesidad de estrategias de conservación integradas en un contexto de cambio climático.

6.1 Preferencia y tolerancia térmica de artrópodos del norte de Chile: implicancias en un escenario de cambio climático

Andrés Taucare & Víctor Tello

Las arañas son depredadores generalistas que ocupan una amplia gama de hábitats. Son ectotermos obligados y dependen de los cambios de temperatura (Hanna & Cobb 2007). Los animales ectotérmicos tienden a seleccionar entornos que optimizan su adaptación en relación con la temperatura (Riechert & Tracy 1975, Hanna & Cobb 2007). En el caso de las arañas, este conocimiento es importante para evaluar la idoneidad de los hábitats de alimentación y anidación, especialmente para las especies donde las hembras y los juveniles permanecen dentro de sus refugios (Hanna & Cobb 2007, Schwerdt et al. 2020, Taucare-Ríos et al. 2020).

En este trabajo se evalúa la preferencia térmica en dos especies de arañas presentes en el norte de Chile: *Sicarius thomisoides* (Familia Sicariidae) presentes en la costa y pampa del tamarugal (Figura 6.1) y *Euathlus walteri* (Familia Theraphosidae) presente en ambientes andinos (Figura 6.2) sobre los 3.000 msnm.

Se generó un gradiente térmico de 8 a 40 °C en un recipiente de vidrio de 50 cm de largo × 20 cm de ancho × 20 cm de alto. Este recipiente tenía un calentador termorregulado (100 W) en un lado y un punto frío en el otro (geles refrigerantes), creando un gradiente térmico entre los puntos finales. Este gradiente se calibró y verificó antes y durante cada experimento. Los individuos fueron expuestos durante una hora al gradiente térmico en diferentes momentos del día: mañana (10:30-11:30 a.m.) y tarde (7:30-8:30 p.m.). Las arañas tuvieron libertad de movimiento durante 30 minutos para seleccionar su temperatura preferida. Luego, se registró la temperatura corporal de cada individuo cada cinco minutos con



Figura 6.1 Ejemplar de *Sicarius thomisoides* presente en el sector la Huayca (Provincia del Tamarugal), norte de Chile.



Figura 6.2 Ejemplar de *Euathlus walteri* presente en el sector Altos de pica (Provincia del Tamarugal), norte de Chile.

un termómetro infrarrojo (EXTECH Instrument, modelo IR267; precisión IR: ± 0,2 °C) durante una hora. Se calculó la temperatura preferencial

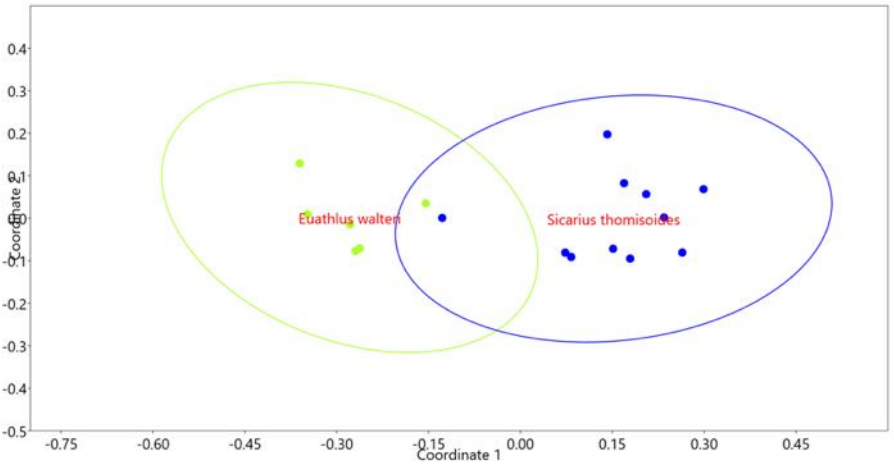


Figura 6.3 NDMS usando el índice de distancia Euclideano. Las coordenadas 1 y 2 representan la temperatura preferencial del día y noche respectivamente.

(Tp) como un valor promedio de las temperaturas seleccionadas en el periodo diurno y nocturno.

Se utilizó una PERMANOVA unidireccional, con 9999 permutaciones, para estimar la similitud de nicho térmico, respectivamente, con un nivel de significancia de $p < 0,05$. PERMANOVA se basa en la comparación de distancias intra e intergrupales. Posteriormente se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando la distancia euclidiana para mostrar la superposición de nichos.

Nuestros resultados (Figura 6.3) muestran una diferencia considerable en las preferencias térmicas de ambas especies (PERMANOVA, $F = 38,62$, $p<0,05$. El nicho térmico de *S. thomisoides* es mucho más amplio debido a las diferencias de temperatura entre día y noche en la zona costera, por lo que puede considerarse como una especie euriterma. Por otra parte, la especie *E. walteri* tiene un nicho térmico más estrecho, por lo que puede ser especialmente sensible a los cambios de temperatura al ser un especialista. Las especies especialistas son más vulnerables al cambio climático porque dependen de condiciones ambientales muy específicas (Hoffmann & Parsons 1997). Las limitaciones de espacio y calidad del hábitat en grandes elevaciones restringen las posibilidades de muchas especies para hacer frente al cambio climático y, en algunos casos, su nicho ecológico puede desaparecer (Sekercioglu et al. 2008).

En este escenario, la tarántula *E. walteri* que vive en ambientes de altura

podría considerarse como una especie en peligro y especialmente susceptible a los cambios de temperatura. Al mismo tiempo, los cambios sostenidos en las condiciones climáticas (es decir, como resultado del cambio climático) podrían influir en la dinámica interanual de la población a través de un amplio espectro de procesos demográficos y ecológicos, incluida la selección del hábitat, la supervivencia y el reclutamiento (Chiffard et al. 2019, Revermann et al. 2012). Por otro lado, las arañas generalistas podrían adaptarse con mayor facilidad a los cambios de temperatura, por lo que especies como *S. thomisoides* podrían verse inclusive beneficiados.

6.2 Variabilidad interanual de frutos de *Strombocarpa strombulifera*: ¿existe un efecto real de los años ENSO?

Felipe Carevic, Roberto Contreras, Erico Carmona & Andrés Taucare

El efecto del clima en los sistemas naturales del norte chileno presenta un gran desafío para la ecología de ecosistemas. Cualquier modificación del ambiente impactará notablemente en los ecosistemas de las regiones áridas, donde las distribuciones naturales de las especies son a menudo relativamente pequeñas en donde incluso, cambios menores en los factores ambientales como las precipitaciones y temperaturas pueden provocar una variación en su distribución (Carevic et al. 2015). La producción de semillas de especies del género Strombocarpa en el norte chileno tiene una gran importancia en los ecosistemas desérticos, tanto desde el punto de vista ecológico como económico. Desde el punto de vista ecológico, las semillas garantizan la regeneración de estos sistemas y tienen gran valor como alimento de la fauna silvestre, jugando un importante papel en las cadenas tróficas (Greenberg 2000). El objetivo de este estudio es analizar la variabilidad de la producción de frutos de *S. strombulifera* a nivel intrapoblacional e interanual en la región norte de Chile, durante años con presencia del fenómeno del Niño.

Este estudio se llevó a cabo en una población natural de *Strombocarpa strombulifera* en la Pampa del Tamarugal, norte de Chile. Durante el periodo 2014–2017 (tres períodos reproductivos), se estableció una cuadrícula experimental de 3,8 ha en el sector de La Huayca en la Pampa del Tamarugal, norte de Chile (20°24′42″ S; 69°36′58″ W; 985 m sobre el nivel del mar) para evaluar parámetros productivos en una población de *S. strombulifera*. La densidad se estimó en 24 ind/ha. El clima de esta zona es hiper-árido. Las precipitaciones, que promedian 0,6 mm por año, son muy escasas, y la temperatura anual media es de 20,9 °C (Lanino & Poblete 2022). La vegetación de la zona está dominada por especies

leguminosas leñosas (*Strombocarpa strombulifera*, *S. tamarugo*, *Neltuma alba* y *S. burkartii*), con un sotobosque predominante por *Distichlis spicata*. La humedad de suelo se estimó a una profundidad de 0,5 metros mediante la utilización de sensores dotados con datalogger. La producción de frutos se cuantificó utilizando el método de contenedor de frutos de Greenberg (2000) durante tres periodos de fructificación, es decir, durante el verano austral de diciembre-abril de 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017. Para esta estimación, se colocaron cuatro contenedores circulares pequeños de 0,15 m de diámetro debajo de los arbustos. Los contenedores se situaron bajo las copas de los individuos y miraban hacia el norte, sur, este y oeste, a una distancia de ¾ del radio de la copa en cada dirección. Se recolectaron muestras semanalmente de un total de 25 individuos. Los frutos se llevaron al laboratorio para medir su masa mediante una balanza de precisión. Calculamos la masa de fruto como masa fresca por m^2 de área de proyección de la copa del arbusto (g/m^2).

Utilizamos estos datos para comparar la producción de frutos entre años y entre individuos. La humedad de los frutos se calculó de acuerdo con la siguiente ecuación: FM = ((FW − DW)/FW) × 100, donde FM es la humedad del fruto y FW y DW son las masas fresca y seca, respectivamente. Las masas fresca y seca se registraron utilizando una balanza analítica (MS204TS; Mettler Toledo, Greifensee, Suiza). La masa seca se registró después de secarse en un horno (UN110; Memmert, Schwabach, Alemania) a 80 °C durante 72 h. El tamaño de los frutos se estimó determinando la longitud máxima mediante un calibrador manual (799A; Starrett, Suzhou, China) y se expresó en milímetros.

Diferencias en las tasas de producción de frutos entre años y entre individuos se evaluaron con ANDEVA de medidas repetidas utilizando "año" (2014–2017) e "individuo" como factores, además de aplicar la prueba de significancia de Tukey. La normalidad y la igualdad de varianzas se evaluaron con la prueba de Kolmogorov–Smirnov. El coeficiente de variación (desviación estándar/media) entre individuos se calculó para cada año para evaluar la producción media de frutos anual. Las relaciones entre humedad de suelo con la producción de frutos se estimaron mediante análisis de correlación de Spearman.

Durante al menos un año del período en el cual se desarrolló el estudio, se presentó un evento ENSO de alta intensidad (2015), caracterizado por un incremento en la precipitación en cercanías del área de establecimiento natural de *S. strombulifera* (Carevic et al. 2023, Abellan et al. 2017). Este hecho, si bien logró mantener la humedad de suelo alta durante el período 2015, no fue significativamente mayor a la humedad de suelo

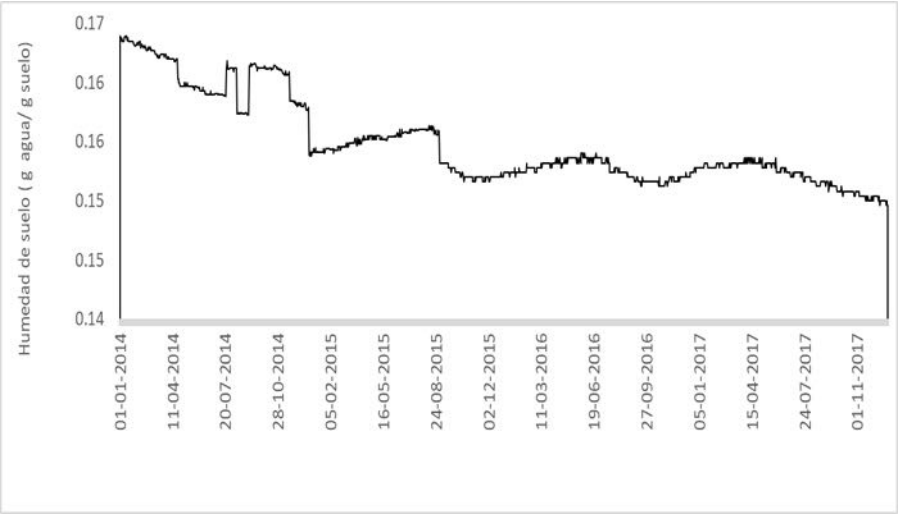


Figura 6.4 Progresión mensual de la humedad de suelo en la Pampa del Tamarugal (Iquique, norte de Chile).

registrada el año anterior (2014) pero si a los años posteriores, (Figura 6.4). El parámetro de humedad de suelo es un indicativo real del efecto de años "niño" en el desierto de Atacama, ya que se producen incrementos de precipitaciones y por lo tanto un aumento de la humedad de suelo, lo cual podría favorecer el estrato vegetacional de la zona (Squeo et al. 2006).

Asimismo, al realizar los análisis de diferencias de producción de frutos entre individuos de la población dentro de un mismo año, hallamos diferencias estadísticamente significativas durante el período reproductivo 2016-2017 y a nivel interanual durante este mismo período, por lo cual, el efecto de posibles variables asociadas al fenómeno El Niño no establecería un efecto sobre estos parámetros (Tabla 6.1), ya que los efectos de este fenómeno tuvieron lugar principalmente durante 2015.

Investigaciones anteriores denotan que las precipitaciones de años "Niño" en ecosistemas de desierto, tendrían un efecto real sobre la regeneración natural de semillas y sobre los parámetros fisiológicos de leguminosas del desierto de Atacama, y no necesariamente sobre la producción de frutos (Lewis & Sotuyo 2020, Carevic & Contreras 2023). No se hallaron relaciones a nivel de correlaciones entre el parámetro de humedad de suelo y la producción de frutos ($p>0,05$).

Tabla 6.1 Evolución de los parámetros de producción de frutos en *Strombocarpa strombulifera*, mediante análisis intrapoblacionales (diferencias dentro del mismo año de los individuos e interanuales).

Producción de frutos				
Años	Intrapoblacional			Interanual
	p-valor	F	Coeficiente variación	Biomasa total de fruto [g m^{-2}]
2014-2015	0,26	0,20	0,67	162,6 ^{a} ± 6,3
2015-2016	0,23	0,18	0,65	169,8 ^{a} ± 6,1
2016-2017	0,03	0,11	0,74	142,9 ^{b} ± 5,8

6.3 Distribución potencial de la palomilla violeta *Leptotes trigemmatus* bajo diferentes escenarios de cambio climático

Víctor Tello, Andrés Taucare & Benedicta Báez

La "palomilla violeta", *Leptotes trigemmatus* Butler (Lepidoptera: Lycaenidae), es considerada como la plaga principal del tamarugo (*Prosopis tamarugo*), atacando también a otras especies vegetales como algarrobo (*Prosopis* sp.), alfalfa (*Medicago sativa*), retama (*Caesalpinia aphyla*), yaro (*Acacia macracantha*) y fortuna (*Prosopis strombulifera*) (Bobadilla et al. 1987, Vargas & Bobadilla 2002).

La palomilla violeta, en estado adulto, son pequeñas mariposas de hasta 23 mm de envergadura alar. Las alas son de color castaño uniforme con visos purpúreos (Figura 6.5). Las larvas son verde-amarillento con forma aplastada. Los adultos son lepidópteros de tamaño pequeño (21 – 23 mm de envergadura). Tanto el cuerpo como la cabeza son negros. El tórax presenta pelos ralos bancos largos, en la cabeza hay densas escamas blancas. Las alas posteriores (AP), de igual color, tienen 2 a 4 puntos circulares negros en el borde externo. Las larvas varían de color verde a amarillo claro; es de forma aplastada con cabeza retráctil, carácter que les permiten perforar y consumir los tejidos internos de los órganos afectados. Miden entre 2,0 a 11, 0 mm (Figura 7.5).



Figura 6.5 Izquierda: Macho de la licena del tamarugo (*Leptotes trigemmatus*). Derecha: Larva de *L. trigemmatus* atacando botones de las flores del tamarugo.

La palomilla violeta, es una especie multivoltina (los adultos vuelan durante todo el año). Sus larvas se encuentran todo el año en brotes, hojas nuevas y frutos tiernos (sobre el tamarugo), pero son especialmente abundantes en primavera. Consumen follaje, perforan botones florales a nivel de los pétalos, brotes, hojas nuevas y frutos tiernos. El orificio es circular, nítido. En botones de tamarugo, sin abrir, la larva consume todo el interior. En inflorescencias abiertas destruye la base del pistilo (ovario), glándulas nectaríferas y base de los estambres.

6.3.1 Datos de Ocurrencia

Los datos de ocurrencia de las especies, utilizados en este estudio son los que se encuentran compilados en la base de datos GBIF (Fondo Mundial de Información sobre Biodiversidad). Como las especies bajo estudio presentan bajos registros de ocurrencia, se complementaron estos datos con registros propios en los diferentes esfuerzos de muestreo que se realizaron en los bosques de tamarugos en la Pampa del Tamarugal.

Los registros de presencia recopilados serán sometidos a un proceso de limpieza de datos para detectar registros erróneos, además de reducir el sesgo de muestreo y acotar la temporalidad de los datos. Para reducir el sesgo de muestreo se eliminaron los registros duplicados y aquellos registros cuya distancia del vecino más cercano fue menor a 1 km, utilizando una matriz de distancias entre todos los puntos implementado en el paquete sdStaf (Atauchi 2022) en R v4.2.2 (R Core Team 2022).

6.3.2 Datos ambientales

Las variables bioclimáticas a utilizar están disponibles en Worldclim (https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html) versión 2.1. Estas variables se trabajaron en formato ráster con una resolución de 30 segundos (~1,0 km).

Bio1 Temperatura promedio anual (°C)
Bio2 Oscilación diurna de la temperatura (°C)
Bio3 Isotermalidad (°C) = BIO2/BIO7*100
Bio4 Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar *100) (°C)
Bio5 Temperatura máxima promedio del periodo más cálido (°C)
Bio6 Temperatura mínima del mes más frío (°C)
Bio7 Oscilación anual de la temperatura (°C) (BIO5-BIO6)
Bio8 Temperatura media del mes más húmedo (°C)
Bio9 Temperatura media del mes más seco (°C)
Bio10 Temperatura media del cuatrimestre más cálido (°C)
Bio11 Temperatura media del cuatrimestre más frío (°C)
Bio12 Precipitación anual (mm)
Bio13 Precipitación del periodo más húmedo (mm)
Bio14 Precipitación del periodo más seco (mm)
Bio15 Estacionalidad de la precipitación (Coeficiente de variación, CV)
Bio16 Precipitación del trimestre más húmedo (mm)
Bio17 Precipitación del trimestre más seco (mm)
Bio18 Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)
Bio19 Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)

6.3.3 Modelos de distribución potencial de especies

El protocolo de selección de modelos de nicho ecológico y la evaluación de la complejidad de los modelos (Warren & Seifert 2011, Shcheglovitova & Anderson 2013, Merow et al. 2014, Radosavljevic & Anderson 2014, Warren et al. 2014) se realizaron con las librerías kuenm (Cobos et al. 2019) y Wallace (Kass et al. 2022) para R v.4.2.2 (R Core Team 2022), el cual trabaja con el algoritmo de máxima entropía MaxEnt. Primero, seleccionamos el 70% de los registros de presencia para calibrar los modelos y los 30% restantes para la evaluación interna. Los modelos candidatos tendrán seis tipos de respuesta (L, Q, LQ, LQP, LQPT, LQPTH, para los que L=lineal, Q=cuadrático, P=producto, H=bisagra, T=umbral), 10 valores de multiplicadores de regularización (MR: 0,5 a 5,0; con un intervalo de 0,1) y 8 variables ambientales.

Las estadísticas de rendimiento del modelo, es decir, AUC (Area Under the Curve-Área bajo la curva), OR (Omission Rate-Tasa de omisión), y CBI (Continuous Boyce Index) fueron calculadas y promediadas sobre las diferentes particiones y el AICc (Criterio de información de Akaike corregido) fue calculado usando la predicción del modelo en el área de fondo completa (y todos los puntos de ocurrencia filtrados). Aunque AICc no incorpora los resultados de la validación cruzada, si penaliza explícitamente la complejidad del modelo—por lo tanto, modelos con más parámetros tienden a tener peores puntajes de AICc. Los modelos candidatos fueron desechados basados en su significancia estadística utilizando la prueba de parcial ROC (Peterson et al. 2008), criterio de información de Akaike para pequeña cantidad de datos AICc (Warren et al. 2014) y la tasa de omisión de datos de calibración (Anderson et al. 2003).

6.3.4 Proyección del modelo ajustado

El modelo generado a partir del área de entrenamiento (limitado por las ocurrencias reales de la especie) fue proyectado hacia el norte de Chile para determinar la distribución potencial actual (con datos bioclimáticos registrados en la base de datos Worlclim (https://www.worldclim.org/) desde 1970 al año 2000. Para evaluar el efecto del cambio climático sobre Leptotes trigemmatus, se utilizó el modelo de circulación general (GCM) EC-Earth3-Veg, bajo dos escenarios del proyecto CMIP6, SSP1-2.6 y SSP5-8.5, en formato ráster disponibles el Worldclim. Estos escenarios se evaluaron para dos tiempos diferentes: periodos 2041-2060 y 2081-2100. La información estadística fue trabajada en R versión 4.3.1 (RStudio 2023.09.1) y QGIS (versión 3.28.13-Firenze).

6.3.5 Modelo de máxima entropía (MaxEnt)

La tasa de omisión se calcula tanto en los registros de presencia de capacitación como (si se utilizan datos de prueba) en los registros de prueba; por tanto, se grafica la tasa de omisión y el área prevista en función del umbral acumulativo (Figura 6.6A). La tasa de omisión debe ser cercana a la omisión prevista, debido a la definición del umbral acumulativo.

La curva de características operativas del receptor (ROC) para los mismos datos es también graficada (Figura 6.6B). La especificidad se define utilizando el área prevista, en lugar de la comisión real. Esto implica que el AUC máximo alcanzable es menor que 1. Si los datos de la prueba se extraen de la propia distribución de Maxent, entonces el AUC de prueba máximo posible sería 0,956 en lugar de 1; en la práctica, el AUC de la prueba puede exceder este límite.

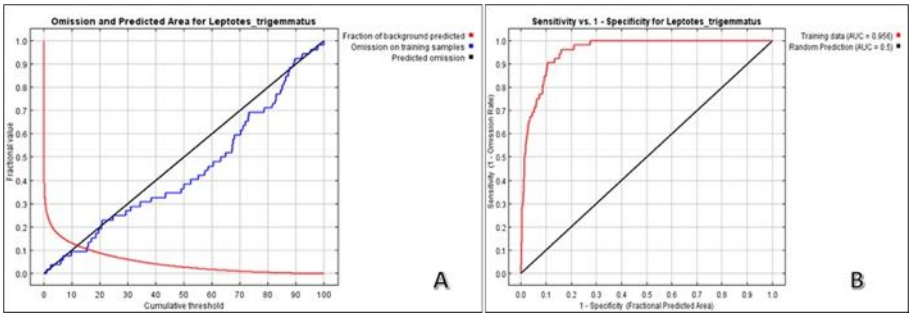


Figura 6.6 A). Curva de omisión y área predicha para *Leptotes trigemmatus*. B) Curva de sensibilidad versus especificidad para *L. trigemmatus*.

Tabla 6.2 Contribución relativa de cada variable ambiental al modelo de máxima entropía.

Variable	Contribución porcentual	Importancia de la permutación
bio18	57,4	0
bio9	17,7	5,8
bio3	11,5	39,1
bio14	6	15,7
bio13	2,7	17,7
bio8	2,5	3,9
bio15	1,6	17,2
bio2	0,7	0,5

6.3.6 Análisis de contribuciones variables

Se determinaron las contribuciones relativas de las variables ambientales al modelo de Maxent (Tabla 6.2). Para determinar la primera estimación, en cada iteración del algoritmo de entrenamiento, el aumento en la ganancia regularizada se suma a la contribución de la variable correspondiente, o se resta si el cambio en el valor absoluto de lambda es negativo. Para la segunda estimación, para cada variable ambiental por turno, los valores de esa variable sobre la presencia de entrenamiento y los datos de antecedentes se permutan aleatoriamente. El modelo se reevalúa con los datos permutados y la caída resultante en el AUC de entrenamiento se muestra en la Tabla 6.2, normalizada a porcentajes.

Al igual que con la variable jackknife, las contribuciones de las variables deben interpretarse con precaución cuando las variables predictoras están correlacionadas. Para evitar este problema, se seleccionaron las variables no correlacionadas (ver "Selección de variables bioclimáticas"). La variable que mayoritariamente contribuye al modelo es la bio18 (Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm).

6.4 Ocurrencia de *Leptotes trigemmatus*

Los datos de ocurrencia usados en este estudio fueron obtenidos de la base de datos GBIF y datos de detección propios de los autores. Se contó con un total de 228 registros crudos de L. trigemmatus. Después del proceso de limpieza (eliminación de datos duplicados, sin coordenadas geográficas, etc) quedaron 160 registros de presencia (Figura 6.7).

6.4.1 Selección de variables bioclimáticas

La selección de variables bioclimáticas fue tratada individualmente, pero se eliminaron aquellas que presentaron una alta correlación. Para seleccionar las variables no correlacionadas se utilizó el Factor de Inflación de Variancia (conocido por su sigla en inglés como VIF) el cual cuantifica la intensidad de la multicolinealidad en un análisis de regresión normal de mínimos cuadrados. Para este análisis se utilizó la librería usdm de R (Naimi et al. 2014).

De acuerdo a este análisis 11 de las 19 variables bioclimáticas presentaron problemas de colinealidad (bio6, bio11, bio10, bio1, bio16, bio19, bio7, bio12, bio5, bio17 y bio4). Después de excluir las variables colineales, los coeficientes de correlación lineal variaron entre: Correlación mínima (bio2 ~ bio13): 0,002780526 y Correlación máxima (bio14 ~ bio13): 0,7518189

----- VIF de las variables restantes -----

Variables	VIF
bio13	8,491192
bio14	3,703958
bio15	2,006188
bio18	6,118140
bio2	3,694594
bio3	7,890735
bio8	5,346682
bio9	8,448683

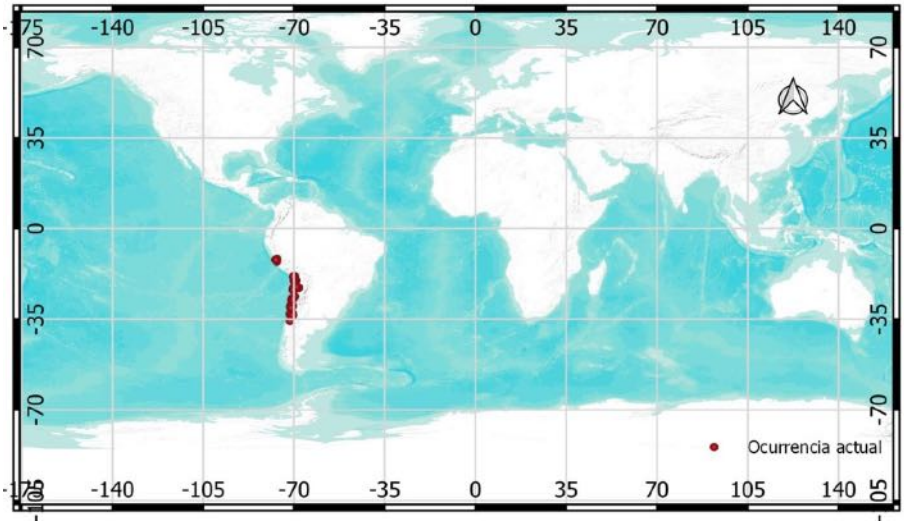


Figura 6.7 Registros de distribución espacial de *Leptotes trigemmatus* a nivel mundial. Fuente: Datos tomados de GBIF.

Finalmente, las variables seleccionadas fueron: bio2, bio3, bio8, bio9, bio13, bio14, bio15 y bio18.

6.4.2 Descripción del proceso de calibración y selección del modelo

En total, se evaluaron 60 modelos candidatos, con parámetros que reflejan todas las combinaciones de 10 configuraciones de multiplicador de regularización y 6 combinaciones de clases de características. El rendimiento del modelo se evaluó en función de la significación estadística (ROC parcial), las tasas de omisión (OR) y el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc). El modelo seleccionado fue el fc.LQ.rm.0,5, es decir modelo lineal-cuadrático con un multiplicador de regularización de 0,5. De este modo, se grafican las curvas de respuesta para cada una de las variables bioclimáticas utilizadas para modelar la distribución potencial de *L. trigemmatus* (Figura 6.8).

6.4.3 Sobreposición de nichos de *Leptotes trigemmatus*

Como se indicó anteriormente, la "palomilla violeta" se alimenta principalmente de árboles de tamarugo y algarrobo, por lo que se planteó estudiar el traslape de nicho entre esta especie de lepidóptero y tres especies de fabáceas que habitan la Pampa del Tamarugal, a saber: *Neltuma alba*, *Neltuma chilensis* y *Strombocarpa tamarugo*.

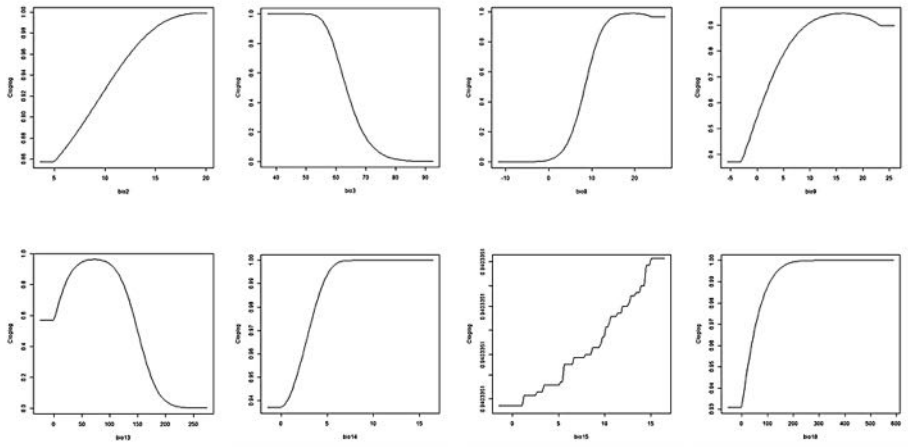


Figura 6.8 Curvas de respuesta de las ocho variables bioclimáticas seleccionadas de acuerdo al modelo obtenido con el algoritmo MaxEnt.

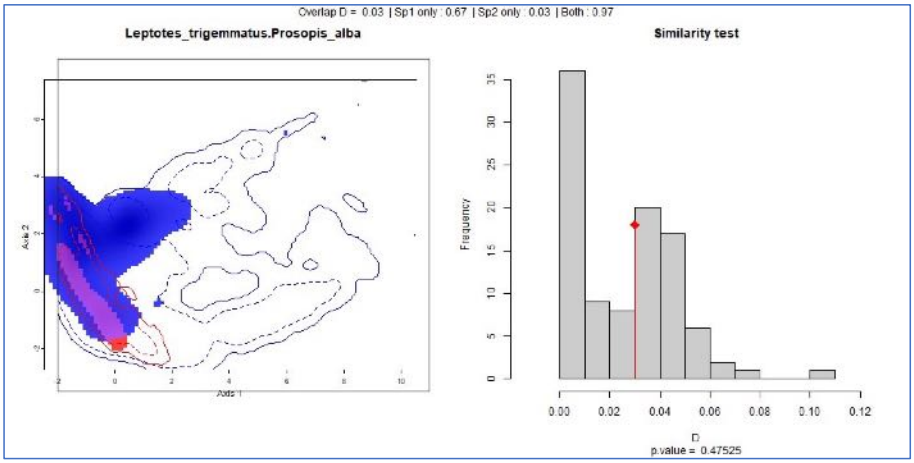


Figura 6.9 Prueba de similitud para evaluar el traslape de nicho entre *Leptotes trigemmatus* (color azul) y *Prosopis alba* (=*Neltuma alba*) (color rojo).

6.4.4 Relación *Leptotes trigemmatus* con *Neltuma alba*

Gráficamente se muestra la grilla de densidad de ocurrencia entre *L. trigemmatus* y las tres especies de fabáceas (gráficos de la izquierda en Figura 6.9, Figura 6.10, Figura 6.11), la cual es parte del espacio ambiental que está más densamente ocupada por cada especie y la disponibilidad de condiciones ambientales presentes en el rango del fondo (background). Las áreas pintadas de color (azul y rojo) representan una mayor densidad de ocurrencia. Las áreas dentro de las líneas sólidas representan las condiciones ambientales disponibles en el rango del fondo, las áreas

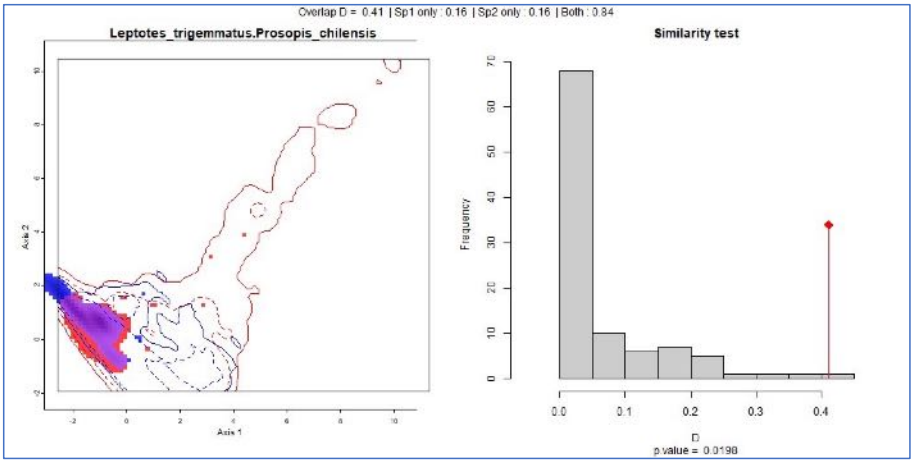


Figura 6.10 Sobreposición de nichos entre Leptotes trigemmatus y Prosopis chilensis (=Neltuma chilensis) vista a través de la densidad de ocurrencia. L. trigematus en color azul y P. alba en color rojo.

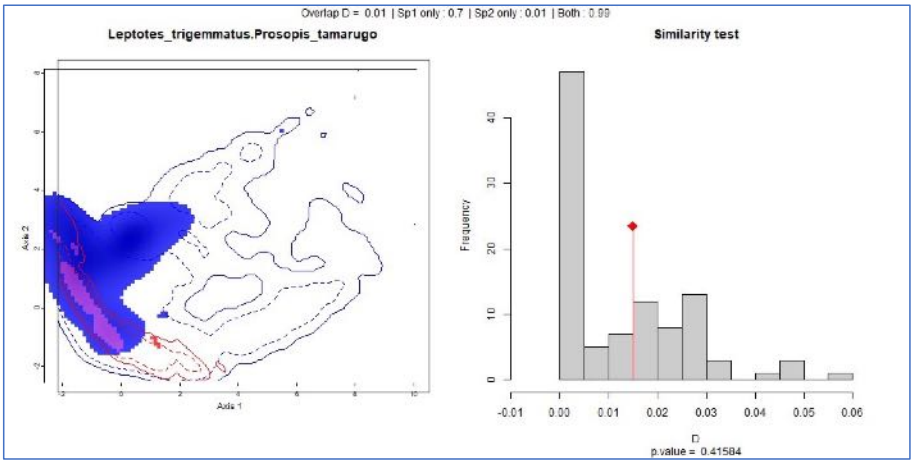


Figura 6.11 Sobreposición de nichos entre *Leptotes trigemmatus* y *Prosopis tamarugo* (=*Strombocapra tamarugo*) vista a través de la densidad de ocurrencia. *L. trigematus* en color azul y *P. alba* en color rojo.

dentro de las líneas punteadas representan el 50% de las más frecuentes.

Aplicando la prueba de similitud (basada en la métrica de Schoener), si el traslape observado (línea roja vertical en gráficos de columnas de la derecha en Figura 6.9, Figura 6.10 y Figura 6.11) es superior al 95% de los traslapes simulados (p-valor < 0,05), se puede considerar que las dos especies son más similares que lo esperado en un escenario al azar.

Los resultados indican que para interacción *L. trigemmatus-N. alba* el p-valor = 0,47525 (D = 0,03; p ≥ 0,05) y *L. trigemmatus-S. tamarugo* el p-valor = 0,41584 (D = 0,01; p ≥ 0,05), demuestran que el traslape no es significativo (ambas especies son diferentes en cuanto a preferencias ambientales). Caso contrario ocurre con la interacción *L. trigemmatus-N. chilensis*, en la cual el p-valor = 0,0198 (D = 0,41; p < 0,05), existiendo una similitud significativa en cuanto a preferencias ambientales entre estas dos especies.

6.5 Distribución potencial de *Leptotes trigemmatus*

Habiendo seleccionado el modelo estadísticamente significativo que cumplía con los criterios de tasas de omisión y criterios AUC, se realizaron las proyecciones de distribución potencial de la especie plaga *Leptotes trigemmatus* (Lepidoptera: Lycaenidae) para el norte de Chile (Región de Arica y Parinacota, Región de Tarapacá, Región de Antofagasta, Región de Atacama y Región de Coquimbo).

6.5.1 Entrenamiento del modelo

El área de entrenamiento definirá la región de la cual los puntos de "background" (fondo) serán seleccionados para el ajuste del modelo. Se supone que los puntos de fondo deben muestrear los ambientes en la totalidad del área disponible para la especie de estudio. Se utilizó la metodología del Buffers de Punto. Se utilizó una zona de amortiguamiento de 0,5° de distancia (Figura 6.12A).

6.5.2 Distribución potencial en el presente

Con datos bioclimáticos de Worldclim (bio2, bio3, bio8, bio9, bio13, bio14, bio15 y bio18) se proyectó la distribución potencial actual para esta polilla en la macrozona norte de Chile con datos entre los años 1970 y 2000 (Figura 6.12B). La superficie potencial que puede ocupar esta especie es de 135,827 km² (45,8%) de un total disponible de 296.807 km². La superficie potencialmente no ocupada por la especie corresponde a 160.980 km² (54,2%) (Figura 7.12C).

Al transferir un modelo, pueden existir áreas dentro de nuestro nuevo rango de valores que tienen alta incertidumbre porque son muy diferentes de los valores usados para construir el modelo. Para visualizar estas áreas, se puede utilizar Calculate Environmental Similarity (Cálculo de similitud ambiental) para graficar un mapa de MESS (Multivariate Environmental Similarity Surface). Esta es una superficie de similitud ambiental, y el

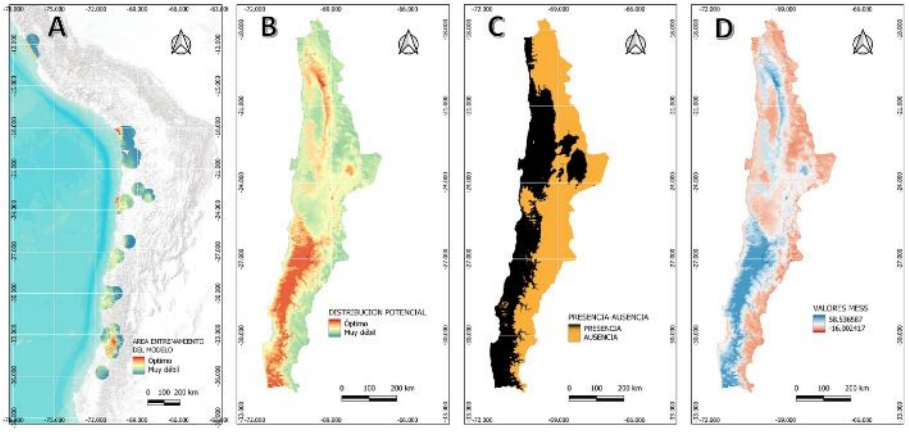


Figura 6.12 A). Área de entrenamiento del modelo para *Leptotes trigemmatus*; buffer de 0,5 grados. B). Distribución potencial actual de *L. trigemmatus* en la macrozona norte de Chile. C). Ráster discreto mostrando solamente las presencia y ausencias potenciales para *L. trigemmatus* en el norte de Chile. D). Valores mess compara similitud entre la distribución potencial actual con la distribución del área de entrenamiento del modelo.

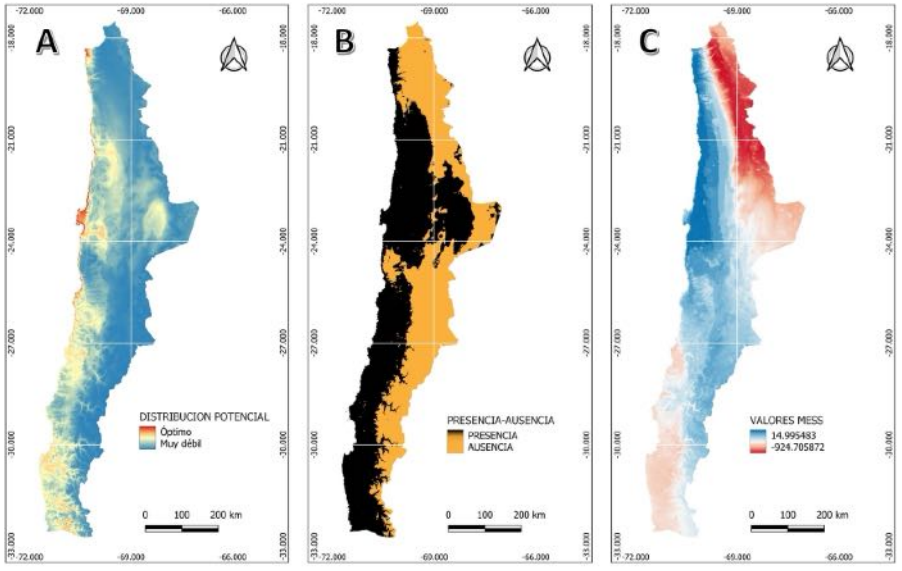


Figura 6.13 A). Distribución potencial proyectada para *Leptotes trigemmatus* en el norte de Chile. B). Presencia-Ausencia y C) Valores Mess de L. *trigemmatus*. Período de tiempo 2041-2060 [GCM EC-Earth3-Veg, escenario SSP1-2.6].

mapa muestra en una escala continua las diferencias ambientales con los datos de entrenamiento usados para construir el modelo, donde valores más positivos son más similares (azul) y valores más negativos son más diferentes (rojo). Se puede observar que los valores climáticos del futuro, en las regiones de Arica y Parinacota y de Tarapacá), a nivel de la depresión intermedia (pampa) son más similares a nuestros datos de entrenamiento. Para las regiones de Atacama y Coquimo, hay más similitud en la zona costera y valles transversales (Figura 7.12D).

6.6 Distribución potencial de *Leptotes trigemmatus* bajo varios escenarios de cambio climático

Período de tiempo 2041-2060 (escenario SSP1-2.6)

Bajo un escenario de desarrollo sostenible (SSP1-2.6) la distribución potencial de la "palomilla violeta" en el norte de Chile, tendría una distribución principalmente en la zona de la costa (latitud entre -18° y -27°), aumentando su distribución entre los -27° y -33° lat. (ver Figura 6.13A, Figura 6.13B). En la macrozona norte abarcaría una superficie aproximada de 169,044 km² (50,0%). Estaría ausente en una superficie de 169,044 km² (50,0%) para la misma macrozona.

Se logra visualizar que los valores climáticos del futuro, en las regiones de Arica y Parinacota y de Tarapacá), las zonas más similares entre la proyección 2050, escenario SSP1-2.6 y el área de entrenamiento, son más similares desde la costa lasta la mitad de la depresión intermedia. Para la región de Atacama, prácticamente la totalidad de la región es similar al área de entrenamiento. Para la región de Coquimbo, hay más similitud en las zonas de mayor elevación que las zonas costeras (menor elevación) (ver Figura 6.13C).

Bajo un escenario SSP5_8.5 (emisiones muy altas) la superficie potencial que puede ocupar *L. trigemmatus* es de 74,764 km² (24,3%) de un total disponible de 308.286 km². La superficie potencialmente no ocupada por la especie corresponde a 233.522 km² (75,7%) (Figura 6.14A, Figura 6.14B). El análisis MESS prácticamente es muy similar al escenario SSP1-2.6) (ver Figura 6.14C).

Período de tiempo 2081-2100 (escenarios SSP1-2.6)

Proyectando la distribución potencial de *L. trigemmatus* para un periodo de tiempo futuro entre 2081 y 2100, bajo un escenario de desarrollo sostenible (SSP1-2.6) la distribución potencial de la "palomilla violeta"

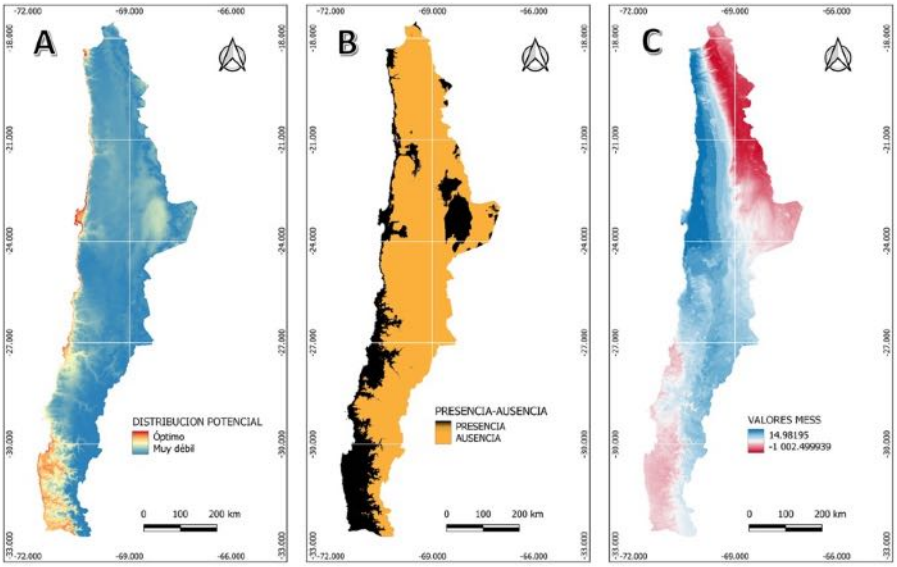


Figura 6.14 Área de ocupación potencial discreta (presencia-ausencia) proyectada para *Leptotes trigemmatus* el norte de Chile. Período de tiempo 2041-2060 [GCM EC-Earth3-Veg, escenario SSP5-8.5].

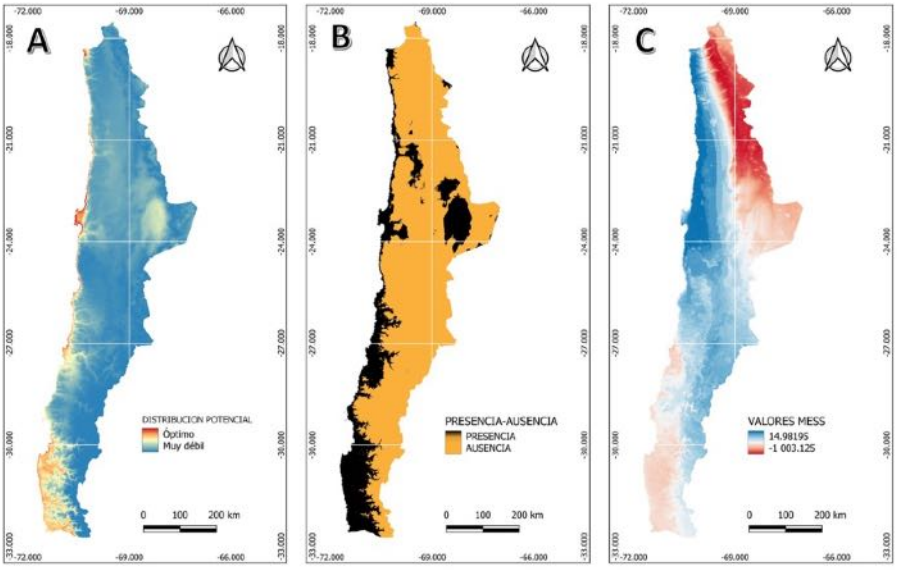


Figura 6.15 Distribución potencial proyectada para *Leptotes trigemmatus* en el norte de Chile. Período de tiempo 2081-2100 [GCM EC-Earth3-Veg, escenario SSP1-2.6]. Fuente: Elaboración propia.

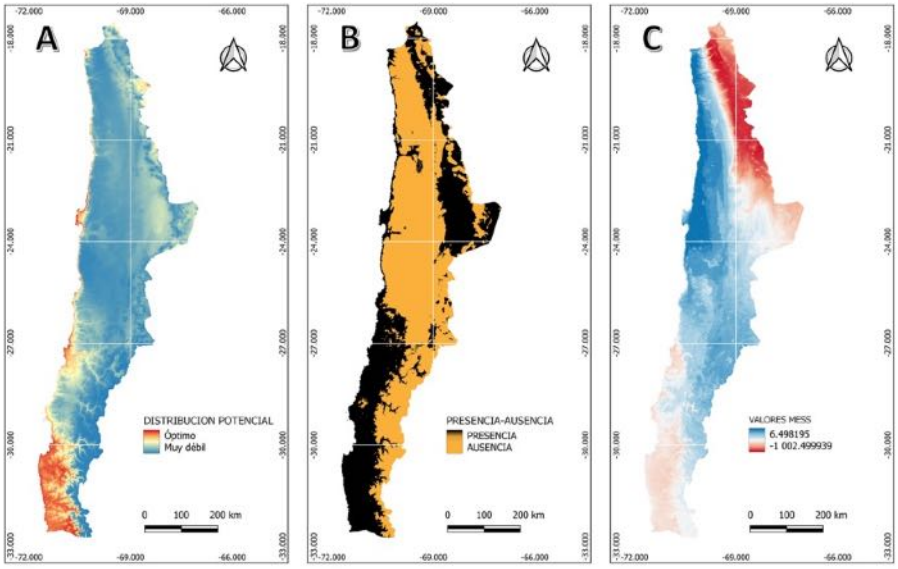


Figura 6.16 Área de ocupación potencial discreta (presencia-ausencia) proyectada para *Leptotes trigemmatus* en el norte de Chile. Período de tiempo 2081-2100 [GCM EC-Earth3-Veg, escenario SSP5-8.5].

en el norte de Chile, tendría una distribución potencial de 72.130 km² (23,4%). Estaría ausente en una superficie de 236.156 km² (76,6%) (Figura 6.15A, Figura 6.15B). Bajo un escenario SSP5_8.5 (emisiones muy altas) la superficie potencial que puede ocupar L. trigemmatus es de 127.158 km² (41,2%). La superficie potencialmente no ocupada por la especie corresponde a 181,128 km² (58,8%) (Figura 6.16A, Figura 6.16B).

6.7 Efecto del cambio climático sobre la distribución geográfica potencial de tres especies de abejas polinizadoras de tamarugos

Víctor Tello-Mercado, Benedicta Báez-Oñate & Andrés Taucare-Ríos

Los bosques de tamarugo y algarrobos presentes en la Pampa del Tamarugal son polinizados, principalmente, por abejas recolectoras de aceites del género *Centris* (Familia Apidae, Subfamilia Apinae, Tribu Centridini. Dada su importancia ecológica, es necesario evaluar el efecto, tanto de la acción antropogénica como del clima sobre la distribución potencial presente como futura de estas especies. El objetivo de este estudio fue determinar el efecto del cambio climático sobre la distribución potencial de *Centris mixta*, *Centris tamarugalis* y *Centris buchholzi* en el territorio del norte de Chile.

La distribución potencial se generó con los registros de presencia reportados en el Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF), iNaturalist Chile y muestreos realizados por los autores en los bosques de tamarugos y algarrobos de la Región de Tarapacá. Las capas bioclimáticas cubrieron un intervalo temporal desde el año 1970 al 2000 disponibles en WorldClim (Fick & Hijmans, 2017) . Las capas fueron remuestreadas a una resolución de 0,088333333° (aproximadamente 1 km²) y se recortaron para delimitar el área de estudio.

Finalmente, se seleccionaron 9 variables ambientales para generar los modelos: Bio2: Rango de temperaturas diurnas, Bio3: Isotermalidad (Bio2/Bio7)*100, Bio4: Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar*100), Bio8: Temperatura media del trimestre más lluvioso, Bio13: Precipitación del mes más lluvioso, Bio14: Precipitación del mes más seco, Bio15: Estacionalidad en la precipitación, Bio18: Precipitación del trimestre más cálido, Bio19: Precipitación del trimestre más frío. En las transferencias a futuro se utilizó un ensamble de seis modelos de clima global (CGM): ACCESS-CM2, CanESM5, EC-Earth3-Veg, IPSL-CM6A-LR, MPI-ESM1-2-HR, UKESM1-0-LL (Song et al., 2025) y dos Trayectorias Socioeconómicas Compartidas; ssp126 (bajas emisiones) y ssp585 (altas emisiones).

El mejor modelo para cada especie se seleccionó a través del Área Bajo la Curva (AUC), la Tasa de Omisión (OR) y el Criterio de Información de Akaike corregido (AICc). Los mapas finales fueron elaborados en QGIS versión 3.40.2. Las transferencias a futuro fueron proyectadas para el período 2081-2100. Los mapas de distribución potencial e idoneidad fueron generados con el algoritmo machine learning Random Forest (Breiman et al. 2001). El traslape de nicho se evaluó a través de la métrica D de Schoener (Zhang et al., 2024), el cual varía entre 0 y 1, con valores mayores indicando un traslape más grande entre dos áreas.

Luego de la aplicación del algoritmo Random Forest, de las tres especies del género *Centris*, *C. mixta* tendría una mayor distribución geográfica potencial dadas las condiciones bioclimáticas actuales (290.222 km2). En un escenario favorable (ssp126), *C. buchholzi* incrementaría su área de distribución en 74.079 km², *C. mixta* disminuiría su distribución en 99.007 km² y *C. tamarugalis* aumentaría su área de distribución en 181.465 km² (Tabla 6.3; Figura 6.17, Figura 6.18 y Figura 6.19). En un escenario menos favorable (ssp585), la especie que se vería más afectada sería *C. mixta*, la que disminuiría su distribución potencial en 56.788 km2, las otras dos especies de *Centris* (*C. bulchholzi* y *C. tamarugalis*) se verían, más bien beneficiadas, al incrementar sus áreas de distribución potencial en

Tabla 6.3 Área de distribución potencial (km^2) de *Centris buchholzi*, *C. mixta* y *C. tamarugalis* en el norte de Chile bajo condiciones bioclimáticas actuales y dos escenarios de cambio climático (ssp126 y ssp585) para el año 2080-2100.

Tiempo	C. buchholzi		C. mixta		C. tamarugalis	
	Presencia	Ausencia	Presencia	Ausencia	Presencia	Ausencia
Actual	176.860	123.291	290.229	9.922	115.816	184.335
ssp126	250.939	49.212	191.222	108.929	297.281	2.870
ssp585	266.924	33.227	233.441	66.710	287.091	13.060

Tabla 6.4 Prueba de similitud de nichos ecológicos para las abejas polinizadoras *Centris buchholzi*, *C. mixta* y *C. tamarugalis*.

Especies	D	Probabilidad	Significancia
C. buchholzi-C. mixta	0,07	0,18812	p > 0,05
C. buchholzi-C. tamarugalis	0,04	0,25743	p > 0,05
C. mixta-C. tamarugalis	0,12	0,11881	p > 0,05

90.064 km2 y 181.465 km^2, respectivamente (Tabla 6.3; Figura 6.17, Figura 6.18 y Figura 6.19).

En cuanto al traslape de nicho, los resultados indicaron que no existe traslape entre las tres especies de abejas recolectoras de aceites. Los valores del índice D variaron entre 0,04 y 0,12 con probabilidades > 0,05; lo cual significa que, aun cuando estas tres abejas coexistan en la misma área geográfica o hábitat, no existe traslape de sus nichos bioclimáticos, es decir, no existe competencia entre ellas (ver Tabla 6.4).

6.8 Conclusiones

Los resultados presentados refuerzan que la vulnerabilidad de las especies terrestres del norte de Chile estudiadas, depende de su grado de especialización y plasticidad fisiológica. Al respecto sería necesaria la implementación de monitoreos integrados, combinando observaciones

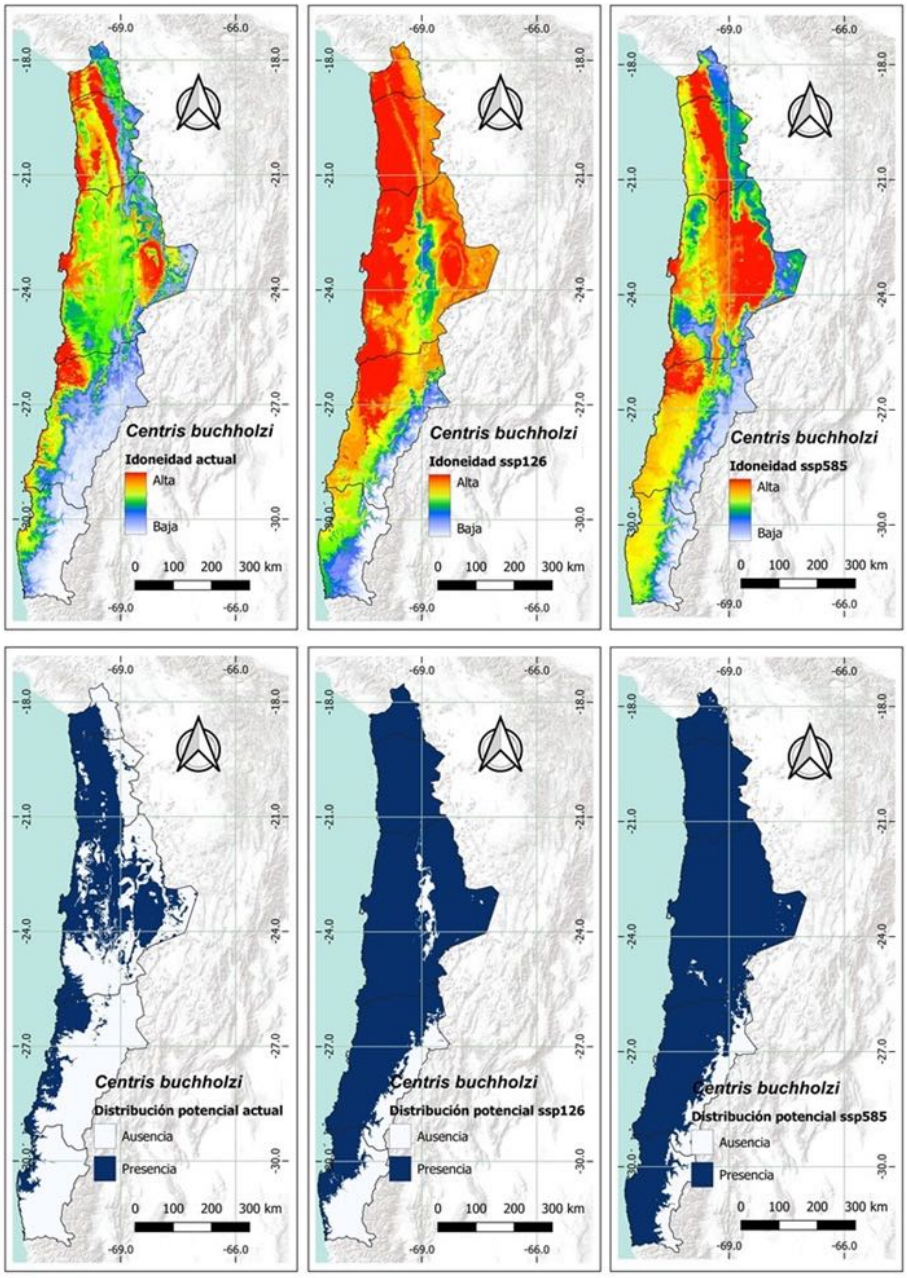


Figura 6.17 Idoneidad de hábitat (arriba) y distribución potencial (abajo) de *Centris buchholzi* en el norte de Chile, bajo condiciones climáticas actuales y futuras. Fuente: Elaboración propia.

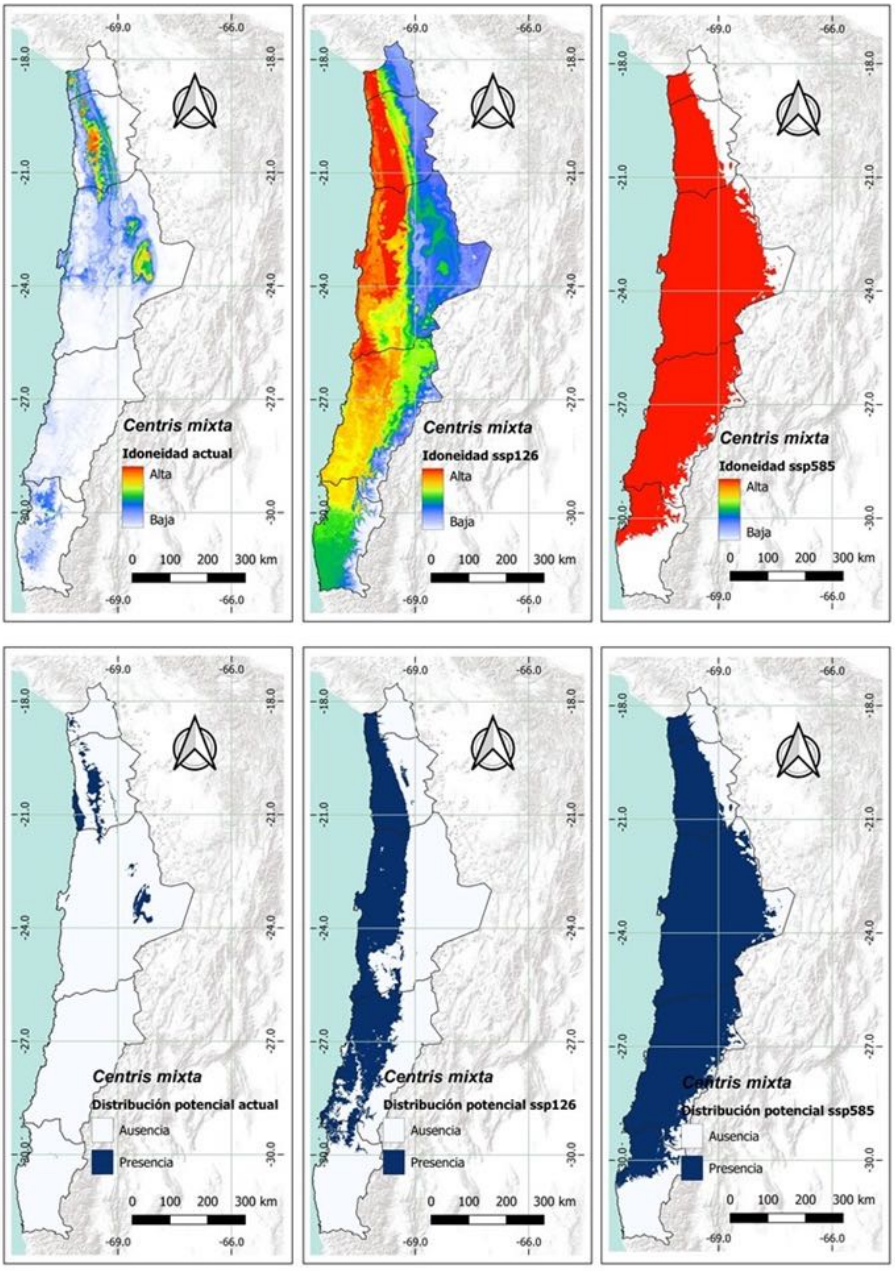


Figura 6.18 Idoneidad de hábitat (arriba) y distribución potencial (abajo) de *Centris mixta* en el norte de Chile, bajo condiciones climáticas actuales y futuras. Fuente: Elaboración propia.

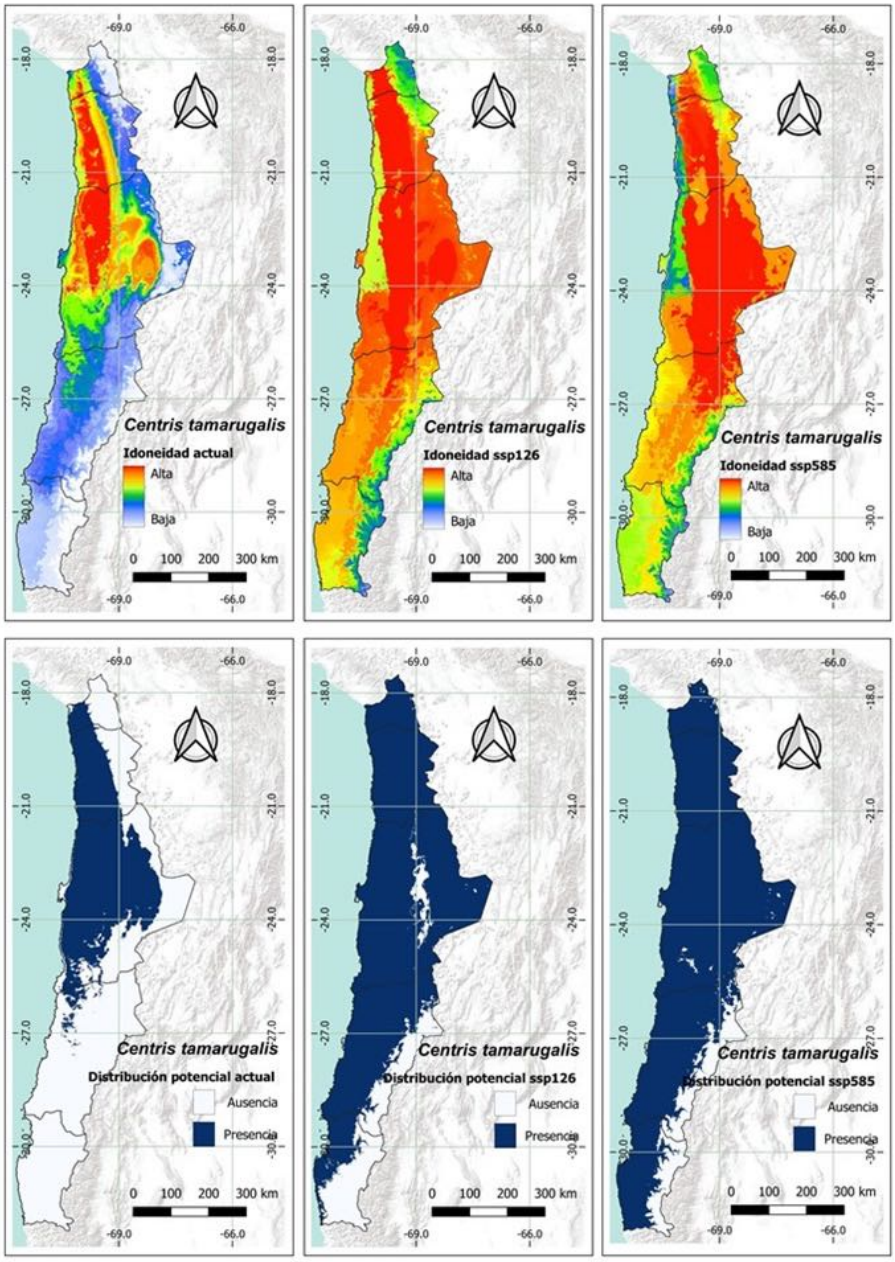


Figura 6.19 Idoneidad de hábitat (arriba) y distribución potencial (abajo) de *Centris tamarugalis* en el norte de Chile, bajo condiciones climáticas actuales y futuras. Fuente: Elaboración propia.

ecológicas, modelación bioclimática y experimentos ecofisiológicos, para anticipar respuestas adaptativas, orientar estrategias de conservación y promover medidas de manejo que aseguren la resiliencia de los ecosistemas terrestres del norte de Chile frente al cambio climático.

La investigación sobre arañas demostró que la tolerancia térmica varía según el grado de especialización ecológica. *Sicarius thomisoides*, con un nicho amplio y hábitos generalistas, muestra una notable capacidad adaptativa ante la variabilidad térmica. En cambio, *Euathlus walteri*, tarántula restringida a ambientes altoandinos, evidencia un rango térmico estrecho y mayor sensibilidad a incrementos sostenidos de temperatura, lo que la posiciona como especie bioindicadora de estrés térmico y de riesgo potencial de desplazamiento altitudinal o extinción local.

En la leguminosa *Strombocarpa strombulifera,* los resultados no indican una relación directa entre la humedad del suelo y la producción de frutos, aun durante años influenciados por el fenómeno El Niño. Sin embargo, la mayor disponibilidad hídrica podría favorecer procesos de germinación y reclutamiento, más que la productividad inmediata. Este hallazgo enfatiza la importancia de estudios de largo plazo para comprender los efectos diferidos de los eventos ENSO sobre la regeneración de especies leñosas en ambientes hiperáridos.

Los modelos de distribución de la palomilla violeta (*Leptotes trigemmatus*) revelan que el cambio climático puede modificar de forma sustancial la extensión potencial de esta plaga. En escenarios de altas emisiones (SSP5-8.5), su rango de ocupación aumentaría hacia el sur, lo que podría incrementar el riesgo para los bosques de tamarugo y otras fabáceas nativas. En contraste, escenarios sostenibles (SSP1-2.6) limitarían su expansión, evidenciando la sensibilidad del modelo a la variación térmica y pluviométrica proyectada.

En el caso de las abejas polinizadoras del género *Centris*, el cambio climático produciría respuestas divergentes: *C. tamarugalis* y *C. buchholzi* podrían beneficiarse de condiciones más cálidas y húmedas, mientras que *C. mixta* experimentaría contracciones notables en su rango de distribución. A pesar de compartir hábitat, las tres especies no presentan traslape significativo de nichos, lo que sugiere una segregación ecológica estable y potencial complementariedad en la polinización.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

6.9 Referencias

Abellán E, McGregor S, England MH & Santoso A (2017) Distinctive role of ocean advection anomalies in the development of the extreme 2015–16 El Niño. Climate Dynamics 51:2191–2208.

Anderson RP, Lew D & Peterson AT (2003) Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. Ecological Modelling 162:211–232.

Bobadilla D, Cortés R & Vargas H (1987) Estudio de los insectos que atacan al tamarugo (*Prosopis tamarugo* Phil.) y al algarrobo (*Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz). Universidad de Tarapacá, Instituto de Agronomía, Chile.

Breiman L, Cutler A, Liaw A & Wiener M (2001) Random forests. Machine Learning 45:5–32.

Carevic F, Delatorre J & Arenas A (2015) Physiological strategies during frost periods for two populations of *Prosopis burkartii*, an endangered species endemic to the Atacama Desert. Journal of Arid Environments 114:79–83.

Carevic FS & Contreras R (2023) Influence of El Niño–Southern Oscillation periods on plant density of *Hoffmannseggia aphylla* (Fabaceae), an endangered species. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 58(2): 7–7.

Carevic FS, Contreras R, Carmona E & Barrientos E (2023) Identifying plant physiological and climatic drivers in the woody shrub *Prosopis strombulifera*: effects of spring traits on flower sprouting and fruit production. Forests 14:1167.

Chiffard J, Delestrade A, Yoccoz NG, Loison A & Besnard A (2019) Warm temperatures during cold season can negatively affect adult survival in an alpine bird. Ecology and Evolution 9:12531–12543.

Cobos ME, Peterson AT, Barve N & Osorio-Olvera L (2019) kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. PeerJ 7:e6281.

Fick SE & Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 37:4302–4315.

Greenberg CH (2000) Individual variation in acorn production by five species of Southern Appalachian oaks. Forest Ecology and Management 132:199–210.

Hanna CHJ & Cobb VA (2007) Critical thermal maximum of the green lynx spider *Peucetia viridians* (Araneae: Oxyopidae). Journal of Arachnology 35:193–196.

Hoffmann AA & Parsons PA (1997) Extreme Environmental Change and Evolution. Cambridge University Press, Cambridge.

Kass JM, Pinilla-Buitrago GE, Paz A, Johnson BA, Grisales-Betancur V, Meenan SI, Attali D, Broennimann O, Galante PJ, Maitner BS, Owens HL, Varela S, Aiello-Lammens ME, Merow C, Blair ME & Anderson RP (2022) Wallace 2: a shiny app for modeling species niches and distributions redesigned to facilitate expansion via module contributions. Ecography 2023 (3):e06547.

Lanino M & Poblete I (2022) Antecedentes climáticos históricos de la Estación Experimental Canchones, Pampa del Tamarugal: herramienta para la toma de decisiones en agricultura del desierto. Idesia (Arica) 40(2):27–38.

Lewis GP & Sotuyo S (2010) *Hoffmannseggia aphylla* (Leguminosae: Caesalpinieae), a new name for a Chilean endemic. Kew Bulletin 65(2):221–224.

Merow C, Dahlgren JP, Metcalf JE, Childs DZ, Evans ME, Jongejans E, Record S, Rees M, Salguero-Gómez S & McMahon SM (2014) Advancing population ecology with integral projection models: a practical guide. Methods in Ecology and Evolution 5:99–110.

Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK & Toxopeus AG (2014) Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? Ecography 37:191–203.

Peterson AT, Papes M & Soberón J (2008) Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. Ecological Modelling 213:63–72.

Radosavljevic A & Anderson RP (2014) Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. Journal of Biogeography 41(4):629–643.

Revermann R, Schmid H, Zbinden N, Spaar R & Schröder B (2012) Habitat at the mountain tops: how long can rock ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. Journal of Ornithology 153:891–905.

Riechert SE & Tracy CR (1975) Thermal balance and prey availability: bases for a model relating web-site characteristics to spider reproductive success. Ecology 56:265–284.

Schwerdt L, Copperi S, Pompozzi G & Ferretti N (2022) The walking male: activity, locomotor performance and influence of climate in movement of males of an endangered tarantula (*Grammostola vachoni*) over the reproductive season. Biological Journal of the Linnean Society 135(4): 708–721.

Sekercioglu CH, Schneider SH, Fay JP & Loarie SR (2008) Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. Conservation Biology 22:140–150.

Shcheglovitova M & Anderson RP (2013) Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. Ecological Modelling 269: 9–17.

Song YH, Chung ES & Ayugi BO (2025) CMIP6 GCMs projected future Köppen–Geiger climate zones on a global scale. Earth's Future 13: e2023EF004401.

Squeo F, Tracol Y, López D, Gutiérrez J, Córdova A & Ehleringer J (2006) ENSO effects on primary productivity in the southern Atacama Desert. Advances in Geosciences 6:273–277.

Taucare-Ríos A, Veloso C, Canals M & Bustamante RO (2020) Daily thermal preference variation of the sand recluse spider *Sicarius thomisoides* (Araneae: Sicariidae). Journal of Thermal Biology 87:102465.

Vargas H & Bobadilla D (2002) Insectos asociados al bosque de tamarugo. En: Baldini A & Pancel L (eds) Agentes de daño en el bosque nativo, pp 283–318. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Warren DL & Seifert SN (2011) Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. Ecological Applications 21(2):335–342.

Warren DL, Wright AN, Seifert SN & Shaffer HB (2014) Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by California vertebrate species of concern. Diversity and Distributions 20:334–343.

Zhang YJ, Hu J, Wang CB, Wang YQ, Ji ML, Ma FZ & Lu YQ (2024) Estimating global geographical distribution and ecological niche dynamics of *Ammannia coccinea* under climate change based on Biomod2. Scientific Reports 14: 1–14.



7 CAPITULO

Suelos del desierto de Atacama en el contexto de cambio global

Margarita Briceño Toledo, Daniel Quispe, José Soto & Daniela Cisternas



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 192-248



CAPÍTULO 7: Suelos de desierto de Atacama en el contexto de cambio global

Margarita Briceño[1,2], Daniel Quispe[2], José Soto[2] & Daniela Cisternas[2]

1. Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural de Ecosistemas Socio-Ecológicos en Territorios Ancestrales, Universidad Arturo Prat, Chile. 2. Laboratorio de Química Analítica y Ambiental, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Arturo Prat, Chile.

RESUMEN: Los suelos son un componente esencial de los ecosistemas terrestres, ya que sostienen la producción de alimentos, regulan el ciclo hídrico, almacenan carbono, reciclan nutrientes y mantienen la biodiversidad, además de resguardar un valioso patrimonio natural y cultural. Sin embargo, se encuentran sometidos a fuertes presiones derivadas del cambio climático y del uso intensivo del territorio, expresadas en procesos como erosión, pérdida de fertilidad, salinización, compactación y desertificación; fenómenos que afectan una proporción significativa del territorio chileno y que se vuelven particularmente críticos en el norte del país, donde la escasez hídrica, la elevada salinidad y la presencia natural de boro y metales condicionan su estructura y funcionamiento. En este contexto, el proyecto RED21992 generó información sistemática sobre los suelos de Arica y Parinacota y de Tarapacá, abarcando gradientes altitudinales desde la costa al altiplano, mediante trabajo de terreno, revisión de literatura gris y análisis cienciométrico que permitieron identificar sitios prioritarios y obtener datos analíticos confiables para orientar la gestión territorial. Aun así, la investigación edáfica en la macrozona norte sigue siendo limitada y con baja publicación en revistas indexadas, lo que refuerza la necesidad de fortalecer capacidades regionales. Los resultados muestran que la

degradación del suelo es una problemática estructural en ecosistemas áridos y desérticos, pero también destacan alternativas de recuperación basadas en Soluciones Basadas en la Naturaleza, como la fitorremediación con especies halófitas, por ejemplo, Atriplex atacamensis, para estabilizar suelos salinos y contaminados, y la implementación de humedales artificiales para reducir concentraciones de boro en aguas de riego. El cambio climático intensifica los procesos de degradación al aumentar la frecuencia de eventos extremos y la intrusión salina en zonas costeras, impactando la productividad agrícola y acelerando la pérdida de calidad del suelo. En este escenario, la conservación y restauración de suelos sanos se vuelve esencial para aumentar la resiliencia socioecológica, facilitar la adaptación al cambio climático y contribuir a la mitigación mediante captura y almacenamiento de carbono. Promover investigación regional, restauración ecológica e implementación de Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) constituye una oportunidad estratégica para un desarrollo sostenible en el norte de Chile.

7.1 Funciones del suelo

Las funciones del suelo son consideradas como aquellas capacidades que tienen los suelos relacionados con la agricultura, el ambiente, la protección de la naturaleza y la arquitectura del paisaje (Figura 7.1) , que en detalle son: producción de biomasa y alimentos, reciclaje de nutrientes, regulación hídrica, interacciones ambientales (almacenamiento, filtrado y transformación) hábitat biológico, reserva genética, fuente de materias primas, patrimonio físico y cultural, y plataforma de estructuras antrópicas (edificaciones y vías). El suelo, además, contribuye a la regulación climática a través del secuestro de carbono en forma de materia orgánica y reduce las emisiones de gases de efecto invernadero, como el CO2 o el N2O. Las propuestas sobre cuáles son las principales funciones del suelo han incorporado distintos aspectos en el transcurrir de los años. (Trujillo et al. 2018).

En la Unión Europea se han identificado la erosión, la pérdida de la fertilidad, la salinidad, la acidificación, la disminución de carbono y la compactación como las principales amenazas de degradación del suelo (CEC 2006, Benavidez-Silva et al. 2024). Los suelos en Chile, presentan aproximadamente el 21,7% del territorio riesgo de desertificación, lo que equivale a más de 16 millones de hectáreas y afecta a alrededor de 7 millones de personas. Este porcentaje varía según las estimaciones, ya que otros estudios consideran que el 62% del territorio sufre de desertificación y degradación de los suelos en diversas magnitudes. Mientras que el 49% del territorio nacional presenta algún grado de erosión y se estima que el



Figura 7.1 Infografía que muestra algunas de las funciones esenciales que aportan el suelo (FAO 2015).

79,1% del país tiene algún riesgo de degradación del suelo y el 72% del territorio nacional ya sufre algún grado de sequía. (CONAF 2016).

Por lo antes expuesto el rol del suelo en la producción alimentaria y forestal, así como la regulación del clima son áreas de investigación importantes en un contexto de crecimiento de la población humana mundial y de cambio en los patrones climáticos y de usos del territorio. La degradación edáfica como resultado de actividades antrópicas afecta a amplias zonas del mundo e impacta directamente sobre las funciones de los suelos, impulsando tanto la necesidad de prevenir la degradación mediante la adopción de prácticas de gestión sostenibles como la mejora de las tecnologías de restauración de suelos degradados, así como también el uso de soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN), tales como la fitorremediación o la instalación de humedales artificiales en especial para suelos degradados y contaminados con metales u otras especies naturales presentes en los suelos del Norte de Chile como el Boro. Finalmente, en estas secciones además se revisa la información recopilada a través de la revisión de la literatura gris y de la cienciometría utilizando bases de datos de publicaciones científicas para focalizar los esfuerzos en la Región de Arica y Parinacota y Región de Tarapacá.

En este capítulo además serán presentados los resultados de las tesis desarrolladas en las regiones antes mencionadas que permitieron aportar datos analíticos confiables para definir estrategias de recuperación de suelos degradados e impactados por sales y contaminados por metales pesados y Boro.

7.2 Catastro de suelos históricos del norte de Chile

Los suelos de zonas desérticas y áridas, ubicados principalmente en el Norte de Chile, han sido menos estudiados que los de la zona centro-sur de Chile, probablemente por la menor superficie arable o producción agroalimentaria. Es por ello que resulta relevante realizar un catastro del estudio de suelos a nivel nacional e internacional a través de la revisión de la literatura gris y la cienciometría que permitan evidenciar los desafíos en cuanto a la posibilidad de aumentar la productividad científica y de alimentos en pos de la seguridad e inocuidad alimentaria, en la zona Norte de Chile en especial las Regiones de Arica y Parinacota y Tarapacá. La revisión que se presenta a continuación corresponde a los resultados de la literatura gris y de la cienciometría.

7.2.1 Revisión de literatura técnica

Se encontraron 70 artículos asociados a informes técnicos, presentaciones, manuales y publicaciones locales relacionadas a la temática de suelos de zonas áridas y desérticas del Norte de Chile. El periodo de documentos disponibles se encuentra entre 1953 y 2023. A continuación, se explican los principales hallazgos respecto de suelos de zonas áridas y desérticas, sus usos, caracterización y clasificación. Dentro de los datos interesantes revisados aparece un Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos (USA Salinity Laboratory Staff 1954), el cual proporcionó un marco integral y práctico para la evaluación y mejora de suelos salinos y sódicos, identificando sus causas, características y consecuencias sobre la productividad agrícola. Subraya que, mediante un diagnóstico adecuado y la aplicación de medidas correctivas (como el lavado, el uso de enmiendas y el manejo del agua), es posible rehabilitar estos suelos y restaurar su uso agrícola efectivo (USA Salinity Laboratory Staff 1954), considerando ya en esos años las problemáticas de los suelos salinos y sódicos.

En el año 1999, los suelos del Norte de Chile aparecen caracterizados y clasificados como Aridisoles en Soil Survey Staff, los cuales presentan características diferentes a aquellos de la zona centro-sur, tal como se había indicado previamente; los suelos de zonas áridas y semi-áridas,

están casi desprovistos de humus con una débil alteración química de los materiales y una desagregación física activa, debido a las variaciones bruscas de humedad y temperatura, dando lugar a un afloramiento mecánico de la superficie del suelo; carecen de estructura, pero la textura presenta características: pulvurulenta, arenosa e incluso arcillosa, formando una red de grietas poligonales en el periodo seco.
A nivel mundial el uso de los Aridisoles para la agricultura está limitado fundamentalmente por la falta de agua y generalmente, es necesario nivelar las tierras, donde se va a practicar el riego, con lo cual pueden quedar expuestos en superficies horizontes cálcicos, petrocálcicos, nátricos o argílicos y aún duripanes. Solamente aquellos suelos con una permeabilidad interna adecuada pueden ser seleccionados para riego, a fin de evitar problemas de salinización o alcalinización provenientes del agua de riego misma. A pesar del bajo contenido de N, los Aridisoles tienen sorprendentes cantidades de otros elementos de fertilidad, especialmente K, proveniente de los feldespatos y micas. La provisión de micronutrientes es generalmente abundante, aunque ellos puedan no estar disponibles a causa de un alto pH. La aplicación foliar de Fe y oligoelementos, puede ser necesaria para una producción satisfactoria (Buol et al. 1953).

Alcayaga (1986) realizó un informe de suelos de zonas áridas y semi-áridas de la zona norte de Chile entre los años 1950 a 1985, todos los trabajos reportados eran caracterizaciones morfológicas más o menos detalladas, pero sin ningún apoyo analítico, lo que reduce su utilización científica y/o práctica. Luzio (1986) informó que los valores de los parámetros: pH, concentración de materia orgánica, conductividad eléctrica y bases de intercambio, son función de los procesos de formación y de los factores del medio que condicionan la génesis de estos suelos. Sin embargo, la información química y fisicoquímica de los suelos de la zona norte de nuestro país siguen siendo escasa y los datos analíticos disponibles están relacionados con la productividad de una determinada especie y en la mayoría de los casos no son publicados, ya que la agricultura situada en el desierto chileno sigue siendo prácticamente desconocida a nivel nacional e internacional (Carevic 1999). Por otra parte, Briceño et al. (2005) reportó datos analíticos que señalan claramente la variación de parámetros fisicoquímicos en estos suelos y muestran una directa relación con el perfil geomorfológico de la Región de Tarapacá.

Por otra parte, en el estudio denominado Antecedentes Históricos para la Reutilización de Suelos Agrícolas en la Pampa del Tamarugal, Provincia de Tarapacá, Chile, realizado en 1974, permitió plantear que la Pampa del Tamarugal presenta condiciones favorables para la reutilización agrícola,

aunque el impacto de la deforestación y la disminución del caudal de agua han afectado su potencial, para ello se requiere una estrategia de manejo sustentable para su recuperación (Larraín 1974).

Investigación realizada por Acevedo & Olguín (2004), relacionado con la descripción, génesis, distribución y características de los suelos salinos del norte de Chile, y con el objetivo de analizar su impacto en obras civiles, especialmente en relación con asentamientos y corrosión estructural, resultó de mucha importancia debido al parámetro de uso de los suelos y su potencial desarrollo, porque podrían impactar al ecosistema. Se debe destacar que existe un documento elaborado por un equipo de investigadores respecto de la ruralidad de la zona (Arenas et al. 2023), buscando conversar y discutir respecto del territorio relacionado con la Provincia del Tamarugal, Región de Tarapacá, habitado por personas y comunidades destacables, todos ubicados dentro de un entorno administrativo y económico cada vez más amenazante y lejano.

Para la Región de Arica y Parinacota se realizaron estudios más territoriales y locales asociados al uso del suelo en el estudio sobre los valles de Lluta y Azapa realizados por Torres & Acevedo (2008). Se describe el Valle de Lluta como un territorio con bastantes cultivos siendo los predominantes, maíz, alfalfa, cebolla, ajo y betarraga, seleccionados por su tolerancia a las condiciones de alta salinidad y toxicidad por boro. Sus limitaciones se asocian a la salinidad del suelo y el agua, la alta concentración de boro y los problemas de drenaje restringen severamente la diversificación de cultivos. Solo el 69% de la superficie agrícola disponible es cultivada. Mientras que el Valle de Azapa, sus cultivos predominantes resultaron ser los frutales (olivo, mango, palto) y hortalizas (tomate, morrón, poroto, maíz híbrido) siendo sus características del uso del suelo, orientadas a la agricultura intensiva de riego, con mayor diversidad de cultivos y rendimientos más altos que en Lluta, aunque con creciente presión debido al aumento de salinidad en agua y suelos.

En esta misma línea, Mazuela (2013), indica que las zonas áridas y semiáridas presentan suelos variables, con alta evaporación, salinidad y baja fertilidad, resalta además que un cuarto de la superficie terrestre corresponde a estas zonas y un quinto de las tierras cultivadas con riego están afectadas por salinidad, con ello se identifica la necesidad de nuevas tecnologías, como la biotecnología, para adaptarse a estas condiciones y el cambio climático intensificará la escasez de agua y la salinización en zonas actualmente fértiles. Mientras que, Figueroa et al. (1994), informo que en general los suelos y aguas de riego que sustentan plantaciones de olivos en el Norte de Chile, tienen un contenido de

boro en actividad suficiente para asegurar una adecuada nutrición de esta especie frutícola. Sin embargo. en algunos sectores el contenido de boro disponible es excesivo pudiendo generarse un efecto de toxicidad específica por este elemento. Así, el exceso de boro en sus formas ionizadas o moleculares de naturaleza inorgánica puede constituir un factor limitante para el desarrollo del cultivo. Finalmente, Figueroa & Neaman (2023), reportaron en el valle de Lluta, en la Región de Arica y Parinacota, de manera natural se dan condiciones para la formación de suelos salinos y ácidos. Específicamente, en la estrata superior (0-20 cm), la mayoría de los suelos estudiados tienen conductividad eléctrica mayor de 4 dS/m en el extracto de pasta saturada y se clasifican como salinos (USA Salinity Laboratory Staff 1954).

7.2.2 Estudio bibliométrico

En una instancia complementaria a la revisión de literatura gris el estudio y análisis cienciométrico permitió realizar una revisión en bases de datos internacionales y de revistas indexadas Scopus, la cual consta las siguientes etapas: a) Búsqueda de palabras claves por tema de interés; b) Análisis y selección de criterios por filtros de búsqueda de palabras claves; c) Análisis descriptivo relacionadas con publicaciones por año, tipo de documento académico, idiomas preferentes de las publicaciones, revistas con mayor frecuencia de publicación con factor de impacto y autores con mayor cantidad de publicaciones y d) Análisis de Coautorías entre investigaciones, Coautorías entre países y Concurrencia de palabras clave. Cada una de estas etapas fortalece el análisis de las palabras claves, con el propósito de obtener la información necesaria de interacción y vinculación de investigaciones de acuerdo a los temas principales por cada uno de los temas de interés, que permite visualizar como estas temáticas son además de interés a nivel mundial.

Como primer filtro las palabras claves deben ser consensuadas por los equipos de investigación, considerando la pertinencia de ellas según búsqueda en los artículos científicos, sus abstract (resumen) y palabras claves de estos artículos. Luego como último filtro se considera que cada palabra clave tenga la cantidad de artículos apropiados para su análisis, de acuerdo a estas condiciones y atribuciones en cada palabra clave se consensuó que al menos cada tema de interés se trabajará con una cantidad mínima de cinco palabras claves. Es por ello que para las temáticas de interés se debe tener en cuenta que cada búsqueda considera las siguientes palabras claves, las cuales fueron consensuadas:

i) Suelos de zonas áridas; ii) Suelos agrícolas de zonas áridas; iii) Fitorremediación de suelos contaminados y salinos; iv) Biorremediación de suelos contaminados y salinos; v) Contaminación de suelos con metales.

Este análisis documental se realizó en correspondencia con la investigación que demanda el tema para la revisión de su literatura. Las técnicas y herramientas de visualización de la información se aplicaron para la representación del análisis de concurrencia de citas de revistas, autores y países. Por lo que se establecieron, los indicadores, el organigrama de los indicadores, los cuales se propusieron a partir de la tipología descrita para estos efectos (Arencibia & de Moya 2008; Aguiar-Cedeño et al. 2012). Están compuestos por una batería de 6 indicadores subdivididos en: 2 indicadores de análisis de publicaciones, 2 de Productividad y 2 de colaboración, los cuales se definen a continuación:

Para la tipología de indicadores se consideraron Indicadores de Análisis de Publicaciones los cuales se relacionan con tipología documental, revistas con mayor cantidad de documentos acerca de la temática abordada mientras que los Indicadores de productividad y análisis de autores se asocian a publicaciones y revistas más citadas, concurrencia por palabra clave. La estrategia de búsqueda empleada, se relaciona con los Indicadores de colaboración científica: concurrencia de palabras clave; coautoría entre países y coautoría entre investigadores. Es por ello que el estudio es de tipo bibliométrico descriptivo.

De los resultados obtenidos se pueden encontrar para las palabras clave Biorremediación de suelos contaminados y salinos 192 artículos, sin embargo, para las palabras clave Análisis de Suelos de zonas áridas, se encontraron 1613 artículos. Para Suelos agrícolas de zonas áridas 64 artículos, Fitorremediación de suelos contaminados y salinos, 112 artículos y Contaminación de suelos con metales, 133 artículos. Se debe señalar que en todos los casos para disminuir el número de artículos los cuales fueron más de 43 mil, se consideró incorporar la palabra Chile. Para poder evidenciar estos resultados de la búsqueda de todas las palabras clave se mostrará un ejemplo con la primera palabra clave" Análisis de suelos de zonas áridas".

Para este análisis se encontraron 1613 publicaciones que cumplían con los criterios de inclusión, vale decir, publicaciones de revistas científicas



Figura 7.2 Análisis de publicaciones y citas de estudios de suelos de zonas áridas (1613 publicaciones). Fuente: Elaboración propia en base a información recabada de revistas de corriente principal.

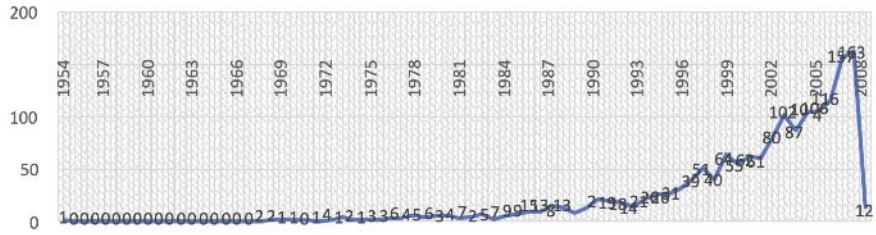


Figura 7.3 Análisis de publicaciones por año de estudios de suelos de zonas áridas. Fuente: Elaboración propia en base a información recabada de revistas de corriente principal.

clasificadas en la base de datos Scopus sobre "Analysis of soils in and zones" (Figura 7.2 y Figura 7.3). También, se utilizó la fórmula TITLE-ABS KEY (analysis AND of AND soils, AND in AND arid AND zones) AND (LIMIT- TO (DOCTYPE, "ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "re")), con la cual se puede realizar una búsqueda más completa.

Coautorías entre investigadores

Se utilizó el software VOSviewer para realizar el correspondiente análisis entre autores, a partir de la base de datos de Scopus. La Figura 7.4 agrupa a los autores que poseen al menos 5 publicación y 1 cita al menos. Las líneas simbolizan el peso de la relación entre ellos. A su vez, el tamaño de los círculos representa la cantidad de documentos.

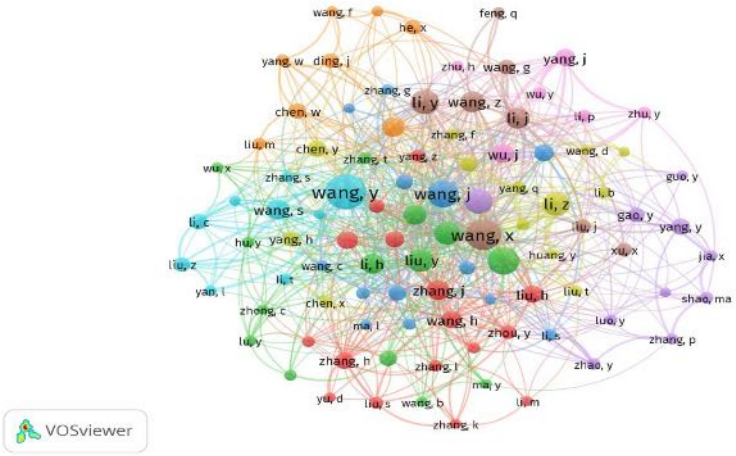


Figura 7.4 Coautorías entre investigadores recabada de revistas de corriente principal mediante el software VOSviewer. Fuente: Elaboración propia en base a información de Scopus.

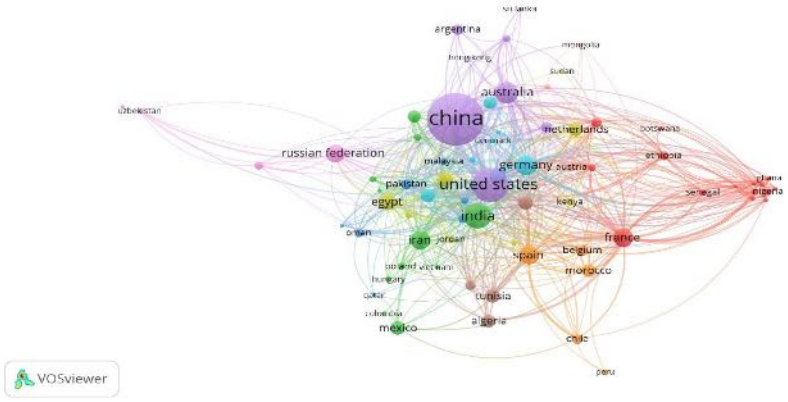


Figura 7.5 Coautorías entre países de revistas de corriente principal mediante el software VOSviewer. Fuente: Elaboración propia en base a información recabada de Scopus.

Coautorías entre países

Se utilizó el software VOSviewer para realizar el correspondiente análisis entre países, a partir de la base de datos de Scopus. La Figura 7.5 contiene el nombre de los países que tienen al menos una publicación y una cita al menos en la temática. Las líneas simbolizan el peso de la relación entre ellos y el tamaño de los círculos representa la cantidad de documentos.

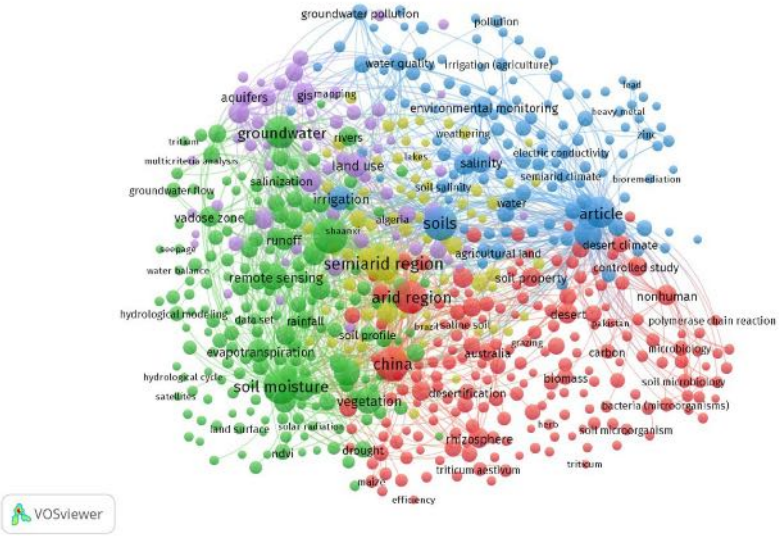


Figura 7.6 Concurrencia de palabras clave mediante el software VOSviewer. Fuente: Elaboración propia en base a información recabada de revistas de corriente principal

Concurrencia de palabras clave

Se utilizó el software VOSviewer para realizar un análisis de concurrencia de las palabras clave utilizadas por los documentos científicos que tuviesen al menos un mínimo de diez citas que coincidan entre ellas (Figura 7.6).

Este ejemplo anterior fue realizado para todas las palabras claves, lo cual mostró de acuerdo a los criterios de inclusión considerados, un bajo porcentaje de publicaciones científicas en la cuales Chile aparece en las estadísticas, siendo estas las relacionadas con estudios de metales pesados, biorremediación y fitorremediación y de manera tangencial el estudio de zonas áridas. Dentro de los suelos reportados en publicaciones se encuentra la comuna de Pica, Valle de Lluta y Valle de Azapa, por ello resulta interesante trabajar en sitios de muestreo en sectores que están destinados para distintos tipos de cultivos. Finalmente, este tipo de estudios cienciométricos permiten optimizar el tiempo, recursos y espacio para realizar la mejor propuesta de sitios de muestreo en ambas regiones del norte de Chile.

7.3 Caracterización de los suelos de Tarapacá, Arica y Parinacota

La Organización de las Naciones Unidas para alimentación y la Agricultura (FAO), es quien lidera el objetivo de desarrollo sostenible ODS-2 Hambre Cero de la agenda 2030 (CEPAL 2019), a través de sus sistemas y guías, considera una amplia gama de parámetros para evaluar la calidad del suelo, agrupados en parámetros químicos, tales como pH, materia orgánica, salinidad/CE, parámetros físicos, como textura, estructura, porosidad, densidad, consistencia y parámetros biológicos asociados a actividad microbiana, como la respiración del suelo. Estos parámetros se evalúan para determinar la idoneidad del suelo para un uso específico y su capacidad para mantener la salud del ecosistema.

Se pueden considerar más parámetros biológicos para estudiar los suelos y su selección corresponderá al uso que le será dado al suelo. Sin embargo, se debe tener presente que todas las plantas requieren de elementos nutritivos para completar su desarrollo normal. Estos elementos se denominan esenciales, y deben estar disponibles para los cultivos cuando éstos los requieran. En general, se estima que el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el potasio (K) representan probablemente el 90% de los problemas nutricionales del mundo, apareciendo con menos frecuencia condiciones deficitarias de los otros nutrientes. (Bernier & Undurraga, s.f.). No se debe olvidar que la caracterización de suelos y los parámetros a medir requieren considerar el uso final que se le otorgará en el territorio, ya sea de uso agrícola o para obras civiles, según su ubicación serán seleccionados los parámetros a ser medidos. A continuación se presentan los principales resultados obtenidos de sitios muestreados no informados en los reportes cienciometricos y literatura técnica revisadas.

7.3.1 Suelos de Tarapacá en especial Provincia del Tamarugal

Daniel Quispe & Margarita Briceño

La Provincia del Tamarugal, ubicada aproximadamente entre las coordenadas 19°30’ y 21°30’ de latitud sur, y entre 68°30’ y 70°30’ de longitud oeste, que forma parte de la primera región de Tarapacá, Chile. De oeste a este, la provincia está conformada por línea costera en la parte noroeste, seguida de la cordillera de la costa, una depresión intermedia, llamada Pampa del Tamarugal que tiene un ancho de aproximadamente 40 km, al este de la pampa, se encuentran quebradas y caudales de agua



Figura 7.7: Sitios de estudio de los suelos: a) Sector Cariquima (Altiplano), b) Sector de Matilla, c) Sector de Pintados, d) Sector de Canchones (La Huayca) y e) Sector de Camiña, en la Región de Tarapacá.

intermitentes, luego una precordillera y el altiplano para finalmente dar lugar a la cordillera. En la Figura 7.7 se presenta el entorno geográfico y territorial de los tipos de suelos de la Región de Tarapacá.

El clima de la zona varía notablemente, debido al aumento gradual de la altitud al ir hacia el este. De los 6 climas diferentes que se manifiestan en la región de Tarapacá, los que se manifiestan en la ubicación de las zonas de muestreo son: Clima de Desierto franco en la pampa y hasta los

Recuadro 7.1. Caso de estudio de cepas patrimoniales de uvas (Vitis vinifera) en la pampa del Tamarugal, Tarapacá, Chile.

MONITOREO DE CEPAS PATRIMONIALES DE VID (VITIS VINIFERA L.), EN LA PAMPA DEL TAMARUGAL, REGIÓN DE TARAPACÁ

Ingrid Poblete Quezada, Marcelo Lanino Alar & Belén Sepúlveda Soto

Laboratorio de Enología, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile.

Introducción: La región de Tarapacá tiene una historia vitivinícola, que data desde casi 500 años, cuya producción finalizó en 1937, en la localidad de Matilla y 1949 en La Huayca. Producto de esta historia, en el año 2003, la Universidad Arturo Prat, realiza la colecta de material vegetal, de plantas antiguas, que quedaron relictas en distintas localidades de la región, que sobrevivieron a las condiciones del desierto más árido del mundo, caracterizado por la presencia de altas temperaturas diurnas, durante todo el año, alta radiación y ausencia casi absoluta de precipitaciones (Lanino et al. 2022) y suelos salinos Con este material enraizado, se estableció un Jardín de Variedades, en la Estación Experimental Canchones. Se realizó un proceso de evaluación agronómica, e identificación molecular a nivel nacional e internacional (España y Francia). Se redescubrieron las cepas viníferas País y Torrontés Riojano, Gros Colman, Ahmeur bou Ahmeur (Poblete et al. 2011, Poblete et al. 2020) y se descubrió una cepa, a la cual, se dio el nombre de Tamarugal, registrada ante el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) y pasó a constituirse en la primera cepa vinífera chilena registrada (Poblete et al. 2017). Estas cepas dan origen en la actualidad, al "Vino del Desierto". El objetivo fue monitorear las cepas Tamarugal y Gros Colman a nivel de clima, suelo, y planta en el desierto más árido del mundo, para contar con una base de datos integrada, para su utilización productiva, ante el cambio climático.

Metodología: El monitoreo de las vides patrimoniales se llevó a cabo en la Pampa del Tamarugal, Estación Experimental Canchones, localidad de La Huayca (20º 25'S, 69º 20' O), ubicada a 90 km al SE de Iquique y 960 msnm. La evaluación se realizó durante las temporadas 2022/2023; 2023/2024; 2024/2025. Se monitoreó la cepa blanca Tamarugal, con orientación norte – sur (TS5) y este - oeste (TS3) y tinta Gros Colman (GCS5), dos cepas que solo se cultivan en la región de Tarapacá.

Se llevó un registro diario de las temperaturas máximas y mínimas promedios, máximas y mínimas absolutas, radiación, viento, precipitaciones, los cuales se obtuvieron de la Estación Meteorológica Davis Instrument, Modelo Adventage, ubicada en la Estación Experimental Canchones. Se determinó el contenido de humedad del suelo, medido con TDR, con una frecuencia semanal, previo al riego, por estratas hasta la profundidad de 100 cm. En

plantas se evaluó la ocurrencia de los distintos estados fenológicos, desde el estado de "lloro" hasta maduración, con 10 repeticiones por cepa y sector; se determinó la acumulación de días grado (DG) base 10° C, desde punta verde a maduración; producción/planta; sólidos solubles (SS) y pH de la uva a cosecha e índice de Ravaz (producción/poda).

Resultados y discusión

Durante el período registrado, la temperatura promedio fue de 19,4ºC, la máxima promedio de 32,2°C (Figura 7.1.1) y la máxima absoluta de 37,7°C (febrero, 2024), mientras que la reportada por Santibáñez et al. (1982) es de 16,8º C, 30,9°C y 32,3°C (febrero), respectivamente. Por otro lado, la temperatura mínima promedio fue de 6,6º C y la mínima detectada de -5,2º C (julio 2024). En este aspecto, lo informado por Santibáñez *et al* (1982), como temperatura mínima es de 4,5ºC, manteniéndose la tendencia de aumento de temperatura en los últimos años, sin embargo, hay que tener en cuenta, que se necesita un período de evaluación a largo plazo. La incidencia de heladas (temperatura ambiental bajo 0ºC) para el año 2022, se presenta desde el 14 de mayo hasta el 21 de octubre; para el año 2023 desde el 4 de junio al 23 de agosto y en la temporada 2024 las heladas comienzan el 26 de mayo hasta el 15 de septiembre. En agosto del 2022, hubo 25 días con heladas, lo cual se prolongó durante septiembre y octubre, meses donde se presentaron 16 días por mes con heladas, siendo inusual este último dato, lo cual representa una helada muy tardía y de gran extensión, situación que no se presentaba desde el año 1995.

La distribución de humedad (%) del suelo, en el sector 3, orientación este-oeste, muestra que principalmente se concentra en las capas superficiales, hasta los 20 cm de profundidad, en estas estratas la dinámica corresponde al efecto de realizar aportes diarios, mediante riego por goteo. Existe una variación importante entre las mediciones, atribuidas a la variación en las capas más superficiales, las que responderían a la dinámica asociada al aporte, evapotranspiración y movimiento en el suelo. Bajo estas estratas, la humedad (%) se mantiene estable, con menores valores, inferiores al 15%, aumentando en la estrata de 40 cm, esto se debería a que el movimiento de agua en el suelo, responde a los tipos de suelo que se encuentran formando esas estratas y la manera en que la sales van siendo desplazadas en el tiempo. En el sector 5, orientación norte-sur, se observa que la humedad se comporta en forma similar al anterior, es decir, se concentra hasta la profundidad de 20 cm (sobre 50%), mientras que bajo los 30 cm el contenido de humedad disminuye bajo el 20%, y se incrementa en la estrata 40 cm.

A nivel de planta, se evidenció un retraso en la brotación de primavera, de más de un mes (Figura 7.1.2) y una mayor acumulación de DG para maduración (Figura 7.1.3), en las cepas Tamarugal y Gros Colman (1.800), con orientación norte sur, para la temporada 2022/2023, lo cual se tradujo, en una cosecha más tardía, en relación a las temporadas 2023/2024 y 2024/2025. En la cepa

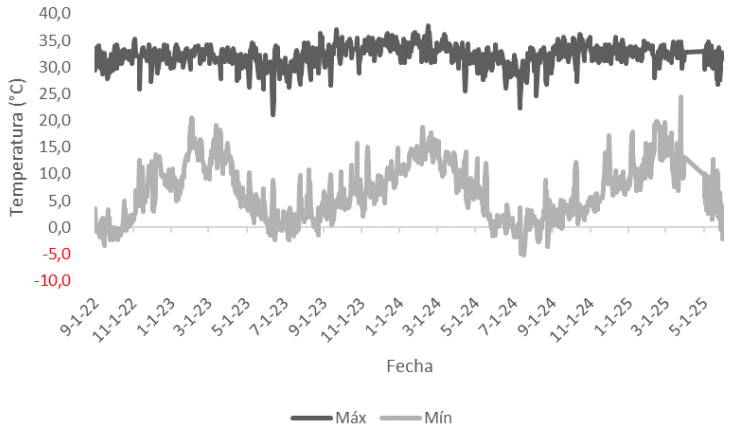


Figura 7.1.1 Temperaturas máximas y mínimas promedios, septiembre 2022 a mayo 2025, registradas en la estación experimental Canchones (Huayca).



Figura 7.1.2 Estado de crecimiento de viñedos (izquierda a derecha), temporada 2022/2023 (19 noviembre); temporada 2023/2024 (21 noviembre); temporada 2024/2025 (3 diciembre).

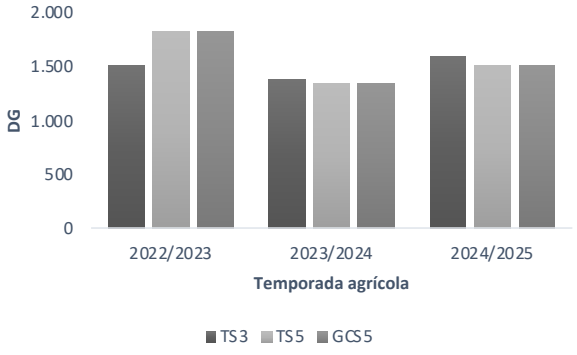
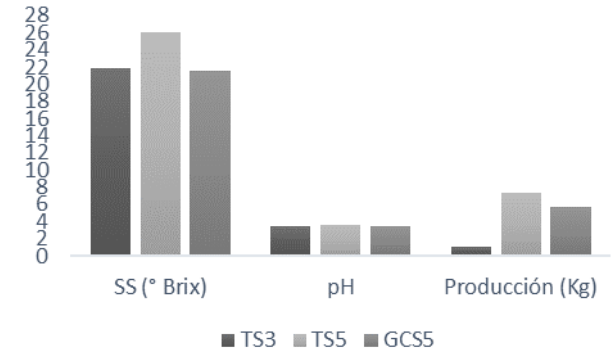
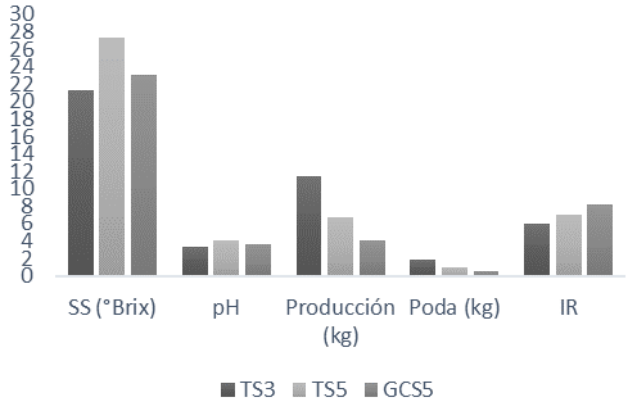


Figura 7.1.3 Días Grados (DG, Cº) acumulados de los viñedos, desde inicio punta verde hasta maduración, en la Estación Experimental Canchones (Huayca).





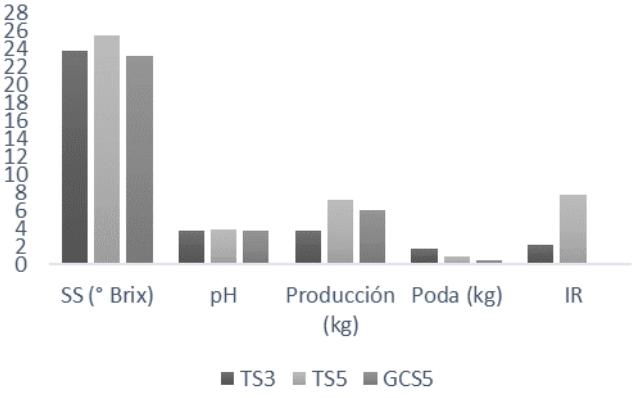


Figura 7.1.4 Parámetros a cosecha de Sólidos Soluble (SS), pH, producción/planta, Indice de Ravaz (IR), para la temporada 2022/2023), 2023/2024 2024/2025.

Tamarugal, con orientación este-oeste, en esta temporada, hubo daño de yema producto de las heladas tardías, que afectó la producción principal. Los sólidos solubles (Figura 7.1.4), fueron más altos, en la cepa Tamarugal con orientación norte-sur, para las tres temporadas y los pH a cosecha de fruto, estuvieron por debajo de 4,0 (Figura 7.1.4), lo cual, dependiendo del tipo de vino está en el rango óptimo. La cepa Tamarugal con orientación este-oeste, producto del daño por heladas, en la primera temporada, la producción fue baja (1,1 kg/planta), lo cual conllevó a un incremento en la temporada siguiente (11,4 kg/planta), sin embargo, el índice de Ravaz (6,03), indicó un viñedo equilibrado, pudiendo dejarse más carga sin afectar la calidad.

Conclusiones

Los registros climáticos evidencian una condición atípica de las temperaturas bajo cero, durante la primavera del año 2022. Estas heladas tardías provocaron un retraso en la brotación y por consiguiente en la cosecha, con un desplazamiento en la curva de producción y afectó la producción por planta, en el viñedo con orientación este-oeste. El contenido de humedad del suelo, se concentra en las estratas superficiales, independiente de la orientación del viñedo. El cultivo de la vid, con cepas patrimoniales adaptadas a las condiciones de desierto, se ve afectada por la extensión de las heladas tardías de primavera, y no por las altas temperaturas, siendo una alternativa productiva ante el cambio climático.

Agradecimientos Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile. Vino del Desierto IQUH06PRO.

Referencias

Poblete I, Pinto M, de Andrés MT & Hinrichsen P (2011) Genetic characterization of old grapevines collected in oases of the Atacama Desert. Chilean Journal of Agricultural Research 71 (3): 476-482.

Poblete I, Vargas D, Lanino M & Zúñiga A (2017). Caracterización ampelográfica de la cepa Tamarugal (Vitis vinifera L.), originaria de la región de Tarapacá, desierto de Atacama. Idesia (35) 4: 47-54.

Poblete I, Lanino M & Rojas G (2020). El descubrimiento de una sobreviviente cepa vinífera Tamarugal. Idesia 38(4):47-58.

Lanino M & Poblete I (2022). Antecedentes climáticos históricos de la Estación Experimental Canchones, Pampa del Tamarugal: Herramienta para la toma de decisiones en agricultura de desierto. Idesia 40(2):27-38.

Santibáñez F, Luzio W, Vera W, Etienne M & Lailhacar S (1982). Análisis de los ecosistemas de la I Región. Sacor-Universidad de Chile.

2500 metros de altitud donde hay extrema aridez con precipitaciones anuales de entre 1 y 10 mm pero que pueden llegar a no ocurrir en años y temperatura media de entre 10 y 18°C con días en su mayoría de cielos despejados y mucha luminosidad, lo que favorece el cultivo de ciertas especies de frutales (Recuadro 7.1).

A partir de los 2800 m de altitud en cambio, se presenta un clima desértico marginal propio de las alturas, en él las temperaturas tienen una media anual entre 10 y 0 °C con grandes oscilaciones diarias. Las lluvias van desde 50 mm anuales hasta los 100 o 200 y se presentan en verano durante el invierno altiplánico. La humedad relativa se mantiene baja (BCN 2023, CONAF 1997). Las zonas de muestreo (Provincia del Tamarugal), se ubican en 5 comunas: Pica, Colchane, Camiña, Pozo Almonte y Huara, distribuidas entre pampa, quebradas y Altiplano.

7.3.2 Caracterización de las propiedades fisicoquímicas del suelo

A continuación, se muestran los resultados de los análisis realizados a 60 muestras de terrenos distintos, cada uno gestionado independientemente permitiendo observar diferencias significativas en los parámetros medidos (Quispe 2024), utilizando las metodologías descritas por Sadsawka et al. 2006. En la Figura 7.8 se muestra la distribución geográfica de las muestras estudiadas en comparación con la distribución general de los yacimientos de Caliche.

Para los resultados fisicoquímicos obtenidos para pH se registraron valores que van desde 4.5 hasta 9.3 (± 0.1). De las 60 muestras, aproximadamente el 43% tiene pH en un rango neutro (6.6-7.3). Se identificaron suelos alcalinos (>8.5) cerca de la localidad La Tirana, Bajo Soga y Pica, y suelos ácidos (<5.1) entre Cariquima y Colchane. Suelos moderadamente alcalinos (7.4-8.4) están principalmente distribuidos en la zona de la Pampa del Tamarugal. El resto de los suelos se clasifica como ligeramente ácido (6.1-6.5) o moderadamente ácido (5.2-6.0). En términos generales, en la Pampa del tamarugal se encuentran tanto suelos ácidos como alcalinos, con una predominancia de estos últimos, encontrándose suelos fuertemente alcalinos. En las quebradas, en cambio, se encuentran suelos de pH neutro y algunos ligeramente ácidos. Finalmente, en el altiplano predominan los suelos ácidos.

Un pH ácido está principalmente asociado a toxicidad por aluminio y a deficiencias de molibdeno (FAO 2015.). En la provincia del Tamarugal, el aluminio es de origen volcánico y se distribuye por medio del agua proveniente del derretimiento de nieves ácidas que confluyen en



Figura 7.8 Mapa del norte de Chile. A la izquierda se muestra la ubicación general de los yacimientos de caliche y a la derecha se muestran los puntos geográficos de las muestras analizadas.

las quebradas repartidas por la región (DGA 2004). Para los suelos afectados por su acidez, la FAO recomienda, en suelos no sulfatados, realizar análisis cada dos a tres años con el objetivo de determinar los requerimientos de limo para neutralizar la acidez del suelo y evaluar su capacidad amortiguadora. Si se tratase de suelos ácidos sulfatados, se requeriría un manejo más delicado para evitar proceso de oxidación de pirita. (FAO 2015)

El suelo alcalino, por su parte, dificulta el suministro de agua a las raíces y resulta en deficiencias de fósforo, cinc, y posiblemente deficiencias de hierro y toxicidad por boro. El pH de los suelos entisoles y aridisoles en la Pampa del Tamarugal son típicamente elevados, a esto se suma la alcalinidad proveniente de los sedimentos de origen calcáreo y de los mantos calicheros propios de la zona (MOP 2004). La alternativa más viable para la remediación de suelos alcalinos es la acidificación de suelos por medio de sustancias ácidas como el ácido sulfúrico, aprovechando la bajada temporal del pH para solubilizar compuestos que contienen hierro y cinc, además de magnesio, calcio y fósforo, incrementando su disponibilidad al mismo tiempo que se mejora la estructura del suelo para mejorar la infiltración de agua (Fertilab s.f.).

Respecto de la Conductividad Eléctrica (CE) y de acuerdo con la clasificación del Natural Resources Conservation Service (NRCS), aproximadamente el 36.6% de las muestras tienen niveles 'no salinos' (CE<2 mS/cm), el 25% son 'ligera' o 'muy ligeramente salinas' (2-4

mS/cm, 4-8 mS/cm respectivamente), mientras que el 38.3% presenta niveles 'moderados' o 'fuertemente salinos' (8-16 mS/cm, >16 mS/cm, respectivamente).

Existen algunos problemas asociados a la Conductividad Eléctrica y se relaciona con los suelos de la provincia, los cuales son sometidos a altas tasas de evaporación, contienen grandes cantidades de sales minerales por lo que no es extraño encontrar valores tan elevados. En la zona del desierto, se encuentran yacimientos de caliche que son una fuente permanente de iones tanto para el suelo como para las fuentes de agua con las que se irrigan los cultivos (MOP 2004) Estos yacimientos, en la región de Tarapacá, se ubican en una franja de 30 a 50 km entre la parte oriental de la cordillera de la costa y la parte occidental de la depresión central, como se muestra en la Figura 7.8. Las zonas con menor CE son aquellas alejadas los yacimientos de caliche en el oasis de Pica, en las quebradas como la de Camiña, Tarapacá, y en el altiplano donde está Colchane.

En general, a partir de los 1.5 mS/cm para cultivos sensibles y desde 4.0 mS/cm en plantas con sensibilidad moderada se manifiestan signos de reducción del crecimiento, follaje quemado o clorosis. La elevada salinidad impide el desarrollo de cultivos al inhabilitar la absorción de agua, incluso tras el riego y afecta la actividad microbiana. El suelo con alto CE a causa de una alta concentración de sodio generalmente tiene una pobre estructura y drenaje, y el sodio se hace toxico para las plantas (Geilfus 2018). Practicas efectivas de irrigación pueden lavar las sales solubles, ayudando a disminuir la CE. En climas áridos residuos vegetales y humus ayudan a mantener el suelo húmedo, incrementando la efectividad del riego y lluvias en el lavado de suelo.

Respecto del porcentaje de materia orgánica fácilmente oxidable (MO) de los suelos de la Provincia del Tamarugal se debe señalar que todas las muestras contienen escasa a nula cantidad de materia orgánica, siendo el valor más alto 2,74%. Por lo general, la mayoría de los suelos agrícolas tienen entre 3-6% de M.O. y se requiere como mínimo un 2% para no afectar la productividad de la mayoría de los cultivos.

El ministerio de agricultura, por medio del programa de suelos SIRSD-S, que a partir de año 2025 cambia su nombre a SIGESS, entre sus subprogramas ofrece la posibilidad de establecer una cubierta vegetal para este tipo de suelos deteriorados. Sumado a esto, algunos autores recomiendan prácticas como la labranza de conservación evitando la pérdida de M.O. por mineralización y erosión, o la rotación de cultivos

anual en hileras con leguminosas que aparte de reducir la erosión, ayudará a acumular M.O. como resultado de la descomposición de las raíces (Muhammad et al. 2023). El uso de composta y ácido húmico se ha mostrado como una medida eficaz para mejorar el contenido de materia orgánica en suelos áridos. Mantener los niveles de materia orgánica estables trae varios beneficios para la mejorar la constitución física del suelo, resistencia a los cambios de las propiedades químicas y a la diversidad del microbiota. (Muhammad et al. 2023).

Uno de los parámetros considerado como macronutriente es el Fósforo Olsen. Los resultados de la determinación de fósforo en los extractos obtenidos por el método Olsen se informa que aproximadamente el 61.7% de las muestras están en niveles de deficiencia o bajos (<10 mg/kg), 31.7% tienen cantidades moderadas o suficientes (10-40 mg/kg) y 4 (cuatro muestras) contienen niveles considerados excesivos (>40 mg/kg). En general se recomienda que, para el método Olsen, los valores se encuentren entre 30 y 40 mg/kg, valores que serían considerados una concentración apropiada para la mayoría de los cultivos (Flynn 2015). Predominan a, modo general, los suelos con bajo contenido de fósforo, estos se concentran en las cercanías de las localidades de Tarapacá, Pachica, Mocha, Pica, Colchane, Cariquima y Colonia Pintados. En cuanto a las 4 muestras con más de 40 mg/kg, se debe considerar que, si bien este exceso puede afectar al rendimiento de los suelos, no supone un riesgo para la salud humana. De hecho, algunos autores dejan el límite crítico en 50 mg/kg (Horneck et al. 2011, Sandaña et al. 2008).

Los resultados asociados a la determinación de nitratos, otro macronutriente esencial para el crecimiento de las plantas, en general, se aprecian niveles elevados (>50 mg/kg) (Flynn 2015), especialmente en la Pampa del Tamarugal. Las muestras con menores concentraciones se ubican cerca de Colchane, en los suelos en la comuna de Camiña y cerca de las localidades de Tarapacá y Mocha. Aunque la mayoría de los mapas muestran que los depósitos de nitrato de la región están restringidos a una delgada franja en la Pampa del Tamarugal, es importante señalar que suelen referirse a los yacimientos que tienen o tuvieron potencial comercial.

Los depósitos no comerciales y los suelos ricos en nitrato en realidad están mucho más dispersos. Se puede encontrar mineral de nitrato de baja calidad (1 a 7% de $NaNO_3$) formando una banda casi continua de 10 a 30 km de ancho en la depresión intermedia de la Provincia. De esta manera, una gran parte de la pampa cerca de la cordillera de la costa está recubierta de un regolito con un cemento salino que contienen nitratos

el cual puede tener un espesor desde unas decenas de centímetros hasta uno o dos metros (Ericksen 1981). Esto, sumado a las escasas precipitaciones en la zona pueden favorecer la acumulación de iones de nitrato en los suelos.

Existe un riesgo de que las plantas acumulen nitrato, que está influenciado por factores ambientales como la temperatura e intensidad de la luz, aunque esto se ha comprobado para el nitrato proveniente de fertilizantes nitrogenados. Además, el estrés por sequías favorece esta acumulación y esta es independiente de la fuente. Por otro lado, los iones de nitrato y cloruro son intercambiables en osmorregulación bajo estrés salino, por lo que una salinidad leve puede ayudar a prevenir su acumulación en los suelos. Muchos cultivos son más sensibles a las altas concentraciones de sal cuando el suelo contiene niveles deficientes de nitrato, incluso bajo determinadas condiciones, aplicaciones de nitrato superiores a las normales pueden compensar parcialmente la reducción del rendimiento inducido por la salinidad. (Ahmed et al. 2020).

Hortalizas como la espinaca, el apio, la remolacha y la lechuga suelen contener altas concentraciones de nitratos (Karwowska & Kononiuk 2020) y las condiciones del suelo de la provincia podrían promover su acumulación excesiva. La exposición a nitratos en humanos es debido al consumo de vegetales crudos, semillas, beber agua de fuentes subterráneas y alimentos procesados. Aunque el nitrato en sí no es dañino para la vida, su reducción a óxido nítrico, nitrito y compuestos N-Nitroso, mediados por bacterias de la boca y enzimas salivales puede suponer un riesgo asociado al padecimiento de cáncer de estómago o de la vejiga y metahemoglobinemia (Ahmed et al. 2020).

La determinación de boro en los extractos con $CaCl_2$ y los extractos acuosos, son análisis que deben ser realizados ya que el boro se encuentra de manera natural en esta Región. De las mediciones realizadas, se registraron concentraciones que varían desde 0.65 a 43.25 mg/kg. Las concentraciones más elevadas se concentran en las zonas aledañas a Pozo Almonte y La Tirana, seguido de las muestras en Bajo Soga y Cuminalla. Los suelos con valores más bajos se encuentran en Cariquima y Chusmiza. La toxicidad por boro en plantas ocurre por lo general por encima de 6 mg/kg, mientras que menos de 0.50 mg/kg no son suficientes para el crecimiento óptimo de una planta. (Flynn 2015, Briceño et al. 2025). No obstante, se ha demostrado que especies como la alfalfa puede crecer en suelos con hasta 50 mg/kg de boro extraíble sin exhibir síntomas de toxicidad. (Al-Mustafa et al. 1993).

El origen de este parámetro está ligado a las aguas de riego, que provienen tanto de la precordillera como de la alta cordillera (Chong et al. 2000). El agua de las quebradas ofrece un suministro constante de boro proveniente de la parte alta de la cuenca, donde sedimentos con alto contenido de bórax y ácido bórico mantienen los niveles de boro entre 3.3-9 mg/L dependiendo de la estación. (Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, 2004) Sumado a lo anterior, para los suelos de la depresión intermedia (Pampa del Tamarugal), otra fuente de boro puede encontrarse en los yacimientos de caliche del norte de Chile los cuales contienen varios boratos y minerales entre los que se encuentra la ulexita, una roca boratera que contiene boro soluble en agua que puede usarse para hacer fertilizantes (Chong et al. 2000).

Respecto de las Bases Intercambiables como son Na, K, Ca y Mg, los datos muestran niveles elevados de sodio y, en menor medida, potasio, mientras que calcio y magnesio se encontraron en déficit. Aunque calcio, potasio y magnesio son nutrientes esenciales para el desarrollo de cultivos, el sodio no lo es. Su concentración excesiva puede disrumpir el potencial osmótico de la solución del suelo, dificultando la absorción de agua por las raíces, formando en el proceso un suelo menos friable que dificulta la movilidad del agua (Subbarao et al. 2003). La salinidad dominada por el sodio no solo reduce la disponibilidad de calcio, también afecta su trasporte y movilidad en las regiones en crecimiento de la planta (Adam 2004, Hussain et al. 2013). La magnitud de los efectos adversos empeora aún más cuando se usa agua salina para su irrigación. Se ha mencionado anteriormente que las aguas reciben iones permanentemente desde los depósitos de mineral caliche, en un estudio realizado al agua potable de varias localidades de la región, se encontró que los sólidos disueltos totales en Pozo Almonte, y La Tirana (1005 y 1067 mg/L respectivamente) superaban por poco la recomendación de la OMS (1000 mg/L), clasificándolos como agua salobre (Herrera et al. 2019).

A causa de la similitud química entre Na y K, ambos compiten por los mismos sitios de absorción en la raíz (Subbarao et al. 2003). En suelos salinos con niveles normales de potasio las plantas acumulan iones de sodio mientras que se observa un bajo contenido de iones de potasio (Adam 2004). No obstante, al agregar sulfato de potasio, esta toma un mayor rol en la osmorregulación e interactúa con el sodio en la distribución entre la solución del suelo y las fases de intercambio y en su absorción por las raíces (Subbarao et al. 2003). En este sentido, el exceso de potasio puede jugar un rol importante en mitigar los efectos adversos del estrés salino (Hussain et al. 2013).

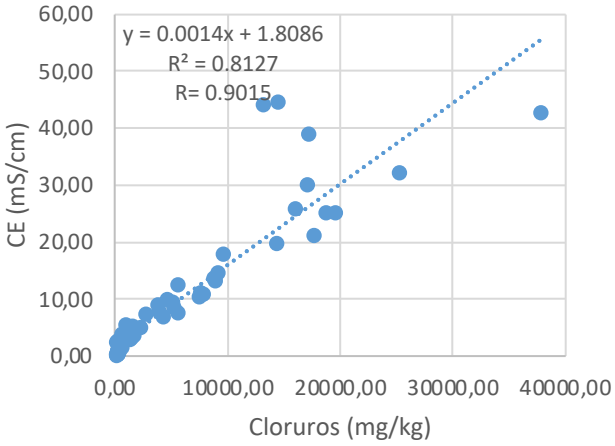


Figura 7.9 Correlación entre el contenido de Cloruros (mg/Kg) y CE (mS/cm)

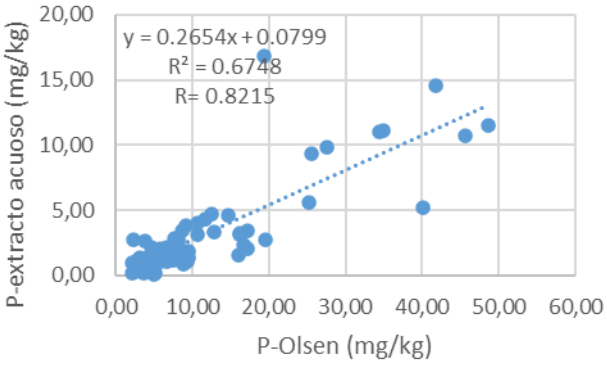


Figura 7.10 Relación entre el contenido de P-extracto acuoso (mg/Kg) y P-Olsen (mg/Kg). Fuente: Elaboración propia.

Uno de los subprogramas del SIRS-D incluye la incorporación de elementos químicos esenciales para la corrección de la salinidad excesiva y la deficiencia de elementos químicos esenciales. Para el problema de salinidad la irrigación con agua de buena calidad en conjunto con la adición de calcio, lixiviará las sales solubles y disminuirá el RAS. El control de los niveles de potasio, por su parte permitirá mantener bajo control los problemas causados por la excesiva salinidad de los suelos (Subbarao et al. 2003). De los análisis realizados, por lo general se construyen gráficas de correlación entre las especies analizadas de acuerdo y al comportamiento del índice de Pearson, lo anterior con la finalidad de reducir el número de análisis y de muestras, esto permite disminuir los reactivos y migrar hacia una química verde. De las correlaciones encontradas se encuentran a modo de ejemplo las siguientes (Figura 7.9 y 7.10).

7.4 Análisis exploratorio de muestras de suelo de Arica y Parinacota

José Soto & Margarita Briceño

La Región de Arica y Parinacota, a pesar de estar enclavada en el núcleo del Desierto de Atacama, el más árido del mundo, sustenta un potencial agrícola histórico basado en una extrema variabilidad microclimática. Esta variabilidad se articula mediante un gradiente altitudinal abrupto que configura distintos "pisos ecológicos" (Murra 1975), extendiéndose desde la costa (Océano Pacífico) hasta la cordillera del Altiplano (Andes) en pocos kilómetros (Rojas et al. 2018).

La franja costera presenta un clima desértico con influencia oceánica (desierto costero), caracterizado por alta humedad atmosférica y nubosidad estratiforme (conocida como "camanchaca"), que modera las temperaturas diurnas y nocturnas. Sin embargo, la agricultura intensiva depende de los valles transversales que cortan el desierto (Santoro et al. 2010). El potencial agrícola se concentra en estos valles-oasis, principalmente Azapa y Lluta. El Valle de Azapa posee un microclima subtropical excepcional, libre de heladas, que permite la producción continua de hortalizas (especialmente tomates) y el desarrollo de cultivos subtropicales como mangos y guayabas. Es, además, el centro de la olivicultura regional, con la "Aceituna de Azapa" (Olea europaea), que cuenta con Denominación de Origen. En contraste, el Valle de Lluta, aunque productivo (principalmente en maíz y alfalfa), enfrenta condiciones edáficas adversas, con niveles naturalmente altos de salinidad y boro en sus aguas, lo que restringe severamente la gama de cultivos viables (INIA 2017).

A medida que se asciende, se ingresa a la precordillera (ej. Valle de Codpa, entre 1.800 y 2.500 msnm) y al Altiplano (sobre 3.500 msnm). En estas zonas, el régimen climático cambia drásticamente. Desaparece la influencia oceánica y predominan la alta radiación solar y las bajas temperaturas. Crucialmente, el régimen de precipitación se invierte, concentrándose en el verano (diciembre-marzo) debido al fenómeno del "invierno altiplánico" o monzón sudamericano (Garreaud & Rutllant 2003).

Este clima de altura permite una agricultura especializada de subsistencia, basada en cultivos andinos adaptados como la quinua (*Chenopodium quinoa*) y diversas variedades de papas, además de la ganadería extensiva de camélidos (llamas y alpacas), que ha sido el sustento histórico de las comunidades Aymara (Mamani 2005). En síntesis, la agricultura de Arica



Figura 7.11 Sitios de extracción de muestras de suelos en la región de Arica y Parinacota. Fuente: Elaboración propia.

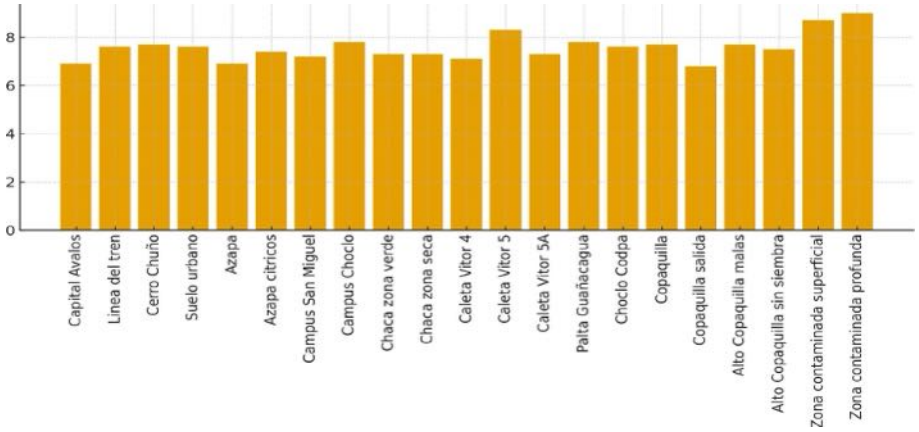


Figura 7.12 Nivel de pH de las muestras de suelos estudiadas de Arica y Parinacota. Fuente: Elaboración propia.

y Parinacota no es homogénea; es un mosaico de especializaciones productivas definidas por microclimas específicos, donde los factores limitantes son la escasez hídrica y la calidad fisicoquímica de los suelos y del agua (CIREN 2011).

Se trabajó con 23 muestras de suelos distribuidas en sectores costeros y

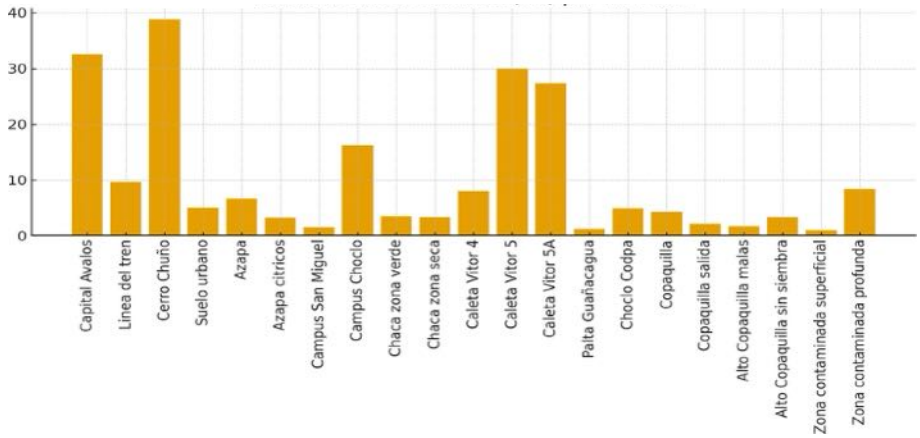


Figura 7.13 Conductividad Eléctrica de las muestras de suelos analizadas de Arica y Parinacota. Fuente: Elaboración propia.

altiplánicos de Arica y Parinacota, considerando muestras asociadas a los valles de Azapa y Lluta de los cuales se tiene mayor información (Figura 7.11). Las muestras provienen de una región caracterizada por una aridez extrema, el desierto de Atacama, cuyos suelos en tales regímenes de humedad, se clasifican predominantemente como Aridisoles (CIREN 2011, Soto 2025). Estos suelos se definen por una lixiviación (lavado de sales) nula o muy limitada, lo que intrínsecamente favorece la acumulación de sales solubles, carbonatos y, en este caso, boro.

Los datos de pH observados se sitúan de manera consistente en rangos de 8.0 a 9.0, son característicos de estos suelos, coincidiendo con estudios que reportan rangos de pH de 8.6 a 9.8 para Aridisoles de esta región geográfica (Figura 7.12). En cuanto a el análisis de Parámetros Críticos y Estrés Abiótico se evidencia un escenario de estrés abiótico múltiple, donde la viabilidad agrícola está comprometida por la interacción de tres factores limitantes:

Salinidad (Conductividad Eléctrica-CE): Se registran valores de CE que alcanzan niveles extremos, con picos cercanos a 40 dS/m (Cerro Chuño) y múltiples muestras por encima de 25 dS/m (ej. Capital Avalos, Caleta Vitor). Según clasificaciones agronómicas estándar, los suelos se consideran "Ligeramente Salinos" entre 2-4 dS/m y "Moderadamente Salinos" entre 4-8 dS/m (Madrid,2008; Clasificación de la salinidad del Suelo). Valores superiores a 16 dS/m se clasifican como "Extremadamente Salinos" o de "Muy Fuerte" salinidad (Madrid, 2008; Clasificación de la salinidad del Suelo). Implicación los valores de 30-40 dS/m observados

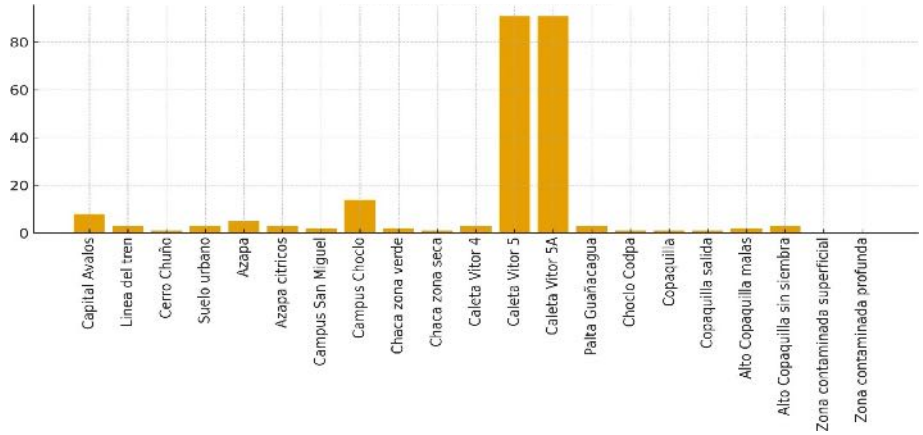


Figura 7.14 Determinación de Boro en las muestras de suelo estudiadas de Arica y Parinacota. Fuente: Elaboración propia.

superan con creces el umbral de tolerancia de la mayoría de los cultivos. Esta concentración salina genera un potencial osmótico tan adverso que impide la absorción de agua por las raíces (fenómeno conocido como "sequía fisiológica") independiente del riego aplicado (Figura 7.13).

Alcalinidad (pH): La mayoría de las muestras presentan un pH entre 8.0 y 9.0. Este rango se define como alcalino (8.5-9.0) a "Ligeramente Alcalino"(7.9-8.4) (Figueroa & Neaman 2023). En condiciones de pH superiores a 8.0, la disponibilidad de micronutrientes esenciales precipita drásticamente (CIREN 2011). por lo cual se produce un antagonismo iónico y una insolubilización de nutrientes. Específicamente, el Fósforo (P), Hierro (Fe), Manganeso (Mn), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) se vuelven menos disponibles para la planta Un pH de 8.5-9.0 es un inductor directo de problemas severos de clorosis férrica.

Fitotoxicidad por Boro (B): Se constatan concentraciones de Boro que superan los 80 mg/kg (Caleta Vitor 5A) y varias muestras por encima de 60 mg/kg (Capital Avalos, Caleta Vitor 5) (Informe Profesional de Suelos, s.f.). El Boro es un micronutriente cuyo rango entre deficiencia y toxicidad es extremadamente estrecho. Si bien los cultivos tolerantes pueden soportar niveles de 4.0 a 15.0 mg/kg en el suelo, los cultivos sensibles pueden mostrar toxicidad con solo 1.0 mg/kg, indica que los valores de 60-80 mg/kg observados son exponencialmente superiores a los umbrales de tolerancia establecidos y deben considerarse como niveles de fitotoxicidad severa. Estas concentraciones son letales para la mayoría de las especies cultivables (Figura 7.14).

7.4.1 Clasificación de zonas y potencial agronómico

Basado en la integración de los tres parámetros analizados, las zonas muestreadas pueden clasificarse de la siguiente manera:

Zonas críticas (inviables): Caleta Vitor 5A, Capital Avalos, Caleta Vitor 5, Cerro Chuño Parámetro(s) Limitante(s) Primarios; CE, Boro (Estrés Múltiple Extremo): Niveles hiper-salinos (>25 dS/m) y/o toxicidad severa por Boro (>60 mg/kg). Inviables para agricultura.

Zonas con desafíos específicos: Campus Choclo, Zona Contaminada (ambas): Niveles de Boro manejables, pero con salinidad alta (CE > 15 dS/m) que requiere cultivos muy tolerantes.

Zonas con potencial (aptas): Choclo Codpa, Palta Guañacagua, Copaquilla, Azapa citricos, Campus San Miguel

De acuerdo a estos parámetros revisados se documenta una extrema variabilidad espacial en la calidad del suelo en la Región de Arica y Parinacota, mientras un grupo de muestras, por ejemplo Codpa, presenta condiciones viables para la agricultura adaptada al desierto. Otro grupo, por ejemplo Caleta Vitor y Cerro Chuño, exhiben un estrés abiótico múltiple, es decir, hiper-salinidad y toxicidad por boro que las define como edáficamente no aptas para fines agrícolas de alto rendimiento.

Finalmente se muestran algunos sitios de estudio de los suelos de la Región de Arica y Parinacota que evidencian el territorio (Figura 7.15).

7.5 Productividad de los suelos

La productividad del suelo es un término amplio que se relaciona con su capacidad de producir biomasa vegetal y sustentar cultivos de manera sostenible (Brady 1974) por otra parte la fertilidad es la capacidad inherente de un suelo para proporcionar nutrientes en cantidades y proporciones adecuadas (Recuadro 7.2).

Los principales factores de productividad del suelo son la materia orgánica (incluyendo la biomasa microbiana), la textura del suelo, la estructura, la profundidad, el contenido de nutrientes, la capacidad de almacenamiento de agua, la reacción a los elementos tóxicos y su ausencia. La productividad del suelo depende de características físicas, hídricas, químicas y biológicas y de sus interacciones (FAO, 2015). Es

Recuadro 7.2 Caso de estudio de catastro de fertilidad de suelos en Pica y pampa del Tamarugal (Tarapacá, Chile).

CATASTRO DE FERTILIDAD DE SUELOS EN PICA Y PAMPA DEL TAMARUGAL

José Delatorre-Herrera, Isabel Sepúlveda-Soto, Juan-Pablo Brown, José-Pablo Delatorre-Castillo & Cristopher Low

Laboratorio de Agricultura para Ambientes Extremos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Iquique Chile.

Resumen: Este informe presenta un catastro de fertilidad de suelos agrícolas en Pica, Matilla y la Pampa del Tamarugal, con énfasis en parámetros químicos clave para la producción en ambientes áridos. Se establecieron grillas de muestreo y se analizaron pH, conductividad eléctrica y disponibilidad de nitrógeno, fósforo y potasio mediante métodos estandarizados. Los resultados evidencian diferencias espaciales relevantes: Pica y Matilla muestran salinidad moderada y déficit de fósforo, mientras que la Pampa del Tamarugal presenta salinidad elevada con contenidos medios de fósforo y potasio adecuados. Estas variaciones condicionan el manejo agronómico, la selección de cultivos y la estrategia de enmiendas. El catastro constituye una línea base útil para decisiones de manejo y futuras evaluaciones, orientadas a mejorar la productividad y la sostenibilidad del sistema agrícola regional.

Introducción

La producción agrícola en zonas áridas de Tarapacá enfrenta limitantes edáficas severas, destacando la baja disponibilidad de nutrientes y la salinidad. En este contexto, disponer de información confiable y comparable sobre la fertilidad del suelo es fundamental para orientar decisiones técnicas y de inversión. El objetivo de este estudio fue elaborar un catastro de fertilidad en predios de Pica, Matilla y la Pampa del Tamarugal, caracterizando pH, conductividad eléctrica y la disponibilidad de nitrógeno, fósforo y potasio. Con ello se busca identificar brechas de manejo y oportunidades de mejora para aumentar la eficiencia de uso de insumos, favorecer la resiliencia de los cultivos y sustentar procesos de planificación territorial en ambientes extremos con recursos hídricos y edáficos limitados.

Metodología

Se empleó un diseño de muestreo basado en grillas de 250 × 250 m en sectores agrícolas de Pica-Matilla y la Pampa del Tamarugal, con selección de cuadrillas representativas según uso y accesibilidad (Figura 7.2.1, 7.2.2 y 7.2.3). Se colectaron muestras compuestas por predio, siguiendo protocolos de higiene, rotulado y cadena de custodia. Los análisis consideraron pH en extracto 1:2,5, conductividad eléctrica (pasta saturada y/o extracto 1:2,5) y nutrientes disponibles (N, P, K) según métodos validados para suelos de Chile (Sadzawka et al. 2006). La clasificación de resultados se efectuó con umbrales de referencia

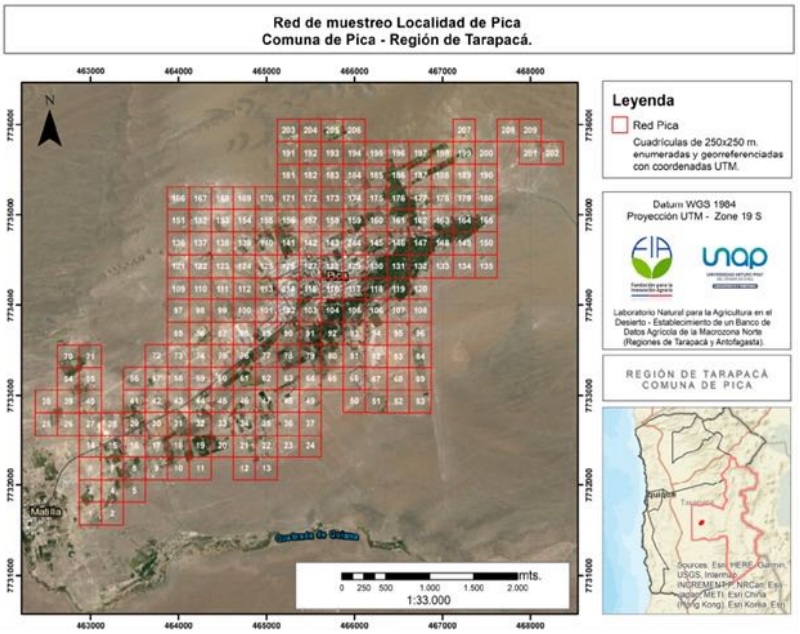


Figura 7.2.1 Área de estudio en la localidad de Pica (Región de Tarapacá, Chile).

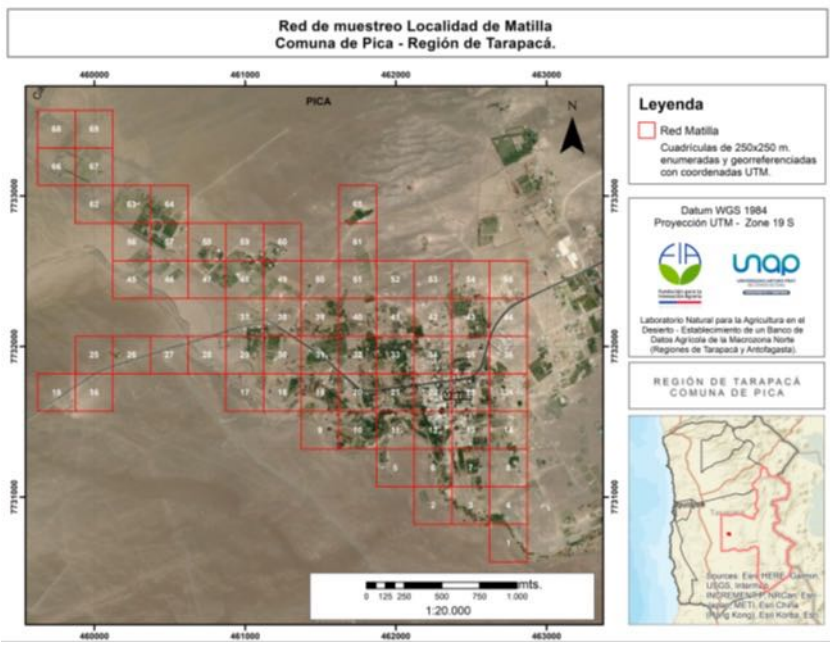


Figura 7.2.2 Área de estudio en la localidad de Matilla (Región de Tarapacá, Chile).

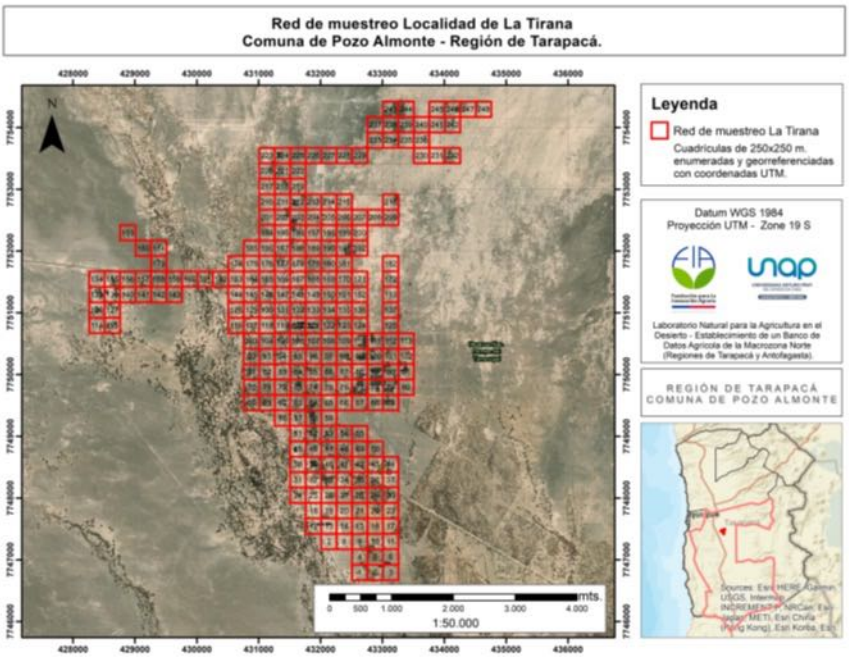


Figura 7.2.3 Área de estudio en la Pampa del Tamarugal (Región de Tarapacá, Chile).

para disponibilidad de nutrientes y rangos de salinidad, a fin de facilitar la interpretación agronómica. Se aplicó control de calidad mediante duplicados y contrastes con patrones. La información fue tabulada, sometida a estadística descriptiva (promedio, rango, coeficiente de variación) y comparada entre zonas. Finalmente, se elaboraron síntesis gráficas y tablas para comunicación a productores y tomadores de decisión, incluyendo mapas operativos de localización de puntos y listados de resultados por predio.

Resultados y Discusión

Pica-Matilla presentó pH ligeramente alcalino y salinidad de baja a moderada, con potasio en rangos adecuados y un déficit consistente de fósforo (Tabla 7.2.1). La Pampa del Tamarugal, en cambio, evidenció pH alcalino y salinidad elevada en varias localidades, con fósforo medio y potasio variable pero globalmente suficiente para la mayoría de los cultivos (Tabla 7.2.2). La variabilidad espacial de la salinidad fue la principal fuente de heterogeneidad entre sectores, condicionando la elección de especies, portainjertos y prácticas de manejo. Al comparar zonas, el pH resultó similar; el nitrógeno se situó en niveles medios con variación acotada; el fósforo fue notablemente más bajo en Pica-Matilla y medio en la Pampa; y el potasio mostró promedios adecuados en ambos casos. La interpretación de categorías de disponibilidad de nutrientes se basó en los rangos propuestos por la literatura técnica (Urbano, 1995). Estos patrones sugieren que, mientras Pica-Matilla requiere estrategias centradas en la

Tabla 7.2.1 Resultados de fertilidad en Pica-Matilla

	elemento	categoría	elemento	categoría	elemento	categoría	elemento	categoría	elemento	categoría	fuente	Fecha
Predio	**N(mg Kg)**		**P (mg Kg)**		**K (ml Kg)**		**pH**		**CE (dS m)**			
P85-1	25	medio	3	Muy bajo	383	adecuado	7,8	Lig. alcalino	2,2	Lev. salino	Agrolab O 137770	20-10-2017
P85-2	34	Medio	8	Bajo	563	adecuado	7,4	Neutro	5,3	mod.salino	Agrolab O 137770	20-10-2017
P319	40	Medio	7	Bajo	338	adecuado	7,8	Lig.alcalino	1,6	no salino	Agrolab O 137770	20-10-2017
P349	28	Medio	6	Bajo	346	adecuado	8,5	Fuer. alcalino	0,65	no salino	Agrolab O 137770	20-10-2017
P449	25	Medio	9	Bajo	240	adecuado	8,3	Alcalino	1,9	no salino	Agrolab O 137770	20-10-2017
P514	22	Medio	20	Adecuado	748	adecuado	7,6	Lig.alcalino	4	Lev.salino	Agrolab O 137770	20-10-2017
P539	32	Medio	2	Muy bajo	413	adecuado	6,7	Neutro	3,4	Levsalino	Agrolab O 137770	20-10-2017
Liceo de Pica	35	Medio	51	adecuado	721	adecuado	7,4	Neutro	5,2	mod.salino	Agrolab O 182.726	18-01-2023
Sra. Rosita (Matilla)	22	Medio	2,3	Muy bajo	891	adeuado	7,4	Neutro	5,8	mod.salino	Lab.Fis. Nut. Vegetal	11-01-2024
Promedio	**29**	**Medio**	**12**	**Bajo**	**516**	**adecuado**	**7,7**	**Lig.alcalino**	**3,3**	**Lev.salino**		
DS	**6,13**		**16,21**		**187,25**		**0,56**		**1,72**			
CV	**20,97**		**134,71**		**36,30**		**7,34**		**51,40**			

Tabla 7.2.2. Resultados de fertilidad en Pampa del Tamarugal

	elemento	categoría	elemento	categoría	elemento	categoría	elemento	categoría	elemento	categoría	fuente
Predio	**N(mg Kg)**		**P (mg Kg)**		**K (ml Kg)**		**pH**		**CE (dS m)**		
Pozo Almonte Quispe 20 cm	52	Adecuado	6	Bajo	283	Adecuado	7,7	Lig.alcalino	6	Mod.salino	Agrolab 0 180986
Pozo Almonte Quispe 80 cm	44	Adecuado	3	Muy bajo	1603	Alto	8,5	Fuerte. alcalino	16	Salino	Agrolab 0 180986
L Astorga La Tirana	16	Bajo	15	Medio	150	Adecuado	7,7	Lig.alcalino	17,5	Salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal[1]
B Breton La tirana	29	Medio	25	Alto	769	Adecuado	8,7	Fuerte. salino	145	Fuerte. salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal[1]
M Galarce	5,3	Muy bajo	36	Alto	70	Bajo	7,4	Neutro	4,8	Mod.salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal
Eliana	3,1	Muy bajo	17	Medio	97	Bajo	7,0	Neutro	7,8	Mod.salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal
F Chiffelle La Tirana	49	Alto	25	Alto	56	Bajo	7,2	Neutro	1,3	no salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal[1]
R Amaro La Huayca	49	Alto	25	Alto	65	Bajo	8,3	Alcalino	6,4	Mod.salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal[1]
N Ceballos La Huyca	29	Medio	15	Medio	223	Adecuado	8	Alcalino	5,6	Mod.salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal[1]
E Ceballos La Huyca	<1	trazas	15	Medio	401	Adecuado	8,6	Fuerte alcalino	36,5	Fuerte salino	Lab.Fis.Nut. Vegetal[1]
Promedio	**28**	**Medio**	**20**	**Medio**	**382**	**Adecuado**	**7,9**	**Lig,alcalino**	**26,8**	**Fuerte salino**	
DS	**18,59**		**9,85**		**548,37**		**0,63**		**48,58**		
CV	**66,28**		**50,36**		**143,72**		**7,91**		**181,50**		

reposición de fósforo y la eficiencia en su uso (fuentes solubles, fraccionamiento, ubicación), la Pampa del Tamarugal demanda medidas prioritarias de manejo de salinidad (selección de cultivos y variedades tolerantes, drenaje donde sea factible, lixiviación controlada, ajustes de riego y coberturas) complementadas con seguimiento nutrimental.

Desde una perspectiva operativa, la coexistencia de cuadrillas con baja salinidad y otras con salinidad alta dentro de una misma unidad productiva obliga a sectorizar el manejo y a monitorear CE de manera estacional. La disponibilidad de fósforo en Pica-Matilla justifica la incorporación de enmiendas fosfatadas y prácticas que mejoren su eficiencia (pH en zona radicular, materia orgánica, inoculantes cuando aplique). En la Pampa del Tamarugal, la priorización de la salinidad puede liberar respuestas productivas, tras lo cual procede afinar la nutrición. Estas conclusiones son coherentes con los registros locales y con el conocimiento acumulado para sistemas agrícolas en ambientes áridos.

Conclusiones

El catastro confirma diferencias edáficas estructurales entre Pica-Matilla y la Pampa del Tamarugal. La primera requiere corregir la deficiencia de fósforo y sostener monitoreos de salinidad; la segunda demanda controles prioritarios de salinidad antes de optimizar la nutrición. La información generada ofrece una línea base para sectorizar prácticas, orientar la selección de cultivos y focalizar inversiones en enmiendas y riego, contribuyendo a la productividad y sostenibilidad de la agricultura regional en condiciones de aridez y estrés salino.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

Referencias

Urbano P (1995). Aplicaciones Fitotécnicas. Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España, 288 pp.

Sadzawka A, Carrasco M, Grez R, Mora M, Flores H, Neaman A (2006) Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Serie Actas INIA Nº 34.

posible conocer el crecimiento y el desarrollo de la parte aérea de las plantas observándolas y midiéndolas, incluso con sensores foliares. Sin embargo, aún se sabe poco sobre lo que ocurre debajo la superficie en el ecosistema del suelo del cual las raíces son importantes constituyentes.

Para cumplir sin problemas todos los ciclos del crecimiento a la madurez, las plantas necesitan que el agua pase a través de las raíces, desde el suelo hasta la atmósfera. Resulta importante en este ecosistema conocer



Figura 7.15 Sitios de estudio de los suelos en la Región de Arica Parinacota. a) Sector Caleta Vitor, b) Sector Codpa, c) Sector Valle de LLuta, d) Sector Copaquilla. Fuente: Elaboración propia.

los factores de los cuales depende la productividad de los suelos los cuales en general se refieren a factores físicos (textura, estructura, profundidad), químicos (nutrientes, pH, materia orgánica) y biológicos (microorganismos). Es por ello que, para mantener la productividad, es crucial gestionar correctamente el suelo, evitando la degradación, protegiendo su fertilidad, manejando la erosión y aportando nutrientes de forma adecuada.

7.5.1 Factores que determinan la productividad del suelo

Adicionalmente a lo relacionado a las características y factores físicos, químicos y biológicos de los suelos, en cada uno de ellos se reflejan numerosas interacciones entre los cinco factores básicos de formación del suelo: material parental, clima (especialmente los efectos de la humedad y la temperatura), especies y poblaciones de macro y microorganismos, topografía y tiempo. Por lo tanto, si bien la productividad del suelo en sí misma no es una característica inherente, varía en cada suelo y, por consiguiente, es una de las muchas características utilizadas para



Figura 7.16 Infografía de suelos afectados por salinidad (Fuente: www.fao.org).

clasificar más de 18,000 series de suelos sólo en Estados Unidos (Karlen 2005).

La productividad también se ve afectada por lo que algunos denominan un sexto factor de formación del suelo: la actividad humana. Otros prefieren clasificar esta respuesta como «propiedades dinámicas del suelo», ya que los cambios suelen ser controlables y reflejan las decisiones o prácticas de manejo del suelo impuestas por el ser humano. Los suelos productivos generalmente presentan resistencia o resiliencia, dos propiedades que les permiten soportar la degradación causada por estrés natural (p. ej., sequía o inundación) o antropogénico (p. ej., labranza) sin perder su capacidad para desempeñar funciones críticas. (Karlen 2005). En la Figura 7.16 se presentan algunos factores que afectan a la productividad agrícola en especial cuando aumenta la salinidad de los suelos y también la presencia de sodio, provocado por la escasez hídrica y cambios en la calidad del agua provocando pérdida de biodiversidad y ruptura de la estructura del suelo (Benavidez-Silva et al. 2024).

La infografía presentada en la Figura 7.16, muestra claramente las relaciones entre las condiciones de alta productividad de un suelo

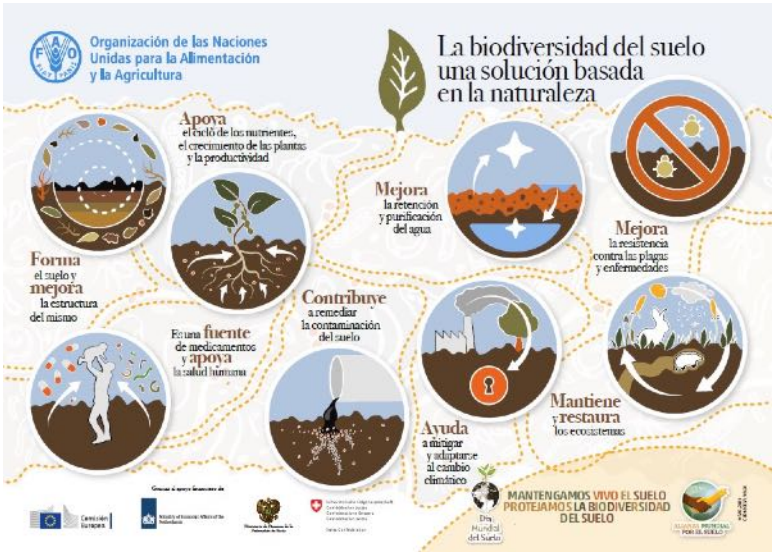


Figura 7.17: Infografía de la biodiversidad del suelo como Solución Basada en la Naturaleza (Fuente: www.fao.org)

saludable, con agregados estables, agua disponible, equilibrio nutricional, alto contenido de carbono, sin contaminantes y alta biodiversidad. Mientras que al aumentar la salinidad y la sodicidad afectan a la composición de los suelos y su estructura que pueden asfixiar a las raíces provocando una acumulación de sales producto de la escasez hídrica y de las condiciones climáticas, provocando una pérdida de biodiversidad y desequilibrio nutricional.

7.6 Fitorremediación de los suelos de Tarapacá, Arica y Parinacota

Daniela Cisternas & Margarita Briceño

La importancia de recuperar la biodiversidad de los suelos haciendo uso de las soluciones basadas en la naturaleza (Figura 7.17), ha cobrado una creciente importancia ya que la biodiversidad permite recuperar los servicios ecosistémicos de los suelos degradados. Dentro de las acciones se destacan el uso de plantas a través de la fitorremediación, la biorremediación haciendo uso de nutrientes y microorganismos endógenos provenientes de los suelos y el uso de humedales artificiales (Cisternas, 2024). Todo lo antes señalado favorece los ciclos hidrogeológicos de los macronutrientes, así como también el secuestro de carbono para mitigar el efecto invernadero y con ello el cambio climático.

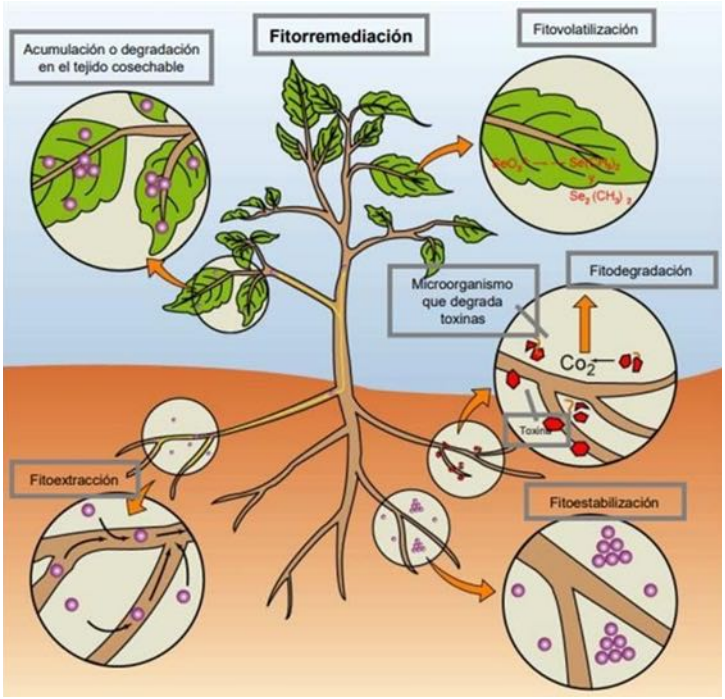


Figura 7.18 Mecanismos utilizados para la desintoxicación de suelos en plantas hiperacumuladoras y fitorremediación de metales pesados: fitoextracción, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación (Fuente: Li et al. 2019).

Actualmente la fitorremediación se considera una técnica emergente y respetuosa con el medio ambiente para eliminar metales pesados (Gavrilescu 2022). Se considera además una tecnología de ingeniería verde que explota el potencial de tolerancia a los metales pesados de las plantas para inmovilizar o secuestrar los contaminantes metálicos en el suelo o en el agua (Pilon-Smits 2005). La palabra fitorremediación deriva del griego Phyton y del latín remedium que significa plantar y corregir respectivamente. Utiliza plantas como agente purificador in situ para la remediación de suelos y sistema de agua (Wani et al. 2012). Debido a los problemas crecientes de salud asociadas a metales pesados y su amplia distribución en suelo y agua, se ha presentado más atención a identificar las fuentes de contaminación y para remediar los sitios contaminados (Jaskulak et al. 2022).

La fitorremediación se basa en la capacidad de las plantas para extraer metales pesados del suelo y agua y bioacumularlos en varias partes como: raíz, tallos, hojas, flores y frutos sin presentar efectos dañinos en la estructura del suelo, la fertilidad y la actividad biológica. La

fitorremediación es impulsada por energía solar y tiene el potencial de eliminar los contaminantes de los sitios contaminados casi por completo (Gavrilescu 2022), las plantas que crecen en los suelos contaminados deben tener un cierto grado de tolerancia a varios metales pesados, una alta tasa de crecimiento y producir grandes cantidades de biomasa para una buena eficiencia de la fitorremediación (Suman et al. 2018, Rosatto et al. 2021).

Esta metodología se puede aplicar en terrenos extensos requiere un monitoreo mínimo y los metales acumulados en la biomasa pueden recuperarse, se mejoran las propiedades de los suelos, se restaura la microflora, de la rizosfera y se intensifica la transferencia de nutrientes (Figura 7.18). La fitorremediación se basa en un sistema autótrofo que a menudo involucra grandes cantidades de biomasa (138). Los mecanismos por los cuales se logra esta desintoxicación pueden ser: Fitoextracción, fitoestabilización, fitovolatilización y rizofiltracion (Li et al. 2019).

7.6.1 Ventajas y desventajas de la fitorremediación

La fitorremediación como técnica de restauración muestra una serie de ventajas y desventajas. Dentro de las ventajas se destaca que la fitorremediación se puede usar in situ y ex situ se realiza sin necesidad de transportar el sustrato contaminado y así disminuye la diseminación de contaminantes a través del aire o el agua. Es una tecnología sustentable, es eficiente para contaminantes orgánicos e inorgánicos, es de bajo costo, no requiere personal especializado para su manejo, no requiere consumo de energía solo requiere de prácticas agronómicas convencionales, actúa positivamente sobre el suelo mejorando sus propiedades físicas y químicas debido a la formación de una cubierta vegetal, tiene alta probabilidad de ser aceptada, por ser estéticamente agradable, evita la excavación y el tráfico pesado, se puede emplear en suelo, aire y agua y sedimentos, permite el reciclado de recursos (agua, biomasa y metales) (Delgadillo-López et al. 2011). La fitorremediación se considera económicamente viable y ambientalmente racional para remediar los contaminantes que se originan en diferentes fuentes en el medio ambiente (Delgadillo-López et al. 2011).

La fitorremediación también presenta desventajas en su aplicación. Para comenzar, la mayor parte de la investigación se lleva a cabo en un entorno controlado en un periodo corto de tiempo cabe la posibilidad de que los resultados no sean representativos como si se llevara a cabo en condiciones de campo durante mucho tiempo. Como el suelo y el clima varían en cada sitio, la técnica especifica de la fitorremediación

aplicada a una especie en un sitio, puede no funcionar en otro (Aken et al. 2010). La fitorremedicación es un proceso más lento que los métodos convencionales. Además, es posible que no funcione para todo tipo de contaminantes (Aken et al. 2010).

Las desventajas descritas plantean desafíos para la implementación. Algunas desventajas como la especificidad del sitio, del clima y los contaminantes seguirán obstaculizando su desarrollo. Los hallazgos de la investigación han avanzado significativamente en el campo y continúa avanzando. La aceptación y reconocimiento han ido en constante aumento a medida que los científicos e ingenieros ambientales buscan soluciones basadas en la naturaleza. La enorme cantidad de resultados que prueban su viabilidad y capacidad ha llamado la atención de muchas personas en esta tecnología, ya que son desarrollos positivos (Alkorta & Garbisu 2001).

Uno de los ejemplos de fitorremediación que se pueden destacar en el norte de Chile, en donde regiones como: Arica, Parinacota, Tarapacá y Antofagasta, se libera As de rocas, depósitos minerales, fuentes volcánicas, entre otras, el cual constituye una amenaza para la población. Una solución prometedora para la fitorremediación de As fue la planta *Atriplex atacamensis* phil, ésta es una planta originaria del norte de chile, la cual demostró ser capaz de acumular altas dosis de As en raíces y también almacenar As(V) en hojas y se llegó a la conclusión que esta especie es capaz de tolerar altas dosis de As y se puede considerar una opción para la fitorremediación de As (64).

En el oasis de Quillagua Ubicada en Chile a lo largo del río Loa, se realizó un estudio en el cual se cuantificó la cantidad de As en agua y suelo, en la especie de planta Atriplex atacamensis phil en su ambiente natural la cual crece a lo largo del rio Loa, en este estudio se destacó que esta especie pudo acumular As en brotes, sin embargo, la concentración de este metal fue mayor en las hojas que en los tallos. Se puedo establecer que Atriplex atacamensis phil es capaz de sobrevivir y crecer en condiciones de salinidad y altas concentraciones de As y por lo tanto parece ser un candidato para el fitomanejo de suelos contaminados en suelos áridos (Vromman et al. 2016a, Vromman et al. 2016b).

Otro estudio que se llevó a cabo también en Chile fue en Puchuncaví ubicado en la región de Valparaíso en el cual se tomaron muestras de suelo altamente contaminado con Pb con el objetivo de evaluar la capacidad fitorremediadora del suelo contaminado utilizando la planta Atriplex halimus y agentes quelantes, en este ensayo se observó que esta

especie acumulaba altas concentraciones de Pb en tejidos radiculares, se concluyó que la especie *Atriplex halimus* es una especie adecuada para la fitoestabilización de suelos altamente contaminados con Pb (Acuña et al. 2020).

Restaurar el ambiente es muy interesante debido a las oportunidades que presenta la tecnología de la fitorremediación, es una alternativa más adecuada que las tecnologías tradicionales de rehabilitación física y química que son muy costosas ya que estas generan contaminación secundaria y perjudica la fertilidad del suelo (Muthusaravanan et al. 2018). El uso de Fitorremediación si bien ha sido aplicada a suelos en las Regiones en estudio se debe considerar que los tiempos involucrados para la eliminación de metales es extremadamente largo, es por ello que la fitoestabilización de metales se transforma en una alternativa real, para ser considerada en estudios posteriores.

7.7 Selección de plantas hiper-acumuladoras como estrategia de mitigación frente al cambio climático

Como método de remediación efectivo, ecológico, rentable, la fitorremediación ha ganado un enorme interés para la remediación del suelo, es un método que utilizan las plantas u microbios del suelo para eliminar contaminantes del medio ambiente, las plantas utilizadas para eliminar el contaminante no afectan la capa superior del suelo, por ello este método no perturba el ecosistema (Sameena & Puthur 2021 y Sandoval et al. 2012).

7.7.1 Plantas Hiperacumuladoras

Como todos los organismos vivos, las plantas requieren elementos químicos que se utilizan como cofactores en reacciones bioquímicas como componentes de proteínas estructurales y macromoléculas y como reguladores de equilibrio electroquímico de compartimentos celulares. La disponibilidad los nutrientes en el suelo varia debido a la temperatura, precipitación, tipo de suelo, pH, presencia de oxígeno o compuestos orgánicos e inorgánicos. las plantas al ser organismos sésiles desarrollaron estrategias adaptativas y flexibles para detectar y responder a las fluctuaciones ambientales y a la disponibilidad de elementos para optimizar su crecimiento, desarrollo y reproducción. Una vez absorbidos los elementos deben asignarse a diferentes órganos, tipos de célula y tejidos a través de mecanismos estrictos de homeostasis para garantizar el requerimiento, almacenamiento y removilización del metal (DalCorso et al. 2019).

Tabla 7.1 Algunas especies de plantas endémicas potenciales de la Macrozona Norte de Chile, para la fitorremediación. Fuente: Elaboración propia.

Familia	Especie	Metales
Azollacaeae	*Azolla pinnata*	Cd
Asteraceae	*Bidens pilosa*	Cd
	Alyssum bertolonii,	Ni
	A. murale	
	Arabidopsis thaliana	Cu, Mn, Pb, Zn
	Arabidopsis halleri	Cd, Zn
Brassicaceae	*Brassica juncea*	Ni, Cd
	Brassica oleracea	Cd
	Cardaminopsis halleri	Cd, Zn
	Rorippa globosa	Cd
	Thlaspi caerulescens	Cd, Zn, Ni
Crassulaceae	*Sedum alfredii*	Cd, Pb, Zn
Euphorbiaceae	*Euphorbia cheiradenia*	Pb
Lamiaceae	*Clerodendrum infortunatum,*	Cu
	Haumaniastrum katangense	
Fabaceae	*Astragalus racemosus,*	Se
	A. bisulcatus	
Pteridaceae	*Pteris vittata*	As, Cr, Se
Solanaceae	*Solanum nigrum,*	Cd
	Sphoteinocarpum	
Violaceae	*Viola baoshanensis*	Cd
Phrymaceae	*Mimulus guttatus*	Cu
Asteraceae	*Sonchus asper*	Pb, Zn
	Helianthus annuus	Cd, Cr, Ni

En la naturaleza, ciertas especies de planta son hiperacumuladoras de metal ya que pueden almacenar niveles muy altos de metales pesados sobre >1000 ppm excediendo los niveles contenidos presentes en el suelo (Nedjimi 2021), (tabla 1). Las plantas no acumuladoras no superan los 10 ppm (Lasat 2002), las plantas hiperacumuladoras asimilan grandes cantidades de metales pesados en sus partes aéreas durante el crecimiento y reproducción normales (Nedjimi & Daoud 2009), Las plantas que crecen en suelos contaminados, tienen varias estrategias para hacer frente a la toxicidad de estos, incluyendo la prevención de su acumulación, desintoxicación o excreción de los metales de los tejidos (Kadukova & Kavuličova 2010). Las plantas han desarrollado varios mecanismos para desintoxicarse del efecto adverso de los metales pesados, para continuar su crecimiento y actividad metabólica, las dos principales son

Tabla 7.2 Características de plantas hiperacumuladoras de zonas áridas en la Macrozona Norte de Chile. Fuente: Elaboración propia.

Familia	Especie	Características
Brassicaceae	*Brassica* sp.	Rápido crecimiento y alta producción de biomasa, tolera los efectos tóxicos de los metales pesados. Presentó Cd en los brotes.
	Brassica nigra	La acumulación de diferentes metales pesados se detectó mayormente en raíz de la planta seguido por hojas: Cd, Cu, Fe, Mn, Ni.
	Brassica juncea	Cd, Co, Ni, Pb y Zn acumulados en hojas, tallos y raíces. Cu, Cr, Mn en raíces y tallos
	Thlaspi praecox	Presentó Pb en las raíces y Zn, Cd en raíces y los brotes.
	Thlaspi caerulescens	Acumulación de Cd y de Zn en los brotes. Aumento de Cd produjo un aumento de biomasa en raíces y brotes.
Asteraceae	*Tithonia diversifolia*	Pb en hojas y raíces. Cr, Al, Fe, Cu y Ni concentrado mayormente en las hojas
	Taraxacum officinale	Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Fe concentrado mayormente en hojas que en raíces.
	Ambrosia artemisiifolia	Acumula Cd, Zn, Mn, Cu, Pb y Ni en sus partes aéreas.
	Artemisia austriaca	Acumula Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Mn, Ni en parte aéreas y raíces
	Achillea nobilis	Cd, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, Mn. Partes aéreas y raíces.Alta capacidad para soportar ambientes hostiles, alta producción de biomasa, sistema de raíces, crecimiento rápido, fácil de cosechar.
Poeceae	*Dactylis glomerata* *Setaria viridis*	Acumulan Pb, Cu, Zn y Cd en raíces
	Phleum pretense *Agropyron repens*	Acumulan Pb, CuZn y Cd en raíces. Acumula Cr en las raíces
Euphorbiaceae	*Cymbopogon flexuosus* *Panicum virgatum* *Spartina alterniflora* *Euphorbia prostrata* *Ricinus communis* *Thymus mastichina*	Acumula Cr en brotes y raíces Acumula Cu en raíces Acumulan As en hojas y raíces. Cu en tallos. Acumula Pb, Zn, Cd y As en brotes y raíces. Acumula metales como Ni, Cr, Co, Mn, Zn y As en partes aéreas.
Lamiaceae	*Lavandula stoechas* *Ocimum tenuiflorum*	Acumula metales como Ni, Cr, Co, Mn, Zn y As en partes aéreas. Acumula Mn en hojas.
Amaranthaceae	*Amaranthus viridis*	Acumula Co, Cu, Cd, Mn en hojas.
Fabaceae	*Prosopis* spp.	Acumula As (III) y As (V) en raíces, tallos y hojas.

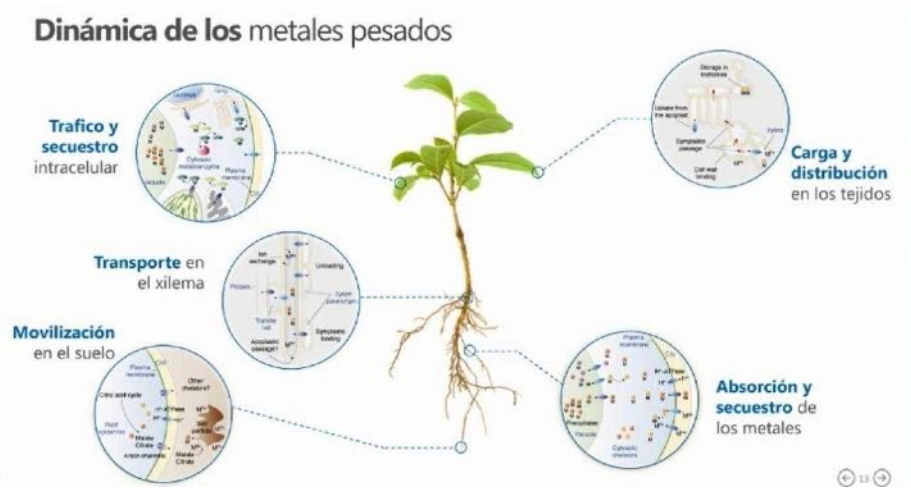


Figura 7.19 Principales procesos de absorción de metales pesados que presentan las plantas hiperacumuladoras, los que pueden ser acumulados en órganos específicos de la planta (Sheoran 2010).

(Abdelkrim et al. 2019): primero restringir la absorción de metales pesados en la cual el nivel de metal se reduce al limitar la absorción de estos por precipitación y la segunda estrategia es la acumulación con aplicaciones de mecanismos de tolerancia en la cual los metales tóxicos son secuestrados o compartimentados dentro de la célula especialmente en vacuolas (Abdelhameed & Metwally 2019, Clemens 2006).

La capacidad de las plantas hipercumuladoras para crecer normalmente bajo niveles altos de metales pesados está relacionado con vías bioquímicas que permiten mantener las concentraciones de metales a nivel más bajo en el citoplasma que en el suelo, lo que protege los orgánulos citoplasmáticos por efecto tóxico (Nedjimi 2009). La tolerancia a los metales pesados se realiza mediante el secuestro o compartimentación de los metales dentro de los diferentes compartimentos celulares (especialmente en las vacuolas), lejos del citosol, lo que protege el sitio sensible del efecto tóxico de los metales y evita la inhibición de los procesos metabólicos en el citoplasma (Nedjimi & Daoud 2009).

En la tabla 7.1 se presentan varias especies potenciales de plantas hiperacumuladoras y sus familias de origen y metales pesados que acumularon cada una de las especies. Se observa en las plantas que a pesar de que algunas son de la misma familia, no acumularon la misma cantidad de metales pesados. Más de 500 especies han sido calificadas como hiperacumuladoras, incluidas familias como: Brassicaceae, Asteraceae, Amaranthaceae, Cyperaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Poaceae y Euphorbiaceae (Peer et al. 2003).

Las plantas hiperacumuladoras se caracterizan por presentar una alta acumulación, gran traslocación, muy alta tolerancia a metales pesados sin presentar efectos tóxicos a su exposición durante el crecimiento, ciclo de crecimiento rápido y gran biomasa aérea (Tabla 7.2). La selección de plantas hiperacumuladoras adecuadas para la remediación de suelos contaminados con metales pesados es la clave de la aplicación de la tecnología de fitorremediación (Huang et al. 2022).

En la Tabla 7.2, se describe de forma detallada las características de algunas familias de plantas hiperacumuladoras y se identifican la cantidad de metales pesados que acumula cada planta en diferentes estudios, en la tabla se describe también en que parte de la planta se acumula ya sea: hoja, tallo o raíz o partes aéreas. Nuevamente se puede observar que a pesar de que algunas especies pertenecen a la misma familia, no todas acumulan el mismo metal en los mismos órganos, todas presentan afinidad a distintos tipos de metales (Figura 7.19).

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) en el marco del programa SIRSD-S. Núcleo de Investigación en Sistemas Socio-Ecológicos en Territorios Ancestrales Universidad Arturo Prat.

7.8 Conclusiones

Se han presentado los resultados obtenidos relacionados con los suelos de zonas áridas y desérticas, los cuales se han levantado con el financiamiento del proyecto en RED 21992, CUECh. Es así como el trabajo en terreno, la revisión de literatura gris y análisis cenciometrico fueron requeridos como trabajo previo antes de seleccionar los sitios de muestreos y optimizar el tiempo y recursos en muestras que no habían sido consideradas en estudios anteriores. Se debe señalar que el estudio de suelos en Chile y estas zonas en particular representa un bajo porcentaje y en las revisiones internacionales solo aparecen algunos trabajos ya que la mayoría no llega a publicación científica con indexación es por ello que resulta esencial motivar para aumentar el número de investigaciones en estas temáticas.

De acuerdo a lo antes expuesto se seleccionaron nuevos sitios de muestreo los cuales fueron considerados en este capítulo aportando con datos analíticos confiables que permiten incrementar la información para realizar análisis científico y territorial, en especial para la toma de decisiones. Los suelos de las Regiones de Arica y Parinacota y Tarapacá, muestran comportamientos similares en ecosistema de desierto con

pisos ecológicos definidos desde el nivel del mar hasta el altiplano, pasando por quebradas, valles, pampa, con componentes comunes como lo es la salinidad, escasez hídrica y contaminación por metales y boro, entre otros.

La recuperación de suelos se presentan como una problemática en estas regiones y en la macrozona norte en general sin embargo aparecen como alternativa , las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) para mejorar la biodiversidad de los suelos, haciendo uso de la fitorremediación como una alternativa real en el nivel de Fitoestabilización de especies, haciendo uso de plantas hiperacumuladoras de metales y resistentes a la salinidad como lo son las plantas halófitas. Dentro de las halófitas se encuentra en especial la especie Atriplex Atacamensis Phil, entre otras, que pueden resistir ambientes extremos. Sin embargo, el uso de humedales artificiales también se ha constituido como una alternativa para la disminución de boro en las aguas de riego y por consiguiente la disminución en el suelo.

Loantesexpuestomuestraquetodaslasestrategiasmedioambientalmente sostenibles son requeridas para disminuir el impacto sobre el suelo asociados al cambio climático, entre los que se incluye la erosión, que puede acelerarse debido a acontecimientos climáticos extremos, como las lluvias intensas, la sequía, las olas de calor y las tormentas. Además de provocar la pérdida de zonas de tierra, el aumento del nivel del mar puede modificar el suelo en zonas costeras o traer contaminantes del mar, incluida la sal. En relación con el uso de la tierra, el cambio climático puede inutilizar o reducir la productividad de algunas zonas agrícolas.

Lo antes señalado muestra que todas las estrategias ambientalmente sostenibles son requeridas para disminuir el impacto sobre el suelo asociados al cambio climático, entre los que se incluye la erosión, que puede acelerarse debido a acontecimientos climáticos extremos, como las lluvias intensas, la sequía, las olas de calor y las tormentas. Además de provocar la pérdida de zonas de tierra, el aumento del nivel del mar puede modificar el suelo en zonas costeras o traer contaminantes del mar, incluida la sal. En relación con el uso de la tierra, el cambio climático puede inutilizar o reducir la productividad de algunas zonas agrícolas.

Los suelos y los ecosistemas terrestres más sanos podrían capturar y almacenar más dióxido de carbono de la atmósfera de lo que lo hacen actualmente. Los espacios verdes y las zonas naturales también podrían ayudar a las personas y a la naturaleza a adaptarse a los cambios inevitables de nuestro clima. El suelo por sí solo no puede solucionar

el cambio climático, pero es un factor a tener en cuenta y podría ser un potente aliado en nuestros esfuerzos, para producir suficientes alimentos promoviendo la restauración y preservación de ecosistemas y dejar que la naturaleza capture carbono de la atmósfera.

7.9 Referencias

Abdelkrim S, Jebara SH, Saadani O, Chiboub M, Abid G, Mannai K, Jebara M (2019) Heavy metal accumulation in Lathyrus sativus growing in contaminated soils and identifcation of symbiotic resistant bacteria. Archives of Microbiology 201:107–121.

Abdelhameed RE, Metwally, RA (2019). Alleviation of cadmium stress by arbuscular mycorrhizal symbiosis. *International Journal of Phytoremediation*, *28*(1), 1–9.-Acevedo P,

Foncea C, Olguín R, (2004). Suelos salinos del norte de Chile – Parte I: Origen, distribución y características de los depósitos. En *V Congreso Chileno de Ingeniería Geotécnica*.

Acuña E, Castillo B, Queupuan M, Casanova M, Tapia Y (2020) Assisted phytoremediation of lead contaminated soil using Atriplex halimus and its effect on some soil physical properties. International Journal of Environmental Science and Technology, 18(7), 1925–1938.

Adam Marosz M (2004) Effect of soil salinity on nutrient uptake, growth, and decorative value of four ground cover shrubs. Journal of Plant Nutrition, vol 27(6), pp 977-989, disponible en: DOI: 10.1081/PLN-120037531

Ahmed M, Rauf M, Akhtar M, Mukhtar Z, Saeed NA (2020) Hazards of nitrogen fertilizers and ways to reduce nitrate accumulation in crop plants. En revista Environmental Science and Pollution Research, vol 27, pp 17661-17670. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s11356-020-08236-y

Aken BV, Correa PA, Schnoor JL, (2010) Phytoremediation of polychlorinated biphenyls: new trends and promises. Environmental Science Technology 44, 2767–2776.

Alkorta I, Garbisu C, (2001) Phytoremediation of organic contaminants in soils. Bioresources Technology 79, 273–276.

Al-Mustafa WA, Falatah AM, El-Shall AA (1993) Effect of excess boron fertilization on status and availability of boron in calcareous soils. En Fertilizer Research 36: 71-78.

Alcayaga S (1986) Treinta y cinco años de reconocimiento de suelos de zonas áridas y semi-áridas (1950- 1985). Boletín Sociedad Chilena de la Ciencia del suelo 5: 1-28.

Alfaro-Silva A, Catalán-Neira M, Cortés ME (2015) Cambio climático, desertificación, pobreza y calidad de vida: el drama de una Comunidad Agrícola

de la Provincia del Limarí, Chile. Educación ambiental desde la innovación, la transdisciplinariedad e interculturalidad, tópicos selectos de educación ambiental, 116-127.

Ali H, Khan E (2017) Environmental chemistry in the twenty-first century. Environmental Chemistry Letters, 15(2), 329-346.

Ali H, Khan E, Ilahi I (2019a) Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. Journal Chemistry 2019:1–14

Ali H, Khan E, Sajad MA (2013) Fitorremediación de metales pesados—Conceptos y aplicaciones. Chemosphere, 91(7), 869–881. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.07510.1016/j.quimiosfera.2013.01.075

Alloway BJ (2013) Heavy metals in soils, trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. 3ra edición. Springer, Reading, Reino Unido, 587 pp. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7

Alloway B (1995) The origin of heavy metals in soils. In Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional (Ed), London p 39-57.

Aponte AR, Herrera Á H, Barón NB (2018). Capítulo II: La importancia del suelo como recurso y del muestreo y análisis para su aprovechamiento como recurso. En R. Aponte Roa & A. M. Mayorga Daza (Coords.), *Investigación y desarrollo agropecuario en el escenario rural regional* (pp. 37-54). Editorial Universidad de Cundinamarca.

Arauz C, Marzo M (2021). Las soluciones basadas en la naturaleza como herramienta para mitigar el cambio climático. Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente, 127, 24-31.

Bai L, Sun SY, Li N, Kang CY, Ni SY (2019). Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in particulate matter in Jingyue area, Changchun City. Environmental Pollution & Control, 41(8), 946–951.

Benavidez–Silva C, Salazar E, Paulsen–Espinoza A, Chuncho–Morocho G, Juela–Sivisaca O, González A (2024). Uso de suelo, cambio climático y biodiversidad: un acercamiento desde el metaanálisis (2001 – 2022). Investigaciones Regionales - Journal of Regional Research, 62, 37-61.

Bernier R, Undurraga P, (s.f.). *Análisis de suelo: Metodología e interpretación*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Centro Regional de Investigación Remehue. Recuperado del documento.

Briceño M, Herrera V, Antilén M, Canales J, Riquelme A (2005) Caracterización químico-física de suelos asociados a ecosistemas de zonas áridas y desérticas de la provincia de Iquique. X Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.

Briceño M, Quispe D, Soto J (2025) Determinación de boro en suelos de la provincia del Tamarugal, región de Tarapacá. XXIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo.

Buol S, Hole E, McCracken R (1953) Génesis and classification. Iowa State. Univer. Press segunda parte traducción INTA 1966, p.160.

Carnicer S, Romero AME, Rojas JM (2022) Muestreo de suelo para análisis biológicos. En J. Pérez & L. García (Eds.), *Métodos de laboratorio para el estudio de suelos* (pp. 45-70). Universitaria.

Carevic, A. (1999) *Los campesinos del desierto chileno*. Vicerrectoría Académica, Departamento de Agricultura del Desierto, Universidad Arturo Prat.

Chong G, Pueyo J, Demergasso C (2000) Los yacimientos de boratos de Chile. Revista geológica de Chile, 27(1): 99-119.

CIREN (2011) *Estudio de Suelos y Recursos Hídricos, Región de Arica y Parinacota*.

Cisternas D (2024) *Revisión bibliográfica de la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados y posibles efectos tóxicos en la salud humana.* Universidad Arturo Prat.

Clemens S (2006) Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. Biochimie 88:1707–1719

Commission of the European Communities (CEC) (2006) Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Euro-pean Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection.coM 231 final, Brussels

Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). (2019). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe. Objetivos, metas e indicadores mundiales*. Naciones Unidas.

Covarrubias SA, Cabriales JJP (2017) Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. evista internacional de contaminación ambiental. 33:7-21.

Cui Y, Bai L, Li C, He Z, Liu X (2022) Evaluación de niveles de contaminación por metales pesados y riesgos a la salud en medios ambientales en la región noreste. Ciudades Sostenibles y Sociedad, 10: 37-96.

Dabonne S, Koffi B, Kouadio E, Koffi A, Due E, Kouame L, (2010) Traditional utensils: Potential sources of poisoning by heavy metals. Journal Pharmaceutical Toxicolology 1: 90– 92.

DalCorso G, Fasani E, Manara A, Visioli G, Furini A (2019) Contaminaciones por metales pesados: estado del arte e innovación en fitorremediación. Revista internacional de ciencias moleculares. 20 (14), 3412.

Delgadillo-López AE, González-Ramírez CA, Prieto-García F, Villagómez- Ibarra JR, Acevedo-Sandoval O (2011) Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. Tropical and subtropical agroecosystems, 14(2): 597-612.

Karlen DL, Productivity, Editor(s): Daniel Hillel, Encyclopedia of Soils in the Environment, Elsevier, 2005, Pages 330-336.

Ericksen GE, (1981) Geology and origin of the Chilean nitrate deposits. En Geological Survey Professional Paper, número 1188. Disponible en: https://doi.org/10.3133/pp1188

Fertilab. (s.f.). El manejo de suelos alcalinos. https://www.fertilab.com.mx/Sitio/notas/el_manejo_de_suelos_alcalinos.pdf

Figueroa L, Tapia L, Bastías E, Escobar H, Torres A (1994) Niveles de boro en aguas de riego y suelos que sustentan olivos en el norte de Chile. IDESIA, v.13 (1). páginas: 63-67

Figueroa L, Neaman A (2023) Salinos, pero ácidos: una extraña combinación en suelos del valle de Lluta en el norte de Chile. Idesia (Arica), 41(1), 133-137.

Flynn R. (2015) Interpreting Soil Tests: Unlock the secrets of your soil. College of Agricultural, Consumer and environmental sciences, New Mexico State University

Gardea JL, Torresdey G, Per JR (2004) "Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: a review," Pure Applied Chemistry. 76 (4): 801– 813.

Gavrilescu M (2022) Mejora de la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. Opinión Actual en Biotecnología 74: 21-31.

Garreaud R & Rutllant J (2003) El "Invierno Altiplánico": Aspectos climáticos y meteorológicos. Revista Geofísica 58: 5-32.

Geilfus C (2018) Chloride in soil: From nutrient to soil pollutant. En revista Environmental and Experimental Botany 157: 299-309.

Gundacker C, Hengstschläger M (2012) El papel de la placenta en la exposición fetal a metales pesados. Wiener medizinische wochenschrift. 162 (9): 201-206.

Hashem MA, Nur-A-Tomal MS, Mondal NR, Rahman MA (2017) Hair burning and liming in tanneries is a source of pollution by arsenic, lead, zinc, manganese and iron," Environmental Chemistry Letters. 15(3): 501–506

Herrera V, Carrasco C, Araneda P, Sandoval J (2019) Chemical Quality of urban and rural drinking water in Tarapacá, northern arid area of Chile. Journal of the Chilean Chemical Society 64: 4421-4427.

Horneck DA, Sullivan DM, Owen JS, Hart JM (2011) Soil test interpretation guide. EC1478. Oregon State University Extension Service.

Huang M, Liu Z, Li X (2022) Fitorremediación de suelos raros contaminados con relaves. Revista de materiales renovables 10(12): 3351–3372.

Hussain Z, Khattak RA, Irshad M, Eneji AE (2013) Ameliorative effect of potassium sulphate on the growth and chemical composition of wheat (*Triticum aestivum* L.) in salt-affected soils. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 13(2): 401-415.

Ibañez S, Talano M, Ontañon O, Suman J, Medina MI, Macek T, Agostini E (2016) Transgenic plants and hairy roots: Exploiting the potential of plant species to remediate contaminants. New Biotechnology 33: 625–35.

Pilon-Smits E (2005) Phytoremediation. Annual Review Plant Biology. 56:15–39.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (2017). Manejo de la salinidad en el Valle de Lluta. BOLETÍN INIA N° 339.

Jaskulak M, Grobelak A, Vandenbulcke F (2020) Modelización de la fitorremediación asistida de suelos contaminados con metales pesados: principales oportunidades, limitaciones, toma de decisiones y perspectivas de futuro Quimiosfera 249.

Karwowska M, Kononiuk A (2020) Nitrate/nitrites in food-risk for nitrosative stress and benefits. Antioxidants. 9(3): 241.

Kadukova J, Kavuličova J (2010) Phytoremediation of heavy metal contaminated soils-plant stress assessment. In: Golubev IA (ed) Handbook of phytoremediation. Nova Science Publishers, Inc., New York

Khan FU, Rahman AU, Jan A, Riaz M (2004) Toxic and trace metals (Pb, Cd, Zn, Cu, Mn, Ni, Co and Cr) in dust, dustfall/soil Journal of the Chemical Society of Pakistan 26(4): 453–456.

Kanwar VS, Sharma A, Srivastav AL, et al. (2020) Phytoremediation of toxic metals present in soil and water environment: a critical review. Environmental Science and Pollution Research 27: 44835–44860

Kharazi A, Leili M, Khazaei M, Alikhani MY, Shokoohi R (2021) Human health risk assessment of heavy metals in agricultural soil and food crops in Hamadan, Iran. Journal Food Compost Analytical. 100 (10):3890.

Kim KH, Ebinghaus R, Schroeder WH, Blanchard P, Kock HH, Steffen A, Froude FA, Kim MY, Hong S, Kim JH (2005) Atmospheric mercury concentrations from several observatory sites in the northern hemisphere. Journal Atmospheric Chemistry. 50(1):1–24.

Koptsik GN (2014) Problemas y perspectivas sobre la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados: una revisión. Ciencia euroasiática del suelo. 47(9): 923–939.

Lamas GA, Navas-Acien A, Mark DB, Lee KL (2016) Heavy metals, cardiovascular disease, and the unexpected benefits of chelation therapy. Journal of the American College of Cardiology. 67(20): 2411–2418.

Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. Environmental Health Perspectives 113 (7): 894–899.

Larraín Barros H (1974) Antecedentes históricos para un estudio de la reutilización de suelos agrícolas en la Pampa del Tamarugal, provincia de Tarapacá, Chile. Instituto de Geografía, Universidad Católica de Chile.

Lasat MM (2002) Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. Journal of Environmental Quality 31:109–120.

Li ZY, Ma ZW, Van Der Kuijp TJ, Yuan Z, Huang L (2014) A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. Science of Total Environmental. 468: 843–853.

Li X, Wang X, Chen Y, Yang X, Cui Z (2019) Optimization of combined phytoremediation for heavy metal contaminated mine tailings by a field-scale orthogonal experiment. Ecotoxicology Environmental Safety 168: 1-8.

Lin CM, Doyle P, Wang D. (2011) Does prenatal cadmium exposure affect fetal and child growth? Occupational and Environmental Medicine 68: 641–646.

Liang Y, Yi X, Dang Z, Wang Q, Luo H, Tang J (2017) Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of a tailing pond in Guangdong China. International Journal of Environmental Research and Public Health 14: 1557.

Luzio W (1986) Génesis y clasificación de los suelos de regiones áridas y desérticas de Chile. Boletín de la Sociedad Chilena Ciencia del Suelo 5: 107-140.

Mahajan P, Kaushal J (2018) Role of phytoremediation in reducing cadmium toxicity in soil and water. Journal of Toxicology 2018: 4864365.

Mamani C (2005). Sistemas de producción y ganadería camélida en el Altiplano de Arica. Universidad de Tarapacá, Chile.

Marrero-Coto J, Díaz-Valdivia A, Coto-Pérez O (2010) Mecanismos moleculares de resistencia a metales pesados en las bacterias y sus aplicaciones en la biorremediación. Revista CENIC Ciencias Biológicas, 41(1),67-78.

Mazuela Águila PC (2013) Agricultura en zonas áridas y semiáridas. IDESIA 31(2): 3–4.

Maurya S, Abraham JS, Somasundaram S, Toteja R, Gupta R & Makhija S (2020) Indicators fos assessment of soil quality: a mini-review. Environmental Monitoring and Assessment 192: 604.

Mehta J, Bhardwaj SK, Bhardwaj N, Paul AK, Kumar P, Kim KH, Deep (2016) A progress in the biosensing techniques for trace-level heavy metals. Biotechnology Advanced 34:47–60.

Ministerio de Agricultura, CONAF. (1997) Plan de manejo Reserva nacional Pampa del Tamarugal.

Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas (2004) Cuenca Quebrada de Tarapacá. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad.

Morales C & Parada S (2005) Pobreza, desertificación y degradación de los recursos naturales. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal).

Muhammad S, Shaukat M, Yasin M (2023) Compost and humic acid amendments are a practicable solution to rehabilitate weak arid soil for higher winter field pea production. Science Reports 13: 17519.

Murra JV (1975). Formaciones Económicas y Políticas del Mundo Andino. Instituto de Estudios Peruanos, Lima, Perú.

Muthusaravanan S, Sivarajasekar N, Vivek JS, Paramasivan T, Naushad M, Prakashmaran J, Gayathri V, Al-Duaij OK (2018) Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. Environmental Chemistry Letters. 16: 1339- 1359.

Monaci F, Trigueros D, Mingorance MD, Rossini-Oliva S (2019) Phytostabilization potential of Erica australis L. and Nerium oleander L.: a comparative study in the Riotinto mining area (SW Spain). Environmental Geochemistry and Health 42: 2345-2360.

Nedjimi B (2021) Fitorremediación: una tecnología ambiental sostenible para la descontaminación de metales pesados. SN Ciencias Aplicadas 3 (3): 1-19.

Nedjimi B, Daoud Y (2009) Cadmium accumulation in Atriplex halimus subsp. schweinfurthii and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. Flora 204: 316–324.

Nedjimi B (2009) Calcium can protect Atriplex halimus subsp. schweinfurthii from cadmium toxicity. Acta Botánica Gallica 156(3):391–397.

Nedjimi B, Daoud Y (2009) Cadmium accumulation in *Atriplex halimus* subsp. schweinfurthii and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. Flora 204: 316–324

Nies DH (2003) Efflux-mediated heavy metal resistance in prokaryotes. FEMS Microbiology Review 27:313-39.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (s.f.). Manejo de Suelos Problemáticos: Suelos Ácidos. https://www.fao.org/soils-portal/soil-management/manejo-de-suelos-problematicos/suelos-acidos/es/

Oves M, Saghir KM, Huda QA, Nadeen FM, AT (2016) Heavy metals: biological importance and detoxification strategies. Journal of Bioremediation & Biodegradation 7 (2): 1000334

O'Connor D, Hou D, Ye J, Zhang Y, Ok YS, Song Y (2018) Lead-based paint remains a major public health concern: a critical review of global production, trade, use, exposure, health risk, and implications. Environment International 121: 85–101.

Palom AR & Pujol DS (2022). Las soluciones basadas en la naturaleza como estrategias en la gestión del riesgo de inundación. Cuadernos de Geografía. 108: 819-832.

Peer WA, Mamoudian M, Lahner B, Reeves RD, Murphy AS, Salt DE (2003) Identifying model metal hyperaccumulating plants: germplasm analysis of 20 Brassicaceae accessions from a wide geographical area. New Phytologist 159(2): 421-430.

Quispe D (2024) Estudio de nutrientes y elementos traza en suelos agrícolas de la Provincia del Tamarugal y sus posibles efectos en la salud de las comunidades relacionadas. Universidad Arturo Prat, Chile.

Quispe D & Briceño M (2024) Caracterización de nutrientes y metales biodisponibles en suelos agrícolas de la provincia del Tamarugal, Chile. XXI Congreso Internacional y XXVII Nacional de Ciencias Ambientales ANCA y VIII Iberoamericano de Física y Química Ambiental.

Ramírez MGV, Barrantes JAG, Thomas E, Miranda LAG, Pillaca M, Tello P, Lily D, Bazán T, Luis R (2020) Heavy metals in alluvial gold mine spoils in the peruvian amazon. Catena 189: 104454.

Ranjan M, Singh PK, Srivastav AL (2019) A review of bismuth-based sorptive materials for the removal of major contaminants from drinking water. Environmental Science and Pollution Research 27:17492–17504.

Robinson BH, Anderson CWN, Dickinson NM (2015) Phytoextraction: where's the action? Journal of Geochemical Exploration 151: 34-40.

Robles EOL, Silva IC, Pulido SJB (2022) Efectos del cambio climático en la gestión sostenible del recurso suelo. Tecnociencia Chihuahua 16(3): e1097-e1097.

Rosatto S, Mariotti M, Romeo S, Roccotiello E: Root and shoot response to nickel in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator species. Plants (2021) 10: 508.

Sadsawka A, Carrasco M, Grez R, Mora M, Flores H, Neaman A (2006) Método de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión de 2006. Instituto de investigaciones agropecuarias, Serie Actas INIA n°34, Santiago, Chile.

Sheoran V, Sheoran AS, Poonia P (2010) Papel de los hiperacumuladores en la fitoextracción de metales de sitios mineros contaminados: una revisión. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 41(2): 168-214.

Sameena PP, Puthur T (2021) Heavy metal phytoremediation by bioenergy plants and associated tolerance mechanisms. Soil and Sediment Contamination: An International Journal 30(3): 253-274.

Sandaña P, Orena S, Santos J, Kalazich J, Uribe M (2018) Critical value of soil Olsen-P for potato production systems in volcanic soils of Chile. En Journal of soil science and plant nutrition vol. 18, 4.

Sandoval E, Dorner F, Seguel S, Cuevas B, Rivera S (2012) Métodos de análisis físicos del suelo. Universidad de Concepción

San Miguel-Espinosa CP (2017) Optimización de la remoción de boro usando humedales construidos de flujo subsuperficial: caso del río Azufre, Norte de Chile. Repositorio Universidad de Chile.

Santibáñez F (2016). El cambio climático y los recursos hídricos de Chile. Agricultura Chilena. Reflexiones y Desafíos al 2030. 147-178 pp. ODEPA, Santiago, Chile.

Santoro CM, Osorio D, Standen VG, Ugalde PC, Herrera K, Gayó EM, …Latorre, C. (2011). Ocupaciones humanas tempranas y condiciones paleoambientales en el Desierto de Atacama durante la transición Pleistoceno-Holoceno. *Boletín De Arqueología PUCP*, (15), 295–314.

Sistema integrado de información territorial de la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. Clima y Vegetación Región de Tarapacá. Recuperado el 26 de noviembre de 2023 de https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region1/clima.htm

Soil Survey Staff (1999). Soil Taxonomy USDA Agriculture Handbook N436. Washington, D.C. 20402.USA.

Soto J (2025) Determinación de micro/macronutrientes y contaminantes en suelos del norte grande (regiones de I y XV) de Chile y Análisis de riesgo en salud humana. Universidad Arturo Prat, Chile.

Stearns JC, Shah S, Glick BR (2006) Increasing plant tolerance to metals in the environment. N Willey (ed). Phytoremediation: Methods and Reviews. pág. 15. Humana Press.

Subbarao GV, Ito O, Berry WL, Wheeler RM (2003) Sodium-A functional plant nutrient. Critical Reviews in Plant Sciences, 22(5): 391-416.

Suman J, Uhlik O, Viktorova J, Macek T (2018) Phytoextraction of heavy metals: a promising tool for clean-up of polluted environment? Frontiers in Plant Science 9: 1476.

Tian LL, Zhao YC, Wang XC (2009) Effects of gestational cadmium exposure on pregnancy outcome and development in the offspring at age 4.5 years. Biology Trace Element Research 132: 51–59.

Torres A & Acevedo E (2008). El problema de salinidad en los recursos del suelo y agua que afectan el riego y cultivos en los valles de Lluta y Azapa en el norte de Chile. IDESIA 26 (3): 31-44.

Trujillo-González JM, Mahecha JD, Torres-Mora M (2018) El recurso suelo: un análisis de las funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad. Revista de Investigación Agraria y Ambiental 9(2): 31-38.

Turdean GL (2011) Design and development of biosensors for the detection of heavy metal toxicity. International Journal Electrochemical 20(11): 1–15

United States Salinity Laboratory Staff (1954) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils (L.A. Richards, Ed.). Agriculture Handbook No. 60. U.S. Department of Agriculture.

U.S. Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. (s.f) National soil survey handbook, title 430-VI. Disponible en: https://directives.sc.egov.usda.gov

Van Oosten MJ, Maggio A (2015) Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. nvironmental and Experimental Botany. 111:135-146.

Vanidassane I, Malik P, Gupta P, Sharma J, Kumar S, Gunasekar S, Jain D, Mohan A, Ramavath D (2021) A study to determine the association of trace eelments and heavy metals with lung cancer and their correlation with smoking. Journal of Thoracic Oncology 16 (3S): 531.

Vromman D, Lefèvre I, Šlejkovec Z, Martínez J-P, Vanhecke N, Briceño M., … Lutts S (2016a) Salinity influences arsenic resistance in the xerohalophyte *Atriplex atacamensis* Phil. Environmental and Experimental Botany 126: 32–43.

Vromman D, Paternostre B, Briceño M, Teixeira-Cardoso C, Flores-Bavestrello A, et al. (2016b) Arsenic distribution in shoots of the halophyte plant species *Atriplex atacamensis* growing in an extreme arid mining area from Northern Chile. Journal of Bioremediation and Biodegradation 7: 349.

Wang LY, Peng XL, Fu H.J, Huang C, Li YP, Liu ZM (2020) Recent advances in the development of electrochemical aptasensors for detection of heavy metals in food. Biosensors and Bioelectronics. (147): 111777

Wani SH, Sanghera GS, Athokpam H (2012) Phytoremediation: Curing soil problems with crops. African Journal of Agricultural Research 7: 3991–4002.

Wuana RA, Okieimen FE (2011) Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. ISRN Ecology 1–20.

Xie WQ (2016) Study on acute and chronic harm of hexavalent chromium to human body. Resources Economization & Environmental Protection. 7: 131–135.

Yang YR, Zhong Y, Li SD, Deng ML, Yang XY, Yang YM (2020). Research progress on the harm of heavy metals to human body in aquatic products Agricultural Technology & Equipment 10: 55–56.

Yang L, Wang J, Yang Y, Li S, Wang T, Oleksak P, Chrienova Z, Wu Q, Nepovimova E, Zhang X, Kuca K (2022) Phytoremediation of heavy metal pollution: Hotspots and future prospects. Ecotoxicology and Environmental Safety 234: 113403.

Yoon J, Cao X, Zhou Q, Ma LQ (2006) Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Science of Total Environment 368: 456-464.

8 CAPITULO

Contaminantes emergentes en cuerpos de agua de la región de Coquimbo: Desafíos y perspectivas

Adriana C. Mera, Claudia Araya-Vera, Juana Felipe Fernandes & Danilo Carvajal



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 250-291



CAPÍTULO 8: Contaminantes emergentes en cuerpos de agua de la región de Coquimbo: Desafíos y perspectivas

Adriana C. Mera[1], Claudia Araya-Vera[2], Juana Angélica Felipe Fernandes[3] & Danilo Carvajal[1]

1. Departamento de Ingeniería Química y Ambiental. Universidad Técnica Federico Santa María. 2. Departamento de Ingeniería Mecánica. Universidad de La Serena. 3. Center for Energy Transition. Universidad Adolfo Ibáñez.

RESUMEN: En las últimas décadas, la presencia de contaminantes emergentes (CEs) en los ecosistemas acuáticos se ha consolidado como una amenaza creciente para la salud ambiental y humana. Estos compuestos, entre ellos especialmente los fármacos, pesticidas de nueva generación, productos de cuidado personal, surfactantes, disruptores endocrinos, microplásticos y nanomateriales, ingresan a los cuerpos de agua principalmente a través de efluentes domésticos, hospitalarios, agrícolas e industriales, persistiendo debido a su alta estabilidad y a la incapacidad de los sistemas convencionales de tratamiento para removerlos completamente.

En zonas áridas y semiáridas como es la Región de Coquimbo, esta problemática adquiere mayor gravedad debido al estrés hídrico crónico, la limitada infraestructura sanitaria y la ausencia de normativas específicas para regular los CEs. Las ciudades de La Serena y Coquimbo dependen mayoritariamente de emisarios submarinos con tratamiento preliminar, lo que facilita la dispersión de residuos farmacéuticos en aguas superficiales, subterráneas y costeras. Estudios recientes en la región han detectado ibuprofeno, diclofenaco y ciprofloxacino en matrices acuáticas,

incluso tras el tratamiento en PTAR, lo que evidencia la baja eficiencia de los sistemas de tratamiento actuales y la magnitud del problema asociado al manejo inadecuado de medicamentos domésticos, más del 90% de los cuales se desechan por vías inapropiadas.

Este capítulo revisa en detalle los métodos analíticos más utilizados para la identificación de estos compuestos, como son: LC-MS/MS, GC-MS y sp-ICP-MS. Además, de los principales avances tecnológicos para su remoción. Entre las tecnologías emergentes destacan los procesos de oxidación avanzada, las membranas de alta selectividad, la adsorción con materiales avanzados, los biorreactores con membrana y múltiples sistemas híbridos. Asimismo, se profundiza en soluciones naturales y sostenibles como la biorremediación algal-bacteriana y los humedales artificiales, particularmente relevantes para tratamientos descentralizados en zonas rurales o de difícil acceso.

Los resultados obtenidos en la región de Coquimbo subrayan la urgencia de fortalecer los marcos regulatorios en todo Chile, modernizar la infraestructura de saneamiento, aumentar el monitoreo ambiental y fomentar prácticas responsables de consumo y disposición de medicamentos. Enfrentar efectivamente esta problemática requiere integrar investigación científica, innovación tecnológica y políticas públicas robustas que garanticen la protección de los recursos hídricos y la salud de las comunidades en el contexto del cambio climático global.

8.1 Introducción

El agua es un recurso vital cuya disponibilidad en cantidad y calidad se encuentra cada vez más comprometida por diferentes acciones antrópicas y efectos ambientales. A nivel mundial, la intensificación de las actividades urbanas, agrícolas, mineras e industriales ha favorecido la aparición de nuevos compuestos en el ambiente, conocidos como contaminantes emergentes (CEs). Estos compuestos incluyen productos farmacéuticos, pesticidas, surfactantes, aditivos industriales, productos de cuidado personal, microplásticos, disruptores endocrinos y nanomateriales, cuya presencia en los cuerpos hídricos, aunque a bajas concentraciones, puede generar efectos negativos en la biota acuática y en la salud humana (Lapworth et al. 2012, Tijani et al. 2016).

La diferencia entre los CEs y contaminantes regulados tradicionalmente (como metales pesados, hidrocarburos o nutrientes), es que los CEs carecen, en su mayoría, de normativas que reglamenten las

concentraciones máximas permitidas en los ecosistemas hídricos. La ausencia de normativas aplicadas a los CE dificulta la gestión de riesgos ambientales asociados a estos contaminantes. Este vacío regulatorio es especialmente relevante en Chile, ya que muchos de los CEs requieren metodologías avanzadas (HPLC, LC-MS/MS, entre otras) para su identificación y cuantificación (Petrovic et al. 2007).

En Chile, la Región de Coquimbo constituye un territorio particularmente vulnerable a la problemática de los contaminantes emergentes. Sus principales cuencas hidrográficas (Elqui, Limarí y Choapa) se encuentran sometidas a una fuerte presión derivada de la localización semiárida de la región y de actividades económicas intensivas, como la minería, la agricultura y la industria pisquera.

Además, a la región se suman limitaciones en la cobertura y en el diseño de las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS). En particular, las ciudades de La Serena y Coquimbo disponen únicamente de emisarios submarinos con tratamiento preliminar de aguas servidas, lo que constituye una opción insuficiente para reducir la contaminación por CE. La carencia de sistemas especializados para el tratamiento de CEs favorece la dispersión continua de estos compuestos en aguas superficiales y subterráneas, así como en ecosistemas costeros, incrementando los riesgos ambientales y sanitarios asociados a ellos (Gil et al. 2012). La presencia de CEs en Coquimbo adquiere una dimensión crítica en el contexto del cambio global, debido a la intensificación del estrés hídrico por fenómenos como la sequía prolongada, el aumento de las temperaturas y la variabilidad climática.

Considerando el contexto anteriormente descrito, este capítulo busca abordar la problemática de los CEs en cuerpos de agua de la Región de Coquimbo desde una perspectiva integral. Inicialmente, se presentan los fundamentos conceptuales y la caracterización general de los CEs, incluyendo su tipología, las rutas de incorporación al ambiente y los principales efectos sobre los ecosistemas.

Posteriormente, se describen los métodos de extracción, identificación y cuantificación experimental, así como las tecnologías disponibles para su tratamiento y remoción. A continuación, se discute el escenario actual de los CEs en la Región de Coquimbo, a partir de estudios empíricos, encuestas y resultados analíticos que evidencian su presencia en distintos cuerpos hídricos de la región. Finalmente, se plantean los principales

desafíos y perspectivas, junto con las conclusiones que sintetizan la relevancia de esta problemática en el marco del cambio climático y la sustentabilidad de los recursos hídricos.

8.2 Contaminantes emergentes y rutas de incorporación en los cuerpos de agua

Los CEs constituyen un grupo heterogéneo de compuestos químicos de origen natural o sintético, cuya presencia en ecosistemas acuáticos ha sido reconocida con mayor claridad en las últimas décadas. Aunque en bajas concentraciones (desde ng/L hasta µg/L), los CEs pueden generar efectos negativos significativos sobre organismos vivos y procesos ecológicos. Entre los CEs se incluyen productos farmacéuticos, productos de cuidado personal (PCP), surfactantes, pesticidas, aditivos industriales, microplásticos, disruptores endocrinos y nanomateriales (Gil et al. 2012, Lapworth et al. 2012, Pena-Pereira et al. 2021).

Un aspecto debatido en la literatura científica es la inclusión de los pesticidas en la categoría de CEs. Algunos autores argumentan que los pesticidas no deberían considerarse CEs, dado que estos compuestos han sido ampliamente estudiados, regulados y monitoreados desde hace décadas, en contraste con otros grupos como los productos farmacéuticos o los microplásticos, que aún carecen de regulación y cuya presencia ambiental ha sido reconocida más recientemente (Gil Garzón et al. 2012).

En esta línea, pesticidas clásicos como el diclorodifeniltricloroetano (DDT), el lindano o la atrazina son considerados contaminantes "convencionales", pues existe abundante información sobre su persistencia ambiental y sus efectos ecotoxicológicos consecutivos. No obstante, la frontera entre lo convencional y lo emergente no siempre es clara: pesticidas de nueva generación, como los neonicotinoides o herbicidas de síntesis reciente, junto con sus metabolitos de degradación, sí son clasificados como CEs por diversos investigadores, debido a que su impacto ambiental aún no está suficientemente documentado y en muchos casos no cuentan con normativas específicas (Tijani et al. 2016, Pena-Pereira et al. 2021). De este modo, la consideración de los pesticidas como CEs depende en gran medida de tres aspectos: 1) el contexto regulatorio, 2) el grado de conocimiento disponible sobre su comportamiento y 3) los riesgos en los ecosistemas acuáticos.

A diferencia de contaminantes clásicos (metales pesados, hidrocarburos o nutrientes), los CE carecen, en su mayoría, de regulación ambiental específica y no existen criterios de calidad establecidos en muchas

legislaciones. Esta situación se ve agravada por la limitada capacidad de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para remover estos compuestos, ya que los sistemas convencionales no fueron diseñados para su eliminación (Sandoval et al. 2024). Situación más crítica la evidencian ciudades costeras como Coquimbo y La Serena, que aún cuentan con emisario submarino para disponer las aguas residuales. Como consecuencia, los CE han sido detectados en ríos, lagos, aguas subterráneas, aguas costeras y en agua potable, lo que plantea un desafío global para la gestión de la calidad del agua (Petrović et al. 2007, Tijani et al. 2016).

Las principales rutas de incorporación de contaminantes emergentes en el medio acuático incluyen descargas de aguas residuales domésticas e industriales, efluentes hospitalarios, actividades agrícolas y ganaderas, acuicultura, escorrentía superficial, lixiviados de vertederos y, en menor medida, la deposición atmosférica de contaminantes volátiles (Yangali-Quintanilla, et al. 2011)s vías de entrada han permitido documentar la presencia de CEs en distintos cuerpos hídricos, lo que evidencia que son compuestos persistentes y de amplia distribución geográfica.

La presencia de residuos farmacéuticos en los cuerpos de agua representa una preocupación en el ámbito ambiental y sanitario. Sus efectos abarcan alteraciones en la fisiología y en los procesos reproductivos de los organismos acuáticos, la inducción de toxicidad crónica y la generación de resistencia antimicrobiana, fenómeno reconocido actualmente como una de las principales amenazas para la salud pública global y considerado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como una de las mayores crisis del siglo XXI (WHO 2015).

La presencia de CE en cuerpos de agua plantea múltiples implicancias ambientales y sanitarias. Desde un punto de vista ecológico, se ha documentado la feminización de peces expuestos a estrógenos sintéticos (Kidd et al. 2007), alteraciones en la conducta de organismos acuáticos (Saaristo et al. 2018), cambios en la estructura de comunidades microbianas como consecuencia de la presencia de antibióticos (Grenni et al. 2018) y efectos sinérgicos que amplifican la toxicidad ambiental al interactuar varias sustancias simultaneamente (Backhaus & Faust 2012).

Actualmente, los CE representan una amenaza silenciosa pero creciente para la seguridad hídrica global. La evidencia científica acumulada demuestra la necesidad de fortalecer el monitoreo sistemático, avanzar en la estandarización de las metodologías analíticas y desarrollar tecnologías innovadoras para su tratamiento y eliminación. Solo mediante la combinación de la investigación científica, las políticas



Figura 8.1. Principales tipos de contaminantes emergentes presentes en ecosistemas acuáticos.

públicas y la gestión ambiental será posible mitigar los riesgos asociados a la presencia de CE en cuerpos de agua en un contexto de cambio global.

8.3 Contaminantes emergentes y efectos sobre el ecosistema

Aunque el concepto de CEs abarca un amplio espectro de compuestos, la mayoría se ha identificado principalmente en cuerpos de agua. Entre los más frecuentes destacan los productos farmacéuticos, los artículos de higiene y cuidado personal, así como los derivados de actividades agrícolas e industriales (Figura 8.1).

Los productos farmacéuticos ocupan un lugar destacado entre los CEs. Estos comprenden una amplia variedad de compuestos que incluyen no solo los principios activos presentes en medicamentos de uso común, como tabletas, cápsulas o jarabe, sino también sus excipientes y los metabolitos generados y excretados por el organismo tras su consumo. Asimismo, en este grupo se consideran las drogas de uso ilícito y los compuestos con capacidad de actuar como disruptores endocrinos. Diversas clases de fármacos han sido ampliamente detectadas en cuerpos de agua a nivel global, incluyendo antiinflamatorios no esteroideos (por

ejemplo, ibuprofeno y diclofenaco), analgésicos como el paracetamol, antibióticos como tetraciclina, trimetoprima y ciprofloxacino, así como psicofármacos como fluoxetina y sertralina (González-Pleiter et al. 2013, Wilkinson et al. 2022).

Un aspecto clave que explica la presencia de residuos farmacéuticos en el ambiente es que los organismos humanos y animales no metabolizan por completo los medicamentos ingeridos, lo que favorece su excreción parcial y su posterior liberación a los sistemas acuáticos. Se estima que entre un 15 y un 35 % del principio activo puede ser excretado de manera inalterada, dependiendo de la sustancia y del metabolismo de cada paciente (Wydro et al. 2023). El resto corresponde a metabolitos activos o inactivos que también se liberan. Estos compuestos se eliminan principalmente a través de la orina y las heces y, en menor medida, mediante bilis, aire espirado u otros fluidos corporales, alcanzando directamente las aguas residuales. Como las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) o los emisarios submarinos no están diseñados para eliminar compuestos de naturaleza farmacológica, una fracción significativa de estos residuos pasa a ríos, lagos, aguas subterráneas e incluso a aguas marinas. Esta ruta explica por qué fármacos de uso común, como antiinflamatorios, antibióticos, antidepresivos o bloqueadores beta, se detectan en matrices acuáticas en todo el mundo.

Otro grupo relevante de CEs corresponde a los productos de higiene y cuidado personal, entre los que se incluyen jabones, lociones, cremas y ciertos tipos de perfumes. Estos compuestos de aplicación cutánea, en muchos casos, no se absorben por completo por la piel. Como resultado, una fracción significativa puede ser removida durante el baño o el lavado de manos, alcanzando los sistemas de alcantarillado y, posteriormente, los cuerpos de agua. La persistencia y bioacumulación de estos compuestos pueden alterar procesos endocrinos en peces y anfibios (Brausch & Rand 2011). Asimismo, surfactantes y aditivos industriales, como el nonilfenol, han sido identificados en aguas y sedimentos, donde provocan impactos tóxicos crónicos.

Dentro de los CEs también destacan los derivados de la actividad agrícola, que incluyen compuestos aplicados a gran escala como pesticidas, fertilizantes y reguladores del crecimiento vegetal. Algunos presentan estructuras altamente persistentes, como los compuestos perfluorados, que, debido a su estabilidad química, tienden a acumularse en los ecosistemas acuáticos y a generar efectos adversos sobre la biota. Por otra parte, los pesticidas de nueva generación, como los neonicotinoides, han sido asociados con la pérdida de biodiversidad y la disminución de

las poblaciones de polinizadores (Simon-Delso et al. 2015).

Otro grupo de CEs lo constituyen los disruptores endocrinos, que incluyen hormonas sintéticas y compuestos industriales como el bisfenol A. Estos contaminantes son capaces de mimetizar, bloquear o alterar la acción hormonal natural en los organismos expuestos, generando efectos adversos en su desarrollo, reproducción y regulación fisiológica (Su et al. 2020).

Finalmente, los microplásticos y nanoplásticos, derivados de la fragmentación de residuos plásticos, se han consolidado como una categoría emergente de contaminantes. Además de sus efectos físicos y químicos directos, estos materiales pueden actuar como vectores que facilitan el transporte y la dispersión de compuestos tóxicos y microorganismos patógenos en los ecosistemas acuáticos (Corradini et al. 2019).

Entre los contaminantes emergentes también se encuentran productos derivados de la actividad industrial, entre los que destacan surfactantes, retardantes de llama y nanopartículas metálicas y sus óxidos, entre otros.

En resumen, los CE comprenden un conjunto heterogéneo de compuestos que, a pesar de su diversidad química y funcional, todos comparten características que dificultan su gestión ambiental: se detectan en bajas concentraciones, suelen mostrar persistencia y resistencia a los tratamientos convencionales de aguas, y pueden generar efectos tóxicos incluso a niveles de trazas.

8.3.1 Rutas de propagación

Los CEs ingresan y se dispersan en los ecosistemas a través de múltiples rutas, determinadas por su origen y sus propiedades fisicoquímicas. Entre las más relevantes se encuentran los efluentes urbanos e industriales, que aportan residuos farmacéuticos, compuestos de cuidado personal y subproductos hospitalarios; los lixiviados generados en vertederos y rellenos sanitarios, donde los residuos sólidos pueden movilizarse hacia aguas superficiales y subterráneas; y la escorrentía agrícola, que transporta pesticidas, fertilizantes y reguladores de crecimiento hacia los sistemas acuáticos (Figura 8.2). A estas vías se suma la deposición atmosférica, que facilita el transporte de retardantes de llama, pesticidas volátiles y microplásticos en suspensión, así como la liberación directa de productos industriales, como surfactantes y nanopartículas metálicas, que se incorporan a suelos y aguas. En conjunto, estas rutas explican la



Figura 8.2. Evalación de contaminantes emergentes en difeentes cursos de agua de la reión de Coquimbo. Fuente: Elaboración propia.

amplia distribución y persistencia de los CEs en distintos compartimentos ambientales.

Dado que los contaminantes emergentes CEs se detectan principalmente en matrices acuáticas, su destino final suele ser ríos, lagos y ecosistemas marinos, siendo las aguas residuales la principal vía de entrada. No obstante, la forma en que cada uno de los grupos de CEs previamente descritos alcanza estos cuerpos de agua varía según su origen y sus características químicas.

La principal vía por la cual los fármacos alcanzan las aguas residuales es la excreción de metabolitos y remanentes del principio activo a través de la orina y las heces. Sin embargo, también contribuye de manera significativa el desecho inadecuado de medicamentos caducados o en desuso. Estudios recientes evidencian que, en Chile, la práctica de eliminar medicamentos arrojándolos al inodoro o a la basura es común, en gran parte debido a la ausencia de una normativa específica que regule su disposición final. Como consecuencia, estos residuos llegan directamente a las aguas servidas, cuyo tratamiento en plantas convencionales no garantiza su completa degradación, ya que los sistemas actuales no están diseñados para remover compuestos de naturaleza farmacológica (Aus der Beek et al. 2016).

Por otro lado, los medicamentos desechados en la basura tienen como destino final vertederos, basurales o rellenos sanitarios, donde quedan expuestos a la acción del viento y la lluvia, lo que facilita su dispersión en suelos y aguas subterráneas.

La mayoría de los productos de higiene y cuidado personal son de aplicación tópica y no se absorben por completo a través de la piel, al igual que los jabones para la limpieza cutánea y manos. Como resultado, una fracción significativa de estos compuestos se arrastra por las aguas servidas durante actividades cotidianas, como el baño o el lavado de manos, alcanzando directamente los sistemas de alcantarillado y, posteriormente, las aguas residuales.

Los contaminantes emergentes derivados de las actividades agrícolas presentan la particularidad de asociarse al uso de aguas residuales tratadas para el riego de cultivos a gran escala, lo que contribuye a disminuir el consumo de agua potable. Sin embargo, los procesos agrícolas incorporan agroquímicos como pesticidas y fertilizantes que contienen compuestos persistentes, entre ellos perfluorados, los cuales pueden ser arrastrados por las aguas de regadío hacia los suelos y cuerpos de agua cercanos a las plantaciones. Adicionalmente, residuos de estos compuestos pueden depositarse sobre frutas y hortalizas y ser removidos posteriormente durante el lavado, lo que facilita su incorporación a las aguas servidas domiciliarias mediante actividades cotidianas.

Los disruptores endocrinos, como hormonas sintéticas, bisfenol A o ftalatos, alcanzan los sistemas acuáticos principalmente a través de las aguas residuales domésticas e industriales. Estos compuestos provienen del uso de anticonceptivos, y dado que las plantas de tratamiento convencionales no están diseñadas para su eliminación, una fracción significativa termina en ríos, lagos y ambientes costeros (Diamanti-Kandarakis et al. 2009, Bergman et al. 2013). Asimismo, la liberación de lixiviados desde vertederos que contienen plásticos y productos industriales tratados con aditivos endocrinos constituye otra ruta relevante de propagación (García-Santiago et al. 2016). Su persistencia y elevada bioactividad explican que aún en concentraciones trazas, generan efectos biológicos negativos significativos (Su et al. 2020).

Por otro lado, los microplásticos y nanoplásticos ingresan al ambiente a través de múltiples rutas, entre ellas la fragmentación de plásticos de uso cotidiano, el desgaste de textiles sintéticos durante el lavado y la liberación de microesferas presentes en cosméticos e insumos industriales. Estas partículas llegan a las aguas residuales y, al no ser retenidas eficazmente en los procesos de tratamiento, se liberan a

cuerpos de agua superficiales continentales y marinos (Andrady et al. 2011, Corradini et al. 2019). La deposición atmosférica constituye otro vector importante, ya que fibras plásticas en suspensión pueden transportarse a largas distancias y depositarse en suelos y aguas (Dris et al. 2016). En sistemas agrícolas, el uso de aguas residuales tratadas para riego y la aplicación de lodos de depuradora también contribuyen a su acumulación en suelos, desde donde pueden migrar hacia acuíferos y cuerpos de agua cercanos (Nizzetto et al. 2016).

Estas rutas de propagación explican la detección generalizada de CE en diversas matrices ambientales, incluidas las aguas superficiales, subterráneas y marinas, así como los suelos, los sedimentos y la biota. Aunque difieren en su origen, todos comparten la capacidad de superar las barreras convencionales de gestión y de alcanzar de manera continua los ecosistemas, lo que genera un desafío creciente para su control y monitoreo (Aus der Beek et al. 2016).

8.3.2 Efectos sobre el ecosistema

Los CEs generan una amplia gama de efectos adversos tanto en los ecosistemas acuáticos como en la salud humana. La magnitud de estos impactos depende de la naturaleza química de cada compuesto, de sus concentraciones, de su persistencia en el ambiente y de las interacciones sinérgicas que puedan establecerse con otros contaminantes.

La particularidad de los CEs radica en que se trata de compuestos cuyo impacto ambiental ha comenzado a investigarse de manera sistemática sólo en las últimas décadas. En consecuencia, la toxicología ambiental específica de muchos de ellos continúa siendo desconocida (Yangali-Quintanilla et al. 2011). A esta incertidumbre se suma el hecho de que, en numerosos casos, no existe claridad respecto a la eficacia de los procesos convencionales de tratamiento de agua para su remoción, debido a la limitada cantidad de estudios disponibles sobre su comportamiento en estas tecnologías.

Sin embargo, existe una creciente comprensión acerca de los posibles efectos que estos compuestos pueden generar en el medioambiente a largo plazo, especialmente si se considera que el uso de muchos de ellos, en particular los productos farmacéuticos como medicamentos y drogas ilegales de uso común, se ha expandido notablemente en comparación con hace 30 o 50 años (Patel et al. 2019, Xabadia et al. 2021). Este incremento en el consumo y la limitada capacidad de remoción de los sistemas de tratamiento convencionales favorecen su acumulación progresiva en los ecosistemas.

Ciertas clases de fármacos tales como los antibióticos de uso cotidiano podrían tener un efecto negativo sobre los microbiomas de ríos, lagos y mares al acumularse en ellos, afectando la biodiversidad de éstos (Moreno-Ortiz et al. 2013) a su vez que podrían convertirse en potenciales lugares de cultivo de cepas de microorganismos resistentes a dichos fármacos (González-Pleiter et al. 2013, Ortega-Balleza et al. 2024); lo cual es una problemática de salud pública creciente (Szaban et al. 2024).

Otro tipo de fármaco como los productos de cuidado personal contienen ingredientes tales como parabenos y ftalatos, los cuales también podrían afectar negativamente la vida marina dado que exposición a una baja concentración de estos puede alterar los comportamientos reproductivos en peces (Jyoti & Sinha 2023), teniendo un potencial efecto en la extinción de especies vulnerables.

Por su parte, los compuestos derivados de actividad agrícola como fertilizantes y aceleradores de crecimiento son conocidos por su estabilidad química y física, lo que implica que también tienen alto potencial de bioacumulación (Pelch et al. 2019), lo que significa un riesgo no sólo a nivel de ecosistema, sino que además un riesgo directo a la salud humana, siendo detectados en suero humano de manera prolongada. Este tipo de compuesto puede tener una amplia gama de efectos tales como daños a la tiroide, alteraciones hormonales, supresión inmune e incremento del riesgo de cáncer en humanos (EPA 2024).

8.4 Métodos de extracción e identificación de contaminantes emergentes

Los métodos analíticos empleados para la identificación y cuantificación de los contaminantes emergentes en matrices acuosas varían según la naturaleza del compuesto emergente a analizar. En general, estos procedimientos requieren una etapa previa de tratamiento de la muestra destinada a concentrar el analito, de modo que su nivel quede dentro de los límites de detección del método y del equipo analítico seleccionado.

Si bien existen diversos métodos para la preparación de muestras, la metodología general comprende un primer paso de tratamiento primario, en el que el analito es capturado o separado mediante la adición de reactivos químicos específicos, seguido de una agitación vigorosa, comúnmente realizada en un baño ultrasónico. En el caso de muestras sólidas o líquidas con presencia de sedimentos, este procedimiento suele complementarse con una etapa de centrifugación, con el fin de separar el

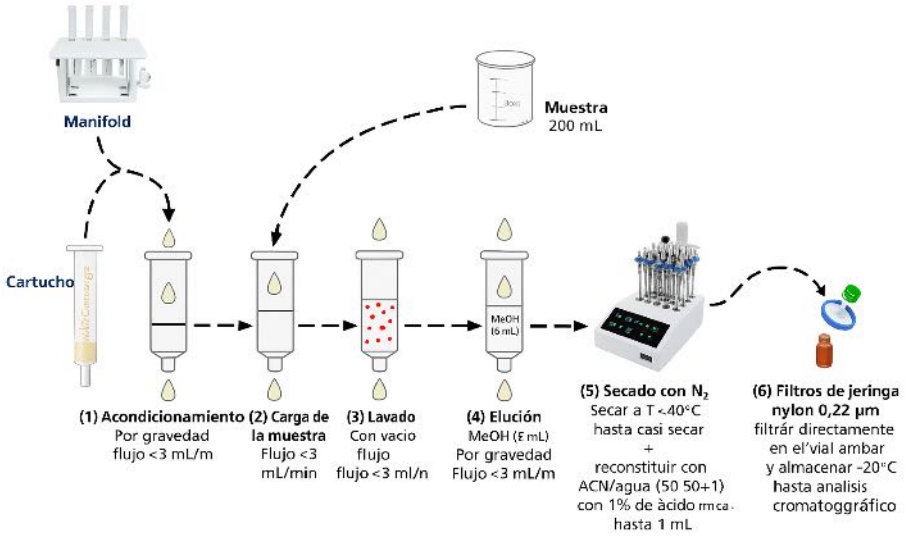


Figura 8.3 Esquema representativo del procedimiento de extracción y tratamiento de las muestras de agua. Fuente: Elaboración propia.

material sólido del sobrenadante líquido, que contiene el analito y debe ser cuidadosamente recolectado para su posterior análisis. Este proceso puede repetirse sobre el sedimento con el propósito de maximizar la recuperación del analito.

En tales casos, resulta necesario incorporar una etapa de concentración del sobrenadante, ya que la repetición del procedimiento anterior genera un volumen considerable de líquido recolectado que, por lo general, contiene el analito en concentraciones muy bajas, a menudo por debajo del límite de detección del equipo analítico. Para superar esta limitación, se emplean distintos tipos de filtros capaces de retener selectivamente el analito según su composición química. Posteriormente, este puede ser liberado mediante el tratamiento con un solvente orgánico específico y de bajo punto de ebullición, lo que permite reducir el volumen total del sobrenadante a un máximo de aproximadamente 10 mL. La muestra concentrada se seca luego bajo un flujo de aire o de nitrógeno a temperatura ambiente, obteniéndose un extracto apto para el análisis instrumental. Finalmente, la muestra seca se reconstituye con una cantidad mínima de solvente antes de su análisis, particularmente en el caso de determinaciones mediante técnicas cromatográficas, donde la concentración y la pureza del extracto son factores determinantes para lograr una cuantificación precisa y reproducible.

La Figura 8.3 ilustra el método de preparación y tratamiento de muestras de agua. Este procedimiento se basa en una extracción en fase sólida (SPE, por sus siglas en inglés), utilizada para concentrar y purificar los analitos presentes en matrices acuosas antes de su análisis cromatográfico. El proceso incluye las etapas de acondicionamiento del cartucho, carga de la muestra, lavado, elución, secado del extracto bajo flujo de nitrógeno y filtración final mediante membranas de 0,22 µm. Esta metodología permite obtener extractos limpios y concentrados, garantizando una cuantificación más precisa y confiable de los compuestos objetivo, en este caso, los CEs.

En el caso de los productos farmacéuticos y sus derivados, uno de los métodos más eficaces empleados en los últimos años corresponde al análisis mediante cromatografía líquida de ultra alta resolución con detección por arreglo de diodos (RP-UHPLC o UHPLC-PDA). Esta técnica se caracteriza por ofrecer tiempos de análisis reducidos, alta precisión y límites de detección bajos, lo que la hace especialmente útil para la determinación de fármacos como el ezetimibe (EZB), que ha sido cuantificado en concentraciones tan bajas como 2 µg/mL mediante este método. No obstante, su aplicación es limitada debido al elevado costo del equipo y de su mantenimiento operativo, así como a la restricción de su uso a determinados compuestos farmacéuticos (Chanduluru & Sugumaran 2021).

Otro método ampliamente empleado para el análisis de fármacos es el proceso de extracción QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe), combinado con análisis cromatográfico, preferentemente mediante LC-MS/MS. Esta metodología, similar a la empleada en el presente estudio, permite una preparación eficiente de la muestra y una detección altamente sensible. Sin embargo, en matrices complejas puede presentarse el denominado efecto de matriz durante la ionización por electrospray (ESI), lo que puede interferir con la sensibilidad y la exactitud del equipo (Togunde et al. 2012).

Por otra parte, la técnica LC-MS también ha demostrado una alta eficacia en la identificación de residuos de productos de cuidado personal (PCPs) en aguas residuales. Diversos estudios han aplicado métodos de extracción en fase sólida (SPE) acoplados a LC-MS para detectar múltiples clases de PCPs en muestras recolectadas en plantas de tratamiento de aguas servidas (Fent et al. 2005). Entre los compuestos identificados con elevada precisión se incluyen parabenos, filtros UV, antimicrobianos y disruptores endocrinos, aunque la presencia de interferencias de matriz puede afectar la sensibilidad instrumental (Alqarni et al. 2024, Athullya et al. 2021, Molnarova et al. 2023).

A diferencia de los productos farmacéuticos, los PCPs también pueden analizarse mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS), técnica particularmente adecuada para la detección de fragancias y ftalatos. No obstante, su aplicación es limitada debido a las altas temperaturas de operación requeridas, que en muchos casos superan la degradación de varios PCPs y de la mayoría de los compuestos farmacéuticos (Selim et al. 2020).

En el caso de los compuestos perfluorados, los métodos de detección suelen emplear cromatografía de alta resolución, tanto gaseosa como líquida, combinada con distintos detectores y procedimientos de extracción. La elección de la metodología específica depende de las propiedades del compuesto, así como de la regulación vigente en cada país, dado que muchos de estos contaminantes presentan alta toxicidad y persistencia ambiental, y su uso, especialmente como pesticidas o agentes repelentes, se encuentra estrictamente controlado o prohibido en diversas legislaciones internacionales.

Finalmente, para la identificación de nanopartículas y derivados de metales pesados, las técnicas más comúnmente empleadas corresponden a la espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente de partícula única (sp-ICP-MS) y la absorción atómica (AA), ambas ampliamente utilizadas para la determinación cuantitativa y la caracterización de especies metálicas a nivel nanométrico. Por su parte, el análisis de fluorescencia ha demostrado ser una herramienta útil para la detección de restos de puntos cuánticos y otros nanomateriales fluorescentes en matrices ambientales (Asheghmoalla & Mehrvar 2024).

En cuanto a los microplásticos y nanotubos de carbono, su detección requiere metodologías específicas orientadas al análisis de compuestos de carbono. Entre las técnicas más utilizadas destacan la resonancia magnética nuclear (RMN), la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR), el análisis térmico y la espectroscopía Raman, aplicadas principalmente para identificar monómeros y oligómeros derivados de microplásticos. Asimismo, la microscopía electrónica de transmisión (TEM) combinada con la espectroscopía Raman y la microscopía de fuerza atómica (AFM) se emplean para la detección y la caracterización estructural de residuos de nanotubos de carbono (Rauscher et al. 2019).

En resumen, los métodos de extracción e identificación descritos evidencian la complejidad analítica asociada al estudio de los contaminantes de los CEs en matrices acuosas. La elección de la técnica depende de factores como la naturaleza química del analito, su concentración en el medio, las características de la matriz y los recursos disponibles en el laboratorio. Si

bien las metodologías cromatográficas acopladas a detectores de alta sensibilidad como: LC-MS/MS o UHPLC-PDA, constituyen herramientas robustas para la cuantificación de compuestos farmacéuticos y productos de cuidado personal, otras técnicas como sp-ICP-MS, AA, FT-IR o Raman amplían el espectro analítico hacia nanopartículas, microplásticos y materiales basados en carbono.

No obstante, persisten desafíos significativos asociados a los efectos de matriz, a la falta de estandarización internacional y a la necesidad de métodos de bajo costo que permitan la aplicación rutinaria de estas determinaciones en sistemas ambientales reales. En este contexto, la integración de metodologías analíticas avanzadas con procedimientos sostenibles de muestreo y pretratamiento representa una línea de investigación clave para el monitoreo y control de los CEs en el agua y otras matrices ambientales.

8.5 Tratamientos de eliminación de contaminantes emergentes

La remoción de los CEs del ambiente resulta compleja debido a su alta solubilidad, baja biodegradabilidad y persistencia química, así como a las limitaciones de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), diseñadas principalmente para remover materia orgánica, sólidos y nutrientes, pero no moléculas trazan complejas (Ji et al. 2020, Zhou et al. 2024). En consecuencia, una fracción importante de los CEs se libera hacia el ambiente, alcanzando cuerpos de agua donde pueden bioacumularse o transformarse en subproductos más tóxicos (Ruliwa et al. 2023, Zhang et al. 2025). Las PTAR convencionales logran remociones de 40–90% con algunos antibióticos y hormonas, pero menos del 10 % con compuestos persistentes como la carbamazepina o el diclofenaco (Martínez-Orgániz et al. 2021).

A nivel ambiental, la eliminación de CEs se ve afectada por la variabilidad del pH, la temperatura, la materia orgánica y el caudal de los cuerpos de agua, así como por la interacción con minerales y microorganismos en aguas subterráneas, lo que prolonga su permanencia (Bolong et al. 2009, Das et al. 2024). En general, los enfoques de tratamiento se agrupan en dos categorías:

Tratamiento en origen, que busca eliminar los contaminantes antes de su descarga, ofreciendo mayor control y eficiencia, y Tratamiento in situ, aplicado directamente en ríos, lagos o acuíferos contaminados, que enfrenta el desafío de tratar grandes volúmenes y bajas concentraciones (Raghavendra et al. 2025, Cunha et al. 2012)

El tratamiento en origen emplea tecnologías fisicoquímicas, biológicas o híbridas, entre ellas la adsorción, los procesos de oxidación avanzada (POA), las membranas y los biorreactores con membrana, que permiten altas eficiencias de remoción (Rout et al. 2021, Tang et al. 2019). En cambio, los tratamientos in situ en cuerpos de agua naturales privilegian estrategias sostenibles como la biorremediación con microalgas y bacterias o los humedales artificiales, capaces de retener y degradar fármacos, hormonas y pesticidas mediante mecanismos combinados de adsorción y biodegradación (Ławniczak et al. 2020, González-González et al. 2022). En síntesis, la complejidad y diversidad de los CEs impone la necesidad de enfoques integrados y adaptativos, donde las tecnologías en origen y las soluciones ecológicas in situ se complementen para minimizar la liberación, persistencia y efectos de estos contaminantes en los ecosistemas acuáticos.

8.5.1 Tecnologías de tratamiento en origen

Las tecnologías de tratamiento en origen buscan eliminar los CEs antes de su descarga al ambiente, instalándose directamente en plantas de tratamiento de aguas residuales, industrias, hospitales o sistemas agrícolas. Dado que ningún proceso único puede remover todos los CEs, se emplean combinaciones de métodos que integran procesos fisicoquímicos, biológicos e híbridos (Tang et al. 2019).

Procesos fisicoquímicos

Adsorción: Es una de las estrategias más utilizadas debido a su simplicidad y su bajo costo. El carbón activado granular o en polvo, con áreas superficiales mayores a 1000 $m^2 \cdot g^{-1}$, elimina eficazmente fármacos, hormonas y pesticidas mediante interacciones físicas o químicas (Gupta et al. 2009, Morin-Crini et al. 2022). Sin embargo, su regeneración es costosa, por lo que se desarrollan adsorbentes alternativos, como zeolitas, arcillas, quitosano, nanocelulosa y materiales avanzados, como estructuras metal-orgánicas (MOFs) o polímeros de impresión molecular, con cavidades específicas para contaminantes seleccionados (Yusuf et al. 2022, Ait Lahcen et al. 2022). Estos materiales muestran alta afinidad por compuestos aromáticos e hidrofóbicos, aunque presentan menor eficiencia frente a moléculas polares o muy solubles, como la sucralosa o los PFAS (Asheghmoalla & Mehrvar 2024, Hassan et al. 2025).

Procesos de oxidación avanzada (POA): Estos procesos constituyen otra alternativa clave, basada en la generación de radicales altamente reactivos (•OH) con potenciales de oxidación superiores a 2.5 V, capaces de degradar y mineralizar completamente compuestos recalcitrantes

hasta CO_2 y H_2O (Bolong et al. 2009, Morin-Crini et al. 2022). Entre las técnicas más estudiadas destacan la ozonización catalítica, los procesos Fenton y foto-Fenton, la fotocatálisis heterogénea (TiO_2/UV) y la oxidación electroquímica (Asheghmoalla & Mehrvar 2024). Estos sistemas logran degradar antibióticos, pesticidas y compuestos fluorados, aunque presentan altos requerimientos energéticos y deben optimizarse para evitar la formación de subproductos tóxicos (Hassan et al. 2025). Las versiones híbridas que combinan POA con adsorción o membranas mejoran la eficiencia global y reducen el consumo energético.

Procesos con membranas: Estos procesos, como la nanofiltración (NF), ultrafiltración (UF) y ósmosis inversa (RO), permiten una separación física selectiva según tamaño, carga o afinidad química. Alcanzan eficiencias de 90–99 % para hormonas, antibióticos y pesticidas aromáticos (Nghiem et al. 2005, Radjenović et al. 2008). No obstante, requieren presiones elevadas, presentan problemas de ensuciamiento (fouling) y generan una corriente concentrada que demanda tratamiento posterior (Sanches et al. 2012). Los sistemas híbridos membrana–adsorción o membrana–oxidación avanzada aumentan la vida útil de las membranas y amplían el rango de contaminantes removidos (Saha et al.2023)

Procesos biológicos

Los procesos biológicos han evolucionado significativamente para mejorar la degradación de los CEs en las aguas residuales. En particular, las adaptaciones del sistema de lodos activados y el uso de biorreactores con membrana (MBR) se han consolidado como tecnologías efectivas para el tratamiento en origen.

En los lodos activados modificados, se aplican estrategias como el aumento del tiempo de retención de sólidos (SRT), la bioaumentación con cepas específicas y la adición de enzimas o co-sustratos que favorecen la degradación de moléculas complejas (Johnson & Sumpter 2001, Bolong et al. 2009, Das et al. 2020). Estas mejoras permiten eliminar de manera eficiente hormonas y disruptores endocrinos (17-β-estradiol, estrona, etinilestradiol), antiinflamatorios (diclofenaco, ibuprofeno), antibióticos parcialmente biodegradables (amoxicilina, ciprofloxacino) y pesticidas aromáticos (atrazina, simazina) (Clara et al. 2005, Radjenović et al. 2008). Sin embargo, el sistema mantiene una eficiencia baja frente a compuestos altamente persistentes o polares, como carbamazepina, metformina, sucralosa y PFAS, que requieren tratamientos complementarios, como adsorción avanzada u oxidación avanzada (Vieno et al. 2007, Gu et al. 2018).

Los biorreactores con membrana (MBR) combinan la biodegradación aerobia con una etapa de filtración física mediante micro o ultrafiltración, lo que permite operar con alta biomasa y eliminar sólidos sin necesidad de un decantador secundario (Radjenović et al. 2007). Las adaptaciones de lodos activados y los biorreactores de membrana (MBR) alcanzan eficiencias de remoción de 60–90% para diversos contaminantes emergentes, incluidos hormonas, pesticidas y antibióticos (Clara et al. 2005, Monsalvo et al. 2014). Aunque presentan un mayor costo y una mayor demanda energética, destacan por su estabilidad operativa, menor huella de planta y capacidad de integración con otras tecnologías (Bolong et al. 2009, Lopez-Herguedas et al. 2024), aunque siguen presentando limitaciones frente a compuestos muy persistentes como los PFAS (Sanzana et al. 2025, Tang et al . 2019).

Sistemas híbridos

En general, los métodos biológicos no logran eliminar los CEs más recalcitrantes, aunque suelen ser más económicos y sostenibles que los procesos fisicoquímicos (Johnson & Sumpter 2001, Clara et al. 2005, Bolong et al. 2009; Rout et al. 2021, González-González et al. 2022). Por su parte, los métodos fisicoquímicos resultan más eficaces en la eliminación de CE más persistentes, pero implican mayores costos operacionales y, en algunos casos, un menor nivel de sostenibilidad ambiental principalmente debido al alto consumo de energía, así como el uso de oxidantes fuertes y la generación de residuos (Ternes et al. 2002, Xu et al. 2005, Bolong et al. 2009, Mandal & Dubey 2024).

Por estas razones, es común emplear tecnologías híbridas que combinan etapas biológicas y fisicoquímicas para aprovechar las fortalezas de ambos enfoques y aumentar la capacidad global de remoción de CEs (Ghazal, H. eta al.2022, Radjenović et al. 2007, Bolong et al. 2009). Los sistemas híbridos buscan sinergias en los mecanismos de remoción, por ejemplo, pre-oxidación con biodegradación (POA con MBR); biodegradación con tecnología de membranas (MBR con membranas).

Los sistemas híbridos integran procesos biológicos y fisicoquímicos con el fin de aprovechar las ventajas de ambos enfoques. En este contexto, los procesos híbridos se han posicionado como una estrategia clave para aumentar la eficiencia global de la remoción, optimizar costos y reducir la formación de subproductos. Entre los sistemas más estudiados destacan:

POA con tratamientos biológicos: La pre-oxidación mediante ozono, H_2O_2/UV o fotocatálisis transforma los contaminantes en compuestos

más biodegradables, favoreciendo su degradación posterior en sistemas biológicos como lodos activados o MBR (Da et al.2024, Giacobbo et al. 2015 , Ponnusami et al. 2023). Esta combinación reduce el uso de oxidantes y mejora la mineralización de antibióticos, hormonas y fármacos recalcitrantes, como el ciprofloxacino y el sulfametoxazol (Monsalvo et al.2014).

Biodegradación con tecnologías de membranas: En este caso, los procesos biológicos eliminan la fracción biodegradable, mientras que la etapa de nanofiltración u ósmosis inversa retiene los compuestos persistentes (Bolong et al. 2009, Luo et al. 2014). Este esquema ha mostrado alta eficiencia en efluentes hospitalarios y urbanos para la eliminación de hormonas, analgésicos y PFAS de cadena corta, alcanzando remociones superiores al 90% (Yangali-Quintanilla et al. 2011 , Yu et al. 2025).

Adsorción con POA: Combina la retención superficial de CE en un material adsorbente (carbón activado, zeolitas, biocarbones) con su degradación oxidativa o fotocatalítica (TiO_2/UV, ozono o peróxidos). Este acoplamiento permite eliminar compuestos persistentes y regenerar parcialmente el adsorbente, prolongando su vida útil (Yue et al. 2024, Yangali-Quintanilla et al. 2011). Es eficaz para la remoción simultánea de fármacos, colorantes y disruptores endocrinos.

En conjunto, los sistemas híbridos ofrecen eficiencias superiores al 90%, mayor estabilidad y menor impacto ambiental que los procesos aplicados de forma individual (Radjenović et al. 2007, Mandal & Dubey 2024). Su desarrollo actual se orienta a configuraciones modulares que integran materiales fotocatalíticos avanzados y biopelículas activas, facilitando la transición hacia tratamientos más sostenibles y de menor huella energética.

8.5.2 Tecnologías de tratamiento en cuerpos de agua (In Situ)

Las tecnologías de tratamiento in situ se aplican directamente en cuerpos de agua naturales, a diferencia de las que actúan en origen (como plantas o sistemas cerrados). Estas presentan grandes desafíos técnicos, ambientales y económicos, debido a la complejidad de operar en entornos abiertos, donde las condiciones son variables y difíciles de controlar (Rodríguez-Gómez et al. 2023). Su enfoque se basa en la remediación ambiental, lo que implica intervenir parcialmente los ecosistemas, con riesgos potenciales que deben evaluarse cuidadosamente (Fernandes et al. 2021).

El tratamiento in situ requiere manejar grandes volúmenes de agua con concentraciones variables de CEs, lo que dificulta el monitoreo y el

control de subproductos o reactivos. Por ello, se prioriza aprovechar los mecanismos naturales de depuración, minimizando el impacto ecológico (Varatharajan et al. 2025). Entre las alternativas más prometedoras se destacan la biorremediación con algas y bacterias y los humedales artificiales, por su desarrollo tecnológico y evidencia comprobada en la eliminación de CEs (González-González et al. 2022, Thamer Hameed Alsalihy et al. 2024).

Biorremediación con algas y bacterias

Esta biorremediación in situ combina la acción de microalgas fotosintéticas y bacterias para eliminar los CEs sin extraer agua del medio natural. Mediante fotobiorreactores flotantes, balsas algales o biofilms naturales, el proceso aprovecha la energía solar y evita el bombeo a gran escala (Asheghmoalla & Mehrvar 2024). Las microalgas (como Chlorella, Scenedesmus o Spirulina) generan oxígeno disuelto, lo que estimula la actividad de bacterias aerobias (Pseudomonas, Bacillus, Acinetobacter), capaces de degradar fármacos, pesticidas y otros CEs (Cunha et al. 2012, Mohammadzadeh et al. 2025).

Además, las algas contribuyen a la adsorción de metales trazas y a la reducción de nutrientes (nitrógeno y fósforo), lo que ayuda a prevenir la eutrofización (Ławniczak et al. 2020). Esta tecnología se ha aplicado con éxito en lagos, humedales y zonas litorales, mejorando la calidad del agua en sistemas con bajas concentraciones de contaminantes (Thamer Hameed Alsalihy et al. 2024). No obstante, requiere un monitoreo continuo para mantener su eficiencia y estabilidad ecológica (Varatharajan et al. 2025).

Humedales artificiales

Los humedales artificiales imitan los procesos naturales de depuración de humedales y lagunas para tratar aguas residuales y contaminadas. Se construyen como estanques poco profundos, rellenos con grava o arena, y con vegetación acuática, donde el agua circula lentamente a través del sustrato y de las raíces. En este entorno, microorganismos, plantas y biofilms trabajan en conjunto para retener sólidos, degradar materia orgánica y CEs, absorber nutrientes y remover metales traza mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Ławniczak et al. 2020, González-González et al. 2022).

Son sistemas económicos y de bajo impacto ambiental, comúnmente instalados cerca de cuerpos de agua superficiales. Han demostrado una alta eficacia en la eliminación de fármacos, hormonas, antibióticos, pesticidas, productos de cuidado personal y microplásticos (Silva et al.

2019), aunque su rendimiento disminuye ante contaminantes altamente persistentes, como carbamazepina, metformina, edulcorantes artificiales y PFAS, que requieren tratamientos complementarios (Bolong et al. 2009, Thamer Hameed Alsalihy et al. 2024 , Ukaogo et al. 2020). En conjunto, los humedales artificiales representan una alternativa sostenible y ecológica para mejorar la calidad del agua, siempre que se mantenga un monitoreo y mantenimiento periódico para conservar su eficiencia.

En resumen, la remoción de CEs sigue siendo un reto ambiental debido a su persistencia y diversidad química. Las tecnologías en origen como la adsorción, POA, tecnologías de membrana y sistemas híbridos muestran alta eficiencia, mientras que las soluciones in situ, como la biorremediación y los humedales artificiales, destacan por su sostenibilidad. La combinación de ambos enfoques permite reducir eficazmente la carga de CEs en el ambiente.

8.6 Contaminantes emergentes en cuerpos hídricos de la región de Coquimbo: una perspectiva desde el consumo de medicamentos

El consumo mundial de medicamentos ha aumentado continuamente en los últimos 50 años (IQVIA Institute for Human Data Science 2024, World Health Organization (WHO) 2004), y, en paralelo, se ha observado que los residuos de medicamentos domésticos (HPW, por sus siglas en inglés) son eliminados mayormente en la basura y las aguas residuales (Al-jalehawi et al. 2023, Althagafi et al. 2022, Hiew & Low 2024, Shah et al. 2023). Esta disposición inadecuada de HPW es especialmente relevante en áreas donde las infraestructuras de saneamiento son limitadas o tradicionales, lo que dificulta la eliminación adecuada de estos contaminantes y favorece su dispersión en los ecosistemas naturales (Sandoval et al. 2024, Wilkinson et al. 2022a).

Como consecuencia, se han detectado numerosos compuestos farmacéuticos en las aguas potables y residuales, en los cuerpos hídricos superficiales y subterráneos, en los sedimentos del fondo marino, en los suelos y en los lodos de depuradora, así como en los organismos animales (Adeleye et al. 2022, Gworek et al. 2020, Pivetta & Gastaldini 2019, Wilkinson et al. 2022b). Wilkinson et al. (2022a) evaluaron muestras de 258 ríos de 104 países y demostraron la presencia de contaminantes farmacéuticos en las aguas superficiales a nivel global, siendo América del Sur una de las regiones con las más altas concentraciones acumuladas de principios farmacéuticos activos. Esto es preocupante porque la exposición de los ecosistemas a los contaminantes farmacéuticos se asocia con riesgos para la salud pública y el medio ambiente, como la

resistencia antimicrobiana, en particular a los antibióticos (Bain 2010, WHO 2016).

En la zona centro-norte de Chile, la región de Coquimbo presenta condiciones que favorecen la dispersión de los CE farmacéuticos en los ecosistemas. Primero, porque la región no dispone de puntos de recolección de HPW y, además, utiliza un sistema tradicional o insuficiente para el tratamiento de sus residuos sólidos y efluentes. Entre los sitios de disposición final de residuos, el 90 % son rellenos sanitarios que reciben solamente el 44 % de los residuos domiciliarios producidos en la zona (SUBDERE 2024). Esto revela que la disposición inadecuada de residuos domiciliarios es una realidad significativa en la región, favoreciendo la dispersión y los impactos de los HPW sobre el suelo y los cuerpos hídricos.

A su vez, 72% de los efluentes domésticos de la región de Coquimbo son enviados a emisarios submarinos utilizados principalmente en la zona costera, mientras que los demás efluentes son producidos en las zonas interiores y rurales siendo tratados mediante sistemas de lodos activados (3%) y lagunas aireadas (25%) (Aguas del Valle 2022). Estos métodos convencionales de tratamiento de efluentes no eliminan de manera eficaz los residuos farmacéuticos, lo que posibilita su dispersión en los ecosistemas naturales (Sandoval et al. 2024).

En este contexto, Fernándes et al. (2024) examinó en detalle el consumo, desecho y prácticas de eliminación de medicamentos en la comuna de La Serena, región de Coquimbo. Mediante entrevistas semiestructuradas a una muestra probabilística de 430 hogares, el estudio observó que el 91 % de los HPW son eliminados por vías inadecuadas como el desagüe o la basura doméstica (Figura 8.4). Estas prácticas contribuyen directamente a la entrada de principios activos farmacológicos en los cuerpos hídricos, dado que la capacidad de remoción de estos compuestos por parte de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) convencionales es limitada. Estos hallazgos revelan la necesidad de investigaciones para evaluar la magnitud del problema de los contaminantes emergentes en los cuerpos hídricos de la bahía de Coquimbo, especialmente los medicamentos.

Cabe mencionar que, en Chile, el consumo de medicamentos ha experimentado un incremento sostenido entre 2011 y 2020 (DESAL 2021). Según estos autores, los grupos de medicamentos de mayor consumo son los utilizados en el sistema cardiovascular (Losartán, Atorvastatina, Enalapril, entre otros), sistema digestivo y metabolismo (Metformina, Omeprazol, Fentermina, entre otros), y sistema nervioso (Paracetamol, Sertralina, Escitalopram, Fluoxetina y Zopiclona), respectivamente. Según

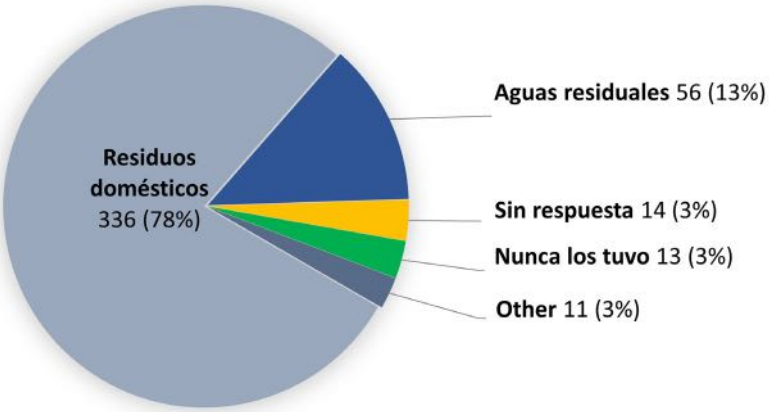


Figura 8.4 Forma de descarte de residuos de medicamentos domiciliarios en los 430 hogares visitados en las zonas urbana y rural de la comuna de La Serena, Chile. En la Figura, "Otros" corresponde a donación a terceros o entidades de salud (7) y eliminación en el suelo y plantas (4). Fuente: Adaptado de Fernandes et al. (2024).

la Central de Abastecimiento del Sistema Nacional de Servicios de Salud (CENABAST), los medicamentos son los insumos de salud más solicitados en centros hospitalarios y consultorios regionales, representando 64.8% del costo bruto total del sector (Cenabast 2024). Estos medicamentos incluyen antiinflamatorios no esteroidales (AINEs), antihipertensivos y antidepresivos, todos reconocidos por su persistencia en ambientes acuáticos (Wilkinson et al. 2022b). Estos grupos farmacológicos coinciden con los medicamentos de uso frecuente en La Serena, región de Coquimbo (Figura 8.5).

Cabe mencionar que los grupos farmacológicos indicados anteriormente también incluyen los medicamentos frecuentemente decomisados en el país: losartán, prednisona, paracetamol, ciprofloxacino y amoxicilina (Gobierno de Chile 2023). En Coquimbo, también se ha detectado una preocupante proliferación de venta de medicamentos en ferias libres y comercios no regulados (Riveros 2024). Esta situación no solo representa un riesgo para la salud pública, sino que también contribuye al incremento de residuos farmacéuticos mal gestionados que potencialmente llegan a cuerpos de agua dulce y a los ecosistemas.

Frente a este escenario, se hace necesario implementar políticas públicas que fomenten la educación ambiental sobre el manejo seguro de medicamentos y promuevan sistemas de recolección diferenciada para estos productos. Además, es crucial fortalecer los sistemas de monitoreo

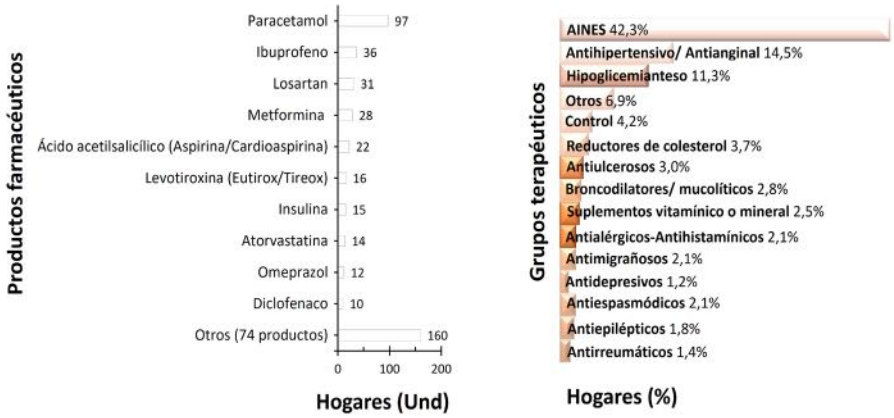


Figura 8.5 Principales medicamentos (A) y grupos terapéuticos (B) de uso frecuente en los hogares visitados en la comuna de La Serena, Chile. Fuente: Adaptado de Fernandes et al. (2024).

de CE y modernizar las PTAR en la región, incorporando tecnologías avanzadas capaces de identificar y remover eficazmente compuestos orgánicos persistentes. Lo anterior es esencial para mitigar los impactos ambientales y proteger la salud de la población.

8.7 Estudios en muestras de agua en la Región de Coquimbo

Dada la situación descrita anteriormente, resulta fundamental evaluar la presencia y concentración de residuos de fármacos y sus metabolitos en las aguas de la Región de Coquimbo, considerando su potencial impacto ambiental y sanitario. Asimismo, en caso de detectar trazas de estos compuestos, es esencial evaluar la eficacia de los tratamientos convencionales de aguas residuales para su eliminación.

Con este propósito, se realizaron estudios exploratorios a pequeña escala, que incluyeron el muestreo en ocho puntos distribuidos en tres localidades de la región: dos en Tongoy, dos en La Serena y cuatro en Ovalle (Figura 8.6). Los puntos de muestreo correspondieron a los siguientes: afluente y efluente de la PTAR de Tongoy, pozo y desembocadura en La Serena, río Limarí, efluente de la PTAR de Ovalle, planta Aguas del Valle (Ovalle) y agua potable de Ovalle.

Las muestras recolectadas fueron sometidas posteriormente a análisis fisicoquímicos y cromatográficos con el objetivo de identificar y



Figura 8.6 Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en la Región de Coquimbo, Chile. Las estrellas azules indican los sitios donde se recolectaron las muestras, representando zonas costeras y continentales con diferentes niveles de actividad urbana y agrícola dentro de la Región de Coquimbo (IV Región de Chile)

cuantificar la presencia de residuos farmacéuticos en los cuerpos de agua estudiados. Los análisis fisicoquímicos permitieron determinar parámetros básicos de calidad del agua, como pH, conductividad eléctrica, turbidez, sólidos disueltos totales (SDT) y demanda química de oxígeno (DQO), mientras que los análisis cromatográficos se centraron en la detección de principios activos farmacéuticos y sus metabolitos mediante técnicas de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC-UV-DAD). Esta combinación metodológica permitió obtener una primera aproximación tanto de las condiciones ambientales locales como del potencial grado de contaminación de las aguas evaluadas.

Para este estudio, todas las muestras fueron refrigeradas a una temperatura máxima de 5 °C y almacenadas en contenedores oscuros, con el fin de protegerlas de la exposición a la luz y evitar posibles alteraciones fotoquímicas. Cada muestra fue filtrada mediante membranas de 0,22 µm de PVDF y una pequeña alícuota se inyectó directamente en el sistema HPLC equipado con un detector de diodos (UV-DAD), sin tratamiento previo. La cromatografía se realizó con una

Tabla 8.1 Concentración de fármacos detectados en muestras de agua recolectadas en distintos puntos de la Región de Coquimbo, Chile.

Muestra	Concentración Paracetamol (ppm)	Concentración Ciprofloxacino (ppm)	Concentración Ibuprofeno (ppm)	Concentración Diclofenaco (ppm)
Afluente PTAR(Tongoy)	ND	ND	0,0110	0,0174
Efluente PTAR(Tongoy)	ND	ND	0,0017	ND
Pozo (La Serena)	ND	ND	0,0008	ND
Desembocadura (La Serena)	ND	ND	0,0005	ND
Rio (Ovalle)	ND	0,0088	0,0012	ND
Efluente PTAR (Ovalle)	0,004	ND	0,0113	ND*
Planta Aguas del Valle (Ovalle)	ND	ND	0,0004	ND
Agua potable (Ovalle)	ND	ND	ND	ND

columna C18 (4,6 mm × 150 mm × 4 µm) en un equipo HPLC Agilent Technologies 1201, con el objetivo de determinar si las concentraciones iniciales de los analitos se encontraban dentro de los límites de detección del instrumento. Los resultados obtenidos fueron negativos para todas las muestras, lo que indicó que las concentraciones de los residuos farmacéuticos a identificar en las muestras se encontraban por debajo del umbral de detección del equipo a utilizar.

Ante esta situación, y con el propósito de aumentar la sensibilidad analítica y permitir la detección de posibles trazas, se procedió a concentrar los extractos obtenidos mediante el proceso de SPE. En esta etapa, 100 mL de cada muestra se redujeron a un volumen final de 0,5 mL, empleando acetonitrilo como solvente de elución, con el fin de alcanzar niveles detectables de los compuestos objetivo. Se seleccionaron los fármacos Paracetamol, Ciprofloxacino, Ibuprofeno y Diclofenaco para su análisis, debido a que, según el estudio de Fernandes et al. (2024), estos corresponden a los principios activos más consumidos en la Región de Coquimbo, lo que los convierte en marcadores representativos de la contaminación farmacéutica doméstica en esta zona.

Los resultados obtenidos en las diferentes matrices de agua analizadas se presentan en la Tabla 8.1, donde se resumen las concentraciones determinadas de cada residuo farmacéutico. El ibuprofeno fue el compuesto más frecuentemente detectado en las muestras de agua analizadas (Tabla 8.1), con excepción del agua potable proveniente de un grifo doméstico en la ciudad de Ovalle. Este hallazgo sugiere una amplia distribución ambiental de este analgésico y antiinflamatorio no esteroidal, asociado a su elevado consumo y persistencia en los sistemas hídricos. Los valores registrados, aunque bajos, confirman la presencia de trazas de este fármaco en diferentes matrices acuáticas de la Región de Coquimbo, lo que concuerda con estudios internacionales (Placová et al. 2023) que identifican al ibuprofeno como uno de los contaminantes farmacéuticos más prevalentes a nivel global.

Se observó, además, que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) convencionales no lograron una eliminación completa de los residuos farmacéuticos (Tabla 8.1). Este fenómeno se evidenció tanto en las muestras recolectadas antes y después del tratamiento en la PTAR de Tongoy, como en las muestras postratamiento de Ovalle. Aunque las concentraciones disminuyeron tras el tratamiento, la persistencia de los compuestos en el agua tratada indica una eficiencia limitada de los procesos convencionales frente a este tipo de contaminantes emergentes.

La presencia del antibiótico ciprofloxacino en el río Limarí podría estar relacionada con actividades agrícolas y ganaderas, en las que este compuesto se utiliza con fines terapéuticos y profilácticos. La escorrentía agrícola y los residuos animales pueden actuar como vectores de transporte, incorporando estos fármacos a los sistemas acuáticos naturales. De igual modo, se detectaron trazas de diclofenaco en el efluente tratado de la PTAR de Ovalle; sin embargo, las concentraciones se encontraron por debajo del límite de detección del equipo cromatográfico (HPLC-UV-DAD) utilizado en este estudio.

En términos de normativa ambiental, la mayoría de las muestras analizadas cumplieron con los estándares establecidos por las normas chilenas NCh 1333 (aguas para riego) y NCh 409 (aguas para consumo humano) en los parámetros fisicoquímicos evaluados. No obstante, los resultados ponen de manifiesto una ausencia de regulaciones específicas para contaminantes emergentes, especialmente los residuos farmacéuticos, cuya presencia fue comprobada en distintas matrices acuáticas.

Este estudio evidencia la persistencia y la distribución de residuos farmacéuticos en distintas fuentes de agua de la Región de Coquimbo. La detección sistemática de ibuprofeno y la presencia de ciprofloxacino y diclofenaco, aunque en niveles bajos, revelan una deficiencia en la eficiencia de los tratamientos convencionales y una falta de control normativo para este tipo de compuestos en Chile. Dicha situación representa un riesgo potencial para los ecosistemas acuáticos y la salud humana, considerando que las aguas tratadas suelen ser descargadas en cuerpos superficiales o reutilizadas para riego agrícola.

8.8 Desafíos y perspectivas

La Región de Coquimbo enfrenta la necesidad urgente de implementar políticas públicas integrales que aborden de manera coordinada la gestión de contaminantes emergentes, considerando las actuales deficiencias en la infraestructura de saneamiento, la falta de puntos de recolección de residuos farmacéuticos posconsumo y la limitada capacidad de fiscalización ambiental. Para avanzar hacia una gestión efectiva, se requiere invertir en la modernización de las plantas de tratamiento de aguas residuales, incorporando tecnologías avanzadas que permitan la eliminación eficiente de contaminantes emergentes, como los procesos de oxidación avanzada, la adsorción selectiva, la separación por membranas y el uso de materiales innovadores. Estas tecnologías deben optimizarse y adaptarse para su implementación a escala real, garantizando su viabilidad técnica, económica y ambiental.

Desde un enfoque analítico, el potencial de los CEs para causar daño a largo plazo en los ecosistemas y en la salud humana exige el desarrollo de nuevas técnicas de detección eficientes, rápidas y de bajo costo, capaces de aplicarse a distintas matrices ambientales. La mejora de la sensibilidad y selectividad analítica, junto con el monitoreo sistemático de concentraciones en aguas naturales y tratadas, permitirá establecer un catastro regional de contaminantes y evaluar la eficacia de los sistemas de tratamiento existentes. Este enfoque contribuirá a generar evidencia sólida para la toma de decisiones y la formulación de estrategias de mitigación basadas en datos.

En el ámbito tecnológico, la remoción de CEs en cuerpos de agua superficiales y subterráneas representa un desafío complejo debido a la diversidad de compuestos, su comportamiento variable y las interacciones con el medio acuático. En este contexto, las tecnologías en origen, orientadas a eliminar los contaminantes antes de su descarga al medio ambiente, ofrecen una mayor eficiencia y control. Sin

embargo, los avances en tratamientos in situ, como la biorremediación con microalgas y bacterias, o los humedales artificiales, constituyen alternativas sostenibles que aprovechan procesos naturales, aunque aún requieren monitoreo ecológico continuo y un control operativo riguroso. A futuro, el desarrollo de soluciones híbridas que integren métodos fisicoquímicos, biológicos y basados en la naturaleza será clave para mejorar la sostenibilidad de los sistemas de tratamiento, especialmente en zonas rurales o costeras donde los recursos son limitados.

En paralelo, es indispensable fortalecer los marcos regulatorios y las políticas públicas relacionadas con los contaminantes emergentes, en particular frente a la expansión urbana, industrial y los efectos del cambio climático sobre los recursos hídricos. La creación de lineamientos normativos específicos, con límites permisibles, programas de monitoreo permanente y mecanismos de fiscalización efectivos, permitirá avanzar hacia una gestión responsable y transparente.

A partir de los hallazgos de este estudio, se identifican varias direcciones de desarrollo que permitirán consolidar el conocimiento y la gestión de los CEs en Chile. En primer lugar, la ampliación del alcance geográfico a otras regiones del país permitiría comprender con mayor precisión la distribución espacial y los niveles de residuos farmacéuticos y de otros CEs en distintas fuentes hídricas, considerando factores como el uso del suelo, la densidad poblacional y las fuentes de contaminación. En segundo lugar, la diversificación de los compuestos analizados, incluyendo antiinflamatorios, analgésicos, antihipertensivos, hipolipemiantes y antidiabéticos de uso frecuente, permitiría elaborar un perfil más detallado de la carga contaminante en los sistemas acuáticos nacionales.

Asimismo, es prioritario avanzar en la evaluación de los impactos ecológicos y sanitarios asociados a la exposición crónica a estos contaminantes. Estudios de bioacumulación, ecotoxicidad y alteraciones fisiológicas en especies indicadoras pueden aportar información clave sobre los riesgos que enfrentan los ecosistemas y las comunidades humanas.

Finalmente, promover campañas de sensibilización y consumo responsable de medicamentos, junto con programas de recolección y disposición segura de los CEs, contribuirá significativamente a reducir la carga contaminante de estos residuos en los ecosistemas acuáticos. En conjunto, estos esfuerzos multidisciplinarios representan una oportunidad estratégica para fortalecer la gobernanza ambiental del

agua en Chile y garantizar la protección de los ecosistemas y la salud de las generaciones futuras.

8.9 Conclusiones

El presente estudio evidencia la presencia de residuos farmacéuticos en los recursos hídricos de la Región de Coquimbo, Chile, lo que resalta la necesidad de evaluar integralmente el alcance de esta contaminación a nivel nacional. La detección de estos compuestos en distintas matrices acuáticas confirma que los sistemas de tratamiento convencionales no son completamente eficaces para removerlos, lo que podría generar riesgos ambientales y potenciales impactos en la salud humana.

La evidencia de trazas de ibuprofeno y otros fármacos en las aguas analizadas confirma la necesidad urgente de acción. La protección de los recursos hídricos frente a estos CEs requiere un enfoque multifacético que combine mejoras tecnológicas, fortalecimiento regulatorio y educación pública, promoviendo la corresponsabilidad entre el Estado, la industria y la ciudadanía.

Desde una perspectiva analítica, los resultados evidencian la importancia de desarrollar métodos de detección más sensibles, rápidos y de bajo costo, capaces de identificar una mayor diversidad de CEs en distintos tipos de matrices ambientales. La optimización de técnicas cromatográficas, espectroscópicas y acopladas a espectrometría de masas es esencial para mejorar los límites de detección, reducir interferencias de matriz y generar datos reproducibles como confiables que respalden la toma de decisiones ambientales.

Por otra parte, el tratamiento de los CEs requiere un enfoque integral que combine tecnologías en origen e in situ, tanto para prevenir su dispersión como a mitigar su persistencia en el ambiente. La integración de procesos fisicoquímicos, biológicos y soluciones basadas en la naturaleza, como la oxidación avanzada, la adsorción selectiva, los sistemas híbridos y los humedales artificiales, permite aumentar de manera sostenible la eficiencia de la remoción de este tipo de contaminantes.

Finalmente, resulta imprescindible fortalecer la regulación y las políticas públicas en materia de CEs, incorporando los desafíos derivados del crecimiento poblacional, de la expansión industrial y de los efectos del cambio climático. Este estudio sienta las bases para futuras investigaciones orientadas al monitoreo sistemático de CEs especialmente de residuos farmacéuticos, la evaluación de sus efectos ecotoxicológicos y la implementación de estrategias de gestión y mitigación integradas, que

garanticen la protección de los ecosistemas acuáticos y la salud de las comunidades.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

8.10 Referencias

Adeleye AS, Xue J, Zhao YX, et al. (2022) Abundance, fate, and effects of pharmaceuticals and personal care products in aquatic environments. Journal of Hazardous Materials 424:127284.

Aguas del Valle (2022) Reporte de sostenibilidad Aguas del Valle 2022. La Serena, Chile.

Aguilera MA, Aburto JA, Bravo L., Broitman BR, García RA, Gaymer CF, Gelcich S, López BA, Montecino V, Pauchard A, Ramos M, Rutllant JA, Sáez CA, Valdivia N & Thiel M (2019). Chile: Environmental status and future perspectives. En C. Sheppard (Ed) World Seas: An Environmental Evaluation, pp. 673-702. Academic Press.

Ait Lahcen A, Surya SG, Beduk T, Vijjapu MT, Lamaoui A, Durmus C, Timur S, Shekhah O, Mani V, Amine A, Eddaoudi M & Salama KN (2022) Metal–organic frameworks meet molecularly imprinted polymers: Insights and prospects for sensor applications. ACS Applied Materials & Interfaces 14:49399–49424.

Al-jalehawi A, Al-zidan RN, Al-mahmood S, Azeez A & Fakhreldin L (2023) Exploring household medicine waste in Iraq. Latin American Journal of Pharmacy 42:5–11.

Alqarni AM (2024) Analytical methods for the determination of pharmaceuticals and personal care products in solid and liquid environmental matrices: a review. Molecules 29:3900.

Althagafi A, Alshibani M, Alshehri S, et al. (2022) Assessment of knowledge and awareness of safe disposal of unused or expired medication in Saudi Arabia: a cross-sectional study. Saudi Pharmaceutical Journal 30:1672–1678.

Andrady AL (2011) Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 62:1596–1605.

Arman NZ, Salmiati S, Aris A, Salim MR, Nazifa TH, Muhamad MS & Marpongahtun M (2021) A review on emerging pollutants in the water environment: existences, health effects and treatment processes. Water 13:3258.

Aguilera MA, Aburto JA, Bravo L, Broitman BR, García RA, Gaymer CF, Gelcich S, López BA, Montecino V, Pauchard A, Ramos M, Rutllant JA, Sáez CA, Valdivia N & Thiel M (2019) Chile: environmental status and future perspectives. En C Sheppard (Ed) World Seas: an Environmental Evaluation, pp. 673–702. Academic Press.

Asheghmoalla M & Mehrvar M (2024) Integrated and hybrid processes for the treatment of actual wastewaters containing micropollutants: a review on recent advances. Processes 12:339.

Athullya MK, Dineep D, Mathew ML, Aravindakumar CT & Aravind UK (2021) Identification of micropollutants from graywater of different complexity and remediation using multilayered membranes. Environmental Science and Pollution Research 29:4206–4218.

Aus der Beek T, Weber FA, Bergmann A, et al. (2016) Pharmaceuticals in the environment—global occurrences and perspectives. Environmental Toxicology and Chemistry 35:823–835.

Ávila C, Matamoros V, Reyes-Contreras C, Piña B, Casado M, Mita L, Rivetti C, Barata C, García J & Bayona JM (2014) Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. Science of The Total Environment 470–471:1272–1280.

Backhaus T & Faust M (2012) Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. Environmental Science & Technology 46:2564–2573.

Bain KT (2010) Public health implications of household pharmaceutical waste in the United States. Health Services Insights 3:HSI.S4673.

Bergman Å, Heindel JJ, Jobling S, Kidd KA & Zoeller RT (2013) State of the science of endocrine disrupting chemicals-2012. World Health Organization & United Nations Environment Programme, Geneva.

Bolong N, Ismail AF, Salim MR & Matsuura T (2009) A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. Desalination 239:229–246.

Bose VG & Shreenidhi KS (2022) Microbial degradation of pharmaceuticals and personal care products. En JA Malik (Ed.), Microbes and Microbial Biotechnology for Green Remediation, pp. 619–632. Elsevier.

Brausch JM & Rand GM (2011) A review of personal care products in the aquatic environment: environmental concentrations and toxicity. Chemosphere 82:1518–1532.

Chanduluru HK & Sugumaran A (2021) Eco-friendly estimation of isosorbide dinitrate and hydralazine hydrochloride using Green Analytical Quality by Design-based UPLC method. RSC Advances 11:27820–27831.

Clara M, Strenn B, Gans O, et al. (2005) Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. Water Research 39:4797–4807.

Corradini F, Meza P, Eguiluz R, et al. (2019) Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. Science of The Total Environment 671:411–420.

Cunha DGF, Calijuri MC, Grull D, Mancuso PCS & Thévenot DR (2012) In situ remediation technologies associated with sanitation improvement: an opportunity for water quality recovering in developing countries. En K Voudouris (Ed.), Ecological Water Quality – Water Treatment and Reuse, pp. 255–272. InTech-Open Access Publisher.

Das PP, Dhara S & Purkait MK (2024) Ozone-based oxidation processes for the removal of pharmaceutical products from wastewater. En MP Shah & P Ghosh (Eds.), Development in Wastewater Treatment Research and Processes, pp. 287–308. Elsevier.

Das S, Parida VK, Tiwary CS, Gupta AK & Chowdhury S (2024) Emerging contaminants in the aquatic environment: fate, occurrence, impacts, and toxicity. En Bioremediation of Emerging Contaminants in Water (Cap. 1). American Chemical Society.

David G, Rana MS, Prajapati S & otros autores (2022) A review on design, operation, and maintenance of constructed wetlands for removal of nutrients and emerging contaminants. International Journal of Environmental Science and Technology.

DESAL (2021) Análisis sobre el mercado de medicamentos en Chile 2011–2020 y comparación OCDE. Departamento de Economía de la Salud, Ministerio de Salud, Santiago, Chile.

Diamanti-Kandarakis E, Bourguignon JP, Giudice LC, et al. (2009) Endocrine-disrupting chemicals: an Endocrine Society scientific statement. Endocrine Reviews 30:293–342.

Dris R, Gasperi J, Mirande C, et al. (2016) A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. Environmental Pollution 221:453–458.

El-Ghorab HM, Abdel Azeem MM, Badawy MI, Gad-Allah TA, Abdel-Wahed MS & Abdel Momen M (2025) Navigating the membrane bioreactors operational parameters in eliminating emerging contaminants from wastewater: a review. Egyptian Journal of Chemistry 68:183–204.

Fent K, Weston A & Caminada D (2005) Ecotoxicology of human pharmaceuticals. Aquatic Toxicology 76:122–159.

Fernandes JAF, Carvajal D & Mera AC (2024) The scenario of household pharmaceutical products: consumption, wastes, and disposal practices from a case study in Chile. Environmental Science and Pollution Research 31:51719–51732.

Fernandes JP, Almeida CMR, Salgado MA, Carvalho MF & Mucha AP (2021) Pharmaceutical compounds in aquatic environments—occurrence, fate and bioremediation prospective. Toxics 9:257.

Franz T & Li X (2012) The OASIS HLB μElution plate as a one-step platform for manual high-throughput in-gel digestion of proteins and peptide desalting. Proteomics 12:2487–2492.

Ghazal H, Koumaki E, Hoslett J, Malamis S, Katsou E, Barceló D & Jouhara H (2022) Insights into current physical, chemical and hybrid technologies used for the treatment of wastewater contaminated with pharmaceuticals. Journal of Cleaner Production 361:132079.

Giacobbo A, Feron GL, Rodrigues MAS, Ferreira JZ, Meneguzzi A & Bernardes AM (2015) Integration of membrane bioreactor and advanced oxidation processes for water recovery in leather industry. Desalination and Water Treatment 56:1712–1721.

Gil Garzón MJ, Soto Zuluaga AM, Usma Gutiérrez JI & Gutiérrez Flórez OD (2012) Contaminantes emergentes en aguas: efectos y posibles tratamientos. Producción + Limpia 7:52–73.

Gobierno de Chile (2023) Venta ilegal de medicamentos: riesgos y medidas para combatirla. Ministerio de Salud, Santiago.

González-González RB, Flores-Contreras EA, Parra-Saldívar R & Iqbal HMN (2022) Bio-removal of emerging pollutants by advanced bioremediation techniques. Environmental Research 214:113936.

González-Pleiter M, Gonzalo S, Rodea-Palomares I, et al. (2013) Toxicity of five antibiotics and their mixtures towards photosynthetic aquatic organisms. Water Research 47:2050–2060.

Grenni P, Ancona V & Barra Caracciolo A (2018) Ecological effects of antibiotics on natural ecosystems: a review. Microchemical Journal 136:25–39.

Gu Y, Huang J, Zeng G, Shi L, Shi Y & Yi K (2018) Fate of pharmaceuticals during membrane bioreactor treatment: status and perspectives. Bioresource Technology 268:733–748.

Gu, Y., Huang, J., Zeng, G., Shi, L., Shi, Y., & Yi, K. (2018). Fate of pharmaceuticals

during membrane bioreactor treatment: Status and perspectives. Bioresource Technology, 268, 733–748. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.029

Gupta VK, Carrott PJM, Ribeiro Carrott MML & Suhas (2009) Low-cost adsorbents: growing approach to wastewater treatment—a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 39:783–842.

Gworek B, Kijeńska M, Zaborowska M, et al. (2020) Occurrence of pharmaceuticals in aquatic environment: a review. Desalination and Water Treatment 184:375–387.

Hassan RK, Sallam NA, Alrefaey KA & et al. (2025) Enhancing PFAS removal: feasibility of an integrated electrocoagulation and adsorptive membrane approach. Discover Chemical Engineering 5:23.

Hiew SY & Low BY (2024) The knowledge, attitude, and practice of the public regarding household pharmaceutical waste disposal: a systematic review (2013–2023). International Journal of Pharmacy Practice 32:120–132.

IQVIA Institute (2024) Global use of medicines 2024: outlook to 2028. Parsippany, NJ, USA.

Ji J, Kakade A, Yu Z, Khan A, Liu P & Li X (2020) Anaerobic membrane bioreactors for treatment of emerging contaminants: a review. Journal of Environmental Management 270:110913.

Johnson AC & Sumpter JP (2001) Removal of endocrine-disrupting chemicals in activated sludge treatment works. Environmental Science & Technology 35:4697–4703.

Jonidi-Jafari A, Farzadkia M, Gholami M & Mohagheghi M (2020) The efficiency of removing metronidazole and ciprofloxacin antibiotics as pharmaceutical wastes during the process of composting. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 102:4250–4260.

Jyoti D & Sinha R (2023) Physiological impact of personal care product constituents on non-target aquatic organisms. Science of The Total Environment 905:167229.

Kidd KA, Blanchfield PJ, Mills KH, et al. (2007) Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. Proceedings of the National Academy of Sciences 104:8897–8901.

Lapworth DJ, Baran N, Stuart ME & Ward RS (2012) Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. Environmental Pollution 163:287–303.

Ławniczak Ł, Woźniak-Karczewska M, Loibner AP, Heipieper HJ & Chrzanowski Ł (2020) Microbial degradation of hydrocarbons—basic principles for bioremediation: a review. Molecules 25:856.

Li G, Liu X, Wang H, et al. (2023) Detection, distribution and environmental risk of metal-based nanoparticles in a coastal bay. Water Research 242:120242.

Luo Y, Guo W, Ngo HH, et al. (2014) Occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. Science of the Total Environment 473–474:619–641.

Mandal P & Dubey BK (2024) Hybrid advanced oxidation processes for treatment of wastewater from the pharmaceutical industry. En Waste-to-Wealth (1.ª ed.), pp. 1–15. CRC Press.

Marson EO, Paniagua CES, Gomes Júnior O, Gonçalves BR, Silva VM, Ricardo IA, Starling MCVM, Amorim CC & Trovó AG (2022) A review toward contaminants of emerging concern in Brazil: occurrence, impact and their degradation by advanced oxidation process in aquatic matrices. Science of The Total Environment 836:155605.

Mohammadzadeh M, Bello A, Lassen SB, Brandt KK, Risteelä S & Leiviskä T (2025) Pilot-scale adsorption of pharmaceuticals from municipal wastewater effluent using low-cost magnetite–pine bark: regeneration/enumeration of viable bacteria with a study on their biotoxicity. Environmental Research 268:120774.

Molnarova L, Halesova T, Vaclavikova M & Bosakova Z (2023) Monitoring pharmaceuticals and personal care products in drinking water by LC-MS/MS. Molecules 28:5899.

Monsalvo VM, McDonald JA, Khan SJ & Le-Clech P (2014) Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactors. Water Research 49:103–112.

Moreno-Ortiz VC, Martínez-Núñez JM & Kravzov-Jinich J, et al. (2013) Los medicamentos de receta de origen sintético y su impacto en el medio ambiente. Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas 44:17–29.

Morin-Crini N, Lichtfouse E, Fourmentin M, Ribeiro ARL, Noutsopoulos C, Mapelli F, et al. (2022) Removal of emerging contaminants from wastewater using advanced treatments: a review. Environmental Chemistry Letters 20:1333–1375.

Nghiem LD, Schäfer AI & Elimelech M (2005) Pharmaceutical retention mechanisms by nanofiltration membranes. Environmental Science & Technology 39:7698–7705.

Nieto-Juárez JI, Torres-Palma RA, Botero-Coy AM & Hernández F (2021) Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. Environment International 155:106674.

Nishmitha PS, Akhilghosh KA, Aiswriya VP, et al. (2025) Understanding emerging contaminants in water and wastewater: detection, impacts, and solutions. Journal of Hazardous Materials Advances 100755.

Nizzetto L, Futter M & Langaas S (2016) Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? Environmental Science & Technology 50:10777–10779.

Notthakun S, Crittenden JC, Hand DW, Perram DL & Mullins ME (1993) Regeneration of adsorbents using heterogeneous advanced oxidation. Journal of Environmental Engineering 119:695–712.

Ortega-Balleza JL, Requena-Castro R & Cruz-Hernández MA, et al. (2024) Resistencia a tetraciclinas en Escherichia coli de aguas superficiales y residuales de Tamaulipas, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 40:e54492.

Patel M, Kumar R, Kishor K, et al. (2019) Pharmaceuticals of emerging concern in aquatic systems: chemistry, occurrence, effects and removal methods. Chemical Reviews 119:3510–3673.

Pelch KE, Reade A, Wolffe TA & Kwiatkowski CF (2019) PFAS health effects database: protocol for a systematic evidence map. Environment International 130:104851.

Pena-Pereira FJ, Bendicho C, Mutavdžić Pavlović D, et al. (2021) Miniaturized analytical methods for determination of environmental contaminants of emerging concern – a review. Analytica Chimica Acta 1158:238108.

Petrović M, Gonzalez S & Barceló D (2003) Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. TrAC Trends in Analytical Chemistry 22:685–696.

Pivetta GG & Gastaldini MDC (2019) Presence of emerging contaminants in urban water bodies in southern Brazil. Journal of Water and Health 17:329–337.

Placová K, Halfar J, Brožová K & Heviánková S (2023) Issues of non-steroidal anti-inflammatory drugs in aquatic environments: a review study. Engineering Proceedings 57:13.

Ponnusami AB, Sinha S, Ashokan H, Paul MV, Hariharan SP, Arun J, Gopinath KP, Le QH & Pugazhendhi A (2023) Advanced oxidation process (AOP) combined biological process for wastewater treatment: a review on advancements, feasibility and practicability of combined techniques. Environmental Research 237:116944.

Radjenović J, Petrović M & Barceló D (2009) Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. Water Research 43:831–841.

Raghavendra H, Gulappagouda R, Basavaraj DK, Nayak G, Singh PS & Sadashiv SO (2025) Emerging pollutants, monitoring and remediation techniques: a sustainable environmental applications. En P Verma (Ed.), Biotechnology for Environmental Sustainability (Interdisciplinary Biotechnological Advances). Springer.

Rauscher H, Mech A, Gibson N, et al. (2019) Identification of nanomaterials through measurements. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Riveros F (2024) Grave: advierten descontrol y nula fiscalización por venta ilegal de medicamentos en la región. Diario El Día, La Serena, 30 agosto.

Rout PR, Zhang TC, Bhunia P & Surampalli RY (2021) Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: a review. Science of The Total Environment 753:141990.

Ruliwa DT, Oluwalana AE, Mupa M, Meili L, Selvasembian R, Nindi MM, Sillanpää M, Gwenzi W & Chaukura N (2023) Pharmaceuticals in wastewater and their photocatalytic degradation using nano-enabled photocatalysts. Journal of Water Process Engineering 54:103880.

Saaristo M, Brodin T, Balshine S, Bertram MG, Brooks BW, Ehlman SM, McCallum ES, Sih A, Sundin J, Wong BBM & Arnold KE (2018) Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 285:20181297.

Saha P, Sasikumar Jampa S, Sinha MK & Khuntia S (2023) Hybrid membrane process for water treatment: a short review. AQUA – Water Infrastructure, Ecosystems and Society 72:608–622.

Sandoval MA, Calzadilla W, Vidal J, Brillas E & Salazar-González R (2024) Contaminants of emerging concern: occurrence, analytical techniques, and removal with electrochemical advanced oxidation processes with special emphasis in Latin America. Environmental Pollution 345:123397.

Sanzana S, Fenti A, Iovino P & Panico A (2025) A review of PFAS remediation: separation and degradation technologies for water and wastewater treatment. Journal of Water Process Engineering 74:107793.

Selim MI, Shawky M, Wooten A & otro autor (2016) Comparison of LC–MS and GC–MS for the analysis of pharmaceuticals and personal care products in surface water and treated wastewaters. Spectroscopy Supplements 14:3.

Selvam A, Zhao Z & Wong JWC (2012) Composting of swine manure spiked with sulfadiazine, chlortetracycline and ciprofloxacin. Bioresource Technology 126:412–417.

Shah S, Abbas G, Hanif M, et al. (2023) Disposal practices of expired and unused medications among households in Punjab, Pakistan. Current Drug Safety 18:196–201.

Sharma V & Mehata MS (2021) Rapid optical sensor for recognition of explosive 2,4,6-TNP traces in water through fluorescent ZnSe quantum dots. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy 260:119937.

Silva ADM, Delerue-Matos C, Figueiredo SA & Freitas OM (2019) The use of algae and fungi for removal of pharmaceuticals by bioremediation and biosorption processes: a review. Water 11:1555.

Simon-Delso N, et al. (2015) Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. Environmental Science and Pollution Research 22:5–34.

Su C, Jiang L & Zhang W (2014) A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation techniques. Environmental Skeptics and Critics 3:24–38.

SUBDERE (2024) Diagnóstico y catastro nacional de residuos sólidos domiciliarios: síntesis nacional. Santiago, Chile.

Szaban M, Szymkowiak A & Caniëls MCJ (2024) Unraveling green personal care: exploring the shift in consumer values and stages of change toward green consumption. Global Business and Organizational Excellence 43:45–64.

Tang Y, Yin M, Yang W, Li H, Zhong Y, Mo L, Liang Y, Ma X & Sun X (2019) Emerging pollutants in water environment: occurrence, monitoring, fate, and risk assessment. Water Environment Research 91:984–1002.

Ternes TA, Meisenheimer M & McDowell D (2002) Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. Environmental Science & Technology 36:3855–3863.

Thamer Hameed Alsalihy S, Najah Ahmed A, Hayder Ahmed Salih G, J M-Ridha M & Abrahiem AL Falahi O (2024) Removal of pharmaceutical and personal care products using low-cost materials in constructed wetlands – a review. Environmental Technology & Innovation 35:103647.

Thayyil MI & Philip L (2024) Sustainable treatment scheme for in-situ remediation of contaminated drains using engineered natural systems. Chemosphere 361:142469.

Tijani JO, Fatoba OO, Babajide OO & Petrik LF (2016) Pharmaceuticals, endocrine disruptors, personal care products, nanomaterials and perfluorinated pollutants: a review. Environmental Chemistry Letters 14:27–49.

Togunde OP, Cudjoe E, Oakes KD, et al. (2012) Determination of pharmaceutical residues in wastewater using automated open-bed SPME. Journal of Chromatography A 1262:34–42.

Tufail A, Price WE & Hai FI (2020) A critical review on advanced oxidation processes for trace organic contaminants. Chemosphere 260:127460.

Ukaogo PO, Ewuzie U & Onwuka CV (2020) Environmental pollution: causes, effects and remedies. En: Chowdhary P, Raj A, Verma D & Akhter Y (Eds) Microorganisms for Sustainable Environment and Health, pp. 419–429. Elsevier, Amsterdam.

Vieno NM, Härkki H, Tuhkanen T & Kronberg L (2007) Occurrence of pharmaceuticals in river water and elimination in drinking water treatment. Environmental Science & Technology 41:5077–5084.

Wang J & Wang S (2016) Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: a review. Journal of Environmental Management 182:620–640.

Waters Corporation (2014) Care and use manual: Oasis HLB cartridges and 96-well plates. Milford, MA.

Wilkinson JL, Boxall ABA, Kolpin DW, et al. (2022) Pharmaceutical pollution of the world's rivers. Proceedings of the National Academy of Sciences 119:e2113947119.

World Health Organization (2004) The world medicines situation. 2nd ed. Geneva.

World Health Organization (2015) Global action plan on antimicrobial resistance. Geneva.

Wydro U, Wołejko E, Luarasi L, et al. (2024) Pharmaceuticals and personal care products in the aquatic environment: residues and remediation options. Sustainability 16:169.

Xabadia A, Esteban E, Martinez Y & Ortuzar I (2021) Contaminants of emerging concern: biological and economic principles for water policy. International Review of Environmental and Resource Economics 15:387–430.

Xu P, Drewes JE & Bellona C (2005) Rejection of emerging organic micropollutants in NF–RO applications. Water Environment Research 77:40–48.

Yang Y, Ok YS, Kim K-H, Kwon EE & Tsang YF (2017) Occurrence and removal of PPCPs in drinking water and sewage treatment plants. Science of The Total Environment 596–597:303–320.

Yangali-Quintanilla V, Maeng SK, Fujioka T, Kennedy M, Li Z & Amy G (2011) Nanofiltration vs. reverse osmosis for emerging contaminants removal. Desalination and Water Treatment 34:50–56.

Yu W, Teng J, Cai X, et al. (2025) Membrane technology for PFAS removal: innovations in membrane materials and hybrids. Journal of Environmental Management 394:127384.

Yue Y, Yue X, Tang X, Han L, Wang J, Wang S & Du C (2024) Synergistic adsorption and photocatalysis of TiO_2/activated carbon composites. Heliyon 10:e30817.

Yusuf VF, Malek NI & Kailasa SK (2022) Metal–organic framework classification, synthesis and influencing factors: applications in energy, drug delivery and wastewater treatment. ACS Omega 7:44507–44531.

Zhang H, Mu Y, Li S, et al. (2025) Neglected emerging contaminants in wastewater treatment plants: challenges and future directions. ACS ES&T Water 5:2005–2008.

Zhang Y & Zhou JL (2008) Occurrence and removal of endocrine disrupting chemicals in wastewater. Chemosphere 73:848–853.

Zhi S, Zhou J, Liu H, et al. (2020) Simultaneous extraction and LC–MS/MS determination of 45 veterinary antibiotics in swine manure. Journal of Chromatography B 1154:122286.

Zhou Q, Chen H, Liu G & Wang X (2024) Emerging pollutants in aquatic environments: sources, treatment technologies and future prospects. Frontiers in Environmental Science 12:1455377.



CAPITULO 9

Sistemas socio-ecológicos en zonas litorales de Chile en el contexto del cambio global

Cristian Muñoz Maluenda, Matías Guerrero Gatica, Andrés Hurtado Alvarez, Constanza Tapia Guerra & Carlos Zuleta-Ramos



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 294-336



Capítulo 9: Sistemas Socio-Ecológicos en Zonas Litorales de Chile en el Contexto del Cambio Global

Cristian Muñoz Maluenda[1], Matías Guerrero Gatica[2,3], Andrés Hurtado Alvarez[4], Constanza Tapia Guerra[5] & Carlos Zuleta-Ramos[1,6]

1. Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, España. 2. Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Santiago, Chile. 3. Departamento de Geografía, Universidad de Chile. 4. Instituto de Políticas Públicas (IPP), Universidad Católica del Norte, Chile. 5. Programa de Magister en Políticas Públicas y Gobernanza Territorial (IPP), Universidad Católica del Norte, Chile. 6. Departamento de Biología, Universidad de La Serena, Chile.

RESUMEN: La zona costera de Chile constituye un entramado socioecológico complejo, donde convergen sistemas naturales, construidos y domesticados que difieren en tamaño, conectividad y grado de relación con los centros poblados, los cuales presentan distintos niveles de desarrollo. Las actividades antrópicas que se desarrollan en el litoral ejercen múltiples presiones sobre su integridad ecológica. Entre las principales amenazas destacan la fragmentación y pérdida de hábitat, la expansión urbana costera, las alteraciones en la conectividad ecológica, la pérdida de biodiversidad y la contaminación de los cuerpos de agua. Estas presiones modifican el estado de los sistemas socioecológicos, reduciendo los servicios ecosistémicos y la provisión de bienes, comprometiendo así la sustentabilidad de estos sistemas. Los múltiples factores de estrés y sus impactos acumulativos, se ven agravados por los efectos del cambio climático, donde se destacan la disminución persistente de las precipitaciones, alta evaporación de los humedales costeros, intrusión marina acompañada del aumento de marejadas e incremento del nivel del mar, con efectos relevantes sobre los sistemas socio-ecológicos de la zona costera de Chile.

9.1 Una mirada integrada de los sistemas litorales

El sistema litoral es la franja de transición entre los sistemas terrestres y marinos, integrada por la costa emergida y la zona costera somera, donde interactúan procesos físicos, biológicos y químicos que provocan intercambio intenso de materia y energía (Carter 1988, Morales et al. 2020). El litoral no se reduce a la línea de costa visible; su límite terrestre y marino varía según criterios geomorfológicos, ecológicos y legales. Normalmente suele abarcar desde la máxima pleamar en tierra, hasta la plataforma continental próxima, donde aún actúan e influyen procesos costeros (Carter 1988). El litoral ofrece servicios ecosistémicos esenciales a las comunidades humanas: hábitat y crianza de especies marinas, protección frente a la erosión, provisión de recursos pesqueros y espacios para actividades recreativas y económicas (Carter 1988, Morales et al. 2020, Muñoz et al. 2018). Uno de los sistemas socioecológicos típicos de nuestro litoral, los constituyen las caletas pesqueras (Figura 9.1), cuya característica principal es su resiliencia ante los factores de cambio local y global (Morales et al. 2020).

La resiliencia en sistemas socioecológicos la entenderemos como la capacidad de un sistema para absorber perturbaciones y reorganizarse, sin perder su estructura fundamental. En esta estructura basal se destacan conceptos esenciales como la gobernanza adaptativa y la co-gestión, entendidos como mecanismos para fomentar esta resiliencia, promoviendo el aprendizaje y la colaboración entre diversos actores y escalas. Este enfoque invita, de manera concreta, a trascender la dicotomía tradicional entre naturaleza y cultura, reconociendo las interconexiones intrínsecas entre humanos y no humanos (Descola, 2013), potencialmente anidados en jerarquías de ciclos adaptativos, lo que influye directamente en la capacidad de innovación y sostenibilidad de los sistemas (Gunderson & Holling 2002).

Atender intereses múltiples, particularmente en espacios tan estratégicos, frágiles y tensionados como son los vinculados al borde costero, representa un desafío mayor. Históricamente estas zonas han funcionado como bastiones de desarrollo y áreas de alto interés, principalmente por las condiciones naturales de habitabilidad que allí se conjugan. Estas cualidades se amplifican aún más si la geografía incorpora desembocaduras de ríos o finales de cuencas con arraigos socioculturales, como aquellas derivadas de procesos de colonización ancestral de pueblos originarios con vocaciones de pesca y agricultura de subsistencia. Hoy, sin embargo, estas dinámicas históricas deben interpretarse también desde la presión que ejercen nuevas demandas



Figura 9.1 Caletas de los sistemas litorales del norte de Chile. A). Caleta de Paposo (Taltal), B). Caleta de Punta de Choros (La Higuera), C). Caleta de La Herradura (Coquimbo) y D. Caleta de Huentelauquén (Canela). Fuente: Elaboración propia.

globales y locales sobre estos mismos territorios, lo cual acentúa la necesidad de miradas integradoras que equilibren conservación, desarrollo y justicia socioambiental.

En términos metodológicos, el presente capítulo busca aportar un marco integral para comprender cómo todos los actores de un sistema socioecológico que comparten estos espacios comunes logran entrelazarse, interactuar y adaptarse de manera mutua y constante. Tal entramado se sostiene en procesos de autoorganización a través de diversas escalas, lo que exige perspectivas inter y transdisciplinarias capaces de dar cuenta de la complejidad dinámica de estos sistemas. El análisis de dichas interacciones no solo permite explicar los fenómenos observados, sino también explorar respuestas ante conflictos y tensiones permanentes, coyunturales o emergentes, que desestabilizan los sistemas socioecológicos costeros.

Un enfoque socioecológico pretende ser capaz de superar las distinciones clásicas entre naturaleza y cultura, promoviendo una comprensión de la coevolución y constitución recíproca entre humanos y no humanos, lo que desafía las lógicas antropocéntricas (Descola 2103), dando un enfoque sistémico u holístico, que persigue la integración de factores críticos y de perspectivas de análisis (CR2 2018), incorporando tanto marcos conceptuales como perspectivas situadas y conocimientos locales (Barceló et al. 2025).

Los sistemas litorales en Chile, entendida formalmente como la zona de contacto entre el continente y el océano Pacífico, se presentan como un espacio geográfico variado y singular, con características geomorfológicas distintivas, si se recorre de norte a sur su extensa geografía, la cual se encuentra en la actualidad enfrentada a múltiples desafíos que vale la pena dimensionar:

a) un aumento de las presiones sobre los ecosistemas costeros, conceptualizado como "aceleración azul", fenómeno definido como la intensificación de los usos humanos del océano (Jouffray et al. 2020);

b) una fragmentación institucional que dificulta una gobernanza multiescalar, debido a la falta de articulación entre distintas agencias y normativas estatales, muchas veces contradictorias, lo que limita una gestión adaptativa (Urquiza et al. 2021).

c) la persistencia de vulnerabilidades sociales y ambientales en comunidades costeras (pescadores, caletas, pueblos originarios) que

enfrentan la pérdida de sus medios de vida tradicionales en un conexto de degradación y cambio climático (Gelcich et al. 2010).

d) la reducción de la diversidad biocultural, producto de modelos intensivos de uso que erosionan conocimientos locales y homogeneizan los paisajes costeros (Folke 2006, Guerrero-Gatica & Achondo 2022, Barceló et al. 2025).

e) la emergencia de conflictos socioambientales en estas zonas de transición, desencadenados por actividades industriales como la minería, con efectos directos en la cohesión social (Martínez-Alier 2008, 2015, Bozinovic et al. 2018).

f) los riesgos crecientes asociados a la contaminación, que al igual que el cambio climático y la pérdida de biodiversidad, amenazan los sistemas de soporte planetarios y la propia supervivencia de nuestras sociedades (Landrigan et al. 2020).

A estos desafíos, ampliamente documentados en la literatura, se suma un problema analítico: la ausencia de perspectivas integradas sobre los sistemas litorales. Tal carencia dificulta generar diálogos plurales y avanzar en la articulación entre disciplinas y conocimientos, sean científicos, tradicionales o locales (Billi et al. 2022, Folke 2006, Urquiza et al. 2021).

Esta limitación mantiene vigentes las distinciones antropocéntricas entre naturaleza y cultura, impidiendo pensar en términos de coevolución y constitución recíproca (Descola 2013, Staid 2023). No obstante, resulta evidente que cualquier sistema vivo depende de su entorno físico-químico para conservarse como entidad autónoma, más aún cuando se analiza en términos colectivos, lo cual invita a una reflexión profunda respecto a la conexión vital entre organismo y nicho (Maturana & Dávila 2015, Varela 2016), lo que supone un desafío relevante respecto a enfoques más amplios que nos aproximan a la simpoiesis y sus definiciones más articuladas (Haraway 2018).

9.1.2 Sistemas complejos, acoplamientos y resiliencia

Los sistemas litorales son sistemas complejos, resultado de variadas tramas de interacciones e interdependencias entre diversos componentes (bióticos, abióticos, humanos, artificiales, materiales, simbólicos, etc.) que producen efectos que van más allá de los elementos individuales que los constituyen (Folke 2006). Es decir, los sistemas litorales se configuran

a partir de relaciones socio-ecológicas y socio-técnicas dinámicas que están sujetas a perturbaciones, aprendizajes y reorganizaciones (Billi et al. 2022, Guerrero-Gatica & Achondo 2022, Urquiza & Cadenas 2015).

Las perspectivas sistémicas han sido particularmente fructíferas al observar este tipo de fenómenos, poniendo particular atención a las relaciones entre sistemas ecológicos y sociales: cómo co-evolucionan, se mantienen o transforman frente a diversas perturbaciones o incertezas internas o externas (Holling 2001, Gunderson & Holling 2002, Urquiza & Cadenas 2015). Sin embargo, las maneras de entender las relaciones entre los sistemas ecológicos y sociales con sus entornos no convergen de manera "natural" en un planteamiento común. Por ejemplo, desde la perspectiva de los sistemas complejos adaptativos (SCA), particularmente los sistemas socio-ecológicos (SSE), los sistemas sociales se mantienen por intercambios constantes de materia, energía e información con sus entornos ecológicos, por lo que son sistemas abiertos en los que se da una estrecha relación entre la sociedad y el ambiente.

Por el contrario, para la perspectiva de los sistemas sociales autopoiéticos (SSA) lo social se encuentra clausurado en la comunicación (Luhmann 2007): aunque los sistemas sociales no son independientes de los flujos e intercambios de energía y materia que plantea el enfoque de los sistemas socio-ecológicos, la información no está "dada" en el entorno (Urquiza & Cadenas 2015). Los sistemas sociales deben auto-producir la información de sus entornos mediante acoplamientos estructurales: mecanismos de irritación recíproca entre sistemas que interactúan manteniendo sus respectivas autonomías (Luhmann, 2007).

Urquiza Gómez & Cadenas (2015) plantean que, a pesar de esta y otras diferencias entre ambos enfoques, puede operar una conciliación entre el enfoque de los sistemas socio-ecológicos (SSE) y los sistemas sociales autopoiéticos (SSA). Esta conciliación puede, en primera instancia, generarse a partir de un marco epistemológico constructivista, en el que lo observado no es independiente del observador (Maturana 1995). El constructivismo se diferencia de otras epistemologías al proponer una relación particular entre saber y realidad: en lugar de existir una correspondencia entre un sujeto conocedor y un objeto conocido, lo que ocurre es un proceso de adaptación o ajuste que hace emerger un mundo que no pre-existe al acto de observarlo (von Glasersfeld 1990, Maturana & Dávila 2015). En este planteamiento se sustenta la idea de que los problemas ambientales, aunque tengan larga data, no existen si no son comunicados, sea por la ciencia, la política, los movimientos sociales o cualquier otro sistema observador (Urquiza & Cadenas 2015).

En segunda instancia, la conciliación entre los enfoques de SSE y SSA puede operar al incorporar en el primero la idea de "acoplamiento estructural" presente en el segundo (Urquiza & Cadenas 2015). Es decir, al entender los SSE como sistemas cerrados.

Una de las propiedades de los SSE es la resiliencia[1], concepto ampliamente utilizado en la literatura de ciencias ambientales, aunque extendida también a otras disciplinas como la psicología e ingeniería, entre otros (Quinlan et al. 2016). Si miramos la resiliencia socioecológica, podemos definir esta propiedad como la cantidad de perturbación que un sistema puede absorber y permanecer dentro de un dominio de atracción. También es posible mirar la resiliencia socioecológica como la capacidad de aprender y adaptarse o, finalmente, como el grado en el que un sistema puede ser capaz de auto-organizarse (Quinlan et al. 2016, Carpenter et al. 2001, Folke et al. 2004, Folke 2006, Urquiza Gómez & Cadenas 2015).

La resiliencia se observa en un sistema a partir de su capacidad de respuesta, referida a los medios por los cuales la gente o las instituciones usan los recursos disponibles, las habilidades y oportunidades para enfrentar las condiciones adversas, y/o por su capacidad adaptativa, referida a la habilidad de un sistema para ajustar sus respuestas a los cambios de las demandas internas y los factores externos, referida a los medios por los cuales la gente o las instituciones usan los recursos disponibles, las habilidades y oportunidades para enfrentar las condiciones adversas, y/o por su capacidad adaptativa, referida a la habilidad de un sistema para ajustar sus respuestas a los cambios de las demandas internas y los factores externos (CR2 2018, Carpenter & Brock 2008, Urquiza & Cadenas 2015).

Para observar la resiliencia en un sistema complejo adaptativo (como es un sistema socio-ecológico) es necesario entender los elementos que componen tanto su capacidad de respuesta como su capacidad adaptativa. Aquí aparece la flexibilidad que posee un sistema, parte de la capacidad de respuesta, refiriéndose a la habilidad de un sistema de reorganizar sus componentes, o sustituir un componente por otro, manteniendo una determinada función, servicio o contribución, sin cambios significativos en su estructura (Billi et al. 2021). Otro elemento clave es la memoria/aprendizaje, parte de la capacidad de respuesta

1. Cabe indicar que, en clave sistémico-constructivista, la resiliencia es siempre una propiedad de un sistema: el entorno no puede ser resiliente (Urquiza Gómez & Cadenas, 2015).

y también de la capacidad adaptativa. Este elemento se refiere a la propensión a aprender de perturbaciones anteriores, modificando sus estructuras y/o transitando hacia nuevos regímenes de estabilidad para ajustar las mutadas condiciones del entorno (Billi et al. 2021).

Por último, tenemos el elemento de auto-transformación, parte de la capacidad adaptativa, referida a la posibilidad de que el sistema se oriente de manera proactiva e intencional a prevenir y/o ajustarse de manera anticipatoria a amenazas futuras, más o menos previsibles (Billi et al. 2021). La auto-transformación, en este sentido, implica que un sistema sea capaz de impulsar transformaciones, tematizando su propia contingencia comparando su estado actual con otros estados posibles (Luhmann 2007).

La auto-organización y auto-modificación de un sistema socio-ecológico está estrechamente relacionada con la flexibilidad y la memoria/aprendizaje. Un sistema tiene la capacidad de modificar sus estructuras cuando tiene flexibilidad suficiente, a través de, por ejemplo, una alta conectividad entre sus elementos, tanto ecológicos como sociales, que hace disponible una amplitud de conocimientos y herramientas en general. Por último, para auto-modificarse un sistema necesita aprender de experiencias pasadas y contar con conocimientos disponibles en su memoria, los que le permiten realizar innovaciones que respondan a nuevos acontecimientos (Barthel et al. 2010, Olsson et al. 2006, Folke et al. 2005, Urquiza & Cadenas 2015).

De esta forma, ciertas características del sistema permitirán potenciar estados deseados de resiliencia en base a los componentes descritos anteriormente. La primera de ellas es la diversidad, tanto social como ecológica. Esta característica, ligada a la flexibilidad, refiere a la variedad de sus elementos (institucionales, tecnológicos, productivos, biológicos, etc) para ayudar a los sistemas socio-ecológicos a enfrentar situaciones inciertas y a responder de mejor forma a las perturbaciones del entorno. Si una diversidad alta entrega herramientas para actuar frente a lo incierto o sorpresivo, una baja diversidad implica que un sistema socio-ecológico sea menos flexible a las perturbaciones del entorno, como ocurre con la agricultura (Figura 9.2) basada en monocultivos (Gunderson 2000, Carpenter et al. 2001, Carpenter & Brock 2008, Billi et al. 2021, Urquiza & Cadenas 2015).

Un segundo requisito o condición de la resiliencia de un sistema socio-ecológico es el alto grado de conectividad entre los elementos y el



Figura 9.2 Cultivo de olivos en Choros Bajos (La Higuera, Región de Coquimbo). Se observa el desmonte de la vegetación nativa en la quebrada para el uso agrícola. Fuente: Elaboración propia.

entorno, es decir, contar con la capacidad de colaboración y acción colectiva. Esta capacidad, referida a la auto-transformación, muestra que la fragmentación tanto social como ecológica disminuyen la posibilidad de que un sistema aproveche su diversidad. En este sentido, la conectividad de un sistema socio-ecológico se juega en la generación de redes estables en el tiempo entre diferentes actores sociales, económicos e institucionales, las que abren oportunidades de acceso a un mayor abanico de herramientas para enfrentar perturbaciones del entorno (CR2 2018, Carpenter & Brock 2008, Billi et al. 2021, Urquiza & Cadenas 2015).

Un tercer requisito o condición es la capacidad de procesar información y aprender tanto sobre la relación entre los sistemas sociales y ecológicos como entre un sistema socio-ecológico y su entorno, referido al elemento de memoria/aprendizaje (Barthel et al. 2010,Folke et al. 2005, Olsson et al. 2006, Urquiza & Cadenas 2015). Y para ello, está estrechamente vinculada con la cognición en un sistema, la que desde la teoría de sistemas autopoiéticos es una facultad sistémica que permite a un sistema identificar redundancias y recordarlas de manera selectiva como "saber", contribuyendo con ello a que la comunicación opere recursivamente, reflexionándose y corrigiéndose a sí misma (Luhmann 2007).

En este aspecto, la memoria ecológica de un sistema es relevante para que, en sus operaciones, tenga en cuenta los múltiples conocimientos sobre el entorno ambiental, tanto de las afectaciones que ha experimentado producto de cambios en el entorno, como de las formas de adaptación que ha generado (Urquiza & Cadenas 2015). La memoria, en ese sentido, contribuye a mantener disponibles las herramientas que surgen de la diversidad y la conectividad en un sistema, a la vez que ayuda a recordar u olvidar acontecimientos específicos y conocimientos en torno a ellos, conectando situaciones pasadas con el presente, y con expectativas y amenazas futuras (Barthel et al. 2010, Olsson et al. 2006, Urquiza & Cadenas 2015).

Finalmente, un cuarto requisito o condición de los sistemas socio-ecológicos, es la autoorganización y gobernanza de los cambios sistémicos, entendida como la capacidad de un sistema socio-ecológico de auto-modificar sus estructuras o mantener su identidad cuando le es deseable (Urquiza & Cadenas 2015).

9.1.3 Ventajas y desafíos de la perspectiva sistémica

La visión sistémica de un espacio socio-ecológico, como lo son los litorales, posee importantes ventajas para analizar los desafíos que enfrentan en un escenario de cambio ambiental global: permite diálogos transdisciplinarios, reconocer la relevancia de la comunicación ambiental y de las decisiones colectivas, y asumir que cualquier sistema (sea social, sociotécnico o socioecológico) requiere de un esfuerzo activo y constante para mantenerse a lo largo del tiempo (Recuadro 9.1).

Al ser los sistemas litorales "territorios bisagra" entre los sistemas terrestres y sistemas marinos, en ellos no solo existe un entramado de relaciones en términos ecológicos, sino también existen relaciones institucionales y socioculturales que vuelven ardua la tarea de coordinar intereses y necesidades múltiples. La mirada del sistema litoral como un tipo de sistema socioecológico permite, por tanto, abrir una serie de herramientas analíticas capaces de identificar elementos claves del sistema. De este modo, la identificación de trayectorias de degradación, por ejemplo, da pie a integrar tanto aspectos ecológicos como también aspectos sociopolíticos y socioculturales en un mismo tipo de análisis.

Poco a poco, por tanto, se comienza a desarrollar una mirada compleja de los sistemas litorales, identificando trabas, barreras, como también facilitadores de procesos que podrían permitir la mantención o mejoramiento de estados deseados de resiliencia.

Recuadro 9.1 La relevancia del observador y observaciones en los estudios socio-ecológicos de la zona costera de Chile.

Comprender los sistemas litorales requiere ir más allá de su descripción biofísica. Estos espacios son sistemas socioecológicos complejos donde, como se mencionó previamente, convergen procesos naturales, humanos y simbólicos. En este contexto, la figura del observador adquiere especial relevancia, pues su mirada no es neutral: influye activamente en la forma en que comprendemos, valoramos y gestionamos el territorio. Desde una perspectiva sistémico-constructivista, lo observado no existe de manera independiente al observador (Maturana, 1995). Así, los problemas ambientales no son realidades objetivas sino construcciones sociales que emergen cuando son reconocidas y comunicadas colectivamente (Urquiza Gómez & Cadenas, 2015).

Esta premisa invita a reflexionar sobre quién observa, quién define el problema y qué saberes se consideran válidos. Aunque los procesos participativos suelen mencionarse en la gestión ambiental (CR2, 2018), rara vez se profundiza en las dimensiones éticas y de poder que subyacen a la observación. La denominada "política de la resiliencia" ofrece un marco para analizar cómo las distintas visiones del observador influyen en las decisiones sobre la conservación y el uso de los recursos costeros, revelando tensiones entre intereses científicos, políticos, económicos y comunitarios.

Además, los sistemas socioecológicos no pueden comprenderse plenamente sin considerar sus dimensiones afectivas y espirituales. Para muchas comunidades costeras, la relación con el entorno trasciende la utilidad económica o ecológica: implica un vínculo emocional y simbólico con el territorio. Conceptos como el ixofillmogen mapuche, que integra la dimensión espiritual de los ecosistemas, o las cosmovisiones que atribuyen sensibilidad a los bosques y mares (Guerrero-Gatica & Achondo, 2022) amplían los límites del conocimiento científico, incorporando formas de "habitar y percibir" que el pensamiento occidental suele omitir.

Por su parte, la ciencia también actúa como observadora, con sus propios marcos epistemológicos y puntos ciegos (Figura 9.3). Reconocer estos límites implica abrirse a un diálogo respetuoso con otros modos de conocer, sean estas locales, tradicionales o cosmológica, tal como plantea Descola (2013). Para muchas sociedades animistas, por ejemplo, la separación entre humanos y no humanos no existe; ambos comparten un mismo ámbito social y sensible (Aedo et al. 2016). Este "universalismo relativo" invita a superar las categorías fijas de "naturaleza" y "cultura", y a centrarse en las relaciones de continuidad y diferencia que los seres humanos establecen con el resto de los seres vivos, ampliando así la comprensión de los sistemas socioecológicos.

En el estudio del borde costero, esta mirada implica reconocer que términos como vulnerabilidad hídrica o productividad pesquera no son verdades universales, sino construcciones influenciadas por dinámicas de poder, visiones económicas y valores culturales. Un mismo río puede ser visto como recurso natural, fenómeno hidrológico o entidad espiritual, dependiendo del sistema social que lo observe (economía, ciencia o comunidad indígena). La pregunta central, entonces, es ¿cómo construir puentes entre estas formas de observación para una gestión

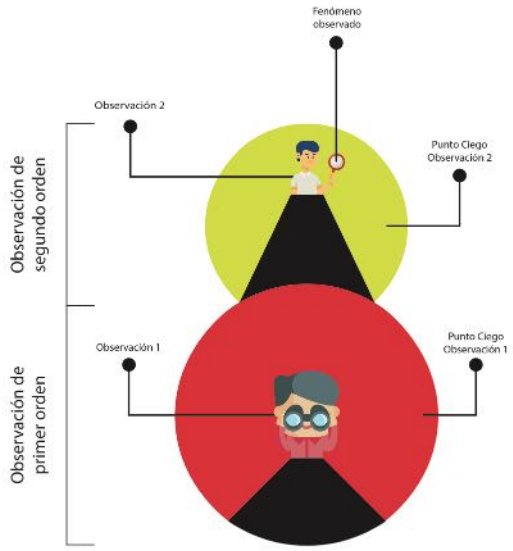


Figura 9.3 Relaciones entre observaciones y observador (Elaboración propia).

más justa e inclusiva? La investigación de Barceló et al. (2025) en comunidades pesqueras de Chile demuestra que el conocimiento local es fundamental para la adaptación al cambio climático. Este conocimiento, basado en la experiencia, la memoria ecológica y la diversidad de valores, fortalece la resiliencia comunitaria y actúa como catalizador de otros indicadores de capacidad adaptativa. Ignorar estas perspectivas equivale a aplicar un "filtro incompleto" del naturalismo occidental, limitado por su historia y supuestos.

De este modo, la investigación socioambiental requiere un enfoque transdisciplinario, capaz de integrar los distintos modos de conocer y sentir el territorio. El diálogo entre la ciencia, las comunidades y los tomadores de decisiones permite "ver aquello que ninguno podría percibir por sí solo", reconociendo que los sistemas costeros son entramados relacionales de procesos, movimientos y experiencias históricas.

En síntesis, observar implica asumir una posición. Aceptar que el conocimiento está condicionado por perspectivas culturales, éticas y ontológicas específicas no debilita la ciencia, sino que la enriquece. En el borde costero, reconocer y articular esta diversidad de miradas es esencial para construir una comprensión más completa, legítima y sostenible de los ecosistemas y de las formas en que los humanos los habitamos.

Sin embargo, esto plantea un desafío propio de los sistemas complejos, el cual radica en entender hasta qué punto es necesario generar un análisis profundo de sus complejidades y desde qué punto es recomendable comenzar a generar los cambios necesarios para evitar estados de degradación de los sistemas litorales. Aquí es vital la reflexividad en torno a elementos clave, incorporando al diálogo a las comunidades locales

involucradas en los sistemas litorales, tanto desde un punto de vista analítico como experiencial. Serán las comunidades locales y actores territoriales más relevantes los que dictaminarán potencialmente límites entre lo analítico y la acción.

La perspectiva sistémica y particularmente la perspectiva sistémico-constructivista, aporta la posición epistemológica del observador de segundo orden, que asume que cada sistema posee su propio punto de vista con sus propios puntos ciegos, y ningún sistema puede constituirse como un centro omniabarcador (ver Recuadro 9.1). De ahí la necesidad de que el análisis desde la perspectiva de los sistemas socioecológicos no puede estar ajena a las contingencias propias de los territorios, quienes poseen demandas urgentes (visiones particulares en clave sistémico-constructivista) para mejorar las condiciones de los sistemas socioecológicos hacia el bienestar humano.

Otro desafío radica en entender que cada sistema socioecológico posee sus características propias, por muy cerca que se encuentre de otro sistema similar. En este sentido, las generalizaciones son necesarias, pero no pueden impedir profundizar en cada una de las características propias de los sistemas litorales, los cuales poseen trayectorias históricas, ecológicas, culturales, económicas y políticas propias que determinan o explican recorridos del uso de los ecosistemas.

9.2 Contexto aplicable y ejemplos para analizar

Si bien es cierto, a nivel global se tienen antecedentes de múltiples conflictos vinculados con el uso y aprovechamiento de la zona costera, es evidente que las áreas bajo tensión son mucho más habituales que aquellas que se encuentran individualizadas, porque en general, las tensiones se encuentran atenuadas o enmascaradas en procesos fragmentados, propiciados por una política pública donde los proyectos de inversión o las políticas territoriales aplicadas a diferentes ámbitos productivos, son atendidas de forma sectorial, lo cual en términos generales, no permite la visualización de tensiones en una cobertura espacial integrada, como sería por ejemplo, el enfoque de cuencas.

Los casos de análisis que se trabajarán de forma detallada corresponden a una descripción y un análisis de los elementos constituyentes de los sistemas socioecológicos de a) la caleta de Paposo, Comuna de Taltal, provincia y región de Antofagasta y b) sector secano costero de Huentelauquén, provincia del Choapa, comuna de Canela, región de

Coquimbo. Como un apartado incluímos el trabajo socio-ecológico realizado en dos humedales marinos (Maullín y Cohuín), en la región de Los Lagos (Recuadro 9.2).

9.3 Sistema socio-ecológico de Paposo

La localidad de Paposo (70°27'0-25°03'S) pertenece administrativamente a la comuna de Taltal, Región de Antofagasta, en el norte de Chile. Se ubica a aproximadamente 54 km al norte de Taltal y 200 km al sur de Antofagasta. Geográficamente, está emplazada entre el borde costero y la planicie litoral precordillerana del desierto árido de Chile (Figura 9.4). La Cordillera de la Costa se impone abruptamente en el litoral taltalino, dejando poco espacio habitable entre el mar y los cerros, y es en Paposo donde alcanza su mayor altura (MOP 1994).

El desierto costero de Paposo forma parte de la Formación de Lomas, un sistema ecológico único que se extiende desde Perú hasta el norte de Chile y que en Paposo alcanza su máxima expresión (Schulz et al. 2011). La Cordillera de la Costa actúa como una barrera, concentrando la camanchaca (niebla costera) y dando lugar a un microclima que permite el desarrollo de una vegetación endémica. Este fenómeno ha generado "oasis de niebla" o "Amazonas del desierto" con una alta biodiversidad. Por esta razón, Paposo es una Área Prioritaria de Biodiversidad según la Estrategia de Biodiversidad de la Región de Antofagasta de 2002.

También en febrero de 2014, fue creado el Monumento Natural Paposo Norte para resguardar su biodiversidad. La parte alta de Paposo es considerada una Zona de Protección Ecológica. Aunque la zona cuenta con estas designaciones, la Hacienda Paposo (de 41,660 hectáreas) no está bajo la condición de "Reserva Nacional" del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE).

La Hacienda Paposo, que incluía la quebrada de Paposo y su caleta, se extendía desde el océano hasta la Cordillera de los Andes (Figura 9.4). El sector costero entre Paposo y Punta Grande está dominado por un escarpe abrupto asociado a la zona de falla Atacama, en una región sísmicamente activa, con laderas inestables y depósitos de abanicos aluviales hacia el borde costero (Moreno & Gibbons 2007).

Recuadro 9.2 Caso de estudio de sustentabilidad costera en dos humedales del sur de Chile en tiempos de cambio climático.

Saberes locales y cambio climático para la conservación de la biodiversidad en humedales marinos del sur de Chile

Jaime A. Cursach Valenzuela
Fundación Conservación Marina, Puerto Montt, Chile

Introducción: En los márgenes del continente, donde el Océano Pacífico se entrelaza con los humedales marinos del sur de Chile, se despliega una historia de transformación silenciosa pero profunda. No es una historia escrita únicamente en gráficos climáticos o informes técnicos, sino en las palabras de recolectores(as) de orilla, en los calendarios de mareas que los(as) pescadores trazan con la memoria, y en los nombres que las comunidades dan a la flora y fauna que habitan el paisaje costero.

El presente trabajo se basa en la experiencia de investigación desarrollada por Cursach y colaboradores (2024), donde se explora cómo las comunidades costeras que utilizan los humedales marinos de Maullín y Coihuín, en la Región de Los Lagos, interpretan y enfrentan el cambio climático desde su conocimiento ecológico local. A través de entrevistas, observación participativa y análisis etnobiológico, se revela una narrativa territorial que aporta claves para pensar la sustentabilidad costera en un contexto de crisis climática.

Resultados y Discusión: La etnobiología, entendida como el estudio de las relaciones entre las culturas humanas y los seres vivos que las rodean, permite acceder a una dimensión profunda del vínculo entre sociedad y naturaleza. En este trabajo, se identificaron 24 especies de plantas, algas y animales reconocidos por sus propiedades medicinales, alimenticias, rituales o simbólicas. Estos saberes no son meramente anecdóticos: constituyen una base para la gestión sustentable de los recursos, especialmente en contextos de vulnerabilidad climática.

Las comunidades costeras no solo nombran y clasifican su entorno: lo interpretan, lo cuidan y lo transforman. El uso de especies como el Pelillo (*Agarophyton chilense*), la Almeja (*Venus antiqua*), el Sargazo (*Macrocystis pyrifera*) y el Cochayuyo (*Durvillaea antarctica*), entre otras, revela una relación de reciprocidad con el territorio, donde la biodiversidad no es un recurso abstracto, sino parte de la vida cotidiana, la salud comunitaria y la identidad cultural.

Uno de los aportes más significativos del estudio es la identificación de 38 indicadores locales de impacto del cambio climático, construidos a partir de entrevistas semiestructuradas realizadas entre noviembre de 2022 y marzo de 2023. Estos indicadores incluyen: Cambios en la temperatura media del aire, cambios en la intensidad del sol, cambios en el promedio de lluvia, cambios en la fuerza o velocidad del viento, cambios en la frecuencia de tormentas de viento, cambios en la temperatura superficial del mar, cambios en el nivel

del mar, cambios en superficie de línea de costa, pérdida o aparición de playas, cambio del color, olor y compactación del sedimento, cambios en la contaminación del mar, cambios en la abundancia de animales marinos, cambios en la abundancia de algas marinas, cambios en la mortalidad de especies marinas, cambios en la productividad de la acuicultura. Estos indicadores ofrecen señales valiosas para el desarrollo de futuras líneas de investigación, en especial aquellas aplicadas a la planificación adaptativa. Son formas de leer el territorio que combinan experiencia, observación y memoria, además pueden complementar los sistemas de monitoreo ambiental convencionales.

Las prácticas locales se refieren a un conjunto de saberes, conocimientos y acciones que las comunidades han desarrollado a lo largo de la historia en su interacción con el medio ambiente (Berkes et al. 2000). Frente a los cambios documentados en los humedales marinos estudiados, las comunidades costeras no permanecen pasivas, más bien inquietas e interesadas en participar de acciones que brinden sustentabilidad al paisaje costero.

Mediante el desarrollo de la investigación, se observaron diversas formas de adaptación que surgen desde el conocimiento ecológico local:

• Ajuste de calendarios de recolección: Los(as) recolectores(as) modifican sus tiempos de cosecha según las nuevas dinámicas de mareas y disponibilidad de especies.
• Diversificación de prácticas productivas: Se combinan actividades como el cultivo de Pelillo, la pesca artesanal y el turismo de observación de naturaleza para sostener la economía local.
• Revalorización de saberes medicinales: El uso de plantas y animales para la salud refuerza la soberanía sanitaria y la resiliencia comunitaria.
• Educación intergeneracional: La transmisión de conocimientos entre generaciones fortalece la identidad territorial y la capacidad de respuesta ante el cambio climático.

Estas prácticas no solo permiten enfrentar el cambio climático, sino que también abren caminos hacia una sustentabilidad costera que sea culturalmente situada, ecológicamente informada y socialmente justa. Podemos referirnos a la gestión costera como el conjunto de estrategias, acciones y políticas destinadas a proteger, conservar y ordenar el uso de las zonas costeras frente a amenazas como el cambio climático. Desde esta perspectiva, el estudio plantea desafíos y oportunidades para la gestión costera en Chile, como el reconocimiento del conocimiento ecológico local y su incorporación en el diseño de los sistemas de monitoreo y alerta temprana, la planificación costera, y el fortalecimiento de gobernanzas más participativas, donde las comunidades locales sean actores clave en la gestión adaptativa del territorio.

A partir de este estudio, se proponen recomendaciones para fortalecer la sustentabilidad costera ante el cambio climático. A nivel regional: Incorporar indicadores comunitarios en planes de adaptación climática regionales, reconociendo su valor como señales tempranas y contextualizadas;

Fortalecer los comités de gestión de humedales y áreas costeras, asegurando representación de recolectores, pescadores y actores locales con conocimiento ecológico; Reconocer y proteger prácticas culturales vinculadas a la biodiversidad; Financiar iniciativas de monitoreo participativo, que integren ciencia ciudadana, etnobiología y observación comunitaria. Mientras que a nivel nacional se propone: Incluir la etnobiología como enfoque transversal en políticas de conservación y adaptación climática, especialmente en territorios costeros y rurales; Actualizar los instrumentos de planificación territorial para incorporar dinámicas ecológicas emergentes y saberes locales; Promover la creación de áreas marinas protegidas con gobernanza participativa, basadas en evidencia científica y territorial; Desarrollar programas educativos que integren conocimiento local y cambio climático, fortaleciendo la resiliencia desde la formación.

Aunque este estudio se centró en humedales marinos de la Región de Los Lagos, sus hallazgos y metodologías son altamente replicables en otras zonas costeras del país. Chile cuenta con una extensa red de humedales, caletas y comunidades costeras que poseen saberes ecológicos valiosos y que ya están enfrentando los efectos del cambio climático. Escalar este enfoque requiere voluntad política, financiamiento adecuado y marcos normativos que reconozcan la diversidad de saberes como parte de la solución climática.

Conclusiones: El presente trabajo es una historia de escucha, de observación y de compromiso. Una historia que muestra que el cambio climático no es solo una amenaza, sino también una oportunidad para repensar nuestras formas de habitar, de conocer y de cuidar. En los humedales marinos del sur de Chile, la sustentabilidad costera se construye día a día, en los gestos de quienes recolectan, cultivan, enseñan y observan. Y en ese proceso, el conocimiento local, la etnobiología y la ciencia ciudadana se convierten en aliados fundamentales para enfrentar los desafíos del presente y sembrar futuros posibles.

Referencias

Berkes, F., J. Colding & C. Folke. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. Ecological Applications 10(5): 1251-1262.

Cursach, J.A., F. Araos, C. Valencia, D. Ruz, M. Barrientos & C. Delgado 2024. Etnobiología y cambio climático en humedales marinos del sur de Chile. Letras Verdes, Revista Latinoamericana de Estudios Sociales 36: 43-60.

Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. Journal of fish biology, 17(4), 411-429.

Dubinina, M. N. 1980. Tapeworms (Cestoda, Ligulidae) of the Fauna of the USSR. New Delhi: Amerind Publishing Co.

Agradecimientos: El autor agradece el apoyo a la difusión de este trabajo al Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

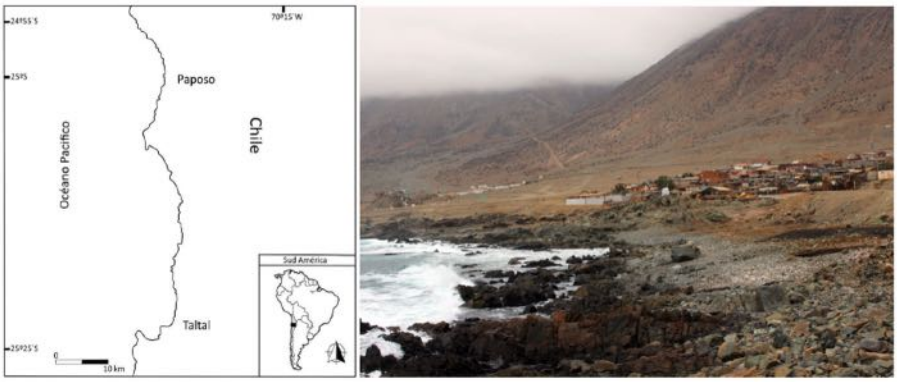


Figura 9.4 Ubicación del litoral de Paposo (Taltal, Región de Antofagasta). En la imagen se observa el escarpe abrupto asociado a la falla de Atacama. Fuente: Elaboración propia.

9.3.1 Historia de la localidad de Paposo

La identidad de Paposo está fuertemente vinculada a una larga historia como pueblo más longevo que la misma nación chilena, celebrando 343 años en 2022. Su poblamiento ha respondido a ciclos de trabajo pesquero, industrial y minero, lo que ha construido su carácter y sociedad.

Desde la prehistoria hasta el siglo XIX (Figura 9.5), el litoral de Atacama fue habitado por generaciones de familias pescadoras-cazadoras-recolectoras con un modo de vida nómade (Melcher 2004). Estos grupos desarrollaron tecnologías precisas y sencillas adaptadas al ecosistema marino, con la movilidad como factor central, y participaron en circuitos caravaneros y de arriería que conectaban la costa con las tierras altas (Melcher 2004). Las poblaciones humanas se concentraban en la línea de costa donde existían aguadas, lo que convirtió a Paposo y sus alrededores en un centro privilegiado de habitación. Históricamente, Paposo representó uno de los núcleos poblacionales más importante de la zona norte de Chile (Melcher 2004).

La presencia europea en América impulsó la búsqueda y explotación de minerales, convirtiéndola en una actividad económica principal en los Andes del Sur. El primer título de propiedad de lo que se conoció como la Hacienda de Paposo, fue otorgado el 4 de julio de 1679 al Maestre de Campo don Francisco de Cisternas (Figura 9.5). En 1791, el gobernador O'Higgins dictó medidas a favor de los indígenas de Paposo para el desarrollo de la pesca, sin que el dueño pudiera exigir retribución.

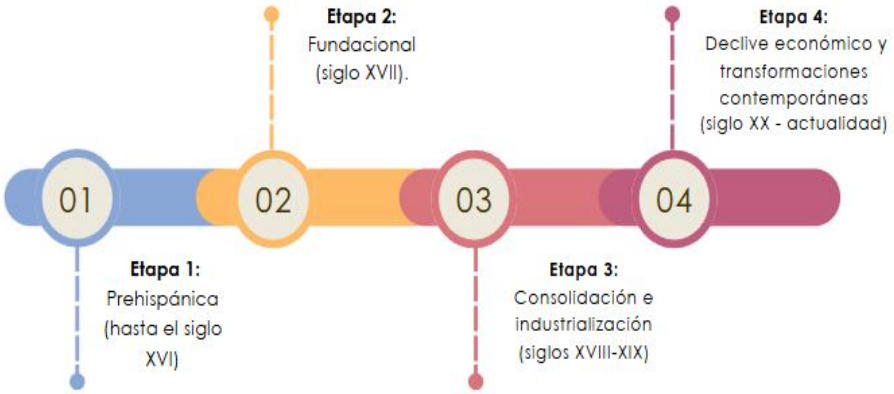


Figura 9.5 Línea de tiempo de hitos históricos ligados a la minería en el norte de Chile (Fuente: Elaboración propia).

Informes de finales del siglo XVIII indicaban que unas 152 personas habitaban la costa de Paposo, en su mayoría pescadores dispersos por la costa. La población estaba compuesta por indígenas y mestizos. Algunos se dedicaban a la minería y crianza de animales. Otros se especializaron en la pesca de congrio (*Genypterus chilensis*), y algunos en la elaboración y comercialización de charqui (carne seca y salada). Observaciones de 1853 y 1860 describen a Paposo como un centro de intercambio indígena, donde se trocaba congrio seco por coca, harina, ropa o maíz. En la hacienda, se alquilaban mulas para el transporte de metales, agua y leña para las minas, y existía un almacén con "precios fabulosos" donde el pago se hacía en pescado seco (Castro et al. 2012).

El desarrollo minero de Taltal y Paposo se consolidó en la segunda mitad del siglo XIX (Castro et al. 2012). A mediados del siglo XX, la empresa panameña Chile Canadian Mines S.A. inició la explotación a gran escala de la Mina Julia, creando una ciudadela con viviendas y servicios. La crisis de la industria del salitre en la década de 1930 llevó al cierre de oficinas y a la emigración o diversificación de actividades (ver Figura 9.5).

El rescate y reconocimiento del pueblo chango (Figura 9.6) ha revitalizado el discurso histórico de los paposinos como una permanencia milenaria de los grupos nómades en el litoral adyacente a la cordillera de la costa (Melcher 2004). Las comunidades changas fueron invisibilizadas por el Estado chileno durante el siglo XX. Finalmente, el 17 de octubre de 2020, la Ley 21.237 reconoció al pueblo chango como etnia indígena de Chile.



Figura 9.6 Evidencia de la presencia del pueblo originario Chango en el borde costero de Paposo (Taltal, Región de Antofagasta). Fuente: Elaboración propia.

9.3.2 Vocación de la localidad de Paposo

La vocación de Paposo está fuertemente ligada a su historia como enclave de economía marítima y minera. La actividad económica predominante actualmente es la pesca y la recolección de algas (Figura 9.7). Sin embargo, Paposo presenta baja diversificación laboral y productiva, con altos ciclos de desocupación debido a vedas y condiciones climáticas adversas para la pesca. Generalmente, los paposinos no muestran mucho interés en generar propuestas de trabajo que impliquen mayor gestión, ya que la pesca es una labor a la que están acostumbrados, conocen sus ciclos y es un ingreso inmediato. El trabajo se divide por grupos familiares o afines, lo que atomiza las organizaciones y concentra los beneficios de proyectos e inversión social en los mismos grupos, desincentivando la participación comunitaria. Los servicios y productos básicos están encarecidos (agua, electricidad, canasta básica), lo que desincentiva el emprendimiento debido al alto costo del capital inicial.

Existe un gran potencial en su borde costero, aunque requiere alta inversión en infraestructura y embellecimiento. Los nichos de desarrollo se vinculan a sus formas de trabajo existentes y su patrimonio natural e inmaterial. Se identifican potenciales proyectos en:

• Innovación gastronómica: aprovechando los ricos recursos bentónicos. La Agrupación de Mujeres Trabajadoras de Paposo destaca en el rescate de preparaciones o productos en desuso, tanto pesqueros como ganaderos.

• Turismo: aprovechando el patrimonio natural e histórico. El paisaje único de Paposo, con la zona extendida hacia la Cordillera de la Costa protegida como reserva nacional, ofrece un turismo de nicho con vestigios arqueológicos. La costa también tiene una rica historia y recursos marítimos. Paposo es constantemente visitado por científicos e interesados en su riqueza natural y cultural.

La exportación del huiro (*Lessonia trabeculata*) ha tenido un notorio impacto en las dinámicas territoriales y económicas de la zona costera de Paposo (Figura 9.7). Esta actividad se ha intensificado, con el uso de nuevos métodos de extracción que permiten explotar esta alga parda antes de su muerte natural (barreteo), lo que ha preocupado a los habitantes locales por el daño ecológico que origina. El huiro nunca fue usado para el consumo alimentario local, por lo que su extracción para el mercado exportador no era una fuente de ingreso tradicional. La precariedad y el endeudamiento crónico son comunes en las unidades domésticas que dependen de esta actividad, y la ideología neoliberal individualista ha exacerbado las divisiones de clase.



Figura 9.7 Instalaciones disponibles para embarcaciones en Paposo y la descarga de huiros y otros productos del mar. Fuente: Elaboración propia.

9.3.3 Interacciones de los sistemas socio-ecológicos de Paposo

El aislamiento territorial afecta múltiples dimensiones del desarrollo de las poblaciones, siendo el déficit de infraestructuras, servicios públicos y conectividad los más visibles, pero sus consecuencias en la subjetividad y expectativas pueden ser aún más importantes. En Paposo, se observó que las madres tenían menores expectativas económicas y mayores expectativas de migración para sus hijos en comparación con Antofagasta (Rodrigo & Ricci 2018). La Política Nacional de Desarrollo de Localidades Aisladas (PNDLA) busca equidad social y territorial, pero omite los recursos laborales y la estructura productiva local como criterios de aislamiento.

El estudio de sistemas socio-ecológicos (SSE), como el litoral de Paposo, se basa en la comprensión de sistemas complejos adaptativos (SCA), dónde procesos sociales y ecológicos están acoplados. La resiliencia en estos sistemas implica la capacidad de mantener su identidad frente a cambios y perturbaciones. Para ello, son cruciales la diversidad, redundancia y flexibilidad (tanto social como ecológica), la alta conectividad entre elementos y su entorno, la memoria del sistema para procesar información y aprender, y la capacidad de modificar estructuras mediante la auto-organización.

La excesiva homogeneidad y fragmentación socio-ecológica de Paposo, disminuyen su capacidad de respuesta. La ampliación de redes sociales contribuye a la resiliencia. Las instituciones policéntricas (conexión entre grupos locales y organizaciones de mayor alcance) permiten adaptar las regulaciones a las condiciones locales y aprovechar el conocimiento comunitario (Guerrero-Gatica et al. 2020).

La vulnerabilidad hídrica de Paposo se considera una construcción social, influenciada por la posición de los grupos en la sociedad (clase, género, etnicidad), el acceso a recursos y las estrategias para enfrentar problemas ambientales. La gobernanza de la resiliencia es un ejercicio inherentemente político y ético que requiere una toma de decisiones participativa, distribuida y transparente. Es fundamental la colaboración interdisciplinaria (educación, historia, etnografía, patrimonio, diseño) y la integración de saberes locales junto con el conocimiento académico.

9.3.4 Sistemas socio-culturales de Paposo

La sociedad de Paposo se organiza en grupos familiares que funcionan como clanes, los cuales han cooperado entre sí (Figura 9.8). Sin embargo, los sucesivos poblamientos por ciclos pesqueros o mineros han integrado a otras familias, algunas de las cuales han establecido relaciones con los grupos familiares extendidos, mientras otras han mantenido distancia (Castelleti & Torres 2023). La división del trabajo por grupos familiares o afines es un factor que contribuye a que las organizaciones trabajen de forma atomizada, y que los proyectos e inversiones sociales beneficien a los mismos grupos, lo que desincentiva la participación comunitaria.

La falta de organización y las "muchas peleas" entre vecinos de Paposo, han dificultado las acciones colectivas, aunque el sentimiento de pertenencia y arraigo cultural es fuerte en las agrupaciones changas, destacando la importancia de la afinidad familiar para el trabajo asociativo (Castelleti et al. 2019). El auge del huiro y las normativas estatales han intensificado



Figura 9.8 Principales apellidos (clanes) que se encuentran asociados al territorio litoral de Paposo (Taltal, Región de Antofagasta). Fuente: Elaboración propia.

las divisiones internas y la fragmentación organizacional, incluso en el marco del reconocimiento étnico. El concepto de propiedad privada en la extracción del huiro se antepone a los ordenamientos consuetudinarios, promoviendo la competencia.
En la localidad de Paposo, se identifican las siguientes organizaciones y estructuras sociales:

• Grupos familiares (clanes): Funcionan como la base de la organización social, distribuyendo patrones de vivienda y división del trabajo. Las actuales familias paposinas se consideran descendientes de antiguos grupos pescadores nómades y otros trabajadores de la zona.

• Comité de Servicio Sanitario Rural de Paposo: Organización sin fines de lucro que opera bajo el marco de la Ley N.º 20.998, la cual lo faculta para administrar la producción y distribución de agua potable en el territorio. Cuenta con licencia de operador para la planta desaladora y, en la práctica, es el directorio del comité quien gestiona el cobro del servicio y procura que la distribución de este bien común sea eficiente.
No obstante, el servicio se interrumpe frecuentemente debido a la falta de inversión y de capacitación, lo que evidencia las limitaciones operacionales existentes. Ante estas contingencias, el Comité se ve obligado a buscar alternativas de solución para asegurar el suministro, recurriendo en ocasiones al apoyo del municipio, que facilita camiones aljibe para abastecer a la comunidad.

• Junta de Vecinos: En el territorio existen dos juntas de vecinos. La más antigua es la N°4 Juan José Latorre que tras años de gestión cuenta con su sede social y la N°14 Aguas cristalinas en ambas se concentra gran cantidad de habitantes y dirigentes históricos que han luchado para mejorar la calidad de vida de los paposinos, el acceso a servicios básicos y velar por el cuidado medioambiental.

• Programas territoriales: Brindan apoyo constante a la comunidad, tienen un asentamiento permanente en el territorio y han establecido vínculos con los vecinos. Entre los programas se destaca el Programa Servicio País de la fundación junto al barrio y el programa Minvu para pequeñas localidades que es un convenio con la municipalidad de Taltal.

• Agrupación de Mujeres Trabajadoras de Paposo: Formada por unas 10 mujeres, con roles definidos, enfocada en el rescate e innovación gastronómica local. Han trabajado en proyectos, tienen visibilidad y participación en eventos, están vinculadas familiarmente y por afinidad con el Sindicato N°1, y cuentan con apoyo de municipios y empresas. Han comenzado a capturar, producir y vender directamente bienes marinos preparados en sus hogares. De igual manera, en el territorio existe una gran cantidad de mujeres micro-emprendedoras que buscan reivindicar la historia y tradición de paposo a través de la gastronomía.

• Comunidad y agrupaciones Changas: Existen en el territorio más de 9 agrupaciones y/o comunidades changas, que representan a las pequeñas caletas aledañas del borde costero. Son generalmente grupos familiares vinculados a los paposinos, con relaciones afectivas y productivas con el pueblo. Estas agrupaciones se constituyeron en 2018 (ej., "Agrupación de carácter Indígena, changos recolectores la Playita", "Unión de orilla, buzos mariscadores, y afines, asociación de carácter Indígenas cazadores changos de Gaucho", "Asociación Camanchacos de Salitre Taltal", Comunidad Loreto) y sus miembros son principalmente familias con apellidos como Morales, Gutiérrez, Salas, Almendares, y Díaz. Las ceremonias changas, como la realizada en La Playita, sirven como espacios de rescate de antiguas tradiciones y como estrategia política para visibilizar el pueblo chango ante las autoridades y la comunidad, y para que se consideren sus demandas. El Consejo Regional del pueblo Chango coordina a nivel regional.

Las organizaciones changas en Paposo representan a los asentamientos algueros satélites, entre los que destacan Salitre, Pabla Almendares, Loreto, Playita o Gaucho. En estas zonas se encuentran evidencias de antiguos asentamientos indígenas, cuevas con conchales y cementerios indígenas. Muchas personas que se autoidentifican como changos viven

en los centros urbanos de Paposo y Taltal, pero trabajan constantemente en las playas y sectores rurales aledaños, donde a menudo tienen segundas viviendas llamadas "rucos". Las áreas de manejo bentónicos asociadas a las organizaciones incluyen "Isla Paposo" (para La Playita, aún pendiente de autorización), "Cazadores sector A" y "Cazadores sector B" (para El Gaucho). También se mencionan Cachinales como zona de alta biodiversidad y Las Bandurrias como zona de pesca, ambas áreas de manejo.

La Agrupación de Mujeres Trabajadoras de Paposo es un ejemplo destacado de la presencia femenina organizada en la localidad. Asimismo, existe una gran cantidad de mujeres de Paposo que se dedican al rescate e innovación gastronómica local, trabajando en base a proyectos y obteniendo visibilidad y participación en eventos.

Las mujeres de mar presentes en los sindicatos y que trabajan de manera autónoma contribuyen a la transferencia de conocimiento ecológico local a través de sus observaciones diarias de organismos marinos y el respeto en el que recolectan en el mar. Además, en el diseño de propuestas pedagógicas, se ha intentado evitar estereotipos de género, presentando a las mujeres no solo vinculadas a tareas domésticas, si no que como un factor primordial en la estructura social de la localidad de Paposo. Las mujeres, son reconocida por su fuerza y liderazgo en la defensa del territorio.

9.3.5 Conocimiento biocultural y gestión de recursos naturales

Si se analiza la descripción realizada por Herrera Olguín (2022), la identidad paposina está fuertemente vinculada a su historia milenaria y al reciente reconocimiento del pueblo chango, revitalizando su discurso histórico. Este proceso de re-etnificación implica una profunda conexión con el territorio y sus tradiciones. Los paposinos muestran orgullo al hablar de su historia, que es más antigua que la nación chilena misma.

Las familias tradicionales de Paposo han cultivado un conocimiento ecológico local (CEL) profundo sobre su entorno, que se refleja en prácticas como el uso de especies vegetales endémicas con fines medicinales o alimenticios. También poseen un saber-hacer especializado en la minería y metalurgia desde la prehistoria, paralelo a las actividades de subsistencia. Mantienen "artes", "aparejos" y técnicas manuales propias para la explotación de recursos marinos, vinculadas al comportamiento de la naturaleza y que permiten autorregular el sistema. El CEL es valioso para complementar la información científica y para la conservación.

La experiencia de vivir en el borde costero y el mar define gran parte de la identidad changa, incluyendo prácticas como la recolección de orilla, buceo, y el uso del huiro como combustible o para reparaciones de viviendas. Los changos tienen una conciencia ecológica que los impulsa a proteger y conservar el borde costero y sus recursos marinos, viendo la importancia de esto para la reproducción de su cultura. Además, han rescatado preparaciones tradicionales de alimentos como "guarancho" y "poto de mar". El conocimiento del pueblo chango sobre la importancia del huiro negro como "bioingeniero ecosistémico" que soporta y da hábitat a otras especies, y su capacidad de identificar su edad según el tamaño, es crucial. Han desarrollado una capacidad reflexiva y de autogestión que les permite tomar responsabilidad por sus propias necesidades.

La gestión de los recursos naturales en Paposo está marcada por una economía mixta de subsistencia y mercado, con una fuerte dependencia de la pesca y la recolección de algas. La planta desaladora provee agua potable, pero su servicio es intermitente, lo que lleva al uso de camiones aljibes y al acaparamiento de agua en estanques. Aunque existe una percepción de que la comida no falta, el consumo se complementa con productos poco convencionales y el marisco es mayormente recolectado o provisto por los pescadores directamente a sus familias, no comprado.

La explotación del huiro es intensiva y extensiva, generando preocupación por el impacto ecológico y la falta de recuperación de los "bosques de algas" y las especies asociadas. Las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERBs), establecidas por el Estado para regular el acceso, no siempre han sido efectivas. La privatización de terrenos cercanos a Paposo es un obstáculo para la creación de áreas de conservación.

Las principales amenazas ambientales incluyen la expansión industrial y ganadera, la contaminación del suelo, el pastoreo de animales, el cambio climático y la disposición final de desechos. La instalación de la termoeléctrica de Paposo alrededor del año 2000 tuvo un impacto negativo en el microclima y la flora terrestre, quemando la vegetación y cambiando el paisaje de los cerros. Además, una planta química en Matancilla ha contaminado el borde costero y los cerros, afectando la pesca y la recolección de mariscos y haciendo el agua y arena de un color oscuro. La Isla Santa María también ha sufrido degradación por la "fiebre del huiro". Los changos son conscientes de la sobreexplotación de los recursos y la contaminación, y buscan un futuro con prácticas extractivas coherentes y un desarrollo autosustentable que incluya el cultivo de vegetales y la crianza de animales.

9.4 Sistema socio-ecológico de Huentelauquén

El patrimonio social y cultural de Las Salinas de Huentelauquén dicen relación con la valoración de la zona costera y de la desembocadura del Río Choapa por los habitantes locales, y cómo éste otorga una fuerte identidad entre Huentelauquén y otras localidades de la comuna de Canela. Existe una mayor valoración del entorno natural por sobre otros lugares, como un elemento de construcción patrimonial de la localidad (Alfaro et al. 2012).

Los adultos mayores de la Comunidad Agrícola de Huentelauquén (CAH) poseen una visión histórica y más acabada del territorio. Ellos perciben una disminución notoria de las precipitaciones en la zona que agudiza la degradación de los terrenos y exacerba los efectos negativos para la agricultura, la ganadería de secano y la pérdida de la biodiversidad local, en particular, la abundancia y riqueza de las aves nativas (Piñones et al. 2016). También, perciben negativamente, la caza deportiva de aves acuáticas y vieron como necesidad la protección legal y efectiva de la desembocadura del río Choapa. Tal preocupación motivó que en 2010 la CAH solicitara al Estado de Chile, la declaración de parte de su territorio como Área Prohibida de Caza y como sitio de Importancia Internacional para la conservación de zonas Húmedas o sitio Ramsar al Ministerio del Medio Ambiente.

9.4.1 Organización comunitaria de Huentelauquén

Las comunidades agrícolas del país, como la de Huentelauquén, se concentran en la Región de Coquimbo, constituyendo un estilo de vida típico de la zona, con características democrático-solidarias y rasgos autogestionados, que sin embargo se encuentra amenazado por la modernidad, frente a las formas actuales en las que se administran la tierra y la emigración desde los territorios del secano hacia las ciudades por parte de las generaciones más jóvenes, las cuales buscan mejores expectativas de vida.

Los poblados y asentamientos humanos de Huentelauquén incluyen el pueblo rural homónimo (que incluye las divisiones no administrativas de Huentelauquén Norte y Huentelauquén Sur), Agua Salada, Los Paihuenes, caletas, la hacienda Huentelauquén y otros caseríos dispersos (Zuleta & Piñones 2015). La propiedad de la tierra pertenece a 334 comuneros y sus familias, quienes en conjunto conforman la Comunidad Agrícola de Huentelauquén. La Comunidad, utilizan el agua de pozos y norias situados en sus afluentes para consumo humano, y para la mantención

de ganado menor (i.e. cabras y ovejas). También utilizan el agua para la agricultura tradicional de sobrevivencia (1,4 há en promedio). La zona cuenta con escasos servicios públicos y depende administrativamente de la comuna de Canela.

Los principales poblados de este territorio son Huentelauquén Norte y Sur, ambos separados por el cauce del río Choapa. El núcleo histórico de poblamiento fue la parte norte y baja del sector, mirando hacia la desembocadura del río Choapa. Aquí destacan viejas construcciones de adobe (Figura 9.9) y viviendas que se construyeron en los faldeos de la caja fluvial. De más reciente construcción son las poblaciones tanto de la parte superior del núcleo histórico como del sector poniente, siguiendo el camino hacia el sector de Mincha. El poblado de Huentelauquén Sur contiene las poblaciones más recientes. Sus viviendas son de material sólido, y la mayoría de sus habitantes trabaja ligado a la industria agrícola y ganadera de la Hacienda Huentelauquén. La urbanización de estos sectores incluye agua potable y energía eléctrica, y recientemente cuenta con sistema de alcantarillado.

Los terrenos de la ribera norte, el sector costero del humedal y ecosistemas adyacentes (dunas, playas, llanos y quebradas) corresponde a la Comunidad Agrícola de Huentelauquén. Para el sector sur del sitio, los terrenos corresponden en su mayoría a la Hacienda Huentelauquén y a diversos propietarios privados (Zuleta & Piñones 2015). La Comunidad Agrícola Huentelauquén limita al este con la Comunidad Agrícola de Mincha, zona conformada por llanos y serranías de la Cordillera de la Costa (Zuleta & Piñones 2015).

9.4.2 Economia local de Huentelauquén

La ribera norte del estuario del Río Choapa, ha sostenido desde tiempos de la Reforma Agraria, la agricultura tradicional de sobrevivencia (0,25 a 2,5 ha en promedio), los sistemas productivos se orientan al cultivo de papas (*Solanum tuberosum*), maíz (*Zea mays*), porotos (*Phaseolus vulgaris*), habas (*Vicia faba*) y cebada (*Hordeum vulgare*) (López, 2004). Famosas han sido desde siempre las papas cultivas en los terrenos ribereños de la comunidad, por lo cual a los habitantes de Huentelauquén se los conoce como "huentelauquinos papas grandes". En este sector se concentran los agricultores de estratos más vulnerables. Sus miembros son de edad más avanzada y menor nivel de escolaridad; casi no tienen maquinaria, y si poseen alguna infraestructura, ésta es rústica. Las tecnologías empleadas son las tradicionales, caracterizadas por el escaso uso de insumos y el trabajo de los propios dueños (Zuleta & Piñones 2015).



Figura 9.9 Vista del casco histórico de Huentelauquén norte (Canela, Región de Coquimbo) con sus típicas casas de adobe (Zuleta & Piñones 2015).

La ribera sur de la desembocadura, donde predomina la actividad productiva intensiva de la Hacienda Huentelauquén, destacan los cultivos de paltos (*Persea americana*) y papayas (*Carica papaya*) y la industria ganadera, centrada en la elaboración de productos lácteos (López, 2004). El cultivo de papayas se utiliza para la elaboración de diversos productos como néctar, jugos y confites, los cuales son comercializados principalmente a turistas y a la industria de supermercados del país (Figura 9.10). La industria ganadera de la Hacienda, destaca por sus productos lácteos como el Queso Huentelauquén, el cual desde 1947 ha posicionado a la localidad a nivel nacional. Esta industria sustenta en la actualidad a más de 100 familias locales, especialmente de Huentelauquén Sur (Zuleta & Piñones 2015).

La desembocadura del río Choapa provee también de recursos hídricos para regar los caminos costeros y para abastecer los asentamientos locales en época de escasez hídrica. Además, la hacienda Huentelauquén ubicada en la ribera sur del río Choapa, ocupa las aguas del humedal para mantener la industria ganadera de producción de quesos y otros lácteos. Junto a otros parceleros, se riega un número promedio de 15 há de cultivos, como papas, alfalfa y otras hortalizas; junto a frutales como almendros, olivos y papayos. En la ribera sur de la desembocadura del río Choapa, la mayoría de los terrenos de aptitud agrícola y ganaderos, pertenecen a la Hacienda Huentelauquén.



Figura 9.10 Actividad comercial de productos lácteos, papayas y paltas de la Hacienda Huentelauquén. Adaptado de Zuleta & Piñones 2015.

Huentelauquén presenta múltiples usos de suelo, entre los cuales destacan la agricultura de secano y la agroindustria. También existe la pequeña minería y una creciente actividad turística, a partir de la declaratoria de sitio Ramsar. El sector de llanos mantiene una pequeña ganadería ovina y caprina, así como un creciente desarrollo inmobiliario para fines turísticos (Figura 9.11) y familiares (pueblo y parcelas de agrado). La Comunidad utiliza el agua de los pozos y norias situados en sus afluentes para consumo humano y para la mantención de ganado menor (p. ej. cabras y ovejas). También utiliza el agua para la agricultura tradicional de subsistencia puesto que los comuneros poseen pozos y norias en explotación situados en sus afluentes (Zuleta & Piñones 2015).

La mayor parte de la población del sector se desempeña en trabajos de baja calificación (Alfaro et al. 2012). Así, un 24,9% de la población se desempeña como trabajadores no especializados, seguidos por el grupo de los artesanos, con un 15,7% del total de la población. Luego, un 11,2% de personas se desempeña como operarios calificados a nivel agropecuario, pesquero y de maquinarias. Por último, conforman una importante grupo (11%) aquellas personas dedicados a actividades comerciales y de servicios (Nilo, 2009). En el secano de Huentelauquén existen dos caletas con zonas de manejo en el litoral y una Agrupación de Recolectores de Orilla del Sector Costero y Río Choapa, que explotan los recursos pesqueros y bentónicos de la zona. Un grupo importante de campesinos, que viven esencialmente como trabajadores asalariados,



Figura 9.11 Desarrollo turístico en el secano de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo). Adaptado de Zuleta & Piñones 2015.

complementan su actividad económica con la explotación de los recursos bióticos de la franja litoral, como la pesca artesanal de lenguado (*Paralichthys microps*), corvina (*Cilus gilberti*), rollizo (*Pinguipes chilensis*) y bilagay (*Cheiolodactylus gayi*).

Un aspecto importante a destacar es la transformación de las actividades productivas y ocupacionales de la localidad. La cual ha evolucionado de una economía de producción campesina agropecuaria, donde la principal ocupación y medio de satisfacción de las necesidades familiares provenía del trabajo agrícola o ganadero, se ha desplazado hacia un trabajo asalariado (Alfaro et al. 2012). La carencia de políticas públicas y las necesidades socioeconómicas, han debilitado el desarrollo rural y llevado a las poblaciones locales a ocuparse en trabajo dependientes de terceros. Esta situación, también ha precarizado la calidad de vida de las familias y ha generado transformaciones económicas, sociales y culturales, sentidas por los habitantes de Huentelauquén (Alfaro et al. 2012).

9.4.3 Patrimonio biocultural de Huentelauquén

Huentelauquén, como asentamiento humano, se ha construido en una relación íntima con el tramo final del cauce del río Choapa. Del mismo obtiene el agua para la bebida, los servicios básicos y para sostener la



Figura 9.12 Recolectores de huiros, cochayuyo y otros productos de orilla en el litoral de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo). Adaptado de Zuleta & Piñones 2015.

agricultura a escala familiar e industrial. La matriz agrícola que circunda el humedal ofrece oportunidades educativas propicias para abordar los servicios ecosistémicos, culturales y espirituales que entregan estos ecosistemas a las comunidades humanas (Zuleta et al. 2015, Pardo et al. 2018).

Entre los recursos vegetales tradicionalmente utilizados en la zona, la Chilca (*Baccharis marginalis*) es empleada para la elaboración de cercos y casas en los sectores agrícolas ribereños, y en la confección de escobas. La Totora (*Scirpus californicus*) en el pasado era muy utilizada para la confección de techumbres y artesanías. En las riberas del río crecen plantas medicinales de uso común, tales como *Mentha* spp, Hinojo (*Foeniculum vulgare*) y Paico (*Chenopodium ambrosioides*). En el plano culinario, el Romero de campo o Romerillo (*Baccharis linearis*) se ha utilizado tradicionalmente para otorgar el característico color amarillo al mote de trigo durante su proceso de cocción.

Los algueros locales en la zona del estuario y playas de Huentelauquén, recolectan Huiro (*Lessonia trabeculata*), Luche (*Porphyra columbina*) y Cochayuyo (*Durvillaea antarctica*), los cuales son aún trasladados desde

su fuente a los centro de acopio utilizando animales de carga (Figura 9.12). En el pasado en la playa ventanas, se realizaba la colecta de sal, depositada por las subidas de marea y acumulación en roqueríos. Esta sal de mar, todavía es utilizada con fines medicinales (tratamientos de golpes y baños de relajación) y culinarios para la producción artesanal de quesos de cabra. En la actualidad la recolección de sal se realiza por un número reducido de adultos mayores que conservan la tradición (Zuleta & Piñones 2015).

Los pobladores de la zona han explotado históricamente los recursos bióticos del humedal, como los peces de ribera y del intermareal rocoso para consumo familiar. El camarón de río (*Cryphiops caementarius*) ha sido también explotado en el área, sin embargo, la especie presenta una serie de amenazas y una disminución creciente en el tamaño y número de ejemplares capturados (Velásquez et al. 2022). Antiguamente, en la desembocadura se realizaban campañas de captura del coipo (*Myocastor coypus*), debido al alto valor de su piel en los mercados de peletería. Los lugareños también relatan de la crianza de los mismos en jaulas, río arriba, en el sector de Mincha (Zuleta & Piñones 2015).

Arqueología: Cerda (2008) describe que en diferentes zonas de la cuenca del río Choapa, se pueden hallar diversos vestigios de los pueblos prehispánicos que habitaron la zona, tales como la Cultura Molle (300 a. C.-800 d. C.) y la Cultura Diaguita (1200-1536 d.C.). Más aún, el cauce del río Choapa desde costa a cordillera, actuó como frontera natural de los habitantes Picunches, incluidos dentro de las agrupaciones mapuches, los cuales habitaron durante el periodo Agro-alfarero, durante el primer milenio después de Cristo (Alcalde et al. 1997).

Particularmente la zona del intermareal y nivel superior del sublitoral de Huentelauquén y otras áreas costeras de la Provincia del Choapa, fueron habitadas por cazadores y recolectores de recursos marinos, los cuales han dejado una serie de evidencia de industria lítica, conchales y asentamientos distribuidos en el borde costero, en lo que se ha denominado Complejo Cultural de Huentelauquén.

En la ribera sur de la desembocadura del río Choapa se hallan tres bloques de rocas, nombrada por los lugareños como "piedra de la mula" (Figura 9.13). Estos se encuentran bastante erosionados por causas naturales y antrópicas y presentan grabados con signos geométricos simples, zoomorfos y antropomorfos, mezclados en una superposición constante que podría indicar varias etapas de elaboración (Guerra 2004).



Figura 9.13 Piedra La Mula a orillas de la desembocadura del río Choapa en el litoral de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

De una época sub-actual procede la representación de un cuadrúpedo, agregado en el extremo inferior derecho del bloque (Guerra 2004). Finalmente, en los alrededores del humedal como Playa Ventanas y Playa Pilicura, los lugareños señalan la existencia de varias "marcas en la roca" y enterramientos humanos antiguos (Zuleta & Piñones 2015).

En la actualidad, en la zona costera de Huentalaquén, es posible observar conchales de distintas tamaños y antigüedad, los cuales en su mayoría han sido cubiertos por el avance de las dunas. Los posibles continuadores de esta cultura, son los hombres de los conchales que se instalaron en las caletas abrigadas y con agua dulce como Matagorda, Los Vilos, Pichidangui, Ñagué, Chigualoco y otras, donde dejaron los restos de sus meriendas en forma de grandes conchales (Villarroel, 2012).

Festividades: La religión es una dimensión importante en la construcción de identidad en Huentelauquén, que se traduce en diferentes obras, costumbres y fiestas religiosas (Figura 9.14). Existen por lo menos tres festividades que los habitantes reconocen como relevantes: La Cruz de Mayo, San Antonio de Padua y la Fiesta de la Virgen del Carmen; las que se celebran en Mayo, Junio y Julio, respectivamente (Barrios 2012). La religiosidad, también se devela a través de las manifestaciones orales de la comunidad. Es así como la celebración local de la Virgen del Carmen,



Figura 9.14 Misa de Ramos y bailes Chinos para la fiesta de San Antonio de Padua, patrono de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo).

es acompañada por una historia propia del sector. Así también existe una agrupación de mujeres que conforman un baile religioso (chinas), que se presenta en dichas fechas, principalmente en la fiesta de San Antonio de Padua (patrono de Huentelauquén). Estas festividades se efectúan en la localidad y convocan a todos los habitantes y reúnen a familiares provenientes de diversos puntos de la región y el país (Alfaro et al. 2012).

Tradiciones: Hasta no hace mucho en los alrededores de la caja fluvial se han cazado varias especies de aves cinegenéticas, como patos, perdices y palomas. También la caza con perros de conejos y liebres es una tradición que se mantiene hasta nuestros días (Zuleta & Piñones 2015).



Figura 9.15 Caserío de Agua Salada en Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo). Note la construcción de piedra y el uso de cactus como cercos para delimitar la propiedad. Fuente: Elaboración Propia.

Antiguamente (alrededor de los años 1940-60), en el sector denominado Las Salinas, se realizaba una "pampilla". Esta fiesta que se celebraba en primavera, involucraba una residencia temporal de familias que llegaban para vivir en ramadas en dicho sector, para realizar la siembra y cosecha de productos, para luego volver a sus casas a fines del verano. Es así como la comunidad coincidía en este espacio y se generaba socialización entre los vecinos de las ramadas, además de realizarse juegos populares como carreras a caballo y en burro, ventas de los productos agrícolas y ganaderos (Zuleta & Piñones 2015).

Leyendas: Huentelauquén y zonas adyacentes, posee una rica tradición oral ligada con naufragios (e.g. El barco Etén) y trágicas muertes en el mar; las cuales han dado nombre a quebradas costeras (e.g. Quebrada Tutitos Pelaos), playas (e.g. Playa El Toro) y esteros, como también cuentos asociados a seres mitológicos presentes en el Río Choapa (como el Cuero del Agua y la Cuca), los cuales han sido recopiladas por Araya (2005), Lueiza (2010) y Barrios (2012). Este patrimonio vivo es resguardado por las personas de mayor edad en las comunidades y docentes de las escuelas rurales locales, manteniendo así el nexo entre las generaciones de jóvenes y las tradiciones orales, de un pasado sin luz eléctrica y tecnologías comunicaciones como la radio y la televisión, y en donde el vínculo con el territorio era más íntimo (Alfaro et al. 2012).

En síntesis, la forma en que la religión y las tradiciones campesinas de Huentelauquén se conjugan, dan cuenta de la sincronía histórica de estos fenómenos, donde la religiosidad y otros eventos sociales han convergido y sostenido la vida comunitaria del sector a través del tiempo (Alfaro et al. 2012). El territorio de La Comunidad Agrícola de Huentelauquén, todavía conserva un estilo de vida rural típico de la zona, con características democrático-solidarias y rasgos autogestionarios. Así por ejemplo, los caseríos típicos de adobe y piedras (Figura 9.15) se encuentran dispersos en el territorio donde en el pasado eran más núcleados y dinámicos, los cuales son habitados principalmente por adultos mayores. También la construcción de pircas y cercos vivos de cactus se encuentran amenazado por la modernidad, frente a las formas actuales en las que se administran la tierra (Alfaro et al. 2012).

La carencia de políticas públicas a largo plazo y las necesidades socioeconómicas, han debilitado el desarrollo rural y arrojado a las poblaciones locales a ocuparse en trabajo dependientes de terceros. Esta situación, también ha precarizado la calidad de vida de las familias, ha forzado la migración de los jóvenes desde el secano hacia las ciudades y ha generado transformaciones económicas, sociales y culturales en el territorio (p.ej. parcelas de agrado) muy sentidas por los habitantes de Huentelauquén (Alfaro et al. 2012).

9.5 Conclusiones

Los sistemas socioecológicos litorales de Chile, en particular sus caletas pesqueras, están evidenciando un cambio de régimen, que puede tener implicancias en su sostenibilidad y que se exacerban de forma importante por la presión antrópica y los efectos propios del cambio climático. La expansión urbana, la pérdida de hábitat, la contaminación y las alteraciones en la conectividad hidrológica, entre otros factores, han comprometido seriamente su integridad ecológica y capacidad de resiliencia. Estas transformaciones y otras proyectadas amenazan la sostenibilidad ambiental y social del litoral, afectando los servicios ecosistémicos y dificultando la adaptación de las comunidades costeras, siendo estas los focos más visibles de deterioro del patrimonio biocultural y de las relaciones históricas entre la sociedad y los ecosistemas marino-costeros.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

9.6 Referencias

Alcalde C (1997). Manual de Prehistoria Universal, Americana y Chilena. SEDUC, Santiago, Chile.

Alfaro L, Piñones C & Zuleta C (2012). Informe Diagnóstico Comunitario para la Conservación del Secano Costero de Huentelauquén. Informe Técnico, Universidad de La serena & Ministerio de Medio Ambiente, La Serena, Chile.

Barceló M, Woodhead AJ & Gelcich S (2025). Exploring adaptive capacity at the land-sea interface: insights from coastal rural communities in Chile. Ecology and Society 30(2): 1-13 (4).

Barrios O (2012). Leyendas y Poemas de Huentelauquén. Fondo Regional de Coquimbo. Fondo de Iniciativas Editoriales. La Serena, Chile.

Barthel et al. (2010). Social-ecological memory in urban gardens-retaining the capacity for management of ecosystem services. Global Environmental Change 20: 255-265.

Billi M, Rauld J, Álamos N, Amigo C, Calvo R, Neira C & Urquiza, A. (2021). Marco analítico integrado y propuesta de índice para la resiliencia urbana al clima. Documento de trabajo NEST-R3 N°1. Santiago, Chile.

Bozinovic F, Gelcich S, Ginocchio R, González B, Jaksic FM & Lima M (2018). El rol de la teoría ecológica en el avance de la sustentabilidad en Chile. Ediciones CAPES-UC. Santiago, Chile.

Carpenter SR & Brock WA (2008). Adaptive capacity and traps. Ecology and Society 13(2): 1-17 (40).

Carpenter S, Walker B, Anderies M & Abel N (2001). From metaphor to measurement: resilience of what to what? Ecosystems 4: 765-781.

Carter RWG (1988). Coastal Environments: An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines. Academic Press Limited. London, UK.

Castelleti J, Villarroel M, Almendares H & Mercado P (2019). Historia del paisaje rural entre las familias de Paposo y Taltal. Diálogo Andino 58: 77-88.

Castelleti JD & Torres A (2023). Territorio y genealogía del Paposo histórico. Diálogo Andino 70: 335-360.

Castro V, Escobar M & Salazar D (2012). Una mirada antropológica al devenir minero de Taltal y Paposo. Chungara, Revista de Antropología Chilena 44 (3): 401-417.

CR2 (2018). Guía de referencia para la plataforma de visualización de simulaciones climáticas. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2 (FONDAP 15110009). Proyecto Simulaciones climáticas regionales y marco de evaluación de la vulnerabilidad mandatado por el Ministerio del Medio Ambiente.

Descola P (2013). Beyond Nature and Culture. The University of Chicago Press, Ltd. London, UK.

Folke C, Hahn T, Olsson P & Norberg J (2005). Adaptive governance of social-ecological systems. Annual Review of Environment and Resources 30: 441-473.

Folke C (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. Global Environmental Change 16: 253-267.

Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson L & Holling SC (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 35:557-581.

Gelcich S, Hughes TP, Olsson P, Folke C, Defeo O, Fernández M, Foale S, Gunderson L, Rodríguez-Sickert C, Scheffer M, Steneck R & Castilla JC (2010). Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. Proceedings of the National Academy of Sciences 107(39): 16794-16799.

Guerra, A. (2004). Los petroglifos de la comuna de Canela (Provincia del Choapa, IV región, Chile): Una aproximación a su interpretación. Werken Nº 5.

Guerrero-Gatica M, Mujica MI, Barceló M, Vio-Garay MF, Gelcich S & Armesto JJ (2020). Traditional and local knowledge in Chile: review of experiences and insights for management and sustainability. Sustainability 12: 1-14 (1767).

Guerrero-Gatica M & Achondo P (2022). El bosque y sus habitantes: Una discusión teórico-metodológica transdisciplinar del diálogo multiespecies. Revista Etnobiología 20 (2): 136-151.

Gunderson L (2000). Ecological Resilience-In theory and application. Annual review of Ecology, Evolution and Systematics 31: 425-439.

Haraway D (2018). Staying with the trouble for multispecies environmental justice. Dialogues in Human Geography 8(1): 102-105.

Herrera Olguín I (2022). Caracterización de identidad local: Informe de levantamiento caleta Paposo. Aceleración de comunidades costeras de la región de Antofagasta. Nérida, Comunidades Costeras Prósperas & Smartrip. Antofagasta, Chile.

Holling CS (2001). Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. Ecosystems 4: 390-405.

Jouffray J, Blasiak R, Norström A, Österblom H & Nyström M (2020). The blue acceleration: The trajectory of human expansion into the ocean. One Earth 2: 43-54.

Landrigan P, Stegeman J, Fleming L, Allemand D, Anderson D, et al (2020). Human health and ocean pollution. Annals of Global Health 86(1): 1-64 (151).

Luhmann N (2007). La Realidad de los Medios de Masas. Universidad Iberoamericana. Anthropos Editorial, México.

Martínez-Alier J (2008). Conflictos ecológicos y justicia ambiental. Papeles de Relaciones Ecosociales y Cambio Gglobal 103: 11-28.

Martínez-Alier J (2015). Ecología política del extractivismo y justicia socio-ambiental. Interdisciplina 3 (7): 57-73.

Maturana H. (1995). La Realidad: Objetiva o Construida?: I. Fundamentos Biológicos de la Realidad. Anthropos Editorial, México.

Maturana H & Dávila X (2015). El Arbol del Vivir. Escuela Matrística, MVP editores. Santiago, Chile.

Melcher G (204). El Norte de Chile. Su Gente, Desiertos y Volcanes. Editorial Universitaria. Santiago, Chile

MOP (1994). Atlas Ambiental de Chile. Ministerio de Obras Públicas. Subsecretaría de Obras Publicas, Unidad Técnica de Medio Ambiente. Santiago, Chile.

Morales E, Winckler P & Herrera M (2020). Costas de Chile. Medio Natural, Cambio Climático, Ingeniería Oceánica, Gestión Costera. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile. Valparaíso, Chile.

Moreno T & Gibbons W (eds) (2007). The Geology of Chile. The Geological Society of London. Cambrian Printers, Aberystwyth, UK.

Muñoz C Vega A Vargas K & Cortés N (2018). El análisis de riesgo como herramienta estratégica para conservación socio-ecológica en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Chile. Gestión Ambiental. 35:13-29.

Nilo R (2009). Actualización Plan de Desarrollo Comunal 2009-2013. Ilustre Municipalidad de Canela, Canela, Chile.

Olsson P, Gunderson LH, Carpenter SR, Ryan P, Lebel L, Folke C & Holling CS (2006). Shooting the rapids: navigating transitions to adaptive governance of social-ecological systems. Ecology and Society 11(1): 1-21.

Pardo B, Barraza I, Briceño A, Castro M, Flores I, Jara A, López E, Palma P & Soto M (2018). Saber campesino sobre el chorlo de campo (*Oreopholus ruficollis*) en el sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén. Brotes Científicos 21: 35-42.

Piñones-Cañete C, Zuleta-Ramos C, Alfaro Rodríguez L & Bravo Naranjo V (2016). Diálogo intergeneracional en torno a las aves: análisis de su potencial para la educación ambiental y conservación del sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén (Coquimbo, Chile). Revista Chilena de Ornitología 22 (1): 107-119.

Quinlan A, Berbés-Blazquez M, Haider J & Peterson G (2016). Measuring and assessing resilience: broadening understanding through multiple disciplinary perspectives. Journal of Applied Ecology 53: 677-687.

Rodrigo LM & Ricci E (2018). Aislamiento territorial y expectativas sociales sobre los hijos: el caso de la caleta Paposo. Polis, Revista Latinoamericana 50: 253-274.

Staid A. (2023). Ser Naturaleza: Una Mirada Antropológica para Cambiar nuestra Relación con el Medioambiente. Orjikh Editores. Santiago, Chile.

Urquiza A, Amigo C, Billi M, Calvo R, Gallardo L, Neira CI & Rojas M. (2021). An Integrated framework to streamline urban resilience in the context of climate risk assessment. Earth's Future: 9: 1-26 (e2020EF001508).

Schulz N, Aceituno P & Richter M (2011). Phytogeographic divisions, climate change and plant dieback along the coastal desert of northern Chile. Erdkunde 65 (2): 169-187.

Urquiza A & Cadenas H. (2015). Sistemas socio-ecológicos: elementos teóricos y conceptuales para la discusión en torno a vulnerabilidad hídrica. L'Ordinaire des Amériques 218: 1-17.

Varela F (2016). El Fenómeno de la Vida. 3ra Edición. JC Sáez Editor SpA. Santiago, Chile.

Velásquez C, Alanís Y & Cárcamo F (2022). Mortandades masivas del camarón de río Cryphiops caementarius causadas por la crisis hídrica en el norte Semiárido de Chile. Neotropical Biodiversity 8 (1): 151-155.

Villaroel L (2012). Breve Historia de Illapel (12.000 a.C.-2009 d.C.). En Visiones para el Fortalecimiento de la Cultura del Choapa. Centro Cultural del Choapa. Fondo de Iniciativas Editoriales 2011. Gobierno Regional de Coquimbo. Editorial Quimantú. Illapel, Chile.

Von Glasersfeld E (1990). Introducción al constructivismo radical. Watzlawick P y otros, pp. 20-37. La Realidad Inventada, Gedisa Editorial, Barcelona, España.

Zuleta C & Piñones C (eds) (2015). Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana. Ediciones Universidad de La Serena - Ministerio del Medio Ambiente. La Serena, Chile.



10 CAPITULO

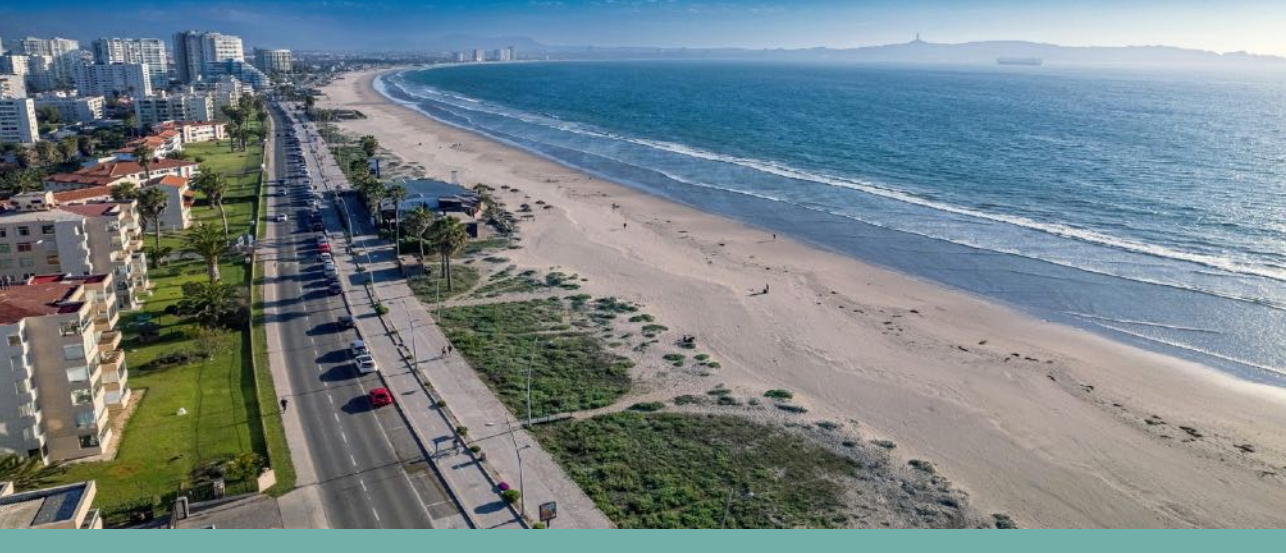
Cambio global en ciudades litorales de Chile: La conurbación Coquimbo-La Serena como caso de estudio

Rubén Castillo Ortiz, Carlos Zuleta-Ramos, Marcela Robles Iriarte, María Zuleta Barrientos, Víctor Bravo-Naranjo & Javier Adelco Ramírez



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 338-356



Capítulo 10: Cambio global en ciudades litorales de Chile-La conurbación Coquimbo-La Serena como caso de estudio

Rubén Castillo Ortiz[1], Carlos Zuleta Ramos[2], Marcela Robles Iriarte[3], María Zuleta Barrientos[4], Víctor Bravo-Naranjo[4] & Javier Adelco Ramírez[5]

1. Departamento de Arquitectura, Universidad de La Serena, Chile. 2. Departamento de Biología, Universidad de La Serena, Chile & Departamento de Ecología y Limnología, Universidad de Murcia, España. de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 3. Departamento de Ciencias Sociales, Universidad de La Serena, Chile. 4. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile, La Serena, Chile. 5. Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana de México, México.

RESUMEN: La conurbación La Serena-Coquimbo ha sufrido un fuerte crecimiento de su radio urbano, producto del desarrollo inmobiliario e infraestructura vial. Lo anterior ha provocado la fragmentación y pérdida de sus zonas naturales (humedales) con los consecuentes impactos en la biodiversidad. Los humedales se combinan con el espacio construido socialmente (e.g. parques), donde ambos conforman el ecosistema de la ciudad y constituyen su patrimonio biocultural.

La metrópolis constituye un sistema de ciudades intermedias, localizado en el centro norte de Chile. Con 448.784 habitantes (INE, 2017), ha presentado un sostenido aumento de población y superficie de su radio urbano, llegando a constituír la cuarta área metropolitana del país. Identificamos varios sitios relevantes del patrimonio cultural como plazas, caletas pesqueras, playas y ferias de abasto de la metrópolis. Los espacios naturales son una infraestructura ecológica importante para la sostenibilidad de las urbes litorales y como medida de mitigación y adaptación al cambio climático

La superficie de la conurbación incrementó 14,4 ha/año, los caminos aumentaron en 31.000 metros lineales y los parches de vegetación disminuyeron en 3,18 ha/año. La idoneidad ecológica de la metrópolis, para una superficie construida de 107 km^2, fue: alta idoneidad <1% (humedales), idoneidad optima (zonas agrícolas y parches) 28%, idoneidad media (zona litoral) 47% y baja idoneidad (zona urbana) a 25% del territorio. La zonificación funcional de los espacios verdes fue: área de conservación ecológica (humedales: 9,75 ha), área de desarrollo de mediano impacto (zonas agrícolas y parches verdes: 831 ha) y un área de desarrollo inadecuado (zonas inundables: 3.346 ha). Esto último es importante, dado que la ocurrencia de tsunamis, al aumento en la intensidad y frecuencias de las marejadas, la erosión costera y el aumento del nivel del mar, ocasionan una alta vulnerabilidad del litoral construido. Se discuten las posibles relaciones entre biodiversidad, humedales urbanos y otros elementos del patrimonio biocultural de esta conurbación.

10.1 Introducción

De acuerdo con el último informe emitido por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2022). El cambio climático se está incrementando de manera irreversible. Lo que implica impactos sobre el equilibrio de los sistemas naturales y urbanos tanto a escala global como local. El aumento del nivel del mar, los cambios en el ciclo hidrológico y las degradaciones y perdidas de hábitat y ecosistemas, posicionan a las zonas costeras como sistemas de alta vulnerabilidad, lo que requiriera de medidas de adaptación y mitigación de estos espacios (Contreras-López & Zuleta-Ramos 2020). Se suma a ello, que más de la mitad de la población mundial vive en áreas urbanas y particularmente en las zonas costeras. Se estima que casi un 70% de la población mundial vivirá en zonas urbanas (Jayaraju et al. 2023).

La tasa de construcción de viviendas está aumentando rápidamente en paralelo con la población. Cerca de 1100 millones de personas viven en barrios marginales y en condiciones de pobreza en las ciudades (ONU-Habitat 2020), y se espera que en los próximos 30 años alcancen los 2000 millones de personas. Tal condición impacta sobre la regulación de los usos de suelo, la desigualdad territorial, el impacto sobre los ecosistemas natural y el crecimiento informal de los asentamientos humanos. Condiciones que hacen más vulnerables a las comunidades que habitan en estos espacios ante el cambio climático y reducen sus posibilidades de adaptación. Por lo tanto, la expansión urbana aparece como uno de los problema más importante para el desarrollo sustentable de las ciudades,

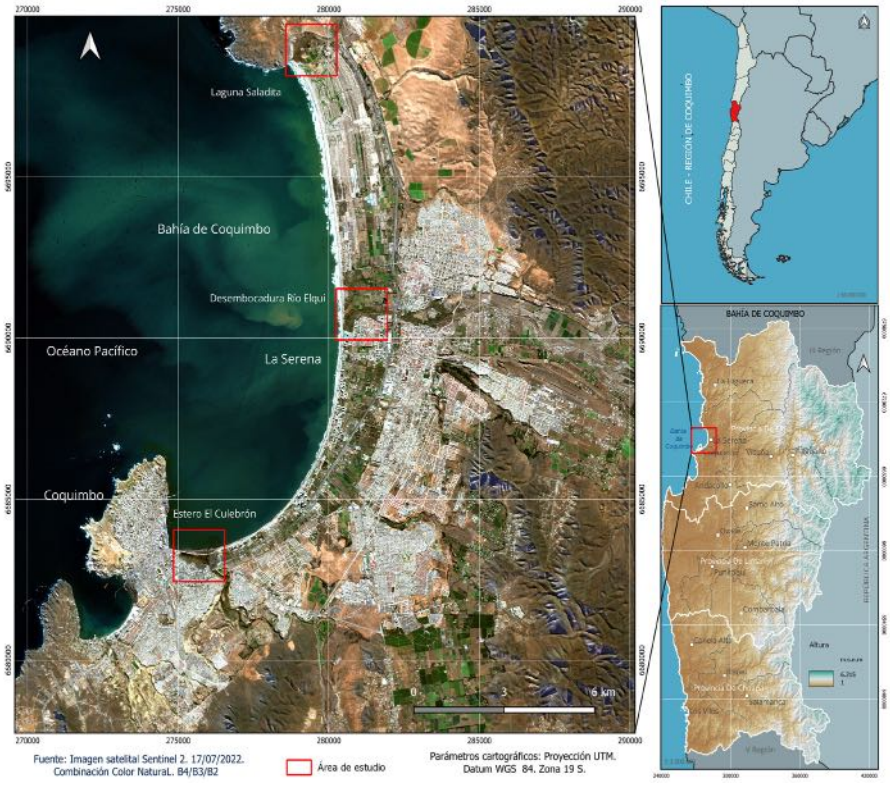


Figura 10.1 Matriz construida y domesticada de la conurbación La Serena-Coquimbo. Note los humedales ubicados en el centro y los dos extremos de la metrópolis. Fuente: Elaboración propia, a partir de imagen Sentinel 2, DEM Alos Palsar y cartografía censal INE 2017.

especialmente en los países en desarrollo (Botequilha-Leitao et al. 2006). La región de Coquimbo y en particular, las ciudades de La Serena y Coquimbo, no escapan a esta realidad geo-demográfica. La conurbación La Serena-Coquimbo, concentra el 59,23 % de la población total de región, lo que equivale a 448.784 personas, sobre un total regional de 757.586 habitantes (INE 2019). La urbe se emplaza y consolida sobre la franja costera del norte de la Región, específicamente sobre la Bahía de Coquimbo (Figura 10.1). Esta Bahía, que tiene una longitud de 15 Km, limita al norte con bloques tectónicos graníticos de Punta de Teatinos y al sur con la península de Coquimbo. En la bahía se observa el modelado asociado a dinámicas morfológicas y oceánicas. De esta forma, se distinguen 5 terrazas o plataformas marinas, que se disponen entre los 0 y 130 msnm. Estas terrazas han sido disectadas por una serie de escurrimientos de origen fluvial, estacionales y permanentes,

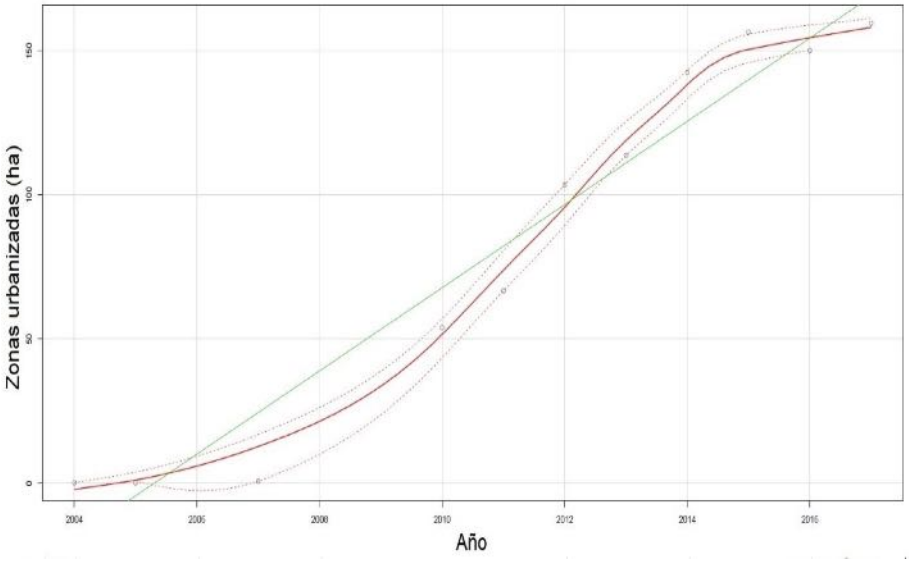


Figura 10.2 Avance de la zona urbana en la desembocadura del Río Elqui (La Serena). La línea verde representa la tendencia, la roja continua el ajuste de la curva de regresión y las líneas rojas punteadas los intervalos de confianza al 95%. (Datos: Elaboración propia y modificado de Paleczek-Alcayaga et al. 2019).

que se disponen de este a oeste, y que han terminado de modelar el paisaje de la conurbación. En efecto también se observan, campos dunarios desarrollados a partir del stock sedimentario aportados por estos escurrimientos y en sus desembocaduras se disponen una serie de humedales (ver Figura 10.1) que dan carácter y enriquecen el sistema natural de la conurbación (Mashini et al. 2016).

10.2 Desarrollo de la conurbación La Serena-Coquimbo

Los procesos que marcan el desarrollo socio-territorial del área metropolitana de La Serena-Coquimbo se distinguen por un gran dinamismo en cuanto a crecimiento demográfico y a la superficie construida. El modelamiento geográfico costero sobre el cual se emplazan la conurbación La Serena-Coquimbo (ver Figura 10.1), se asocia a morfogénesis y morfodinámicas de origen tectónica y fluvio-marinas (Paskoff 1993), donde se identifican formas asociadas a un extenso litoral arenoso, así como escurrimientos estacionales y permanentes que configuran una serie de lagunas costeras con una importante biodiversidad. Estos humedales enriquecen el sistema natural de la conurbación (Mashini et al. 2016, Zuleta et al. 2025).

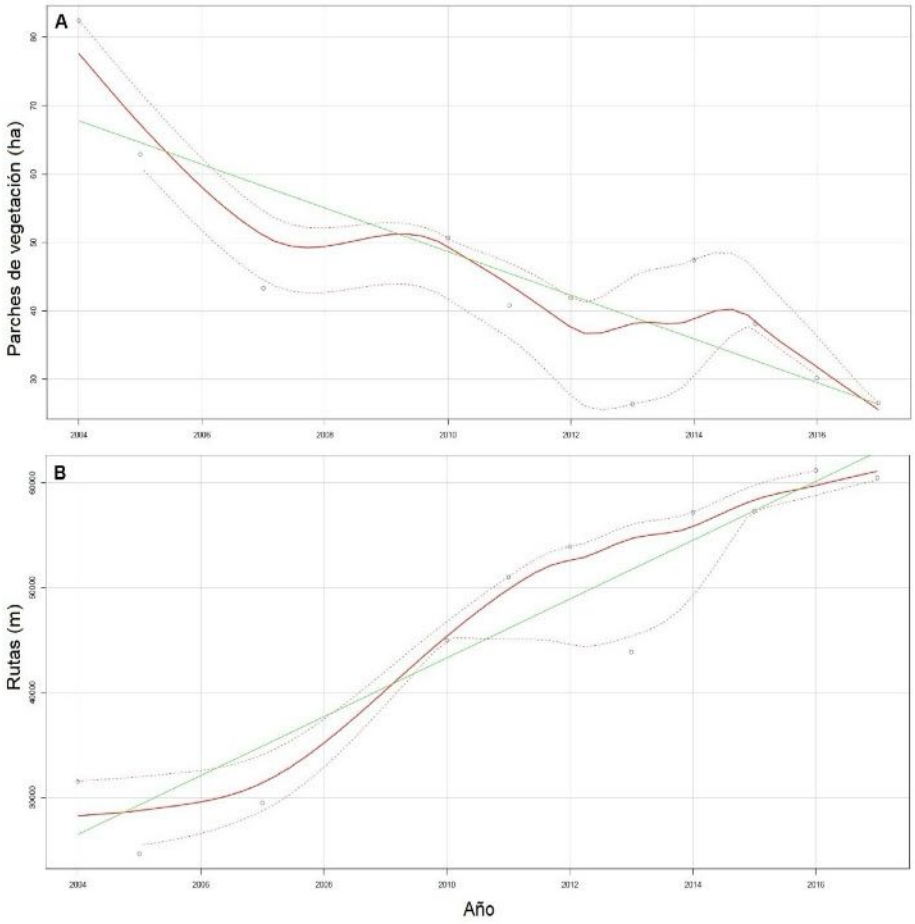


Figura 10.3 Relación entre la urbanización y A). superficie de los parches de vegetación y B). longitud de caminos en la desembocadura del Río Elqui durante el período 2004-2016. La línea verde representa la tendencia, roja continua el ajuste, y la roja punteada los intervalos de confianza al 95% (Datos: Elaboración propia y modificado de Paleczek- Alcayaga et al. 2019).

La conurbación Serena-Coquimbo presenta una superficie construida de 107 km2, donde las áreas con mayor desarrollo fue la zona litoral. En esta zona inundable tenemos una población de 27.612 personas equivalente al 6,8 % del total que habita la conurbación, expuestas a una alta vulnerabilidad debido a la ocurrencia de tsunamis y al aumento en la intensidad y frecuencias de las marejadas. Para el caso del área urbana alrededor del estuario del Río Elqui (Figura 10.2), nuestro análisis reveló que la superficie urbana tuvo un incremento de 14,4 ha/año entre el período analizado, cambios que fueron constantes (baja pendiente) salvo entre el 2004- 2005, en que la superficie construida llegó a duplicarse

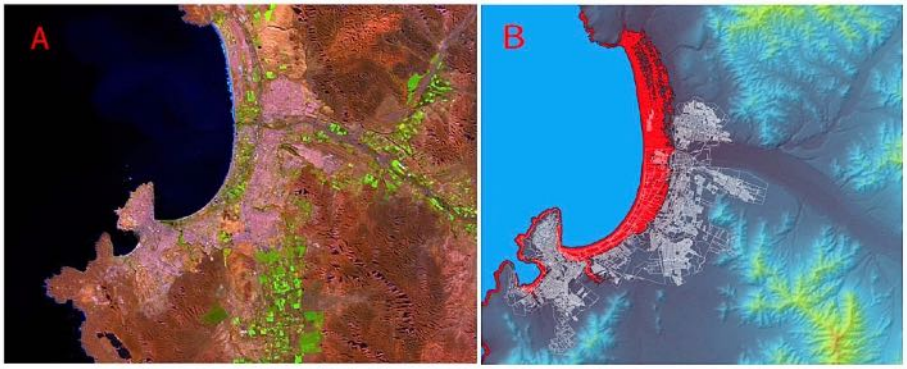


Figura 10.4 Zonificación funcional de los espacios verdes disponibles de la conurbación La Serena-Coquimbo A). Idoneidad ecológica de la conurbación estudiada B). DEM y riesgo de inundación por tsunami (zona roja) del área construida (0 a 13 msnm) de la metrópolis (Fuente: Elaboración propia).

hasta 2010 y creciendo exponencialmente hasta el período 2014-2015, donde las pérdidas del hábitat y las construcciones en la ribera sur del humedal se detuvieron.

La pérdida de vegetación nativa, dominada por brea (Tessaria absinthioides) en el estuario (Figura 10.3a) fue del 51%, pasando de 16,8 a 8,7 ha en el período analizado. La pérdida de hábitat en humedales tiene fuertes efectos negativos sobre la integridad del ecosistema y particularmente sobre la biodiversidad del sector. Obviamente existe una relación entre la urbanización de la ribera sur, con el aumento de caminos, el turismo desregulado, y particularmente en lo que respecta a la observación de aves en este humedal, que constituye también una de sus tantas fuentes de presión antrópica. En los últimos años las visitas para la observación de vida silvestre en el lugar han aumentado notablemente, especialmente gracias a accesibilidad del lugar (Paleczek-Alcayaga et al. 2019).

La longitud de los caminos fue otro factor que reportó un aumento considerable en la desembocadura (Figura 10.3b), con 31.000 metros lineales construidos en 10 años. La pérdida de parches de vegetación por el aumento de caminos, presentó una curva muy similar a la generada por el incremento de la superficie urbana. El área de los parches de vegetación (Figura 10.3a), a diferencia de lo ocurrido con la superficie construída y longitud de caminos, disminuyeron en 3,18 ha/año.

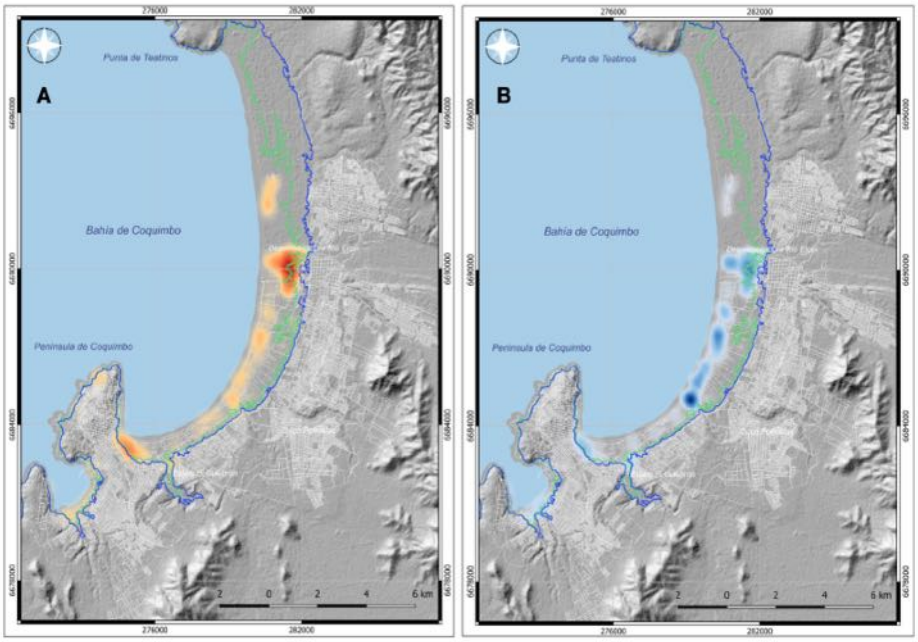


Figura 10.5 Densidad Kernel de la conurbación La Serena-Coquimbo. A). Distribución de la población y B). Distribución de viviendas en zonas costeras de baja altitud (ZECL) de la metrópolis. Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, la delimitación de la idoneidad ecológica de la conurbación La Serena- Coquimbo, para una superficie construida de 107 km^2 (Figura 10.4a), fue: área más idónea (humedales) corresponde a < 1%, de alta idoneidad (zonas agrícolas y parches) a 28% de idoneidad media (zona litoral) a 47% y la de baja idoneidad (zona urbana) a 25% del territorio. Finalmente, la zonificación funcional de la urbe (Figura 10.4b) fue: área de conservación ecológica (humedales: 9,75 ha), área de desarrollo de mediano impacto (zonas agrícolas y parches verdes: 831 ha) y un área de desarrollo inadecuado (zonas inundables: 3.346 ha). Esto último es importante, dado la ocurrencia de tsunamis, al aumento en la intensidad y frecuencias de las marejadas (que ocasiona un avance de la línea de marea alta en al menos unos 20 metros en promedio), la erosión costera y el aumento del nivel del mar (Winckler et al. 2018).

El crecimiento urbano de la conurbación Serena-Coquimbo ha densificado la zona litoral, intensificando sus usos y la presión antrópica sobre este espacio, aumentando los niveles vulnerabilidad de los sistemas naturales y antrópicos que se localizan en esta terraza baja (ver Figura 10.4b). Entre 2010 y 2017 se otorgaron 34.036 permisos de edificación en La Serena, correspondiendo 13.395 a construcciones bajas (menos de



Figura 10.6 Marejadas frente al Faro MonumentaL de La Serena, cercano a la Avenida del mar y que enfrenta al sector inmobiliario de Puerta del Mar. Note la barrera de protección del edificio y la erosión de la playa producto de los fuertes oleajes. Fuente: Elaboración propia.

tres pisos), 10.588 a edificaciones entre 2-5 pisos de altura, 4.432 entre 3-6 pisos y 1.964 a construcciones superiores a 11 pisos (Aguirre et al. 2018).

Las propuestas de mitigación y adaptación al cambio climático a considerar en el ordenamiento territorial de la bahía de Coquimbo, deben tener presente que estas zonas costeras de baja altitud (LEZC), definida como el área contigua a lo largo de la costa que está a menos de 10 metros sobre el nivel del mar (McGranahan et al. 2007), es especialmente vulnerable a los eventos de inundación costera. Esta zona de mayor vulnerabilidad cubre el 14 % del área urbana de la conurbación, en la cual habitan 27.612 personas equivalente al 6,8 % del total de población, mientras que 21.469 viviendas se contabilizan en esta zona. Así como la presencia de 1.714 niños entre 0 y 5 años y 2.121 personas mayores de 65 años (INE 2019), lo que agrega un nuevo factor de vulnerabilidad.

Cabe destacar, que los sectores urbanos de mayor riesgo y vulnerabilidad (por la concentración de población), se localizan en los alrededores de la desembocadura del río Elqui (Figura 10.5a). Un primer sector se localiza inmediatamente norte del río Elqui y un segundo sector (el de Baquedano)al sur del estero El culebrón (Coquimbo). De manera similar, la distribución y concentración espacial de viviendas, se registran en 3

zonas de interés inmobiliario (Figura 10.5b): El muy conocido sector de la Avenida del Mar, 4 esquinas y el sector de Peñuelas, se han densificado intensamente con varios edificios de gran altura.

El barrio Baquedano, también se identifica como una zona de riesgo y alta vulnerabilidad, por la gran concentración de viviendas, a pesar de su experiencia con el tsunami del año 2015 que arrasó con ese sector (Contreras-López & Zuleta-Ramos (2019). Una zona de crecimiento inmobiliario inmediatamente al norte del río Elqui, también expuesto a inundaciones por marejadas y tsunamis (Figura 10.6), se denomina paradójicamente "Puertas del mar". Es aquí donde los instrumentos de planificación como los planes reguladores comunales (PRC) deben ser coherentes con esta realidad. Estos deben ser abordados de manera conjunta en función de eventos extremos, como los asociados con el riesgo climático, que no reconocen limites político-administrativos.

En resumen, la conurbación La Serena-Coquimbo, particularmente en la zona litoral, está sometida a una creciente presión inmobiliaria, existente desde la década de los años 80. Esto ha ocasionado la fragmentación y pérdida de hábitats naturales y agrícolas, que comprometen la integridad ecológica de estos sitemas y la seguridad alimentaria, los que disminuyen la capacidad de mitigación y adaptación al cambio climático. Actualmente, no hay figuras de protección para las zonas naturales. Tampoco existen estrategias de manejo que consideren la capacidad de carga de estos sistemas, regulen la cantidad de visitantes y desarrollen estrategias de conservación. A pesar que gran parte del crecimiento inmobiliario en se ha desarrollo en terrenos dedicados a la agricultura y la zona de playas, los efectos sobre el paisaje en los alrededores son evidentes y a una escala menor son más notorios, al percibirse en forma negativa por la comunidad.

10.3 Efectos del cambio climático en la conurbación

La urbanización implica múltiples cambios y transformaciones en los usos y coberturas del suelo, ocasionado aumentos de la temperatura (junto con las emisiones térmicas del transporte e industria) y de las tasas de impermeabilización, con la consiguiente reducción de las fuentes de humedad (Grilo et al. 2020). Adicionalmente, las edificaciones obstaculizan o impiden la circulación del aire, reduciendo la velocidad y alterando la dirección de los vientos en los bordes e interior de las ciudades (Vilanueva-Solis et al. 2013). Como consecuencia de ello, se generan condiciones climáticas propios de los paisajes urbanos, tales como islas de calor e islas de sequedad (Sánchez-Hernández et al. 2025).

Tabla 10.1 Tasa de cambio en los espejos de agua de los humedales costeros de la de la conurbación La Serena-Coquimbo estimados entre 1986 y 2017 (valores en hectáreas). Adaptado de Zuleta et al. 2019b.

Humedal	Superficie 1996	Superficie 2017	% Cambio
Laguna Saladita	1,71	0,81	-53
Estuario Rio Elqui	7,38	6,57	-11
El Culebrón	2,25	5,22	132
Estero La Herradura	0,63	0,54	-14

La vegetación, los humedales y los suelos saturados, consumen calor a través de los procesos de evaporación y evapotranspiración (Sánchez-Hernández et al. 2025), regulando el registro de temperaturas extremas. La vegetación absorbe y almacena parte importante de la radiación solar y en combinación con las edificaciones ofertan zonas, corredores y conos de sombra, uno de los servicios ambientales más apreciados por la sociedad actual (Villanueva-Solis et al. 2013). La capacidad de los humedales urbanos para reducir las islas de calor en las ciudades depende de la vegetación y del cuerpo de agua, debido a la regulación hidrodinámica y de los ciclos hidro-geoquímicos (Mitsch & Gosselink 2000). Los humedales de la conurbación La Serena-Coquimbo normalmente tienen una capa de agua poco profunda, que tiene un efecto de albedo sobre la radiación solar, además la vegetación del humedal capta la energía solar y la convierte a energía química a través de la fotosíntesis reduciendo la energía incidente de la radiación solar (Barragán-Campos & García-Torales 2024).

Pero no sólo los humedales de la metrópolis son importantes para la adaptación al cambio climático. La vida silvestre y los espacios verdes de las urbes son esenciales para la salud y bienestar de los ciudadanos (Chiesura 2004), por lo que no podemos ignorar los servicios sociales y ambientales de las áreas verdes (Elmqvist et al. 2013) y su valor en la conservación de la fauna nativa en nuestras ciudades (Zuleta-Ramos et al. 2024). Las zonas verdes de las urbes son espacios cruciales para todos los ciudadanos, en particular los niños, los enfermos y los ancianos como lugares de recreación y relajación, contribuyendo también a la salud física y mental (Lovell et al. 2014). Su importancia ha sido evidente durante la pandemia de COVID (Phillips et al. 2023, Díaz-Martínez et al. 2023). La Organización Mundial de la Salud recomienda 9 m^2/habitante,



Figura 10.7 Patrimonio biocultural de la conurbación La Serena-Coquimbo (Chile). A). Plaza de Armas de La Serena y B). Plaza de Guayacán (Coquimbo).

pero muchas grandes ciudades de América Latina carecen de suficientes espacios verdes (Reyes-Päcke & Figueroa-Aldunce 2010). Los espacios verdes también mejoran la calidad ambiental mediante la atenuación de la contaminación atmosférica y acústica y la regulación del microclima (Grilo et al. 2020).

Como evidencia del cambio climático reciente, en la conurbación La Serena-Coquimbo y en Chile central, se observa una disminución de las precipitaciones, un aumento de las temperaturas y de la evaporación ambiental (MMA 2018). Esto conlleva a una mayor cantidad de días con calor extremo, sobre todo en las metrópolis y una serie de cambios en los sistemas naturales de la urbe, particularmente en los humedales. Así, los humedales de la Bahía de Coquimbo (Tabla 10.1), muestran una reducción de sus espejos de agua, que en promedio alcanza el 26%, con excepción del estero El Culebrón que recibe aporte constantes de las zonas agrícolas de la cuenca (Contreras-López et al. 2017). Al desagregar por tipo de cuerpo de agua en la Región, se constata que las charcas temporales han mostrado las mayores disminuciones (57,6% en promedio), seguido de los tranques artificiales (45,7%) y las lagunas costeras (Contreras-López et al. 2017). Los humedales urbanos presentan una disminución menor (2,3%) frente a los rurales (8,6%). Los cuerpos de agua no protegidos han disminuido en promedio un 8,2%, mientras que los protegidos apenas presentan una disminución del 0,7% en su superficie (Contreras-López et al. 2017).

En resumen, la urbanización de los sistemas naturales y agrícolas de la conurbación, ha ocasionado la fragmentación y pérdida de



Figura 10.8 Patrimonio biocultural de la conurbación La Serena-Coquimbo (Chile). A). Playa Abarca Norte. B). Vista histórica de 1960 y C). Actual del Faro Monumental de La Serena. Fuentes: Fotografía superior de Juan González 2020, e inferior de Jorge Watson 1960 & Patricio Winckler 2022 (En: Zuleta et al. 2025).

hábitats naturales, que comprometen la integridad ecológica de estos ecosistemas (Zuleta-Ramos et al. 2019a), que sumado a la reducción de las precipitaciones, aumento del nivel del mar y la intensidad de las marejadas, que favorecen el ingreso constante de agua marina a los humedales de la urbe, disminuyen las capacidades de adaptación al cambio climático. Sin embargo, la disponibilidad e idoneidad ecológica de los espacios verdes de la conurbación es alta (30%), como para considerarlo en los planes de restauración y conservación, así como en las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático, y para el desarrollo sustentable de la zona costera La Serena-Coquimbo.

10.4 Patrimonio biocultural de la conurbación

Actualmente, los ecosistemas urbanos son reconocidos como un complejo acoplamiento de hábitats, biotas, procesos ecológicos y dinámicas humanas (Alberti 2008). La mayoría de los estudios han utilizado las áreas verdes (Chiesura 2004) y humedales (Paul & Meyer 2001) para analizar las interacciones entre estos sistemas. En la conurbación La Serena -Coquimbo encontramos varios sitios que representan el patrimonio biocultural de la zona (Figura 10.6), como parques, playas, huertos familiares, canales de regadío y calles arboladas. Las plazas de



Figura 10.9 Recolectores de pelillo (Agarophyton chilense) en la playa Changa, elementos vivos del patrimonio cultural inmaterial de la conurbación La Serena-Coquimbo (Chile). Fuente: Elaboración propia.

La Serena y Coquimbo fueron identificadas como un lugar de encuentro cívico y esparcimiento por la ciudadanía (Zuleta et al. 2025).

Otro elemento importante de la conurbación son sus amplias playas (Figura 10.7). Las ferias libres, mercados y las caletas pesqueras fueron también mencionadas por feriantes y adultos mayores como parte del patrimonio biocultural de la conurbación (Zuleta et al. 2025). El mercado municipal de Coquimbo fue altamente valorado y mencionado por los adultos y jubilados del puerto de Coquimbo. Los vendedores y pescadores de las caletas de la bahía de Coquimbo, destacaron a los recolectores de pelillo (*Agarophyton chilense*) de la playa Changa (Figura 10.8), así como a los antiguos vendedores de luche (*Porphyra columbina*), mariscos y sierra ahumada (*Scomberomorus sierra*), oficios que en la actualidad ya están desapareciendo de la conurbación (Zuleta et al. 2025).

Cabe mencionar que las ferias libres y las caletas pesqueras de la conurbación, son un espacio de adaptación contra los rápidos procesos de urbanización, y de homogeneización agrícola y alimentaria. Las ferias y caletas conectan a los habitantes urbanos con los agricultores y pescadores artesanales, los que están íntimamente vinculados a sus territorios de producción local (Longo Blasón et al. 2022). En consecuencia, estos constructos socio-culturales colocan a los espacios naturales y

experiencias bioculturales en el centro del desarrollo sustentable de la conurbación. Por ello, las ferias y caletas tienen un gran potencial en la recomposición de la memoria biocultural de la metrópolis.

El proceso de desarrollo y expansión urbana de La Serena-Coquimbo, ha presionado permanentemente los espacios naturales de la conurbación, en particular los humedales, a pesar de su riqueza biológica y paisajística (Bravo-Naranjo et al. 2019). Estas dinámicas demandan un cambio para revertir los procesos de degradación y pérdida de los servicios ecosistémicos de los sistemas naturales y erosión del patrimonio biocultural de la metrópolis. Aun así, los espacios naturales y parches verdes de la urbe como plazas, el entorno rural colindante e incluso los sitios abandonados, son centrales en la matriz del territorio (Cilliers 2023) y su valorización creciente por la ciudadanía supone una oportunidad para su restauración y conservación, que deben ser considerados en la planificación de este territorio.

10.5 Conclusiones

La urbanización sobre la desembocadura del Río Elqui ha ocasionado la fragmentación y pérdida de hábitats naturales, comprometiendo la integridad ecológica del estuario, los que juntos a la disminución de las precipitaciones, aumento del nivel del mar y la intensidad de las marejadas, favorecen el ingreso regular de agua marina al estuario provocando un cambio de estado. Sin embargo, la disponibilidad e idoneidad ecológica de los espacios verdes de la conurbación La Serena-Coquimbo es alta (30%), como para considerarlo en los planes de restauración, mitigación y adaptación al cambio climático.

Los humedales urbanos junto con parques, caletas pesqueras y las ferias libres, constituyen el patrimonio biocultural de La Serena-Coquimbo. Estos elementos y expresiones significativas del patrimonio biocultural local, no están integrados en la planificación sustentable de la metrópolis. Su articulación es clave para fortalecer la resiliencia socio-ecológica y cultural del territorio frente a la urbanización intensiva y el cambio global emergente. Fomentar la interacción de los espacios urbanos y naturales mediante la intervención de sus elementos naturales y domesticados, permitiría el desarrollo sustentable de la zona litoral, donde habitan unas 28.000 personas, que son vulnerables a eventos de inundación por tsunamis y marejadas cada vez más intensas y frecuentes.

La planificación sustentable de la conurbación La Serena-Coquimbo que enfatice las posibilidades de sus humedales y los parches verdes de la metrópolis permitiría fortalecer la matriz territorial; dado que

se proyecta un crecimiento importante de la población, la cual se incrementa en los feriados y períodos de vacaciones. Para ello, se requiere distinguir las estructuras y funciones del paisaje para desarrollar procesos de restauración y reproducir espacios naturales. Las relaciones entre el tejido construido y los espacios naturales, basadas en las dinámicas de movilidad (flujo de personas y especies) y las formas de habitar los espacios públicos, son los que deben considerarse para establecer criterios de ordenamiento territorial que integren los espacios naturales y construidos en una estructura ecológica que contribuya a la sostenibilidad de la conurbación.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile. La fotografía de inicio de capítulo corresponde a Antonieta Zúñiga.

10.6 Referencias

Aguirre NC, Olivares R & Orellana MA (2018). Patrones de crecimiento urbano en la metropolización de sistemas urbanos intermedios. El caso de la conurbación La Serena - Coquimbo. En: Ciudades y Territorios Inteligentes. XII Congreso Internacional Ciudad y Territorio Virtual. pp. 77-96. UNCuyo, Barcelona: CPSV.

Alberti M. (2008). Advances in urban ecology: Integrating humans and ecological processes in urban ecosystems. Springer. New York, USA.

Barragán-Campos RC & Guillermo García-Torales G (2024). Las plantas y la luz solar. Ciencia 75 (4): 8-15.

Botequilha-Leitao AB, Miller J, Ahern J. & Mcgarigal K. (2006). Measuring Landscapes: A Planners Handbook. Island Press, Washington, DC, USA.

Bravo-Naranjo V & Zuleta-Ramos C (2019). Amenazas y presiones a los humedales costeros de Coquimbo. En: Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación (pp. 228-253). Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Chiesura A (2004). The role of urban parks for the sustainable city. Landscape and Urban Planning 68:129-138.

Cilliers EJ (2023). Social perceptions of the value of green spaces: A view from the South. Frontiers in Sustainable Cities 4: 1-11 (1037123).

Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortés H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortés-Molina F (2017). Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central. En: Botella AV, Villanueva S, Gutiérrez J & Rojas Galaviz JL (eds). Vulnerabilidad de las Zonas Costeras de Latinoamérica al Cambio Climático. Pág. 227-246. Ediciones UJAT, UNAM, UAC. México.

Contreras-López M & Zuleta-Ramos C (2019). Vulnerabilidades de los humedales costeros de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 190-226. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Contreras-López M & Zuleta-Ramos C (2020). Vulnerabilidades de humedales costeros frente a eventos ENOS. En: Cordero R & Fuenzalida R (eds). El Niño y Cambio Climático. Sus efectos en Chile. Pág. 33-40. Mesa de Investigación en Sustentabilidad, Red de Universidades del Estado de Chile, Santiago, Chile.

Díaz-Martínez F, Sánchez-Sauco MF, Cabrera-Rivera LT, Sánchez CO, Hidalgo-Albadalejo MD, Claudio L & Ortega-García JA (2023). Systematic review: Neurodevelopmental benefits of active/passive school exposure to green and/or blue spaces in children and adolescents. International Journal of Environmental Research and Public Health 20: 1-29 (3958).

Elmqvist T, Redman CL, Barthel S & Costanza R (2013). History of urbanization and the missing ecology. In: Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. (pp.13-30). Springer Dordrecht, Heidelberg, New York and London.

Grilo F, Pinho P, Aleixo C, Catita C, Silva P, Lopes N, Freitas C, Santos-Reis M, McPhearson T & Branquinho C (2020). Using green to cool the grey: modelling the cooling effect of green spaces with a high spatial resolution. Science of Total Environment 724: 138182.

INE (2019). Análisis del censo de población y vivienda 2017-Región de Coquimbo. Instituto Nacional de Estadísticas (INE). Dirección Regional de Coquimbo. La Serena, Chile.

INE (2017). Censo de Población y Vivienda (2017) y Cartografía Censal. Instituto Nacional de Estadísticas (INE). Santiago, Chile.

IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pörtner HO, Roberts DC, Tignor M, Poloczanska ES, Mintenbeck K, Alegría A, Craig M, Langsdorf S, Löschke S, Möller V, Okem A & Rama B (eds). Cambridge University Press. Cambridge, UK and New York, USA.

Jayaraju N, Sreenivasulu G, Madakka M & Manjulatha M. (eds) (2023). Coasts, Estuaries and Lakes: Implications for Sustainable Development. Springer Nature, Switzerland AG.

Longo Blasón M, Molares S & Ladio AH (2022). Las etnoespecies comercializadas en la feria de agricultores de Bariloche (Rio Negro, Argentina) y su versatilidad en alimentos locales: Contribuciones hacia la soberanía alimentaria local. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 57: 1-22.

Lovell, R., Wheeler, B.W., Higgins, S.L., Irvine, K.N. & Depledge, M.H. (2014). A systematic review of the health and well-being benefits of biodiverse environments. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, Critical Reviews 17: 1–20.

Mashini D, Egger T, Frotzbacher M. & Hofer A (2016). Paisajes metropolitanos-Hábitats Verdes: Río Elqui y El Culebrón. MetroLab Ediciones, La Serena, Chile.

Mcgranahan G, Balk D. & Anderson B (2006). Low coastal zone settlements. Tiempo: a bulletin on climate and development 59: 23-26.

Mitsch, WJ & Gosselink, JG (2000) The Value of Wetlands: Importance of Scale and Landscape Setting. Ecological Economics 35: 25-33.

MMA (2018). Tercer informe bienal de actualización de Chile sobre cambio climático ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Ministerio del Medio Ambiente (MMA), Santiago, Chile.

ONU-Habitat (2020). La Nueva Agenda Urbana. Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (ONU-Habitat), Nairobi GPO Kenya.

Paleczek-Alcayaga H, Pizarro-Pardo J, Bravo-Naranjo V, Trujillo-Acosta A & Zuleta-Ramos C (2019). Usos y degradación de los humedales costeros de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 256-281. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Paskoff R (1993). Geomorfología de Chile Semiárido. Universidad de La Serena, Facultad de Humanidades. La Serena, Chile.

Paul, M.J. & Meyer, J.L. (2001). Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics 32: 333–365.

Phillips, T.B., Wells, N.M., Brown, A.H., Tralins, J.R. & Bonter, D.N. (2023). Nature and well-being: The association of nature engagement and well-being during the SARS-CoV-2 pandemic. People and Nature 5: 607–620.

Reyes-Päcke, S. & Figueroa-Aldunce, I.M. (2010). Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. EURE 36: 89-110.

Sánchez-Hernández M, Pérez-Suarez M, Valdez Lazalde JR, Arteaga-Reyes TT & Ramírez-Albores JE (2025). Variación espacio-temporal de las islas de calor como determinante del confort térmico urbano en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca, México. Investigaciones Geográficas. Advance online publication INGEO.29684.

Villanueva-Solis J, Ranfla A, Quintanilla-Montoya AL (2013). Isla de calor urbana: Modelación dinámica y evaluación de medidas de mitigación en ciudades de clima árido extremo. Información Tecnológica 24 (1): 15-24.

Winckler P, Contreras-López M, Vicuña S, Larraguibel C, Mora J, Esparza C, Salcedo J, Gelcich S, Fariña J M, Martínez C, Agredano R, Melo O, Bambach N, Morales D & Marinkovic C (2018). Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile. Informe de Avance. Centro de Cambio Global PUC, preparado para el Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

Zuleta-Ramos C, Bravo-Naranjo V & Contreras-López M (2019a). Conservación de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 284-332. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Zuleta-Ramos C, Contreras-López M, Robles M, Bravo-Naranjo V. & Castillo, R. (2019b). Sinopsis de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. En: Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación (pp. 2-28). Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Zuleta-Ramos, C., Touret, A., Zuleta-Barrientos, M. & Robledano, F. (2024). Patrimonio biocultural y sostenibilidad de la conurbación La Serena-Coquimbo (Chile). En: La Ciudad Veinte-Treinta: Miradas a los Espacios Urbanos del Siglo XXI. Andrés-López G. & García-Cuesta, J.L. (Coords). pp. 1123-33. Asociación Española de Geografía.

Zuleta-Ramos C, Castillo-Ortiz R, Zuleta-Barrientos M, Bravo-Naranjo V, Robles M, Jofré-Pérez C & Robledano F (2025). Humedales urbanos y patrimonio biocultural de la bahía de Coquimbo (Chile). Gayana (en prensa).



11 CAPITULO

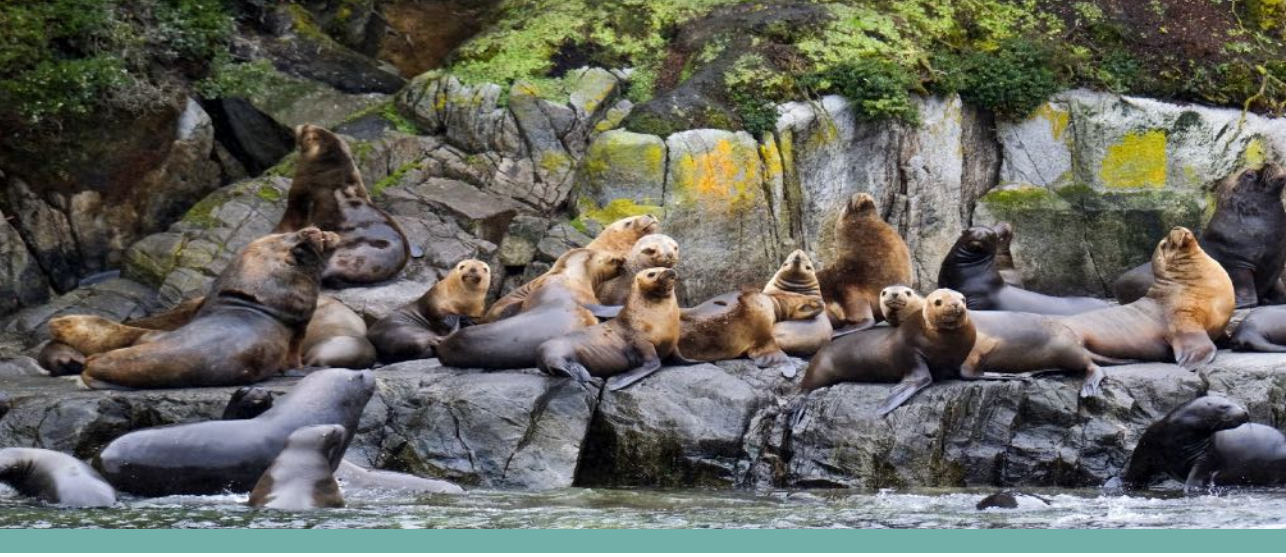
Centinelas del Océano: Pinnípedos y Cambio Climático

Carmen Barrios-Guzmán, Alicia Guerrero, José Garcés-Vargas, Andrea Piñones, Natalia Cisternas, Josefina Gutiérrez, Manuel Castillo, Fernanda Barilari, Mauricio Landaeta, Marcela Rojas, Sonja Heinrich, Luis Hückstäd & Maritza Sepúlveda



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 358-390



CAPITULO 11. Centinelas del Océano: Pinnípedos y cambio climático

Carmen Barrios-Guzmán[1], Alicia Guerrero[1,7], José Garcés-Vargas[2,3], Andrea Piñones[2,3], Natalia Cisternas[1], Josefina Gutiérrez[4], Manuel Castillo[5,6], Fernanda Barilari[1], Mauricio Landaeta[7], Marcela Rojas[5], Sonja Heinrich[8], Luis Hückstädt[9] & Maritza Sepúlveda[1,7]

1. Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales (CIGREN), Universidad de Valparaíso, Chile. 2. Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Universidad Austral de Chile. 3. Centro FONDAP de Investigación en Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL), Universidad Austral de Chile. 4. Universidad Austral de Chile. 5. Laboratorio de Oceanografía Física y Satelital (LOFISAT), Universidad de Valparaíso, Chile. 6. Centro de Observación y Análisis del Océano Costero (COSTA-R), Universidad de Valparaíso, Chile. 7. Instituto de Biología, Universidad de Valparaíso, Chile. 8. University of St Andrews, Scotland, UK. 9. University of Exeter, England, UK.

RESUMEN: Los pinnípedos (focas, lobos marinos y la morsa) son mamíferos marinos que dependen tanto de ambientes terrestres, para reproducirse, parir a sus crías, mudar y descansar, como del ambiente marino para alimentarse. Su sensibilidad frente a las alteraciones del océano los convierte en indicadores clave del estado de los ecosistemas. Este capítulo analiza cómo el cambio climático está modificando las condiciones oceanográficas y atmosféricas que sustentan la vida marina, generando efectos directos e indirectos sobre la ecología, la fisiología y la salud de este grupo de mamíferos marinos.

A partir de un enfoque ecológico, se revisan las principales transformaciones observadas en regiones polares, subantárticas y costeras de Chile, como el retroceso del hielo marino, el aumento de las

marejadas, la pérdida de hábitats de crianza y descanso, la variabilidad en la disponibilidad de alimento y la emergencia de enfermedades y sus impactos sobre los pinnípedos, y particularmente sobre aquellas especies que habitan en Chile. También se exploran mecanismos de vulnerabilidad biológica y respuestas adaptativas, así como casos de estudio locales que ilustran estos impactos.

Este capítulo busca acercar al lector general a la compleja relación entre los pinnípedos y un océano cambiante, destacando su valor ecológico y la urgencia de comprender estos procesos para orientar medidas de conservación en un escenario de cambio ambiental acelerado.

11.1 Introducción

Los pinnípedos son mamíferos carnívoros adaptados a una vida marina anfibia: el mar y la tierra. En el agua buscan su alimento, pero necesitan volver a tierra o al hielo para descansar, parir a sus crías o cambiar su pelaje. Estos animales desempeñan roles ecológicos clave como depredadores tope o mesodepredadores (depredadores intermedios) y ayudan a mantener el equilibrio de los ecosistemas. Además, dada su sensibilidad a los cambios ambientales, los pinnípedos han sido propuestos como especies centinela, es decir, especies cuya salud o comportamiento refleja tempranamente los cambios en el estado de los océanos (Perrin et al. 2009, Bossart 2011).

Este grupo, que incluye a otáridos (lobos marinos comunes y lobos finos), fócidos (focas) y odobénidos (morsa), habita una amplia variedad de ambientes marinos y costeros, desde regiones polares hasta zonas templadas y subtropicales (Figura 11.1) (Perrin et al. 2009). En el mundo existen 34 especies de pinnípedos: 15 especies de lobos marinos, 18 de focas y una sola especie de morsa (Tabla 11.1). Seis de estas especies se consideran en peligro de extinción: el lobo marino de Australia, el lobo marino de Nueva Zelanda, el lobo marino de Galápagos, el lobo fino de Galápagos, la foca monje hawaiana y la foca del Caspio (IUCN 2025). En Chile se registran diez especies de pinnípedos. Cinco lobos marinos (lobo marino común, lobo fino austral, lobo fino de Juan Fernández, lobo fino subantártico y lobo fino antártico) y cinco focas: el elefante marino del sur o foca elefante, la foca de Weddell, la foca cangrejera, la foca leopardo y la foca de Ross.

El cambio climático ha comenzado a transformar profundamente los ecosistemas marinos a través del aumento de la temperatura del mar, la reducción del hielo marino, la intensificación de eventos extremos (como



Figura 11.1. Distribución mundial de pinnípedos. A) Otáridos (lobo marino común (*Otaria flavescens*), B) Fócidos: foca cangrejera (*Lobodon carcinophaga*), C) Morsa (*Odobenus rosmarus*). Fuente: bookofbeasts.wordpress.com

tormentas, marejadas y olas de calor oceánicas), el aumento del nivel del mar y alteraciones en la productividad primaria (IPCC 2024, Doney et al. 2012, Poloczanska et al. 2016). Estos cambios generan impactos directos e indirectos sobre los pinnípedos, que se traducen en variaciones en su abundancia, distribución, interacciones depredador-presa, patrones reproductivos, así como una mayor exposición a enfermedades (Doney et al. 2012, Gulland et al. 2022).

Aunque las especies que habitan regiones polares han sido las más estudiadas en este contexto (Tynan & DeMaster 1997, Siniff et al. 2008), existe evidencia de que los pinnípedos de regiones subantárticas y templadas, como las que habitan las costas de Chile, también enfrentan amenazas derivadas del cambio climático. A continuación, se revisa la evidencia disponible sobre los impactos del cambio climático en pinnípedos, abarcando desde patrones globales hasta casos locales en Chile. Se discuten los mecanismos de vulnerabilidad biológica, las

Tabla 11.1. Especies de pinnípedos en el mundo. Se incluye su nombre común, nombre científico y el estado de conservación de acuerdo con la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN)

Grupo	Nombre científico	Nombre común	Estado de conservación
Otáridos	*Eumetopias jubatus*	Lobo marino de Steller	Casi amenazado
	Zalophus californianus	Lobo marino de California	Preocupación menor
	Zalophus wollebaeki	Lobo marino de Galápagos	En peligro
	Otaria flavescens	Lobo marino común	Preocupación menor
	Phocarctos hookeri	Lobo marino de Nueva Zelanda	En peligro
	Neophoca cinerea	Lobo marino australiano	En peligro
	Arctocephalus australis	Lobo fino sudamericano	Preocupación menor
	Arctocephalus philippii	Lobo fino Juan Fernández	Preocupación menor
	Arctocephalus galapagoensis	Lobo fino de Galápagos	En peligro
	Arctocephalus pusillus	Lobo fino africano-australiano	Preocupación menor
	Arctocephalus forsteri	Lobo fino neozelandés	Preocupación menor
	Arctocephalus gazella	Lobo fino antártico	Preocupación menor
	Arctocephalus townsendi	Lobo fino de Guadalupe	Preocupación menor
	Arctocephalus tropicalis	Lobo fino subantártico	Preocupación menor
	Callorhinus ursinus	Lobo fino del norte	Vulnerable
Fócidos	*Halichoerus grypus*	Foca gris	Preocupación menor
	Phoca vitulina	Foca común	Preocupación menor
	Ommatophoca rossii	Foca de Rossi	Preocupación menor
	Phoca largha	Foca moteada	Preocupación menor
	Monachus monachus	Foca monje del Mediterráneo	Vulnerable
	Neomonachus schauinslandi	Foca monje de Hawai	En peligro
	Pusa hispida	Foca anillada	Preocupación menor
	Pagophilus groenlandica	Foca arpa	Preocupación menor
	Histriophoca fasciata	Foca franjeada	Preocupación menor
	Pusa caspica	Foca del Caspio	En peligro
	Hydrurga leptonyx	Foca leopardo	Preocupación menor
	Cystophora cristata	Foca capuchina	Vulnerable
	Erignathus barbatus	Foca barbuda	Preocupación menor
	Leptonychotes weddellii	Foca de Weddell	Preocupación menor
	Lobodon carcinophaga	Foca cangrejera	Preocupación menor
	Mirounga leonina	Elefantes marinos del sur	Preocupación menor
	Mirounga angustirostris	Elefantes marinos del norte	Preocupación menor
Odobénido	*Odobenus rosmarus*	Morsa	Datos insuficientes

posibles respuestas conductuales y fisiológicas de estas especies, así como los desafíos para conservar sus poblaciones.

11.2 Oceanografía en un contexto de cambio climático

Cambios en la temperatura

La Patagonia Sur y la Península Antártica son unas de las regiones más afectadas por los cambios ambientales producto del cambio climático (IPCC 2024). Uno de los cambios más evidentes corresponde al aumento de la temperatura media de la superficie, tanto en el océano como en tierra, la que ha ido en aumento desde la época preindustrial. Por ejemplo, la época 2011-2020 fue la época más cálida registrada alcanzando más de 1°C promedio por encima de los niveles preindustriales (IPCC 2024).

Cambios en la temperatura de la atmósfera, y por ende del océano, que han absorbido aproximadamente el 90% del exceso de calor impuesto en la atmósfera, han tenido repercusiones en otros componentes abióticos del ecosistema marino en altas latitudes. En particular, en Patagonia Sur y en Península Antártica el hielo también ha sufrido fuertes cambios. Desde la década de 1940, los glaciares patagónicos han perdido cerca de una cuarta parte de su volumen, lo que ha contribuido a que el nivel del mar en el mundo aumente en unos 3,7 milímetros (Noël et al. 2025).

El hielo marino que se forma cada año en la Antártica también ha sido afectado por el calentamiento global (Figura 11.2). El aumento de la temperatura del aire y el fortalecimiento de los vientos del oeste han cambiado el ciclo natural de este hielo. En la Península Antártica Occidental, se observa que el hielo aparece cada vez más tarde y se derrite antes, especialmente en la zona norte y central. Estos cambios son críticos para muchas especies marinas antárticas, cuyos ciclos de vida están estrechamente ligados a la presencia y duración del hielo.

Cambios en la salinidad

La salinidad, es decir, la cantidad de sal disuelta en el agua es un factor clave en el océano ya que junto con la temperatura determina su densidad y, por lo tanto, influye en cómo se mueven las corrientes marinas a gran escala. Con el cambio climático, el ingreso de agua dulce por el derretimiento de glaciares, el aumento de lluvias o los cambios en la evaporación está reduciendo la salinidad en las capas superficiales del mar. Esto hace que la columna de agua se vuelva más estable y que se mezclen menos sus distintas capas. Cuando eso ocurre,

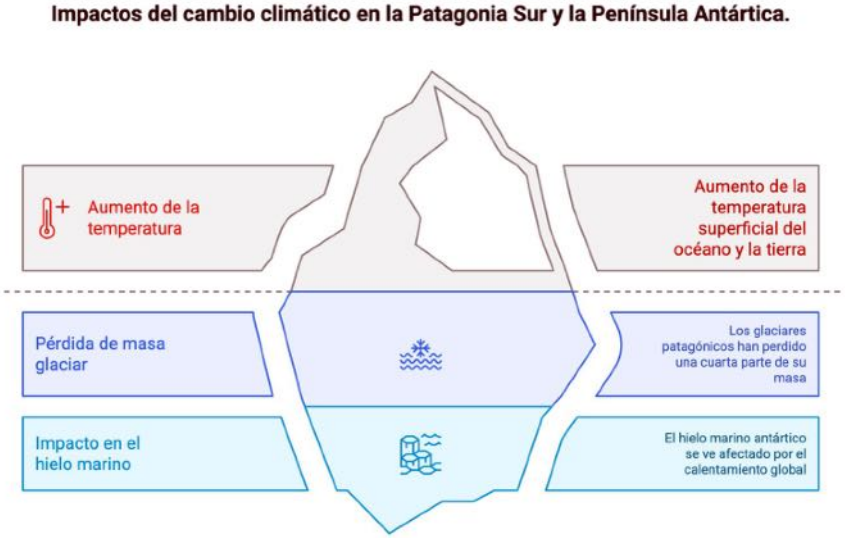


Figura 11.2. Diagrama resumen de cómo el calentamiento global afecta a los glaciares patagónicos y al hielo marino en la Antártica.

los nutrientes que están en el fondo no logran subir a la superficie, lo que reduce la disponibilidad de alimento para los organismos que viven cerca de la superficie. Esto afecta a toda la trama trófica, incluyendo a los pinnípedos. Sin embargo, comprender estos procesos en su totalidad sigue siendo un desafío, ya que la salinidad es especialmente difícil de monitorear en regiones oceánicas remotas, donde el acceso es limitado y las observaciones directas son escasas.

Este desafío ha impulsado el desarrollo de innovadoras técnicas de monitoreo, como el equipamiento de lobos marinos y focas con sensores oceanográficos (Fedak 2004). Estos sensores permiten obtener datos de temperatura, salinidad y fluorescencia, (Figura 11.3) proporcionando información esencial para cubrir vacíos de conocimiento en áreas inaccesibles como el océano Austral y más recientemente en la Patagonia Chilena, donde los cambios de salinidad están fuertemente ligados a escorrentía proveniente de ríos y de la descarga glaciar. En las últimas décadas, especies como la foca de Weddell y el elefante marino del sur se han convertido en valiosas plataformas de observación oceanográfica utilizadas para evaluar la relación del comportamiento de estos animales con corrientes y condiciones hidrográficas (Boehme et al. 2008, Piñones et al. 2019). Este muestreo único ofrece una perspectiva ecológica integrada sobre los impactos del cambio climático, usando datos de especies que habitan estos ecosistemas.



Figura 11.3 Foca elefante (*Mirounga leonina*) equipada con un sensor oceanográfico para el registro de variables ambientales y de comportamiento durante sus desplazamientos en el mar.

Cambios en las concentraciones de CO_2 y el pH

Además de absorber la mayor parte del calor extra atrapado en la atmósfera desde la Revolución Industrial, los océanos también han capturado entre un 25 y un 30% del dióxido de carbono (CO_2) que se produce. Este gas, al disolverse en el agua, provoca una reacción química que la vuelve más ácida. La acidificación del océano puede tener efectos negativos en los organismos marinos, como corales, moluscos y plancton, que dependen del carbonato de calcio para formar sus conchas o esqueletos, ya que en un ambiente más ácido ese proceso se dificulta. En el Océano Austral, por ejemplo, se ha visto que la disminución del pH amenaza al kril antártico (*Euphausia superba*), un pequeño crustáceo del que dependen focas, ballenas y pingüinos. Estudios muestran que, si los niveles de CO_2 siguen aumentando como hasta ahora, para el año 2300 las poblaciones de kril podrían colapsar, con consecuencias gravísimas para toda la trama trófica (Kawaguchi et al. 2013).

Se espera que hacia finales de este siglo las zonas de surgencia (procesos en los que aguas profundas ricas en nutrientes suben a la superficie) sean especialmente vulnerables a la acidificación, ya que allí los cambios en la química del agua avanzan hasta un 30 % más rápido que en otros ecosistemas. Esto puede afectar la supervivencia de pequeños invertebrados marinos y alterar su comportamiento, su fisiología y hasta las relaciones entre depredadores y presas (Jahnsen-Guzmán et al. 2025).

El pH y el CO_2 en el mar también varían por procesos naturales. Entre ellos están el metabolismo local de los ecosistemas (la relación entre fotosíntesis y respiración), el aporte de agua dulce de ríos o glaciares, y la surgencia costera. En ambientes costeros, la acidez puede aumentar por la respiración de los organismos, y en zonas dominadas por corales u otros organismos calcificadores, la propia biología de estas especies modifica la química del agua. Además, en lugares como los bosques de algas, el pH puede cambiar a lo largo del día: tiende a subir durante el día con la fotosíntesis, y durante la noche tiende a bajar con la respiración (Vargas et al. 2022).

Cambios en la frecuencia de tormentas, velocidad del viento y condiciones del oleaje

El clima de la Tierra funciona como una gran máquina que redistribuye la energía. A medida que el planeta acumula más calor por efecto del cambio climático, esa energía extra debe repartirse, teniendo el océano un papel central en este proceso. Esto debido a que ha absorbido más del 90% del exceso de calor atrapado en la atmósfera y cerca de un tercio del CO_2 antropogénico (IPCC 2024). Gran parte de ese calor se concentra en la capa superior del mar, lo que ha favorecido la aparición de olas de calor marinas (Pan et al. 2025), es decir, periodos en que el agua se calienta mucho más de lo normal. Esto altera el intercambio de energía entre el océano y la atmósfera y cambia los patrones de presión a gran escala, intensificando los vientos en las zonas costeras (Belmadani et al. 2014, Garreaud & Falvey 2009).

En las costas de Chile, estos cambios son particularmente notorios. En las zonas de surgencia, la intensificación de los vientos ha hecho que este proceso sea cada vez más fuerte. Paralelamente, el Anticiclón del Pacífico Sur (un sistema de alta presión que regula gran parte del clima regional) se ha desplazado hacia el sur y se ha intensificado (Ancapichún & Garcés-Vargas 2015). Como consecuencia, las aguas costeras superficiales se han enfriado y han aumentado en salinidad (Schneider et al. 2017). Al mismo tiempo, la menor frecuencia de tormentas en la zona central de Chile ha reducido los caudales de los ríos, lo que ha contribuido a la prolongada sequía que afecta a esta región (Winckler et al. 2020, Garreaud et al. 2025).

En el sur del país, en cambio, se ha visto un aumento de "ríos atmosféricos", grandes corrientes de vapor de agua que generan lluvias intensas (García-Santos et al. 2025). La redistribución de energía entre el océano y la atmósfera también está detrás del incremento en la frecuencia de

eventos extremos (IPCC 2024). En tierra, han registrado un aumento de las olas de calor y grandes incendios forestales desde 2014. En el mar, el calor extra ha modificado la dinámica de los ecosistemas costeros y ha incrementado la fuerza del oleaje extremo a lo largo de la costa chilena (Aguirre et al. 2017, Carrasco-Escaff et al. 2024, Cordero et al. 2024).

Cambios en los patrones climáticos

El océano responde a los cambios en el clima a través de ciclos que duran desde algunos meses hasta varias décadas. Esta variabilidad es impulsada principalmente por tres grandes oscilaciones o modos climáticos: El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), la Oscilación Decadal del Pacífico (ODP) y el Modo Anular del Sur (MAS). Estos modos climáticos alteran las lluvias, los vientos, la temperatura del mar, afectando directamente la vida marina y actividades como la pesca (Stenseth et al. 2002). Además, el cambio climático está alterando la intensidad y frecuencia de estas oscilaciones, lo que amplifica sus impactos.

El ENOS se compone de dos fases opuestas: una fase cálida o positiva, conocida como El Niño, y una fase fría o negativa, llamada La Niña. Durante un evento El Niño, los vientos en el Pacífico cambian y provocan que las aguas del Pacífico central y oriental se calienten más de lo normal. En Chile, esto se traduce en más tormentas y lluvias en la zona central y sur (Stenseth et al. 2002). La ODP ocurre a escalas mucho más largas, de varias décadas. Dependiendo de su fase (positiva o negativa), puede favorecer más eventos El Niño o, por el contrario, más eventos de La Niña, lo que influye en la temperatura del mar y en los ciclos productivos de los ecosistemas (Miller et al. 2004).

En el hemisferio sur también juega un papel clave el MAS, que consiste en cambios en la presión atmosférica entre las latitudes medias (como la zona de Chile) y las regiones cercanas a la Antártica. Cuando está en su fase positiva, los vientos del oeste que rodean la Antártica se intensifican, lo que afecta la trayectoria de tormentas, las lluvias y las temperaturas en gran parte del hemisferio sur (Thompson & Wallace, 2000). Estos fenómenos no solo modifican las condiciones climáticas inmediatas (como lluvias o vientos), sino que también influyen en la productividad marina y la distribución de presas. Por ejemplo, durante un evento El Niño, las aguas frente a Sudamérica reciben menos nutrientes desde las profundidades, lo que disminuye la abundancia de peces (Stenseth et al. 2002, Capotondi et al. 2015). Esto afecta directamente en el éxito reproductivo, el estado nutricional y los patrones de distribución de especies como lobos marinos y focas, que dependen de estas áreas

productivas para su alimentación. En otras palabras, oscilaciones como ENOS, la ODP y el MAS funcionan como grandes reguladores del clima y del océano, y su interacción con el cambio climático está generando impactos cada vez más notorios sobre los ecosistemas marinos y sobre la ecología y dinámica poblacional de los pinnípedos en el hemisferio sur.

11.3 Cambios en las corrientes y circulaciones oceánicas

El rango de distribución de los pinnípedos asociados a los frentes oceánicos, como la convergencia antártica en el Océano Austral, podría verse afectado directamente por cambios en las corrientes oceánicas y en la posición de estos frentes asociados. En el Océano Austral, la convergencia antártica (un frente oceánico que separa las aguas frías del sur de las más templadas del norte en el Océano Austral) es un límite natural que marca la frontera de distribución de muchas especies marinas. Allí, en pocos kilómetros, la temperatura del agua puede variar hasta 10°C (Boyd 1996). Cualquier cambio en su ubicación afecta a peces, calamares y plancton, lo que a su vez impacta en los pinnípedos que dependen de estas presas (Walther et al. 2002).

En el Océano Austral y en los fiordos del sur de Chile, los vientos más intensos, el aumento de la temperatura superficial y el deshielo de glaciares están transformando la forma en que el océano se mezcla y distribuye sus nutrientes. El agua dulce que llega desde el hielo derretido reduce la salinidad y hace que las capas del mar se mezclen menos (Lima et al. 2022, Morley et al. 2020). Esto puede beneficiar al fitoplancton en la superficie porque recibe más luz, pero al mismo tiempo limita el acceso a nutrientes que se encuentran en aguas profundas, reduciendo la productividad general del ecosistema.

La Corriente Circumpolar Antártica, la más fuerte y extensa del planeta, también está cambiando. Debido al calentamiento global y al fortalecimiento de los vientos del oeste, aguas profundas y cálidas están llegando cada vez más a las plataformas cercanas a la Antártica, acelerando el derretimiento de glaciares y la pérdida de hielo marino. Estos procesos modifican la posición de los frentes oceánicos, que son claves para la distribución de la vida marina (Kerr et al. 2018, Rogers et al. 2020). Además, la disminución del hielo marino altera el movimiento de las corrientes y refuerza aún más el calentamiento global, generando un círculo de retroalimentación (Armour et al. 2016, Gjermundsen et al. 2021). En paralelo, los vientos están incrementado la formación de remolinos oceánicos que cambian el transporte de calor y nutrientes, afectando la estructura y dinámica de las aguas superficiales (Morley et al. 2020, Pujol 2021).

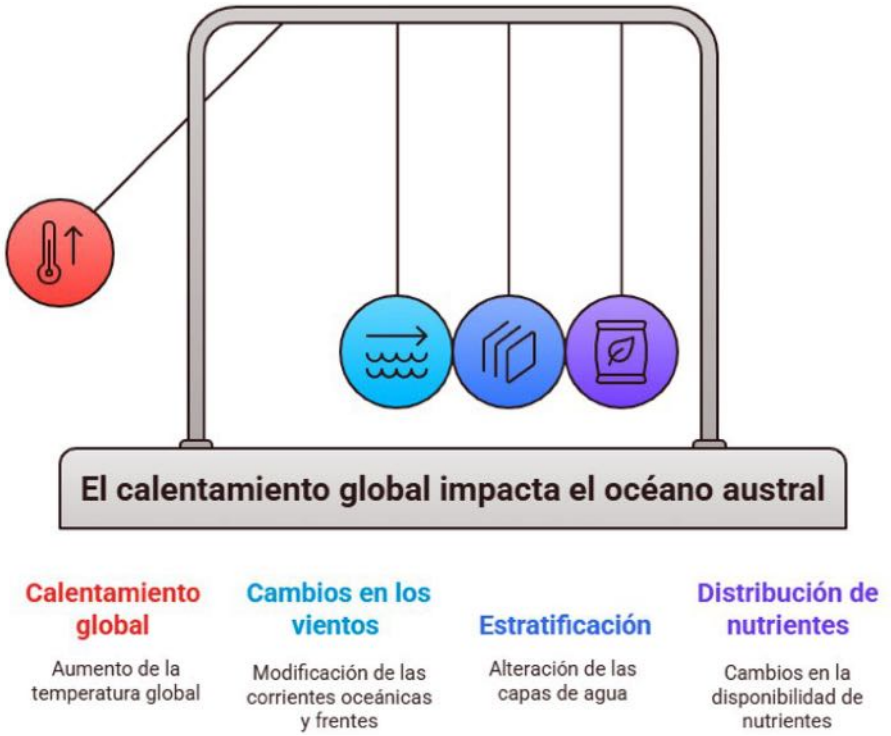


Figura 11.4. Representación esquemática de las principales alteraciones en el océano Austral a consecuencia del calentamiento global.

Todos estos cambios tienen repercusiones profundas para la biodiversidad. Los pinnípedos, por ejemplo, son particularmente vulnerables porque dependen de que sus hábitats marinos sean estables para alimentarse y reproducirse. Por eso se les considera verdaderos "termómetros biológicos" ya que sus respuestas reflejan el estado de salud de los ecosistemas (Morley et al. 2020).

En síntesis, los cambios en las corrientes y frentes del océano austral, el aumento de agua dulce por deshielo y la intensificación de los vientos del oeste, responden principalmente al calentamiento global, procesos que están modificando la estratificación de la columna de agua y la distribución de nutrientes (Chown et al. 2022, Iriarte 2018, Marquet et al. 2023). Estos procesos (Figura 11. 4). no solo afectan a especies concretas, sino que también comprometen la productividad y estabilidad de todo el ecosistema. De ahí la importancia de seguir monitoreando estas transformaciones para anticipar escenarios futuros y proteger tanto a la vida marina como los beneficios que los océanos entregan a la sociedad.

11.4 Efectos del cambio climático sobre los pinnípedos

Los cambios recientes en el clima, incluidos los impactos del ENOS y otros modos climáticos, han generado efectos bien documentados sobre las poblaciones de pinnípedos en todo el mundo (Le Boeuf & Crocker 2005, Gulland et al. 2022). Cuando disminuye la surgencia hay menos peces y presas disponibles. Esto afecta directamente a los lobos marinos y focas, que deben esforzarse más para alimentarse. Como resultado, muchos individuos han mostrado una condición corporal reducida, con menos reservas de grasa, lo que compromete su capacidad de sobrevivir y reproducirse (Ukkonen et al. 2014, Boveng et al. 2020).

La reducción o derretimiento del hielo marino modifica los hábitats de plancton, peces, crustáceos y mamíferos marinos, alterando las tramas tróficas. En el Ártico, por ejemplo, el derretimiento de las capas de hielo reduce la salinidad del océano y modifica la distribución de especies clave. Esto afecta directamente a especies residentes o sedentarias, como los pinnípedos. En la foca anillada, por ejemplo, que depende del hielo para reproducirse, se han registrado períodos de baja natalidad asociados a estas transformaciones, debido probablemente a que la reducción de hielo disminuye la productividad del ecosistema y, en consecuencia, la calidad de la dieta de las focas (Tynan & DeMaster 1997).

El cambio climático también altera la dinámica reproductiva de los pinnípedos: temporadas de crianza más cortas, ciclos reproductivos modificados y una menor tasa de natalidad. Con el tiempo, estas variaciones pueden traducirse en una disminución del tamaño de las poblaciones. Otro impacto importante es el aumento de la frecuencia e intensidad de tormentas. Aunque aún existe poca evidencia científica, se sabe que pueden tener efectos graves sobre las crías de pinnípedos. En el mar de Bering, por ejemplo, se ha observado que fuertes tormentas otoñales afectan la dispersión y supervivencia de las crías del lobo fino del norte (Lea et al. 2009). En conjunto, estos cambios muestran cómo el calentamiento global y la transformación de los océanos afectan la vida de los pinnípedos, desde su alimentación y estado de salud hasta su capacidad de reproducirse y mantener poblaciones estables.

11.4.1 Impactos directos del cambio climático en pinnípedos

Efectos de marejadas y aumento del nivel del mar

El cambio climático está modificando la fuerza de los vientos en el hemisferio sur, lo que ha provocado un aumento en la altura e intensidad

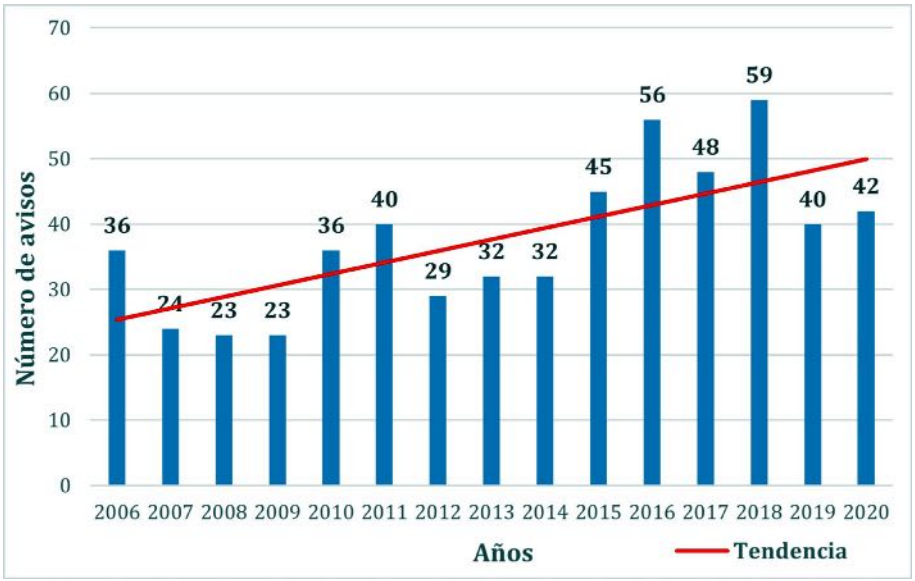


Figura 11.5. Número de eventos de marejadas anuales entre 2006 y 2020. Fuente: Servicio Meteorológico de la Armada.

de las marejadas a nivel mundial. En Chile, estudios muestran que durante los últimos 60 años las olas no solo se han vuelto más altas, sino que también ocurren con mayor frecuencia marejadas extremas (Winckler et al. 2020, Figura 11.5). Estas tormentas, sumadas al rápido aumento del nivel del mar, han transformado de manera importante la forma de la costa y han generado serios impactos en la infraestructura y en las zonas urbanas cercanas al mar (Gulland et al. 2022).

A pesar de que estos eventos extremos han sido poco estudiados, han causado efectos adversos significativos sobre la fauna marina costera, especialmente en aves y mamíferos marinos (Sepúlveda et al. 2020). En el caso particular de los mamíferos marinos, se han evidenciado problemas sobre la foca monje hawaiana, especie en peligro de extinción, al reducir la disponibilidad de áreas seguras para la reproducción y crianza (Baker et al. 2007). Como consecuencia, se ha registrado una mayor mortalidad de crías de esta especie por ahogamiento y un incremento en los ataques de depredadores naturales, como el tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*) (Gulland et al. 2022). Otros efectos se han reportado en especies como el lobo fino australiano con un incremento en el número de varamientos de crías de la especie cuando éstas son empujadas al mar debido a la intensidad del oleaje (Arnould & Littnan 2000, Pemberton & Gales 2004), o en un aumento de traumas físicos en crías de la foca gris (Saville et al. 2025).

Efectos del deshielo en zonas polares

Las focas que utilizan el hielo para reproducirse enfrentan una importante pérdida de hábitat a medida que disminuye la extensión del hielo en las regiones polares. En el hemisferio norte, este fenómeno afecta particularmente a especies que habitan en lagos o mares interiores, como la foca del Caspio, la foca del Baikal y las subespecies de la foca anillada (*P. hispida lagodensis* y *P. h. saimensis*). Estas poblaciones tienen muy poca capacidad de desplazarse hacia nuevas áreas cuando el hielo retrocede, lo que las hace vuelve particularmente vulnerables (Harwood 2001, Jakkila et al. 2024).

Durante la temporada de cría, el hielo donde se establecen los pinnípedos debe ser lo suficientemente grueso y duradero para sostener etapas clave como el nacimiento, la alimentación de las crías y, en muchos casos, la muda anual (Burns 2002). Las características del hielo también determinan la forma en que estas especies se distribuyen y se comportan. El pack ice (hielo flotante formado por grandes fragmentos) ofrece un sustrato más estable que el fast ice (hielo fijo o unido a la costa), que varía mucho según la estación. En especies que se reproducen sobre hielo fijo, la duración de la lactancia y el cuidado parental dependen fuertemente de la estabilidad de ese sustrato (Forcada 2002).

Por ello, las focas anilladas, las focas barbadas y la morsa, que necesitan un hielo adecuado para descansar, parir y mudar, son especialmente vulnerables a la disminución del hielo marino (Tynan & DeMaster 1997). Un ejemplo claro ocurre en la bahía de Hudson occidental, donde la ruptura temprana del hielo en primavera y la menor acumulación de nieve se han asociado con una baja persistente en la supervivencia de crías de la foca anillada (Ferguson et al. 2005).

El aumento de las temperaturas en primavera y la ruptura temprana del hielo marino pueden obligar a las crías de focas a entrar al agua antes de estar preparadas, lo que incrementa el riesgo de ahogamiento o depredación. Entre 2007 y 2018, el hielo marino en el mar de Bering disminuyó a un ritmo promedio de 47.000 km² por año. Esta reducción coincidió con un deterioro en la condición corporal de crías de foca listada y foca moteada, probablemente debido a una menor alimentación materna (NOAA 2021). Un patrón similar se observó en la foca común en las islas Aleutianas entre 2014 y 2016, donde se registró una pérdida promedio del 10% del peso anual en individuos de 64 kilos, reflejando un deterioro significativo en su condición corporal (NOAA 2021).

En la Antártica, aunque hay menos estudios, también se ha visto que las focas dependen de la estabilidad del hielo para su éxito reproductivo. En la foca de Weddell, por ejemplo, la supervivencia de las crías es mayor cuando el hielo es estable, ya que esto permite un cuidado maternal más prolongado y una mejor protección frente a depredadores. La importancia del hielo como hábitat reproductivo se refleja incluso en la competencia entre hembras por ocupar los territorios más favorables (Hasting & Testa 1998). El cambio climático, al reducir la estabilidad del hielo marino usado como plataforma de crianza, o la extensión del hielo costero (fast-ice), que actúa como barrera natural contra depredadores, podría disminuir la supervivencia de las crías antes del destete. Esto tendría repercusiones directas en el crecimiento de las poblaciones de focas antárticas (Proffitt et al. 2010).

Pero los efectos no se limitan únicamente a la reproducción: también impactan la estructura y dinámica de la trama trófica del Océano Austral. En estas regiones, los ecosistemas dependen en gran medida del hielo marino. Como el avance del hielo ocurre más tarde en otoño y su retroceso más temprano en primavera, esta alteración en la estacionalidad afecta a organismos que requieren del hielo en sus primeras etapas de vida, provocando una disminución en sus poblaciones (Mintenbeck & Torres 2017). Así, las especies ligadas al hielo, desde las de niveles tróficos bajos hasta los grandes depredadores, están siendo reemplazadas o desplazadas por especies que no dependen de él (Montes-Hugo et al. 2009).

Las proyecciones indican que la extensión, concentración y duración del hielo marino en aguas antárticas seguirán disminuyendo, con impactos profundos en todos los niveles de la trama trófica, desde las algas y el kril, hasta ballenas y pinnípedos (Fraser & Hofmann 2003). Focas como la de Weddell, la de Ross y la leopardo, cuyo ciclo de vida depende de estos ecosistemas, podrían verse gravemente afectadas por la pérdida de hielo y la redistribución de sus presas. En el caso de la foca leopardo, por ejemplo, el crecimiento y supervivencia de sus crías dependen directamente de la disponibilidad de kril, recurso estrechamente ligado a la extensión del hielo flotante.

En la península Antártica, el calentamiento ha reducido el hielo invernal y, con ello, la abundancia de kril (Veytia et al. 2021, Kawaguchi et al. 2024). Este cambio amenaza a los depredadores tope, ya que el kril antártico es una especie clave en la red trófica: la mayoría de los vertebrados lo consumen, directa o indirectamente (Virtue et al. 1993). De hecho, constituye entre un 30% y un 90% de la dieta de los carnívoros marinos

de la región, siendo el eslabón crítico entre productores primarios y depredadores superiores (Phleger et al. 2002). Por lo tanto, cualquier alteración a gran escala en su distribución tendría consecuencias graves para pingüinos, focas y ballenas, todos ellos altamente dependientes de este crustáceo (Moline et al. 2004).

Efectos de la temperatura y fisiología

Los pinnípedos cuentan con estrategias especiales para regular su temperatura. Como animales que viven tanto en el agua como en tierra, deben adaptarse a dos ambientes muy distintos. El agua transmite el calor unas 25 veces más rápido que el aire, por lo que al sumergirse pierden calor con facilidad. Sin embargo, cuando regresan a tierra se enfrentan al problema contrario: evitar el sobrecalentamiento. Por eso, han desarrollado un sistema muy eficiente que les permite conservar el calor en el agua sin acumular demasiado al estar fuera de ella (Guerrero et al. 2021a).

En un escenario de cambio climático, este equilibrio térmico se ve cada vez más amenazado. El aumento sostenido de las temperaturas del aire y del agua, junto con la pérdida de plataformas de hielo que servían como lugares de descanso, crianza y muda, puede alterar de manera profunda las adaptaciones de los pinnípedos. Frente al riesgo de sobrecalentamiento en tierra, los pinnípedos emplean diversas estrategias conductuales y fisiológicas: sumergirse en el agua, recostarse sobre arena húmeda o ajustar su postura para exponer las aletas, favoreciendo la disipación del calor (Beentjes 2006). Además, ciertos pinnípedos cuentan con "ventanas térmicas": zonas específicas del cuerpo, como el tronco o el cuello, que funcionan como disipadores temporales de calor (Figura 11.6). Estas áreas tienen bordes bien definidos y temperaturas más altas que el resto del cuerpo, lo que facilita la disipación del calor mientras permanecen fuera del agua (Mauck et al. 2003). Estas estructuras se han descrito en distintas especies de otáridos y fócidos, en ambientes tanto fríos como templados.

El calentamiento global aumenta el riesgo de que los pinnípedos sufran sobrecalentamiento en tierra, lo que los obliga a recurrir con mayor frecuencia a estrategias de enfriamiento que resultan más largas y demandantes de energía. Sin embargo, mecanismos fisiológicos como las ventanas térmicas podrían no ser suficientes para compensar el exceso de calor, especialmente durante etapas críticas como la muda o la lactancia, cuando los animales pasan más tiempo en tierra y tienen reservas de energía limitadas. A este esfuerzo adicional por mantener el equilibrio

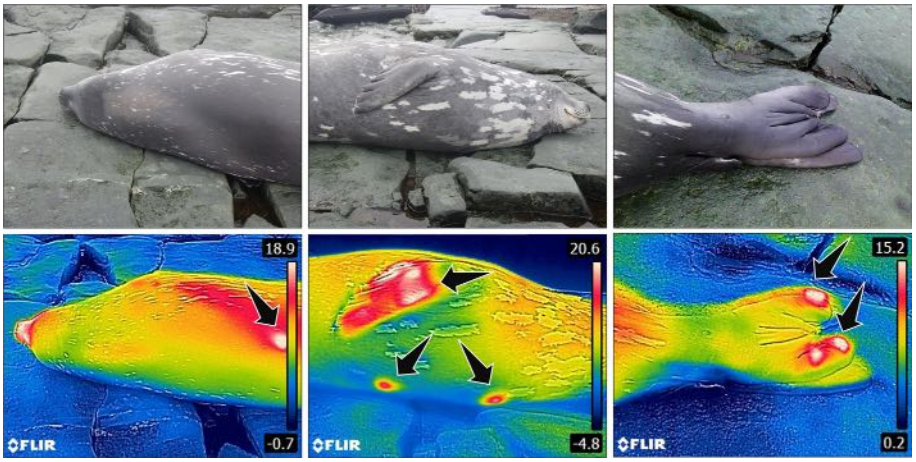


Figura 11.6. Zonas corporales de disipación de calor "ventanas térmicas" en una foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*), destacadas con flechas. Créditos: Alicia Guerrero

térmico se suman otros desafíos del cambio climático, como la creciente distancia entre las zonas de alimentación y descanso debido a la pérdida de hielo marino. Estos cambios afectan la distribución estacional, los rangos geográficos, los patrones migratorios, el estado nutricional y el éxito reproductivo de muchas especies de presas vinculadas al hielo (Tynan & DeMaster 1997), reduciendo su disponibilidad para los pinnípedos. Para estas especies, esto significa viajes más largos y costosos en busca de alimento, con un mayor riesgo de no cubrir sus necesidades energéticas, sobre todo en etapas sensibles de su ciclo de vida. En consecuencia, la condición corporal y la capacidad reproductiva de los pinnípedos pueden verse seriamente comprometidas, lo que afectaría el reclutamiento y podría llevar al declive poblacional de los más vulnerables. Además, al desplazarse hacia latitudes más frías en busca de hábitats adecuados, podrían generarse nuevas interacciones ecológicas, como competencia con especies locales, cambios en las tramas tróficas y desequilibrios en los ecosistemas.

11.4.2 Impactos indirectos del cambio climático en pinnípedos

Enfermedades emergentes

El cambio climático puede aumentar la proliferación de patógenos y hacer que los hospederos sean más vulnerables, especialmente cuando se encuentran cerca del límite de su tolerancia a las temperaturas (Harvell et al. 2002; Lafferty et al. 2004). Además, el estrés por escasez de alimento

o cambios en el hábitat puede debilitar el sistema inmunológico de los pinnípedos, facilitando la aparición de enfermedades oportunistas (Acevedo-Whitehouse & Duffus 2009, Perez-Venegas et al. 2024).

Un ejemplo destacado son las floraciones algales nocivas que producen ácido domoico, una neurotoxina que se acumula en peces como sardinas y anchovetas. Estas floraciones se ven favorecidas por temperaturas más altas en la superficie del mar y la escorrentía rica en nutrientes durante lluvias extremas (Geraci et al. 1999, Geraci & Lounsbury 2002). Cuando los pinnípedos consumen presas contaminadas, pueden presentar síntomas agudos como convulsiones, desorientación e incluso muerte. La exposición prolongada, por su parte, puede causar daños cerebrales permanentes, problemas de movimiento, insuficiencia cardíaca y dificultades reproductivas. Estos efectos han sido ampliamente documentados en lobos marinos de California (Goldstein et al. 2008, Lefebvre et al. 2018).

Otra amenaza emergente es el herpesvirus genital, vinculado a una alta incidencia de cáncer urogenital en lobos marinos de California. Entre 1979 y 1994, aproximadamente el 18% de los adultos y subadultos necropsiados fueron diagnosticados con este cáncer (Deming et al. 2018). Aunque el virus es un factor central, contaminantes persistentes y el estrés ambiental parecen acelerar el desarrollo de la enfermedad (Gulland et al. 1996, Gulland et al. 2020). A nivel bacteriano, la leptospirosis, causada por Leptospira interrogans, ha provocado brotes recurrentes en lobos marinos de California (Prager et al. 2020). Su aparición está asociada a condiciones cálidas y húmedas, especialmente durante eventos como El Niño, cuya frecuencia y severidad están aumentando con el cambio climático (Gulland et al. 1996, Cai et al. 2021).

Un caso reciente de gran preocupación es la influenza aviar altamente patógena H5N1, que en 2023 causó mortalidades masivas en lobos marinos comunes en Perú y Chile (Figura 11. 7), y en elefantes marinos del sur en Argentina (Campagna et al. 2024, Uhart et al. 2024). Originalmente exclusiva de aves, este virus cruzó la barrera interespecie, probablemente favorecido por la pérdida de hábitat, cambios en la distribución de presas y mayor contacto entre aves y mamíferos (Leguia et al. 2023, Plaza et al. 2024, Pardo-Roa et al. 2025). Se espera que las consecuencias demográficas de este brote sean visibles durante varios años y que la población tarde al menos una década en recuperarse debido a la pérdida de cohortes reproductivas completas (Campagna et al. 2024, 2025).

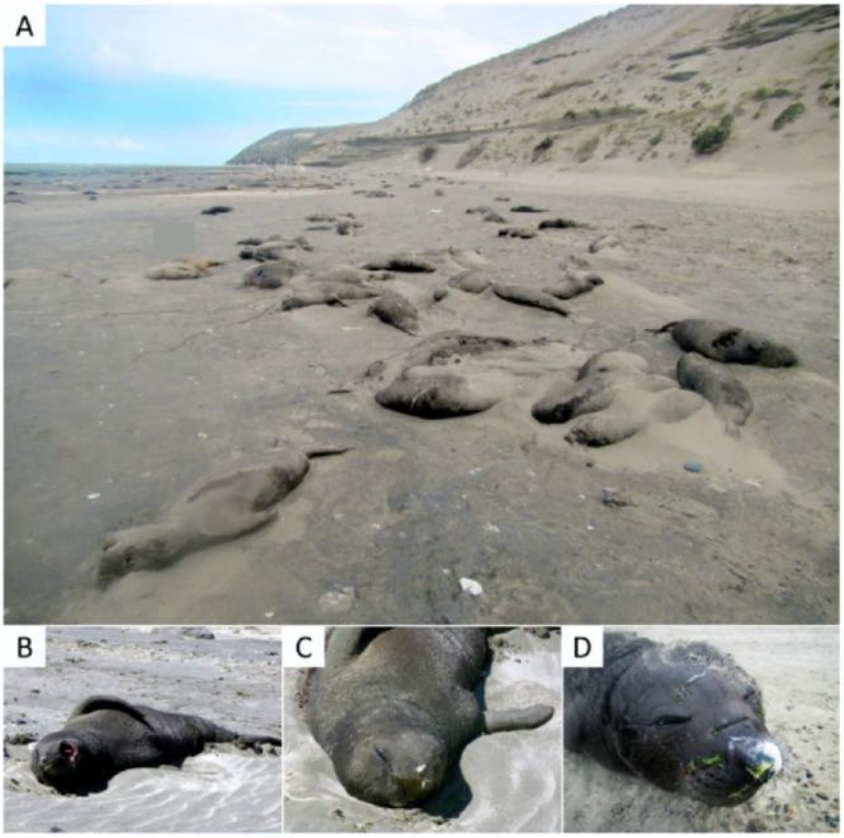


Figura 11.7. Mortalidad masiva, signos clínicos y hallazgos *post mortem* de elefantes marinos en Punta Delgada (Península Valdés, Argentina) durante un brote de H5N1. A) Cientos de cadáveres de crías de elefante marino acumulados a lo largo de la línea de pleamar de la playa de Punta Delgada. B) Cachorro que presenta respiración bucal abierta y temblores/espasmos, C) Cachorro que presenta respiración dificultosa y secreción nasal espumosa, D) Abundante espuma blanca en el hocico de una cría muerta. (Modificado de Uhart et al., 2024).

Estos casos muestran cómo el cambio climático actúa como un amplificador ecológico, alterando no solo los ecosistemas físicos, sino también las redes de salud que sostienen a los pinnípedos. Comprender estos vínculos es clave para anticipar riesgos, proteger a estas especies y conservar el equilibrio de los ecosistemas marinos.

Alteraciones en la trama trófica

Los cambios en la extensión y concentración del hielo marino pueden modificar la distribución estacional, los rangos geográficos, los patrones

de migración, el estado nutricional, el éxito reproductivo y, en última instancia, la abundancia y estructura poblacional de especies asociadas al borde del hielo, incluyendo plancton, peces, crustáceos y mamíferos marinos (Tynan & DeMaster 1997). En el Ártico, el derretimiento del hielo reduce la salinidad del océano, lo que provoca variaciones en la distribución y biomasa de los principales componentes de la trama trófica, afectando directamente a los pinnípedos (Tynan & DeMaster 1997). En la Patagonia norte en Chile, se ha evidenciado que el cambio en la disponibilidad y distribución del alimento también afecta la salud de las crías. Cuando las presas escasean o se desplazan a zonas más lejanas o profundas, las madres tienen menos recursos durante la gestación y deben recorrer distancias mayores o consumir presas de menor calidad durante la lactancia (Seguel et al. 2022, Pérez-Venegas et al. 2024). Esto reduce la frecuencia de alimentación y debilita el sistema inmunológico de los cachorros, haciéndolos más vulnerables a infecciones comunes en la colonia, como ocurre en crías del lobo fino austral (Pérez-Venegas et al. 2024).

Las variaciones de temperatura también repercuten en la disponibilidad de presas y, por ende, en los pinnípedos. Por ejemplo, en los lobos finos antárticos se ha observado que la gestación se prolonga y el parto se retrasa en años con menor disponibilidad de alimento (Boyd 1996). Durante el evento El Niño de 1982, varias colonias del lobo fino de Galápagos experimentaron una marcada disminución en el éxito reproductivo y alta mortalidad juvenil. Esta caída en el reclutamiento se atribuyó a cambios en la distribución de presas, siendo la inanición una de las principales causas de los efectos letales y subletales observados (Würsig et al. 2002).

Los cambios en la salinidad, provocados por la escorrentía fluvial o el derretimiento del hielo, también influyen en la distribución y abundancia de las presas. Estos efectos se reflejan en la estratificación de la columna de agua, la circulación oceánica y la tolerancia fisiológica de determinadas especies a la salinidad (Bossart 2011, Gulland et al. 2022). En las aguas costeras cercanas a la península Antártica, el deshielo glaciar ha reducido la salinidad superficial, provocando un cambio en la comunidad de fitoplancton desde un dominio de diatomeas a una mayor proporción de criptófitas (Dierssen et al. 2002). Este cambio afecta al zooplancton, ya que el kril antártico no se alimenta eficientemente de criptófitas por su tamaño reducido. Un aumento relativo de estas microalgas podría modificar la distribución espacial del kril, lo que repercutiría en los niveles tróficos superiores y afectaría a numerosas especies de pinnípedos que dependen del kril como fuente principal de alimento (Moline et al. 2004).

Modificación en patrones de movimiento

El cambio climático puede alterar los hábitats costeros y, con ello, los patrones de movimiento de varias especies de pinnípedos. Un ejemplo es la foca gris del Atlántico, cuya población en el Reino Unido representa cerca del 34 % del total mundial. Esta especie depende de playas y ensenadas rocosas para la cría, muchas de las cuales son vulnerables a inundaciones durante tormentas. La alta fidelidad de las hembras a sitios específicos de cría podría limitar su capacidad de adaptarse si estos hábitats se vuelven inadecuados (Pomeroy et al. 1994, Carter et al. 2020).

En la Antártica, los patrones de movimiento de los pinnípedos están estrechamente ligados a las condiciones del océano y del hielo marino. Especies como el elefante marino del sur, la foca cangrejera y la foca de Weddell son depredadores topes y presentan estrategias de uso del hábitat muy diferentes (Burns et al. 2004, Costa et al. 2010). Instrumentos colocados en estos animales revelaron que las focas de Weddell tienden a permanecer cerca del lugar donde fueron marcadas, mientras que las focas cangrejeras y los elefantes marinos del sur se desplazan ampliamente; estos últimos recorren mayores distancias y realizan inmersiones más profundas (Costa et al. 2010, Hindell et al. 2016). Los datos oceanográficos recolectados por estos animales muestran preferencias de hábitat específicas: los elefantes marinos exploran aguas profundas, como la Corriente Circumpolar Profunda mientras que las focas cangrejeras se alimentan en aguas más frías y menos salinas de la plataforma continental (Dinniman & Klinck 2004, Costa et al. 2010). Cambios proyectados en el océano Austral, como vientos del oeste más fuertes o la disminución del hielo marino, podrían afectar especialmente a especies como la foca de Weddell y la foca cangrejera, que dependen del hielo para alimentarse o reproducirse. En cambio, los elefantes marinos podrían adaptarse mejor gracias a su capacidad de explorar océanos profundos (Stammerjohn et al. 2008, Costa et al. 2010).

Por otra parte, en el lobo marino de California, modelos de distribución proyectan cambios importantes en su área de hábitat dentro del sistema de la corriente de California debido al cambio climático. Usando datos históricos de ocurrencia y variables ambientales, se estima que su hábitat óptimo se desplazará hacia latitudes más altas, alejándose de sus colonias reproductivas principales. Se proyecta que esta especie podría perder más del 50 % de su hábitat principal hacia finales de siglo, principalmente por el aumento de la temperatura del océano y la disminución en la productividad primaria, afectando la disponibilidad de presas. Estos cambios podrían superar su capacidad de adaptación y

comprometer la viabilidad poblacional a largo plazo (Lezama-Ochoa et al. 2024).

11.5 Efectos del cambio climático sobre los pinnípedos en Chile

Lobo marino común

El lobo marino común es una especie ampliamente distribuida en ambos océanos de Sudamérica (Crespo et al. 2021). En Chile, es el pinnípedo más frecuente de avistar, ya que se encuentra en islas, islotes, roqueríos y playas a lo largo de toda la costa. Su cercanía a la línea costera lo hace especialmente vulnerable a eventos de marejadas, que pueden dañar su hábitat e incrementar el riesgo de varamientos.

Las colonias reproductivas son particularmente sensibles a estos eventos. Las hembras paren a sus crías durante los meses de verano (enero y febrero), y las crías no pueden nadar por sí solas hasta aproximadamente un mes de vida (Crespo et al. 2021). Durante estas primeras semanas, los cachorros son muy susceptibles a ser desplazados de la colonia por el oleaje, lo que incrementa el riesgo de varamiento y estrés nutricional debido a la separación materna. Sepúlveda et al. (2020) documentaron cómo la acción del oleaje, combinada con mareas elevadas, puede desplazar físicamente a las crías desde una colonia reproductiva de la zona central de Chile hacia playas cercanas, generando varamientos y mortalidades masivas (Figura 11.8). Según estos autores, más del 10 % de las crías nacidas cada temporada pueden verse afectadas por marejadas, lo que podría tener un impacto significativo en la dinámica poblacional, aunque aún no se ha cuantificado completamente. Por ello, es fundamental continuar con el monitoreo de esta población e incluir nuevas colonias donde también se presentan estos fenómenos. Esta información permitirá desarrollar herramientas predictivas y estrategias de manejo adaptativo orientadas a la conservación del lobo marino común en la costa chilena.

Elefante marino del sur

En Chile, desde 2023 se desarrolla el proyecto Anillo ATE220033, cuyo objetivo es entender cómo el cambio climático podría afectar al elefante marino del sur, uno de los grandes depredadores del océano Austral. En Bahía Jackson, Tierra del Fuego, un equipo de científicos instrumentó a 19 individuos (entre hembras adultas y machos subadultos) con dispositivos satelitales que registran su ubicación, profundidad de buceo y variables oceanográficas clave. Estos animales actúan como muestreadores del



Figura 11.8. Efectos de las marejadas en colonias de lobo marino común (*Otaria flavescens*) en Chile. Créditos: Maritza Sepúlveda

océano, permitiendo recopilar datos en zonas remotas y de difícil acceso, y durante períodos críticos para su alimentación y supervivencia.

Con esta información, el equipo está modelando cómo podrían cambiar los movimientos y el uso de hábitat de los elefantes marinos bajo distintos escenarios de cambio climático. Combinando datos satelitales y ambientales con proyecciones climáticas globales, se busca comprender cómo varían las condiciones hidrográficas en la Patagonia y cómo responden estos animales a esos cambios. Hasta ahora, los resultados muestran que, bajo un escenario de altas emisiones de gases de efecto invernadero para fines de siglo, la probabilidad de encontrar a las focas en comportamientos asociados a su alimentación tendería a intensificarse en el extremo sur y disminuir en las zonas costeras. Actualmente se sigue analizando si en la Patagonia chilena este escenario implicaría una mantención, pérdida o incluso ganancia de hábitat para la especie. Este conocimiento es fundamental no solo para la conservación de la especie, sino también para evaluar la salud de los ecosistemas marinos australes frente a un futuro de cambio climático acelerado.

Focas antárticas

El estudio de Hückstädt et al. (2020) analizó cómo el cambio climático podría afectar la alimentación y la distribución de la foca cangrejera a lo largo de la Península Antártica, una de las regiones con mayor tasa de calentamiento del planeta. Esta especie, altamente especializada en consumir kril antártico depende de la disponibilidad y distribución de este recurso clave. Usando datos de telemetría satelital y modelos ecológicos de nicho, el estudio proyectó un desplazamiento hacia el sur de las áreas de alimentación de la especie, impulsado por la pérdida de hielo marino y cambios en las concentraciones de kril bajo distintos escenarios de calentamiento climático.

Estas proyecciones sugieren que las zonas de forrajeo tradicionalmente utilizadas durante el verano podrían volverse menos adecuadas, obligando a la foca cangrejera a modificar su comportamiento de alimentación o a competir por recursos en hábitats más limitados o menos productivos. La historia de vida de esta especie ha evolucionado para que sus sitios de descanso y alimentación estén cercanos, minimizando los costos energéticos de desplazamiento. Sin embargo, si el kril y su hábitat se desplazan mar adentro, lejos del borde del hielo, las focas tendrían que recorrer mayores distancias o enfrentarse a una menor densidad de presas (Figura 11.9). Esto podría forzarlas a complementar su dieta con presas alternativas más cercanas, aunque con menor valor energético que el kril.

Este escenario no solo afecta a la foca cangrejera, sino también a otras especies dependientes del kril antártico. Por ejemplo, aunque la dieta de la foca leopardo no se basa exclusivamente en kril, este representa más del 50 % de su alimentación (Botta et al. 2018, Guerrero et al. 2021b), colocándola en una situación similar. Los cambios en el gasto energético para acceder a las presas pueden afectar directamente su condición corporal, éxito reproductivo y distribución espacial. Este caso demuestra que, incluso especies altamente adaptadas al ambiente antártico, pueden ser vulnerables frente al cambio climático, con consecuencias ecológicas de gran alcance.

11.6 Conclusiones

Los pinnípedos enfrentan múltiples amenazas derivadas del cambio climático, que van desde la pérdida de hábitats costeros por marejadas y aumento del nivel del mar, hasta alteraciones profundas en sus fuentes de alimento y la aparición de nuevas enfermedades. Aunque algunas especies han mostrado cierta capacidad de adaptación, muchas otras se encuentran en una situación de alta vulnerabilidad, especialmente aquellas que dependen del hielo marino o de zonas costeras específicas para reproducirse y alimentarse.

Frente a estos cambios, los pinnípedos muestran respuestas diversas según sus hábitos, su dependencia del hielo, su capacidad de movimiento y su plasticidad en la selección de alimento. Mientras algunas especies podrían aprovechar nuevas oportunidades en hábitats emergentes, otras enfrentan serias limitaciones para adaptarse. Identificar y comprender estas diferencias es fundamental para orientar estrategias de conservación que consideren no solo el presente, sino también los posibles escenarios futuros del cambio climático.

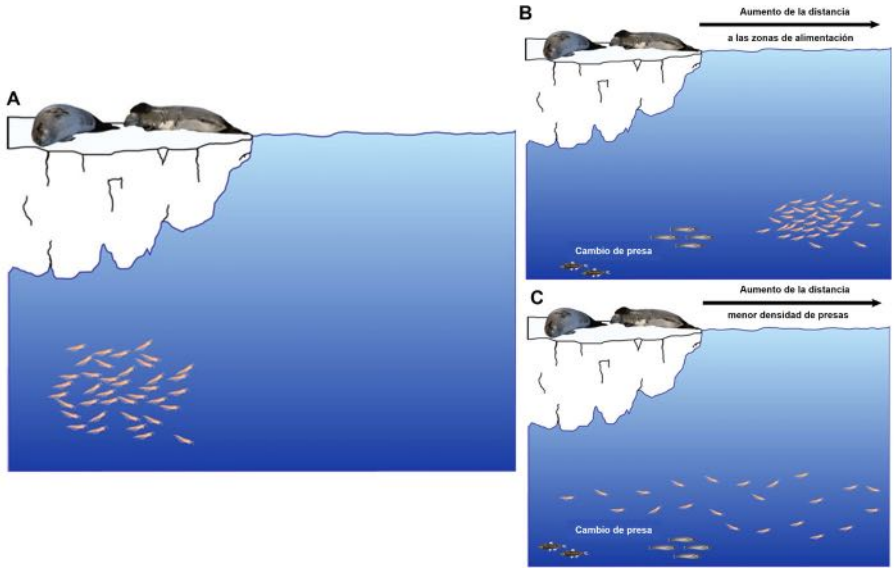


Figura 11.9. Cambios en la alimentación de la foca cangrejera frente al cambio climático. (A) Esta especie se beneficia de la cercanía entre sus zonas de descanso y alimentación, lo que reduce su gasto energético. (B) Con el retroceso del hielo, podría verse obligada a recorrer mayores distancias para alimentarse o (C) enfrentar una menor disponibilidad de kril, recurriendo eventualmente a presas alternativas de menor valor energético. (Modificado de Hückstädt et al. 2020).

El impacto ya es visible en Chile, por ejemplo, las crías de lobo marino común son arrastradas con frecuencia por marejadas más intensas; y en la Antártica, especies como la foca cangrejera podrían tener mayores dificultades para acceder a su principal fuente de alimento, el kril.

Comprender estas dinámicas no solo es clave para proteger a los pinnípedos, sino también para monitorear la salud del océano. Estos animales actúan como centinelas del cambio climático e indicadores biológicos de los cambios que están ocurriendo en el planeta. Su conservación representa, además, un compromiso más amplio con la protección de los ecosistemas marinos y con el bienestar de las generaciones futuras.

Agradecimentos: Los autores agraden a los proyectos ANID/ANILLOS/ ATE220033 y Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

11.7 Referencias

Acevedo-Whitehouse K & Duffus ALJ (2009) Effects of environmental change on wildlife health. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 364: 3429–3438.

Aguirre C, Rutllant JA & Falvey M (2017) Wind waves climatology of the Southeast Pacific Ocean. International Journal of Climatology 37: 4288-–4301.
Ancapichun S & Garcés-Vargas J (2015) Variability of the Southeast Pacific Subtropical Anticyclone and its impact on sea surface temperature off north-central Chile. Ciencias Marinas 41:1–20.

Armour KC, Marshall J, Scott JR, et al (2016) Southern ocean warming delayed by circumpolar upwelling and equatorward transport. Nature Geoscience 9: 549–554.

Arnould J & Littnan C (2000) Pup production and breeding areas of Australian fur seals Arctocephalus pusillus doriferus at Kanowna Island and The Skerries in north eastern Bass Strait. Australian Mammalogy 22: 51–55.

Baker J, Polovina J & Howell E (2007) Effect of variable oceanic productivity on the survival of an upper trophic predator, the Hawaiian monk seal Monachus schauinslandi. Marine Ecology Progress Series 346: 277–283.

Beentjes MP (2006) Behavioral thermoregulation of the New Zealand sea lion (Phocarctos hookeri). Marine Mammal Science 22: 311–325.

Belmadani A, Echevin V, Codron F, et al (2014) What dynamics drive future wind scenarios for coastal upwelling off Peru and Chile? Climate Dynamics 43: 1893–1914.

Boehme L, Meredith MP, Thorpe SE et al (2008) Antarctic circumpolar current frontal system in the South Atlantic: Monitoring using merged Argo and animal-borne sensor data. Journal Geophysical Research Oceans 113: 1-19 (C09012)

Bossart GD (2011) Marine Mammals as sentinel species for oceans and human health. Veterinary Pathology 48: 676–690.

Botta S, Secchi ER, Rogers TL, et al (2018) Isotopic niche overlap and partition among three Antarctic seals from the Western Antarctic Peninsula. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 149: 240–249.

Boveng PL, Bengtson JL, Cameron MF, et al (2013). Status review of the ribbon seal (Histriophoca fasciata). In NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC; U.S. Volume 255, p. 174. Department of Commerce. Washington, DC, USA.

Boyd IL (1996) Individual variation in the duration of pregnancy and birth date in Antarctic fur seals: The role of environment, age, and sex of fetus. Journal of Mammalogy 77: 124–133.

Burns JJ (2009) Arctic Marine Mammals. In: Encyclopedia of Marine Mammals. Elsevier, pp 48–54.

Burns JM, Costa DP, Fedak MA, et al (2004) Winter habitat use and foraging behavior of crabeater seals along the Western Antarctic Peninsula. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 51: 2279–2303.

Cai W, Santoso A, Collins M, et al (2021) Changing El Niño–Southern Oscillation in a warming climate. Nature Reviews Earth & Environment 2: 628–644.

Campagna C, Condit R, Ferrari M, et al (2025) Predicting population consequences of an epidemic of high pathogenicity avian influenza on Southern elephant seals. Marine Mammal Science 41: 10.1111/mms.70009

Capotondi A, Wittenberg AT, Newman M, et al (2015) Understanding ENSO Diversity. Bulletin of the American Meteorological Society 96: 921–938.

Carrasco-Escaff T, Garreaud R, Bozkurt D, et al (2024) The key role of extreme weather and climate change in the occurrence of exceptional fire seasons in south-central Chile. Weather and Climate Extremes 45: 100716.

Carter MI, Boehme L, Duck CD, Grecian J, Hastie GD, et al (2020) Habitat-based predictions of at-sea distribution for grey and Harbor seals in the British Isles. Sea Mammal Research Unit, Scottish Oceans Institute, University of St Andrews, St Andrews, Fife. KY16 8LB, UK.

Chown SL, Leihy RI, Naish TR, Brooks CM, Convey P, Henley B, Mackintosh AN, Phillips LM, Kennicutt II MC & Grant SM (2022). Antarctic Climate Change and the Environment: A Decadal Synopsis and Recommendations for Action (report). University of Wollongong.

Cordero RR, Feron S, Damiani A, et al (2024) Extreme fire weather in Chile driven by climate change and El Niño–Southern Oscillation (ENSO). Scientific Reports 14:1974.

Costa DP, Huckstadt LA, Crocker DE, et al (2010) Approaches to studying climatic change and its role on the habitat selection of Antarctic pinnipeds. Integrative Comparative Biology 50: 1018–1030.

Deming AC, Colegrove KM, Duignan PJ, et al (2018) Prevalence of urogenital carcinoma in stranded California sea lions (Zalophus californianus) from 2005–15. Journal of Wildlife Diseases 54: 581–586.

Dierssen HM, Smith RC & Vernet M (2002) Glacial meltwater dynamics in coastal waters west of the Antarctic peninsula. Proceedings of the National Academy of Sciences 99: 1790–1795.

Dinniman MS & Klinck JM (2004) A model study of circulation and cross-shelf exchange on the west Antarctic Peninsula continental shelf. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 51: 2003–2022.

Doney SC, Ruckelshaus M, Emmett Duffy J, et al (2012) Climate change impacts on marine ecosystems. Annual Review of Marine Science 4: 11–37.

Fedak MA (2004) Marine mammals as platforms for oceanographic sampling: a "win/win" situation for biology and operational oceanography. Memoirs of National Institute of Polar Research Special Issue 58:133-147.

Ferguson SH, Stirling I & McLoughlin P (2005) Climate change and ringed seals (Phoca hispida) recruitment in western Hudson Bay. Marine Mammal Science 21:121–135.

Forcada J (2002) Distribution. In Encyclopedia of Marine Mammals, W.F. Perrin et al. (eds). pp 327–333. Academic Press, San Diego, USA.

Fraser W & Hofmann E (2003) A predator's perspective on causal links between climate change, physical forcing and ecosystem response. Marine Ecology Progress Series 265:1–15.

Garreaud R, Boisier JP, Álvarez-Garreton C, et al (2025) Hyperdroughts in central Chile: Drivers, impacts and projections. Hydrology and Earth System Sciences 29, 5347–5369.

Garreaud RD & Falvey M (2009) The coastal winds off western subtropical South America in future climate scenarios. International Journal of Climatology 29:543–554.

Geraci JR & Lounsbury VJ (2002) Marine Mammal Health: Holding the balance in an ever-changing sea. In: Marine Mammals. Autores??. pp 365–383. Springer, Boston, MA, USA.

Geraci JR, Harwood J. & Lounsbury VJ (1999) Marine mammals die-offs. In Conservation and Management of Marine Mammals, JR Twiss Jr. & RR Reeves (eds). pp. 367–395. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. USA.

Gjermundsen A, Nummelin A, Olivié D, et al (2021) Shutdown of Southern ocean convection controls long-term greenhouse gas-induced warming. Nature Geoscience 14: 724–731.

Goldstein T, Mazet JAK, Zabka TS, et al (2008) Novel symptomatology and changing epidemiology of domoic acid toxicosis in California sea lions (Zalophus californianus): an increasing risk to marine mammal health. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 275: 267–276.

Guerrero AI, Pinnock A, Negrete J & Rogers TL (2021a) Complementary use of stable isotopes and fatty acids for quantitative diet estimation of sympatric predators, the Antarctic pack-ice seals. Oecologia 197: 729–742.

Guerrero AI, Rogers TL & Sepúlveda M (2021b) Conditions influencing the appearance of thermal windows and the distribution of surface temperature in hauled-out southern elephant seals. Conservation Physiology 9:. https://doi.org/10.1093/conphys/coaa141

Gulland FMD, Baker JD, Howe M, et al (2022) A review of climate change effects on marine mammals in United States waters: Past predictions, observed impacts, current research and conservation imperatives. Climate Change Ecology 3:100054. https://doi.org/10.1016/j.ecochg.2022.100054

Gulland FMD, Hall AJ, Ylitalo GM, et al (2020) Persistent contaminants and herpesvirus OthV1 are positively associated with cancer in wild california sea lions (Zalophus californianus). Frontiers Marine Science 7: 1-13 (602565).

Gulland FMD, Koski M, Lowenstine LJ, et al (1996) Leptospirosis in California sea lions (Zalophus californianus) stranded along the central California coast, 1981-1994. Journal Wildlife Disease 32: 572–580.

Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, et al (2002) Climate Warming and Disease Risks for Terrestrial and Marine Biota. Science (1979) 296: 2158–2162.

Harwood J (2001) Marine Mammals and their Environment in the Twenty-First Century. Journal Mammalogy 82: 630–640.

Hastings KK, Testa JW (1998) Maternal and birth colony effects on survival of Weddell seal offspring from McMurdo Sound, Antarctica. Journal of Animal Ecology 67: 722–740.

Hindell MA, McMahon CR, Bester MN, et al (2016) Circumpolar habitat use in the Southern elephant seal: implications for foraging success and population trajectories. Ecosphere 7:. https://doi.org/10.1002/ecs2.1213

Hückstädt LA, Piñones A, Palacios DM, et al (2020) Projected shifts in the foraging habitat of crabeater seals along the Antarctic Peninsula. Nature Climate Change 10: 472–477.

IPCC (2024). Climate Change 2024: Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc.ch/srocc/

Iriarte JL (2018) Natural and human influences on marine processes in Patagonian subantarctic coastal waters. Frontiers in Marine Science 5: 1-7 (360).

Jahnsen-Guzmán N, Lagos NA, Lardies MA, et al (2025) Projected cooling and pCO2 conditions in upwelling zones and their influence on a prominent rocky shore ecosystem engineer. Estuarine, Coastal and Shelf Science 326: 109531.

Jakkila J, Auttila M, Tuukkanen T & Veijalainen N (2024) Modelling climate change impacts on lake ice and snow demonstrates breeding habitat decline of the endangered Saimaa ringed seal. Climate Change 177:134.

Kawaguchi S, Atkinson A, Bahlburg D, et al (2023) Climate change impacts on Antarctic krill behaviour and population dynamics. Nature Reviews Earth & Environment 5:43–58.

Kawaguchi S, Ishida A, King R, et al (2013) Risk maps for Antarctic krill under projected Southern ocean acidification. Nature Climate Change 3: 843–847.

Kerr R, Mata MM, Mendes CRB & Secchi ER (2018) Northern Antarctic Peninsula: a marine climate hotspot of rapid changes on ecosystems and ocean dynamics. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 149: 4–9.

Lafferty KD, Porter JW & Ford SE (2004). Are diseases increasing in the ocean? Annual Review of Ecology and Systematics 35: 31–54.

Le Boeuf BJ & Crocker DE (2005) Ocean climate and seal condition. BMC Biology 3: 1-10 (9).

Lea MA, Johnson D, Ream R, et al (2009) Extreme weather events influence dispersal of naive northern fur seals. Biology Letters 5: 252–257.

Lefebvre KA, Hendrix A, Halaska B, et al (2018) Domoic acid in California sea lion fetal fluids indicates continuous exposure to a neuroteratogen poses risks to mammals. Harmful Algae 79: 53–57.

Leguia M, Garcia-Glaessner A, Muñoz-Saavedra B, et al. (2023) Highly pathogenic avian influenza A (H5N1) in marine mammals and seabirds in Peru. Nature Communications 14: 5489.

Lezama-Ochoa N, Brodie S, Welch H, et al (2024) Divergent responses of highly migratory species to climate change in the California Current. Diversity and Distributions 30: 1-14 (e13800).

Lima LS, Pezzi LP, Mata MM, et al (2022) Glacial meltwater input to the ocean around the Antarctic Peninsula: forcings and consequences. Anais da Academia Brasileira de Ciências 94: https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210811

Marquet PA, Buschmann AH, Corcoran D, Díaz PA, Fuentes-Castillo T, Garreaud, R, ... & Salazar A (2024) Global change and acceleration of anthropic pressures on Patagonian ecosystems. In Conservation in Chilean Patagonia: Assessing the State of Knowledge, Opportunities, and Challenges (pp. 33-65). Cham: Springer International Publishing.

Mauck B, Bilgmann K, Jones DD, et al (2003) Thermal windows on the trunk of hauled-out seals: hot spots for thermoregulatory evaporation? Journal of Experimental Biology 206: 1727–1738.

Miller A J, Schneider N & Barnett TP (2004). Climate prediction and ENSO: advances and challenges. Oceanography 17(3): 52–66.

Mintenbeck K, & Torres J J (2017). Impact of climate change on the Antarctic silverfish and its consequences for the Antarctic ecosystem. In The Antarctic silverfish: a keystone species in a changing ecosystem (pp. 253-286). Cham: Springer International Publishing.

Moline MA, Claustre H, Frazer TK, et al (2004) Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. Global Change Biology 10: 1973–1980.

Montes-Hugo M, Doney SC, Ducklow HW, et al (2009) Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the Western Antarctic Peninsula. Science (1979) 323: 1470–1473.

Morley SA, Abele D, Barnes DKA, et al (2020) Global drivers on Southern ocean ecosystems: Changing physical environments and anthropogenic pressures in an earth system. Frontiers in Marine Science 7: https://doi.org/10.3389/fmars.2020.547188

NOAA (2021). Condition of Seals Declined During Rapid Warming in Alaska. https://www.fisheries.noaa.gov/feature-story/condition-seals-declined-during-rapid-warming-alaska

Noël B, Lhermitte S, Wouters B & Fettweis X (2025) Poleward shift of subtropical highs drives Patagonian glacier mass loss. Nature Communications 16: 1-12 (3795).

Pan Y, Minière A, von Schuckmann K, et al (2025) Ocean heat content in 2024. Nature Reviews Earth & Environment 6:249–251.

Pardo-Roa C, Nelson MI, Ariyama N, et al (2025) Cross-species and mammal-to-mammal transmission of clade 2.3.4.4b highly pathogenic avian influenza A/H5N1 with PB2 adaptations. Nature Communications 16:2232. https://doi.org/10.1038/s41467-025-57338-z

Pemberton D, Gales R (2004) Australian fur seals (Arctocephalus pusillus doriferus) breeding in Tasmania: population size and status. Wildlife Research 31: 301–309.

Perez-Venegas DJ, Montalva F, Gutierrez J, et al (2024) Maternal care strategies differentially optimize the health and immunity of male and female South American fur seal pups. Ecological and Evolutionary Physiology 97:327–341.

Phleger CF, Nelson MM, Mooney BD & Nichols PD (2002) Interannual and between species comparison of the lipids, fatty acids and sterols of Antarctic krill from the US AMLR Elephant Island survey area. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology 131:733–747.

Piñones A, Hofmann EE, Costa DP, et al (2019) Hydrographic variability along the inner and mid-shelf region of the Western Ross Sea obtained using instrumented seals. Progress Oceanography 174:131–142

Plaza PI, Gamarra-Toledo V, Rodríguez Euguí J, et al (2024) Pacific and Atlantic sea lion mortality caused by highly pathogenic Avian Influenza A(H5N1) in South America. Travel Medicine and Infectious Disease 59:102712. https://doi.org/10.1016/j.tmaid.2024.102712

Poloczanska ES, Burrows MT, Brown CJ, et al (2016) Responses of marine organisms to climate change across Oceans. Frontiers in Marine Science 3: 62 (1-21).

Pomeroy PP, Anderson SS, Twiss SD & McConnell BJ (1994) Dispersion and site fidelity of breeding female grey seals (*Halichoerus grypus*) on North Rona, Scotland. Journal of Zoology 233:429–447.

Prager KC, Buhnerkempe MG, Greig DJ, et al (2020) Linking longitudinal and cross-sectional biomarker data to understand host-pathogen dynamics: Leptospira in California sea lions (*Zalophus californianus*) as a case study. PLOS Neglected Tropical Diseases 14:e0008407.

Proffitt KM, Rotella JJ & Garrott RA (2010) Effects of pup age, maternal age, and birth date on pre-weaning survival rates of Weddell seals in Erebus Bay, Antarctica. Oikos 119:1255–1264.

Pujol C, Pérez-Santos I, Barth A & Alvera-Azcárate A (2022) Marine heatwaves offshore central and south Chile: Understanding forcing mechanisms during the years 2016-2017. Frontiers in Marine Science 9: https://doi.org/10.3389/fmars.2022.800325

Rogers AD, Frinault BAV, Barnes DKA, et al (2020) Antarctic futures: An assessment of climate-driven changes in ecosystem structure, function, and service provisioning in the Southern ocean. Annual Review of Marine Science 12:87–120.

Saville K, Nunny L, Jarvis D, et al (2025) Vulnerability of grey seal pups (Halichoerus grypus) to storm disturbances in the context of climate change: A British Isles case study. Oceans 6:19. https://doi.org/10.3390/oceans6020019

Schneider W, Donoso D, Garcés-Vargas J & Escribano R (2017) Water-column cooling and sea surface salinity increase in the upwelling region off central-south Chile driven by a poleward displacement of the South Pacific High. Progress Oceanography 151:38–48.

Seguel M, Molina-Burgos BE, Perez-Venegas DJ, et al (2022) Shifts in maternal foraging strategies during pregnancy promote offspring health and survival in a marine top predator. Oecologia 199:343–354.

Sepúlveda M, Quiñones RA, Esparza C, et al (2020) Vulnerability of a top marine predator to coastal storms: a relationship between hydrodynamic drivers and stranding rates of newborn pinnipeds. Scientific Reports 10:12807.

Siniff DB, Garrott RA, Rotella JJ, et al (2008) Opinion: Projecting the effects of environmental change on Antarctic seals. Antarctic Science 20:425–435.

Stammerjohn SE, Martinson DG, Smith RC, et al (2008) Trends in Antarctic annual sea ice retreat and advance and their relation to El Niño–Southern Oscillation and Southern Annular Mode variability. Journal of Geophysical Research: Oceans 113:. https://doi.org/10.1029/2007JC004269

Stenseth NC, Mysterud A, Ottersen G, et al (2002) Ecological Effects of Climate Fluctuations. Science (1979) 297:1292–1296.

Thompson DWJ & Wallace JM (2000) Annular Modes in the Extratropical Circulation. Part I: Month-to-Month Variability. Journal of Climate 13:1000–1016. Tynan, C.T. & DeMaster, D.P. (1997) Observations and predictions of Arctic climatic change: potential effects on marine mammals. Arctic 50, 308–322.

Uhart MM, Vanstreels RET, Nelson MI, et al (2024) Epidemiological data of an influenza A/H5N1 outbreak in elephant seals in Argentina indicates mammal-to-mammal transmission. Nature Communications 15: 9516. https://doi.org/10.1038/s41467-024-53766-5

Ukkonen P, Aaris-Sørensen K, Arppe L, et al (2014) An Arctic seal in temperate waters: History of the ringed seal (Pusa hispida) in the Baltic Sea and its adaptation to the changing environment. Holocene 24:1694–1706.

Vargas CA, Cuevas LA, Broitman BR, et al (2022) Upper environmental pCO2 drives sensitivity to ocean acidification in marine invertebrates. Nature Climate Change 12:200–207.

Veytia D, Bestley S, Kawaguchi S, et al (2021) Overwinter sea-ice characteristics important for Antarctic krill recruitment in the southwest Atlantic. Ecological Indicators 129:107934. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107934

Virtue P, Nichols PD, Nicol S, et al (1993) The lipid composition of Euphausia superba Dana in relation to the nutritional value of Phaeocystis pouchetii (Hariot) Lagerheim. Antarctic Science 5:169–177.

Walther G-R, Post E, Convey P, et al (2002) Ecological responses to recent climate change. Nature 416:389–395.

Winckler Grez P, Aguirre C, Farías L, et al (2020) Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological, and oceanographic variables along the Chilean coastal zone. Climate Change 163:633–652.

Würsig, B. (2002) Ecology, Overview. In Encyclopedia of Marine Mammals, W.F. Perrin et al. (eds). pp 367–370. Academic Press, San Diego, USA.

12 CAPITULO

Dinámica espacio-temporal y comportamental de peces de arrecifes rocosos en la bahía de Valparaíso (Chile)

Estefhania Aranda Zavala, Mauricio F. Landaeta, Francisco Concha & Mathias Hüne



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 392-420



Capítulo 12: Dinámica espacio-temporal y comportamental de peces de arrecifes rocosos en la bahía de Valparaíso (Chile)

Estefhania Aranda Zavala[1], Mauricio F. Landaeta[1], Francisco Concha[2] & Mathias Hüne[3].

1.Laboratorio de Ictiología e Interacciones Biofísicas (LABITI), Instituto de Biología, Universidad de Valparaíso, Chile. 2. Laboratorio de Biología y Conservación de Condrictios, Escuela de Biología Marina, Universidad de Valparaíso, Chile. 3. Fundación Rewilding Chile, Puerto Varas, Chile

RESUMEN: En la zona costera de Bahía Valparaíso, Chile central, desde la década del 90' que no se han registrado estudios publicados referentes a la diversidad y composición de la ictiofauna. Se llevó a cabo un experimento utilizando métodos no destructivos, con la finalidad de determinar la variación temporal (estaciones del año) y espacial (microhábitats) e identificar las interacciones existentes en la comunidad íctica de arrecifes rocosos templados utilizando videos submarinos remotos con cebo (BRUV, por su sigla en inglés) en zonas someras (<5 m profundidad). En el transcurso de los años 2022, 2023 y 2024 se efectuaron muestreos durante invierno, primavera y otoño en 2 microhábitat distintos: a) Bosques de algas Lessonia trabeculata (BLT), y b) Fondos rocosos (FR). Se observó un total de 13 especies, destacando durante todas las estaciones el trombollito de tres aletas (Helcogrammoides spp). y la borrachilla (Scartichthys viridis). Se registró el mayor número de especies durante otoño (12), mientras que invierno (9) y primavera (9) obtuvieron el menor número de especies. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los índices de diversidad alfa del ensamble de peces entre las estaciones del año y los microhábitats. La variación temporal no ejerció una influencia significativa en la composición general de

la comunidad de peces litorales del sector, pero sí lo hizo la variación espacial, en donde las especies que tuvieron la mayor contribución fueron la borrachilla (Scartichthys viridis), trombollitos de tres aletas (Helcogrammoides spp.), jerguilla (Aplodactylus punctatus) y cachudito (Hypsoblennius sordidus). Las interacciones agonísticas presentaron una mayor frecuencia de ocurrencia que las interacciones positivas, generadas principalmente por especies territoriales como borrachillas y trombolitos de tres aletas. Sin embargo, las interacciones no tuvieron diferencias significativas en la asociación entre las variables (hábitats y estaciones del año). Se concluye que el área muestreada presenta una estabilidad en el transcurso del tiempo en la diversidad de peces de arrecifes rocosos templados someros.

12.1 Introducción

Los arrecifes rocosos son ecosistemas marinos que albergan una gran diversidad de especies y permiten interacciones interespecíficas e intraespecíficas (Villegas-Sánchez 2004). Son altamente dinámicos y productivos, contando con diferentes tipos de hábitat que ofrecen varios nichos ecológicos, los cuales abarcan todas las condiciones ambientales y recursos disponibles en los que un organismo puede vivir y reproducirse (Jones 1988, Smith & Smith 2007, Templado et al. 2009, Bevilacqua et al. 2021). Así mismo, se caracterizan por la liberación de energía producto del oleaje y cambios en la marea que a su vez afectan la distribución de los organismos que habitan esta zona (Palacios-Martínez 2015).

Las comunidades de peces litorales son parte de los organismos que habitan en los ecosistemas de arrecifes rocosos. Se encuentran asociados al submareal somero en sectores rocosos (The Nature Conservancy 2020), donde también se pueden observar fondos blandos de arenas intermedias. Los peces juegan un rol importante en los ecosistemas acuáticos ya que pueden ser indicadores de patrones de biodiversidad (Puertas 2021). Estos patrones son relevantes dado que entregan información esencial de la salud ecológica de los ecosistemas.

Uno de los roles ecológicos principales de los peces es controlar la estructura específica y numérica de otros consumidores en distintos niveles tróficos, por medio de la competencia y depredación. Además, transportan y contribuyen con el flujo energético entre los hábitats de los ecosistemas (Medina et al. 2004). Este flujo energético se lleva a cabo gracias a que los peces tienen migraciones desde el inicio de sus ciclos vitales en distintos niveles. Las larvas se dispersan, consumiendo plancton y organismos microscópicos conectando las tramas tróficas con

los niveles más bajos al depredar sobre el fitoplancton y el zooplancton y con los niveles superiores al ser presas de distintas especies, desde peces más grandes hasta mamíferos marinos (Perry et al. 2018). No obstante, su distribución, abundancia, diversidad y riqueza, se ven influenciados por otros factores adicionales, de naturaleza abiótica y biótica (Lluch-Cota et al. 2009, Aguilar-Chacón 2015).

12.1.1 Factores abióticos

Se ha demostrado que variables abióticas ambientales tales como temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nivel del mar, y heterogeneidad espacial, entre otros (Spach et al. 2004, Lluch-Cota et al. 2009, Carminatto et al. 2020, Eisele et al. 2020, Cheal et al. 2021, Harvey et al. 2021), son factores importantes que inciden en la comunidad íctica, generando cambios estacionales en distintos ambientes costeros, tanto en su composición, distribución o diversidad (Aguilar-Chacón 2015). Asimismo, se ha reportado previamente que la estructura del hábitat es una de las variables que presenta efectos relevantes en la distribución espacial de las poblaciones de peces tanto en arrecifes de coral tropicales como en arrecifes rocosos templados (Choat & Ayling 1987, Carr 1991, Anderson & Millar 2004, Gratwicke & Speight 2005, Carminatto et al. 2020). Los componentes estructurales físicos que presentan los hábitats, tales como la densidad en las algas marinas, los pastos marinos o los sustratos rocosos, influyen en la abundancia y diversidad de los peces (Jones 1984, Anderson & Millar 2004, Griffiths et al. 2006, Jáquez 2023). Debido a que, el aumento de la complejidad del hábitat proporciona un mayor número de ejes de recursos potenciales, como por ejemplo, un mayor número de refugios, alimentación, zonas de cría y reclutamiento, camuflaje, entre otras (Gratwicke & Speight 2005, Carminatto et al. 2020).

Recientemente, Jáquez (2023) investigó la influencia de la complejidad del hábitat sobre la composición y estructuración de especies de peces criptobentónicos en arrecifes someros, estos peces son de tamaño pequeño o mediano, visualmente crípticos y viven cerca o dentro del fondo marino (Goatley & Brandl 2007, Polanco-Pérez et al. 2021). Revelando una relación positiva y significativa entre la complejidad del hábitat y las variables biológicas de abundancia y biomasa en estos peces.

12.1.2 Factores bióticos

Los factores bióticos, tales como la disponibilidad de alimento, la reproducción o las interacciones ecológicas desempeñan una función

significativa en la delimitación de nichos ecológicos como también en la disponibilidad de recursos utilizados por otros organismos (Fernández-Cisternas et al. 2021). Del mismo modo, brinda un resumen, en gran parte, del comportamiento de las especies de una comunidad, por lo que entregan herramientas útiles para comprender los procesos ecológicos y evolutivos de los peces (Quimbayo et al. 2018, Fontoura et al. 2020, Nunes et al. 2020).

Estas interacciones se dividen en dos grandes grupos, las tróficas y no tróficas. Las interacciones tróficas involucran la transferencia de energía a través de la alimentación, y han sido objeto de estudio en la ecología durante décadas (Fernández-Cisternas et al. 2021). Sin embargo, se ha demostrado que las interacciones ecológicas entre individuos que conviven en un mismo lugar, no solo implican la alimentación, sino que también otros comportamientos como la modificación del hábitat, la mejora del estrés, la competencia de interferencias, entre otras (Smith & Smith 2007, Kéfi et al. 2015, Fernández-Cisternas et al. 2021). Las interacciones no tróficas en la zona intermareal rocosa de la costa central de Chile son más del doble de abundantes que las interacciones tróficas, sugiriendo que las primeras desempeñan roles fundamentales para la estructura de la comunidad y de igual forma para el funcionamiento del ecosistema (Kéfi et al. 2015).

Estas interacciones sociales que involucran agresión o cooperación, pueden suceder entre individuos de la misma especie (intraespecífico) o entre individuos de diferentes especies (interespecífico), clasificándose en dos tipos: agonísticas y positivas. La primera, se relaciona con conductas agresivas y que generalmente resultan de la competencia por recursos valiosos como el territorio, lugares de refugio o descanso, compañeros y áreas de apareamiento, área de crianzas o zonas de alimentación (Helfman et al. 2009, Fernández-Cisternas et al. 2021). Esta se subdivide en las que son exclusivamente territoriales, como espantar, la cual se refiere a la acción que realiza el emisor al momento de ahuyentar al receptor, sin desplazarse más de dos veces la longitud de él mismo, provocando que el receptor aumente su velocidad de nado. El emisor no continuo con el desplazamiento luego de que el receptor haya reaccionado.

Luego, se encuentran las que no necesariamente están relacionadas con la defensa o demarcación de un área específica, como la persecución, el combate y el desplazamiento. En la primera, un pez persigue de cerca a otro a una velocidad mayor de lo normal, una vez que el receptor haya reaccionado el emisor continúa desplazándose, puede ser intra o interespecífica (Layton & Fulton 2014). El segundo, se produce con el

enfrentamiento entre dos individuos donde no hay persecución. Aquí se observa una exhibición lateral donde nadan en el mismo lugar con las aletas extendidas de forma desafiante o con mordidas (Helfman et al. 2009). Finalmente, un individuo desplaza a otro ocupando su lugar; aquí no ocurre persecución entre ambos, y puede ser intra o interespecífica (Brown & Brown 1993).

Por el contrario, están las interacciones positivas definidas como no consumidoras y que ocurren entre dos o más individuos, afectando positivamente al menos a uno de los dos involucrados (Bertness & Callaway 1994). Dentro de estas se observan el seguidor-nuclear y la limpieza simbiótica. Para la primera interacción, una o más especies "seguidoras" siguen a una especie "nuclear" diferente, comúnmente más grande accediendo a los recursos generados a partir de la búsqueda de alimento del primero (Sabino et al. 2017). Mientras que en la segunda, hay una interacción simbiótica, en la cual una especie elimina e ingiere ectoparásitos, mucosidad, tejido o partículas no deseadas de un animal "cliente" (Quimbayo et al. 2018).

12.2 Técnicas de monitoreo del conjunto de peces

En cuanto a las técnicas para el estudio y monitoreo del conjunto de peces, normalmente se utilizan técnicas extractivas como la pesca, la cual tiene la gran desventaja de que genera un impacto sobre la biodiversidad del ecosistema (Mallet & Pelletier 2014). Sin embargo, existen metodologías menos invasivas como el censo visual submarino (UVC, por sus siglas en inglés), con una larga historia de aplicación en el estudio del conjunto de peces, pero existen problemas asociados a esta técnica. Entre ellas están la capacidad del buzo para identificar y contar con precisión a los individuos, y de igual manera las respuestas de los peces a los buzos, ya que el comportamiento de muchas especies de peces cambia en presencia de ellos, por lo tanto, estos sesgos pueden generar subestimaciones en la abundancia de especies con comportamientos crípticos (Colton & Swearer 2010).

No obstante, existen metodologías menos intrusivas basadas en videos submarinos como: el vídeo estéreo remolcado lento (STV), vehículo operado remotamente (ROV), video subacuático remoto (RUV) o vídeo subacuático remoto utilizando cebo (BRUV) (Jessop et al. 2022). Los videos subacuáticos remotos y remotos con cebo, han sido recomendados por distintos estudios referentes a la ecología marina, ya que no son destructivos y se pueden utilizar en una variedad de profundidades y hábitats (Capo et al. 2003, 2004, Langlois et al. 2006, Riquelme-Pérez

et al. 2019, Gres et al. 2021, Harvey et al. 2021). Cabe señalar que, al ser menos intrusivos, se disminuye el sesgo generado por la presencia del buzo, de igual manera se generan recuentos más altos de la comunidad íctica al tener un registro permanente obteniendo una mayor potencia estadística (Zarco-Perello & Enríquez 2019, Piggott et al. 2020). Al utilizar el cebo se aumenta el número de especies depredadoras, pero aun así el cebo no compromete los recuentos de los peces herbívoros u omnívoros (Schramm et al. 2020).

En la bahía de Valparaíso, Chile central, se han registrado especies de peces de arrecifes rocosos como los bauncos (Girella laevifrons), borrachilla (Scartichthys viridis), jerguilla (*Aplodactylus punctatus*) o especies criptobentónicas más pequeñas como los trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides chilensis* y *Helcogrammoides cunninghami*), entre otros (Stepien 1990, Pérez-Matus & Cea 2021). Al noreste de la bahía se encuentra la localidad de Montemar, en la cual se ha publicado sólo un estudio referente a la diversidad de la ictiofauna del sector (Stepien 1990), en donde se mencionan las especies de peces registrando una alta abundancia de trombollito de tres aletas (*Helcogrammoides cunninghami*), doncellita (*Myxodes viridis*) y borrachilla (*Scartichthys viridis*) utilizando sulfato de quinaldina como técnica de muestreo. Sin embargo, hasta la fecha no se ha evaluado si estas abundancias se mantienen o han variado durante los últimos años a causa de la influencia de factores abióticos y bióticos antes mencionados.

A raíz de lo anterior, surgieron las preguntas sobre cómo varía estacionalmente la abundancia y diversidad de peces de arrecifes rocosos templados de la Bahía de Valparaíso en función de la estructura del hábitat, y qué tipos de interacciones intra e interespecíficas existen en la ictiofauna del lugar.

12.2.1 Área de estudio

Este estudio se realizó en la localidad de Montemar, ubicada en la zona norte (32°57'S; 71°33'W) de la bahía de Valparaíso, Región de Valparaíso, Chile central (Figura 12.1). Es un área relativamente pequeña, sin embargo presenta hábitats con características bien definidas, donde se observa mayoritariamente ambiente rocoso intermareal y submareal. Se caracteriza por tener fuertes corrientes (Polanco-Pérez et al. 2021). Con respecto al oleaje, se aprecian constantemente olas de 2 a 3 m de altura. Como consecuencia, se pueden ser cambios estacionales en la playa debido al traslado del material arenoso (Alveal 1970, 1972).

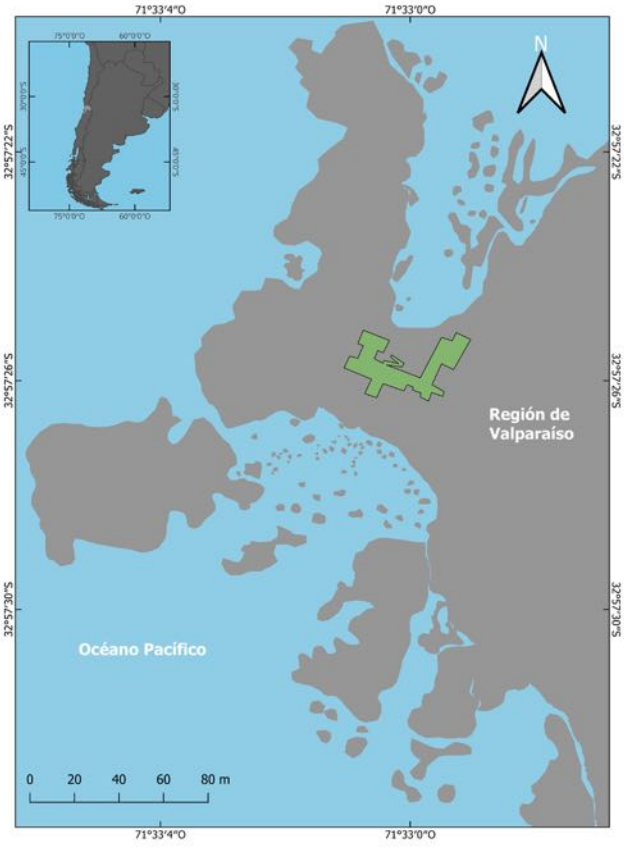


Figura 12.1 Área de muestreo en la Bahía de Valparaíso, Chile. Estructura verde pertenece a la Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Naturales de la Universidad de Valparaíso. Fuente: Elaboración propia.

12.2.2 Diseño de muestreo

Se recopilaron datos durante tres años (2022, 2023 y 2024), con muestreos en invierno, primavera y otoño, utilizando dos sustratos distintos para diferenciar la complejidad del hábitat, uno donde predomina el bosque de algas Lessonia trabeculata (BLT) y el otro de fondo rocoso (FR) (Figura 12.2). Se utilizó la metodología de videos submarinos remotos con cebo (BRUV por su sigla en inglés), debido a la eficiencia en cuanto al costo y el menor sesgo que presenta en comparación con los censos visuales submarinos (UVC) para el estudio de los peces.

Se construyeron cuatro estructuras BRUVs con tubos de PVC (Figura 12.3). Se ocuparon cámaras GoPro (modelos 3, 4, 7, 8 y 10), las cuales fueron

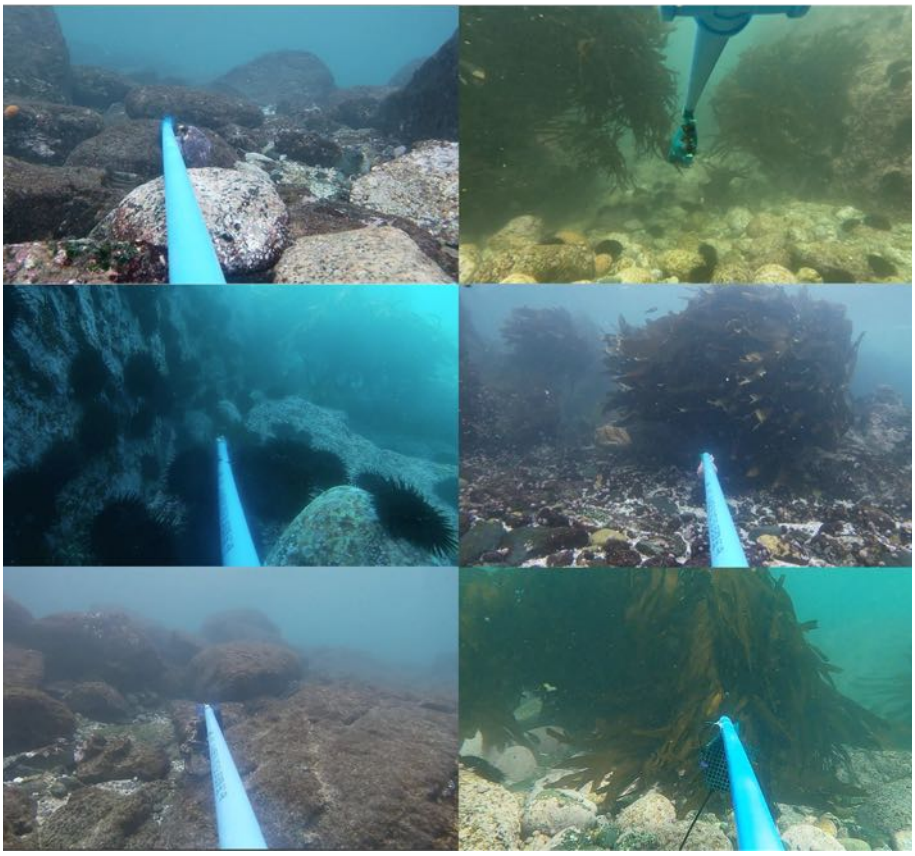


Figura 12.2 Hábitats muestreados durante el estudio con las estructuras BRUVs. Las imágenes a la izquierda representan las cámaras en los hábitats de fondos rocosos (FR), mientras que las imágenes a la derecha representan los hábitats de bosques de algas (BLT).

configuradas a una resolución de 1080p, con un campo de visión medio y 30-60 cuadros por segundo, dependiendo del modelo de la cámara. Se descartaron los primero 5 min de grabación, para evitar errores de observación dados por la presencia del buzo (Schramm et al. 2020). Se estandarizó el esfuerzo de muestreo dejando los videos con un tiempo de duración de 50 min, un tiempo considerado aceptable para arrecifes rocosos templados (Riquelme-Pérez et al. 2019). Todas las especies de peces observadas, se identificaron hasta su nivel taxonómico más bajo posible a través de bibliografía especializada (i.e., Stephens & Springer 1973, Sáez & Pequeño 2009, Reyes & Hüne 2012, Pérez-Matus & Cea 2021, Fishbase). El cebo consistió en alga (*Pyropia* sp.), chorito maico (*Perumytilus purpuratus*) y erizo negro (*Tetrapygus niger*), extraídos durante el mismo día del muestreo desde el intermareal rocoso.

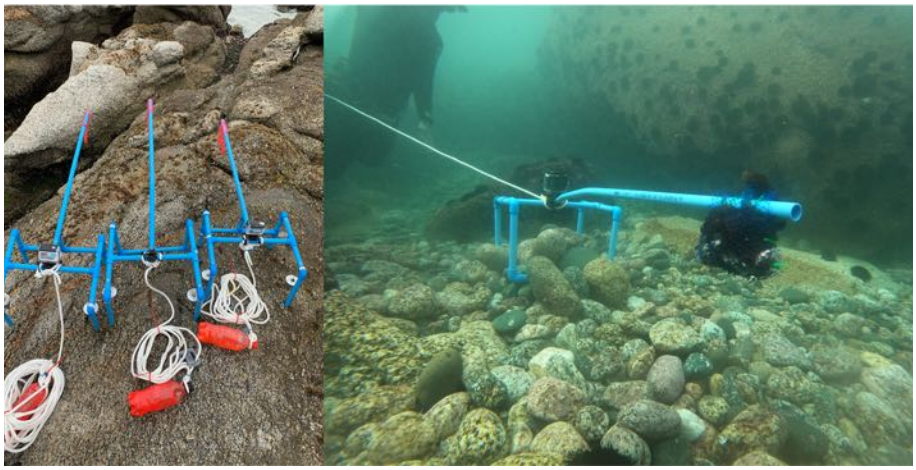


Figura 12.3 Izquierda: Estructuras BRUVs. Derecha: BRUV posicionada en uno de los puntos de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

12.2.3 Análisis de datos

Para describir la estructura de la comunidad íctica del sector se utilizó Nmax como medida de abundancia relativa, el cual se define como el número máximo de individuos de una misma especie observada en un mismo recuadro de un registro de vídeo (Cappo et al. 2003, 2006). Este método dará una estimación del número de individuos que se presume estuvieron presentes en el área de muestreo (Campbell et al. 2015). Esta medida evita el recuento de individuos que visitan repetidamente el cebo (Andradi-Brown et al. 2016). Además, a partir de los datos de Nmax, se obtuvo la frecuencia de ocurrencia de las especies durante toda la campaña de muestreo.

Para obtener la diversidad alfa de cada grabación, se utilizaron 4 índices, la riqueza específica (S), fue estimada como el número total de especies presentes en cada hábitat y estación del año. El índice de Shannon-Weaver (H´), fue utilizada como medida de diversidad específica, $H' = -\Sigma i\ pi\ \ln(pi)$, donde: pi es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos. Adicionalmente, como medida de dominancia se utilizó el índice de Simpson (1-D), para que su valor sea directamente proporcional a la diversidad. Como medida de equidad, se utilizó el índice de Pielou (J´): $H'/\ln(S)$, donde S es el número total de especies presentes en cada grabación (Gres et al. 2021). Este último mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, varía desde valores de 0 indicando condiciones de dominancia por parte de una especie en específico, a valores cercanos a 1 que indica condiciones de uniformidad de la comunidad (Magurran 1988).

A cada uno de los índices de diversidad, se les realizó el test de normalidad de Shapiro-Wilk, para determinar cómo se distribuyen los datos. Para el índice de riqueza, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis a las estaciones del año (invierno, primavera y otoño) y una prueba de U de Mann-Whitney entre los hábitats (BLT y FR). Para los datos que tuvieron una distribución normal (H´, 1-D, J', p= >0,05) se realizó un ANOVA de 2 vías para cada índice. Estos datos se obtuvieron a través del programa Past v 4.15.

Con el fin de ilustrar los patrones de la composición de peces entre los hábitat y las estaciones del año, se realizaron métodos de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basados en la matriz de disimilitud de Bray-Curtis, utilizando los datos de Nmax transformados a la raíz cuarta. Luego, con la misma matriz se realizó un PERMANOVA de dos vías anidado, con la finalidad de cuantificar la influencia de la estación del año y el hábitat en la composición y Nmax de los peces. Finalmente, se realizó un análisis de similitud porcentual (SIMPER) para detectar la contribución de cada especie a la variabilidad. El nMDS y el SIMPER, se realizaron a través del programa PRIMER V6 y el PERMANOVA a través de Past v 4.15.

En cuanto a las interacciones, se compararon entre las estaciones del año. Las interacciones se clasificaron en dos grupos, las agonísticas y las positivas. Las primeras corresponden a: 1) Perseguir, 2) Combatir, 3) Espantar, y 4) Desplazar. Por el contrario, las positivas son: 1) Seguidor-nuclear, y 2) Limpieza. Se identificó el hábitat, la estación del año, al individuo emisor y al receptor, la identificación a nivel de especie de ambos y el tipo de interacción. Se estimó la frecuencia de ocurrencia de cada interacción en el conjunto de peces de arrecifes rocosos, observada como un índice de fuerza de interacción (Fernández-Cisternas et al. 2021). Este índice se obtuvo con el número de interacciones dividido por los 50 minutos de grabación. Luego con el fin de observar si existe una asociación significativa entre los hábitats con las interacciones y entre las estaciones del año con las interacciones, se realizaron dos tablas de contingencia chi-cuadrado.

12.3 Comunidad de peces de arrecifes rocosos templados

Durante toda la campaña de muestreo, se registró un total de 1.900 minutos equivalentes a 31,7 horas de video, en donde se observaron 13 especies de peces pertenecientes a 12 familias distintas (Figura 12.4). Los peces observados se identificaron hasta el nivel de especies, exceptuando los trombollitos de tres aletas del género *Helcogrammoides*

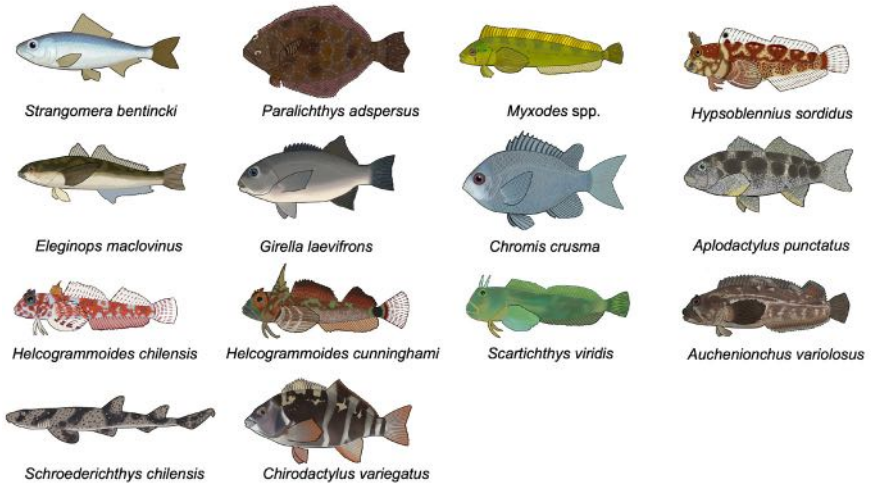


Figura 12.4 Registro de las especies de peces observadas en la Bahía de Valparaíso, Chile. Fuente: Elaboración propia.

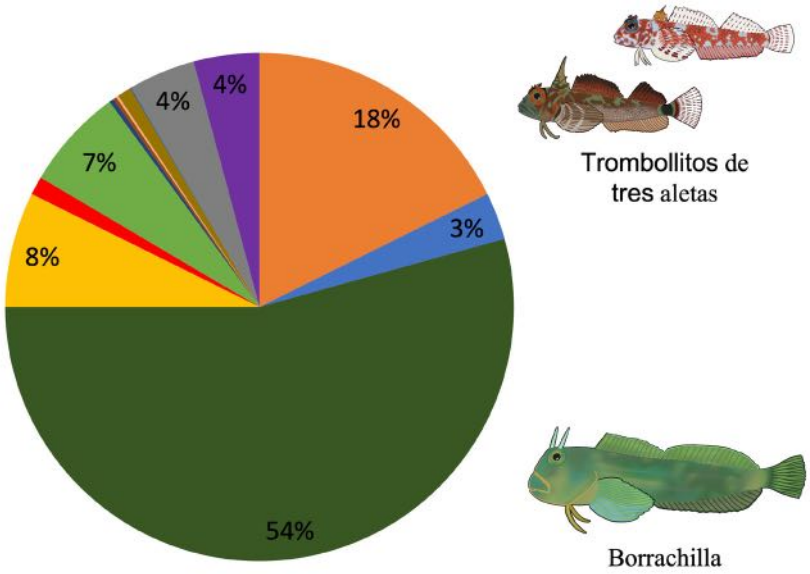


Figura 12.5 Distribución porcentual de la abundancia total de las especies de peces observadas durante toda la campaña de muestreo. En la circunferencia resaltan las dos especies más abundantes: Borrachilla (verde oscuro) y Trombollitos de tres aletas (naranja). Se incluyen imágenes representativas de ambas especies. Fuente: Elaboración propia.

y las doncellitas del género *Myxodes*. La borrachilla (*Scartichthys viridis*) y los trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides* spp.), presentaron mayor dominancia durante toda la campaña de muestreo (Figura 12.5).

Las especies con mayor porcentaje de frecuencia de ocurrencia fueron cuatro, conformando el 71,2% del total de la ictiofauna registrada durante toda la campaña de muestreo: los trombollitos de tres aletas y la borrachilla, seguidas por la jerguilla (*Aplodactylus punctatus*) y el cachudito (*Hypsoblennius sordidus*). En menor porcentaje de frecuencia (Figura 12.6), se encuentran el chalaco (*Auchenionchus variolosus*) y las sardinas (*Strangomera bentincki*)

12.4 Abundancia de especies por estación del año

Durante invierno la especie más abundante fue la borrachilla conformando el 66% del total de la abundancia para esa estación del año, mientras que las menos abundantes fueron lenguado (*Paralichthys adspersus*), pintarroja (*Schroederichthys chilensis*) y la Doncellita (*Myxodes* spp.) (Figura 12.3). Del mismo modo, en primavera la especie más abundante fue la borrachilla, conformando el 53% de la abundancia total. En cuanto a las especies menos abundantes se encontraron nuevamente al lenguado y la pintarroja (Figura 12.7).

Por otro lado, en otoño se observó que la borrachilla continuó teniendo una alta abundancia a lo largo de esta estación del año. Adicionalmente, aparecieron tres especies que no se habían grabado previamente, un cardumen de sardinas (*Strangomera bentincki*), chalaco (*Auchenionchus variolosus*) y las castañetas (*Chromis crusma*). Sin embargo, estas especies no se visualizaron en las otras dos estaciones del año (invierno y primavera) (Figura 12.7).

En relación con la abundancia de especies en cuanto a los hábitats, se observó que en los bosques de Lessonia trabeculata (BLT) y en los fondos rocosos (FR) la especie más abundante fue la borrachilla (*Scartichthys viridis*) conformando más de la mitad de la abundancia en cada uno de los hábitats (Figura 12.8). Por otro lado, una de las especies que se presentó solo en los bosques de algas fue el cardumen de sardinas (*Strangomera bentincki*) (Nmax= 58) debido al cardumen visto durante un muestreo en el área (Figura 12.8). Dado que esta especie tuvo una baja frecuencia y una alta abundancia, no se utilizó para los análisis posteriores.

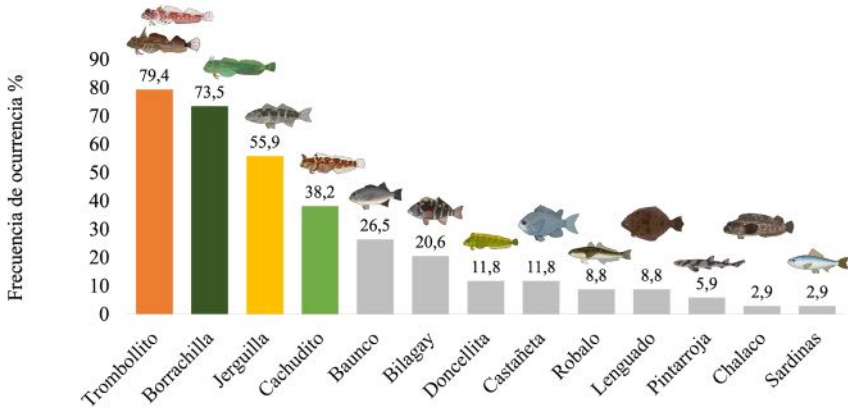


Figura 12.6 Frecuencia de ocurrencia de las especies de peces costeros de bahía de Valparaíso, Chile central. Las barras coloreadas destacan las especies con mayor frecuencia de ocurrencia, mientras que las imágenes de los peces arriba de cada barra, muestran representaciones visuales de las especies.

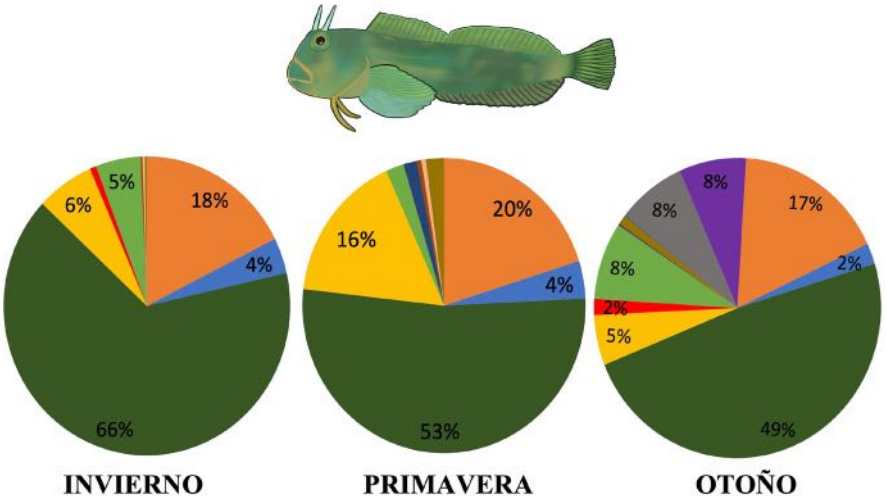


Figura 12.7 Abundancia de especies de peces registradas durante invierno, primavera y otoño. Los colores indican las especies presentes: destacan la Borrachilla *Scartichthys viridis* (Verde oscuro), Trombollitos de tres aletas (naranjo), Jerguilla (amarillo), Baunco (azul), Robalo (azul oscuro), Doncellita (mostaza), Castañeta (morado), Bilagay (rojo), Lenguado (marrón), Chalaco (azul petróleo), Cachudito (verde claro), Pintarroja (naranjo claro), Sardina (gris).

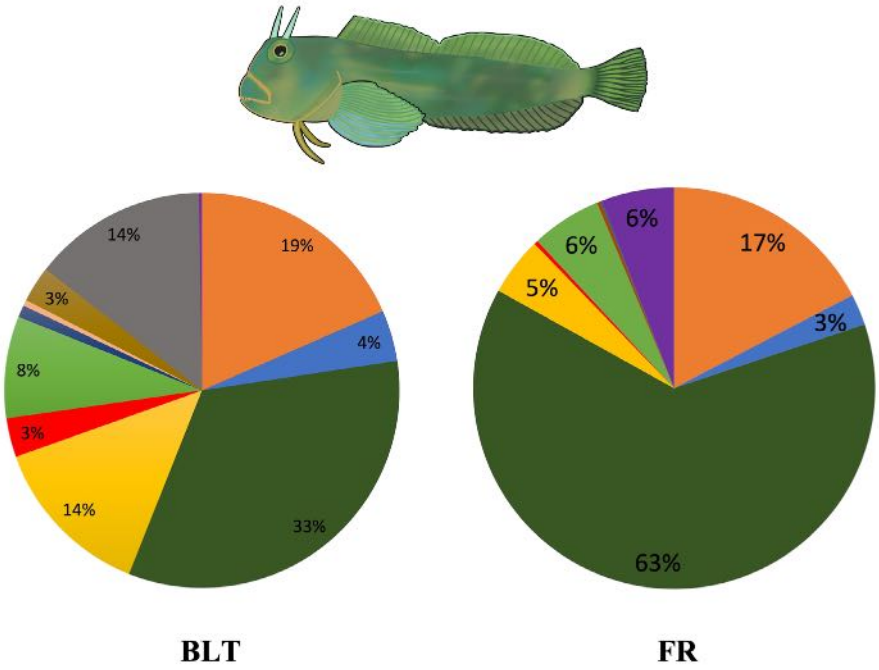


Figura 12.8 Abundancia de especies de peces registradas en hábitat de bosques de alga *Lessonia trabeculata* **(BLT)** y en fondos rocosos **(FR).** Los colores indican las especies presentes: Borrachilla (verde oscuro), Trombollitos de tres aletas (naranjo), Jerguilla (amarillo), Baunco (azul), Robalo (azul oscuro), Doncellita (mostaza), Castañeta (morado), Bilagay (rojo), Lenguado (marrón), Chalaco (azul petróleo), Cachudito (verde claro), Pintarroja (naranja claro), Sardina (gris).

12.5 Variabilidad temporal y espacial de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados

En cuanto a los análisis univariados para los índices de diversidad, la riqueza específica fue mayor en otoño (12) en comparación con invierno (9) y primavera (9). En cuanto a los hábitats, los bosques de algas de *L. trabeculata* (11) presentaron más riqueza de especies que los fondos rocosos (9). Sin embargo, luego de realizar la prueba de Kruskal-Wallis, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones del año (H= 0,495, p= 0,77), y entre hábitats (test Mann-Whitney, U=104,5, p=0,996). Esto sugiere que, las variables no tuvieron influencia significativa en la riqueza de la comunidad íctica del submareal somero que se encuentra en el sector.

El índice de diversidad de Shannon (H´), presentó un rango de valores de 0,4 a 1,3 generando un número mayor al de significancia en la estación

del año (F=1,073, p=0,358), en el hábitat (F=0,574; p= 0,456) y en la interacción de ambos factores (F=1,005, p=0,381), por lo tanto, no hubo diferencias significativas en la diversidad de la comunidad de peces del sector estudiado.

De igual manera sucedió con los índices de dominancia de Simpson (1-D), en donde presentaron valores cercanos a 0 variando entre 0 y 0,6. No se detectaron diferencias significativas tanto entre estaciones del año, como entre los hábitats (F=1,937, p=0,1669; F=0,000626, p=0,9803, respectivamente). Así mismo, tampoco fue significativamente diferente la interacción de ambas variables, concluyendo que no hubo un efecto significativo para la interacción de los hábitats con las estaciones del año en la comunidad íctica de arrecifes de peces rocosos templados del submareal somero de Bahía Valparaíso.

Para el índice de Pielou (J´), los resultados del ANOVA de dos vías indicaron que no hubo diferencias significativas al igual que los otros índices, en cuanto a las estaciones del año (F= 0,107, p= 0,228), los hábitats (F= 0,022, p= 0,479) y tampoco en la interacción de ambos factores (F= 0,054, p= 0,115). Estos resultados indican que estos factores y la interacción de ellos, no tuvieron efectos significativos en la equidad de la comunidad de peces del sector.

En el escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) entre las estaciones del año (Figura 12.9), se observó una ligera dispersión (i.e., mayor disimilitud) en las grabaciones según la estación del año. Sin embargo, no fue suficiente para sugerir una estructuración estacional. El valor que presentó el stress en dos dimensiones fue de 0,19 indicando una adecuada representación de los datos.

El análisis de varianza multivariado con permutaciones (PERMANOVA) anidado, indicó que no hubo diferencias significativas en la abundancia y composición de la comunidad de peces en cuanto a las estaciones del año (F=0,626, p=0,302), y tampoco en la similitud entre hábitats en cada estación (F=0,186, p=0,628). Ahora bien, si hubo diferencias estadísticamente significativas entre hábitats (F= 0,904, p= 0,035) (Tabla 12.1). Por lo tanto, el factor hábitat generó un efecto significativo en la estructura de la comunidad de peces del sector. Para observar cuales fueron las especies que estaban contribuyendo en mayor porcentaje a esta disimilitud entre los hábitats, se realizó un análisis SIMPER (Tabla 12.2), el cual indicó un porcentaje promedio de disimilitud de 62,7% entre bosques de *Lessonia trabeculata* (BLT) y fondos rocosos (FR).

Tabla 12.1 Análisis de varianza multivariado con permutaciones (PERMANOVA) anidado. Valor en color rojo indica que p<0,05.

Origen	Suma de cuadrados	gl	Cuadrado Medio	F	*p*
Estación	0,656286	3	0,21876	0,62673	0,3024
Hábitat	1,57863	5	0,90452	0,90452	0,0357
Estación (Hábitat)	0,975498		0,18631	0,18631	0,6286
Residual	3,49053	10			
Total	6,7009	33			

Tabla 12.2 Análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), que indica las especies que presentaron las disimilitudes (Contrib%) en la composición y Nmax promedio de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados entre los hábitat de bosque de alga (BLT) y fondos rocosos (FR). DP: Disimilitud porcentual.

DP=62,72	**Grupo BLT**	**Grupo FR**				
	Prom.	**Prom.**	**Dis.**			**Acum.**
Especies	**Nmax**	**Nmax**	**Prom**	**Dis/DE**	**Contrib%**	**%**
Scartichthys viridis	0,9	1,9	14,9	1,3	23,7	23,7
Helcogrammoides spp.	1,2	1,2	9,7	1,03	15,5	39,2
Aplodactylus punctatus	0,8	0,8	8,8	1,02	14,0	53,2
Hypsoblennius sordidus	0,4	0,8	7,3	0,99	11,6	64,8
Girella laevifrons	0,3	0,4	5,1	0,7	8,1	72,9
Chirodactylus variegatus	0,4	0,1	4,1	0,7	6,5	79,3
Myxodes spp.	0,3	0	3,3	0,5	5,3	84,6
Chromis crusma	0,1	0,3	3,3	0,5	5,3	89,9
Eleginops maclovinus	0,2	0,0	1,8	0,5	2,9	92,8

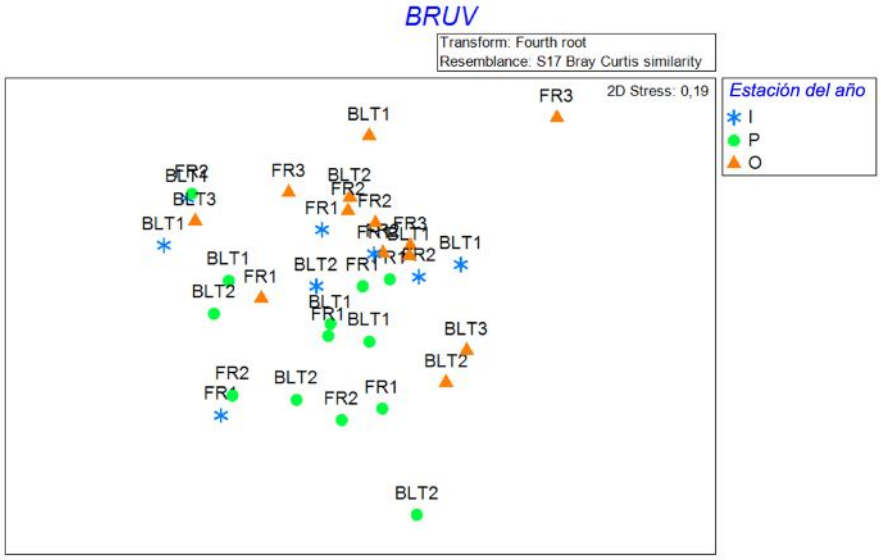


Figura 12.9 Gráfico del nMDS bidireccional de Nmax de los peces del arrecife rocoso templado muestreados durante invierno (I), primavera (P) y otoño (O).

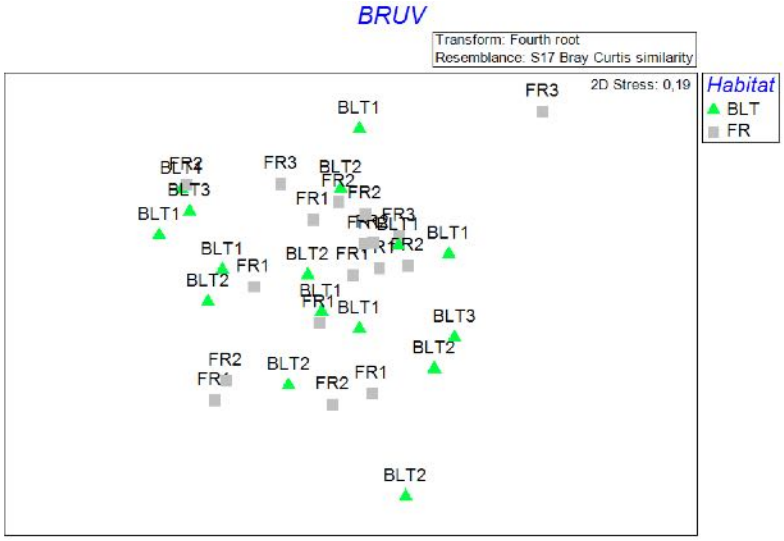


Figura 12.10 Gráfico del nMDS bidireccional de MaxN de los peces del arrecife rocoso templado de Valparaíso muestreados en hábitat de bosque de L. trabeculata (BLT) y en fondos rocosos (FR).

Las cuatro especies responsables de esta disimilitud entre los hábitat fueron la borrachilla (*Scartichthys viridis*), los trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides* spp.), la jerguilla (*Aplodactylus punctatus*) y el cachudito (*Hypsoblennius sordidus*) (Tabla 12.2).

La especie que más contribuyó a la disimilitud de estos hábitat fue la borrachilla (23,7%) la cual se presentó con promedio de abundancia (Nmax) mayor en los fondos rocosos (FR) y menor en los bosques de algas (BLT). Las especies criptobentónicas del género *Helcogrammoides* fue el segundo taxón que contribuyó a la disimilitud total (15,5%) entre los dos hábitats.

En el gráfico nMDS realizado para los hábitats (Figura 12.10), no se apreció una estructuración definida de los muestreos, pero de igual forma se observaron pequeñas agregaciones. Cabe señalar que, los sitios de muestreos en los hábitats de BLT estuvieron más dispersos en el espacio bidimensional, a comparación de los FR, los cuales estuvieron más cerca entre sí.

12.6 Interacciones bióticas

Se analizó un total de 900 minutos de grabación. Sin embargo, solo se observaron interacciones durante 450 minutos en invierno y otoño.

Se registraron cuatro especies (*Scartichthys viridis*, *Helcogrammoides* spp., *Hypsoblennius sordidus* y *Myxodes* spp.) que participaron en al menos una de las interacciones que fueron observadas (Figura 12.11). Se registró una fuerza de interacción de 1,46 interacciones por hora, con una distribución mayor en las interacciones agonísticas (1,36 interacciones/hora) que las interacciones positivas (0,1 interacciones/hora). La tabla de contingencia chi-cuadrado para los hábitats, no presentó diferencias significativas ($p= 0,186$) en las proporciones de las interacciones entre hábitats. De igual forma sucedió con la tabla de contingencia para ambas estaciones del año, dando un valor $p>0,05$ ($Chi2=8,325$, $p=0,080$) indicando que no hubo diferencias en las proporciones de interacciones no tróficas entre estaciones del año.

12.7 Discusión general

Actualmente el uso de metodologías de video submarinos remotos con cebo (BRUV) utilizadas para observar la composición y diversidad de peces, ha sido recurrente en distintos estudios (Cappo et al. 2003, Cappo et al. 2004, Langlois et al. 2006, Riquelme-Pérez et al. 2019, Gres

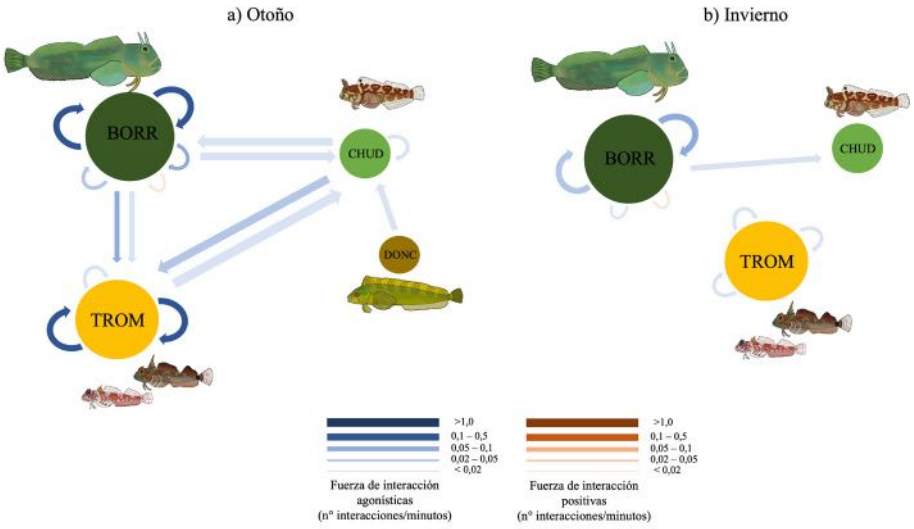


Figura 12.11 Red de interacciones interespecíficas entre peces en otoño (izquierda) e invierno (derecha). Los nodos representan las especies: borrachilla (*Scartichthys viridis*) (BORR), trombollito de tres aletas (*Helcogrammoides* spp) (TROM), cachudito (*Hypsoblennius sordidu*) (CHUD) y doncellita (*Myxodes* spp) (DONC). Las flechas indican interacciones desde las especies que emiten la conducta hacia la que recibe. El color de las flechas azul indica interacciones agonísticas y las flechas naranjas, las interacciones positivas. La intensidad del color refleja la fuerza de interacción, siendo más intensas las interacciones más fuertes. Flechas curvas indican interacciones intraespecíficas.

et al. 2021). Aquí presentamos el primer estudio con metodología BRUV realizado para estudiar al conjunto de peces de arrecifes rocosos en la zona centro de Chile. Se utilizaron los primeros 50 minutos de grabación de cada video registrado (excluyendo 5 segundos previos), lo cual fue suficiente para que la curva de acumulación lograse llegar a la asíntota, confirmando que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para representar la diversidad de peces de arrecifes rocosos templados de la localidad. En un estudio similar, realizado por Gess et al. (2021), en la Reserva Marina de Isla Chañaral, se realizó un esfuerzo de muestreo menor en donde la asíntota se estabilizó entre los 500 y 750 minutos de grabación. Un factor importante al momento de utilizar esta técnica son los tiempos de grabación, se han sugerido de 30 minutos hasta 2 horas por grabación para obtener una muestra representativa del número de especies e individuos que son atraídos por el cebo (Bicknell et al. 2019).

Por lo que se refiere al total de especies registradas (13), se observó que los más frecuentes y abundantes a lo largo del periodo fueron dos especies criptobentónicas: los trombollitos (*Helcogrammoides* spp.)

y las borrachillas (*Scarthichtys viridis*). Las especies criptobentónicas son peces de tamaño pequeño a mediano que desempeñan un papel crucial en la ecología del ecosistema, especialmente en la trama trófica de los arrecifes. Estas especies transforman la energía y nutrientes de niveles tróficos más bajos en una mayor biomasa de fácil acceso para ser consumida por depredadores más grandes.

La importancia de estas especies de peces radica en que son altamente abundantes, tienen ciclos de vida cortos, presentan una rotación generacional rápida y un crecimiento acelerado (Depczynski & Bellwood 2006, Molins & Rodríguez-Quintal 2014, Brandl et al. 2018, 2019). Estas características contribuyen significativamente a la sustentación de la biomasa de peces en los arrecifes.

Ambas especies también fueron documentadas en el único trabajo publicado en la localidad de Montemar (Stepien 1990) en relación a la diversidad de peces del intermareal rocoso, aunque con una metodología de muestreo diferente y enfocado sólo en una estación del año y en el intermareal. El trombollito (*Helcogrammoides cunninghami*), la doncellita (*Myxodes viridis*) y la borrachilla (*Scartichthys viridis*), se encontraban entre las especies más abundantes durante esa época en la zona. Lo que sugiere, que estas especies son integrantes fundamentales que constituyen parte de la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos de la localidad durante el tiempo. Sin embargo, en el presente estudio *Myxodes viridis* presentó una baja abundancia.

La borrachilla (*Scartichthys viridis*) presentó la mayor abundancia en ambos hábitats y en las estaciones del año estudiadas. Un patrón similar encontraron Riquelme-Pérez et al. (2019), en la zona norte de Chile utilizando la misma metodología (BRUV), para estudiar la presión de los peces de arrecifes depredadores en bosques de algas (*Lessonia trabeculata*) y terrenos estériles (campos de rocas). En este trabajo, se observó un total de 11 especies de peces entre las cuales la más abundante durante toda la campaña de muestreo y en terrenos estériles fue la borrachilla.

Es importante señalar que la borrachilla es uno de los pocos herbívoros que se puede encontrar en ambientes fríos como la costa de Chile. Son abundantes y utilizan casi todo el ambiente intermareal y submareal somero hasta profundidades de 20 m (Pérez-Matus & Cea 2021). Viven generalmente sobre rocas donde abundan las algas verdes, rojas coralinas y calcáreas rojas (Ojeda & Muñoz 1999). Muñoz & Ojeda (2000) observaron que su dieta estaba compuesta por casi el 93% de macroalgas,

principalmente de *Gelidium* sp. y *Ulva* sp. Esto sugiere que la frecuencia de ocurrencia de estos individuos en los fondos rocosos del presente estudio, puede estar relacionado con la preferencia de alimentación de la especie, ya que estas algas abundan en las zonas someras.

En este estudio, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en lo que respecta a los índices de diversidad (S, H', 1-D, J'), por lo tanto, se puede sugerir que la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados del sector se mantiene relativamente estable en su diversidad a lo largo del tiempo y en los diferentes hábitats estudiados. Esta diversidad podría estar asociada a que el sector de estudio es un lugar prácticamente protegido al ser una concesión marítima dedicada a la investigación científica. Sin embargo, futuros estudios deben considerar cuantificar el recambio de especies, que podría explicar parcialmente la mantención de la biodiversidad en el tiempo.

Según los análisis multivariados, la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados del sector presentó una estructuración con diferencias atribuibles a los tipos de hábitat estudiados; es decir, entre bosques Lessonia trabeculata (BLT) y fondos rocosos (FR). Sin embargo, no se observaron diferencias estructurales entre estaciones del año. Esto es consistente con diversos estudios que describen la influencia que tiene la complejidad estructural del hábitat sobre la composición de la ictiofauna (e.g. Aburto-Oropeza & Balart 2001, Hüne et al. 2021, Campoy et al. 2023). En este sentido, Anderson & Millar (2004), estudiando comunidades de peces de arrecifes templados en el noreste de Nueva Zelandia a varias escalas espaciales durante dos años, mostraron evidencia de que la estructura comunitaria de peces varía entre los hábitat de bosque de algas y aquellos constituidos por rocas y algas crustosas. Sin embargo, existe evidencia que sugiere fuentes de variación comunitaria alternativa. En el norte de Chile, Gres et al. (2021) mostraron recientemente que existe una influencia sobre la composición comunitaria de peces de arrecifes rocosos templados, asociada tanto a la estacionalidad (primavera e invierno) como a la profundidad del sitio de estudio y sus interacciones, aunque la complejidad del hábitat fue menos importante que otros factores al influir en los patrones de distribución de las especies presentes.

Finalmente, durante las campañas de muestreo de otoño e invierno, se registraron las interacciones existentes entre las especies de peces. En donde, predominaron las interacciones agonísticas por sobre las interacciones positivas, patrón similar al observado por Fernández-Cisternas et al. (2021) en dos islas de Chile. Estos autores reportaron una

mayor riqueza de especies, aunque en bajas densidades, y una mayor frecuencia y número de vínculos de interacciones agonísticas en Rapa Nui a comparación con lo observado en Robinson Crusoe.

Las especies que participaron en estas interacciones son las mismas que presentaron abundancias y frecuencias de ocurrencia mayores durante toda la campaña de muestreo. Tanto, la borrachilla (*Scartichthys viridis*) como los trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides* spp.), se caracterizan por ser territoriales y fueron las primeras en acercarse al momento de desplegar las estructuras BRUV en los hábitats. Los machos del género Helcogrammoides expulsan a otros peces de su hábitat independiente del tamaño que tenga el otro pez (Reyes & Hüne 2012).

A pesar de que en este estudio no se encontraron diferencias significativas en las interacciones asociadas a estas dos variables (hábitats y estación del año), esta investigación proporciona una aproximación reciente a las interacciones no tróficas que puedan estar presentes en el sector. Sin embargo, se sugiere que para futuros estudios se agreguen más variables, tales como las variables ambientales que pueden tener un rol importante en la distribución de la ictiofauna y sus interacciones, y de igual forma incluir otras estaciones del año (i.e., verano y primavera) para entender mejor la dinámica de la estructura comunitaria.

12.8 Conclusiones

Las especies con mayor frecuencia y abundancia durante toda la campaña de muestreo fueron dos especies criptobentónicas, las cuales se han mantenido durante todas estas décadas desde el último registro publicado por Stepien (1990) del sector en cuanto a la diversidad de peces.

Los índices de diversidad fueron relativamente altos y se mantuvieron estables en la localidad de Montemar durante el tiempo de estudio y los hábitats observados. Es posible que esta estabilidad esté relacionada con las restricciones de acceso al público en la zona de estudio.

Existieron diferencias significativas en la estructura comunitaria de los peces de arrecifes rocosos templados en función al tipo de hábitats (BLT y FR), al contrario de lo observado en relación a la variabilidad temporal.

Las interacciones agonísticas fueron predominantes durante toda la campaña de muestreo. Las especies como la borrachilla (Scartichthys

viridis) y los trombollitos de tres aletas (Helcogrammoides spp.) protagonizaron estas interacciones y confirmaron observaciones previas de otros autores en cuanto a su alto nivel de territorialidad.

El uso de metodologías menos invasivas como las basadas en filmaciones sin presencia de buzos (i.e., BRUV) presenta grandes ventajas a la hora de estudiar el conjunto de peces de arrecifes rocosos templados en el submareal somero, ya que permite incluir en futuros estudios especies criptobentónicas las cuales son comúnmente excluidas en los estudios que usan el censo visual submarino.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

12.9 Referencias

Alveal K (1970). Estudios ficoecológicos en la región costera de Valparaíso. Revista de Biología Marina 14: 7-88.

Alveal K (1971). El ambiente costero de Montemar y su expresión biológica. Revista de Biología Marina 14: 85-119.

Aburto-Oropeza O & Balart E (2001). Community Structure of Reef Fish in Several Habitats of a Rocky Reef in the Gulf of California. Marine Ecology 22: 283-305.
Anderson MJ & Millar RB (2004). Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 305: 191 – 221.

Aguilar-Chacón A (2015). Caracterización ecológica y variabilidad temporal de las agrupaciones de peces litorales del área costera adyacente a la plataforma continental, en la playa de las Barrancas, Alvarado, Veracruz. Tesis para obtener el grado académico de Maestro en Ecología y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Boca del Río.

Andradi-Brown DA, Macaya-Solis C, Exton DA, Gress E, Wright G, et al. (2016). Assessing Caribbean Shallow and Mesophotic Reef Fish Communities Using Baited-Remote Underwater Video (BRUV) and Diver-Operated Video (DOV) Survey Techniques. PLos One 11: e0168235.

Brown GE & Brown JA (1993). Social dynamics in salmonid fishes: do kind make better neighbours?. Animal Behaviour 45: 863-871.

Bertness M & Callaway R (1994). Positive interactions in communities. ElSevier Science 9: 191-193.

Brandl SJ, Goatley C, Bellwood D & Tornabene L (2018). The hidden half: ecology and evolution of cryptobenthic fishes on coral reefs. Biological Reviews 93: 1846-1873.

Brandl SJ, Tornabene L, Goatley C, Casey JM, Morais RA, et al. (2019). Demographic dynamics of the smallest marine vertebrates fuel coral reef ecosystem functioning. Coral Reefs 364: 1189–1192.

Bicknells A, Sheehanc E, Godleyb B, Dohertyb P & Witta M (2019). Assessing the impact of introduced infrastructure at sea with cameras: A case study for spatial scale, time and statistical power. Marine Environmental Research 147: 126-137.

Bevilacqua S, Airoldi L, Ballesteros E, Benedetti-Cecchi L, Boero F, et al. (2021). Chapter One - Mediterranean rocky reefs in the Anthropocene: Present status and future concerns. Elsevier 89: 1-51.

Choat JH & Ayling AM (1987). The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 110: 257-284.

Carr MH (1991). Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fishes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 146: 113–137.

Cappo M, Harvey E, Malcolm H & Speare P (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of Marine Protected Areas. Aquatic Protected Areas proceedings 1: 455-464 pp.

Cappo M, Speare P & De'arh G (2004). Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 302: 123–152.

Cappo M, Harvey E & Shortis M (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques-an overview. In Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, Tasmania, Australian Society for Fish Biology 1: 101-114.

Colton M & Swearer S (2010). A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. Marine Ecology Progress Series 400: 19-36.

Campbell MD, Pollack AG, Gledhill CT, Switzer TS & DeVries DA (2015). Comparison of relative abundance indices calculated from two methods of generating video count data. Fisheries Research 170: 125–133.

Carminato A, Rotundo M, Butturi-Gomes D, Barrella W & Junior M (2020). Effects of habitat complexity and temporal variation in rocky reef fish communities in the Santos estuary (SP), Brazil. Ecological Indicators 108: 105728.

Cheal AJ, Emslie MJ, Currey-Randall LM & Heupel MR (2021). Comparability and complementarity of reef fish measures from underwater visual census (UVC) and baited remote underwater video stations (BRUVS). Journal of Environmental Management 289: 112375.

Campony AN, Perez-Matus A, Wieters EA, Alarcon-Ireland R, Garmendia V, et al. (2023). The hidden diversity of temperate mesophotic ecosystems from Central Chile (Southeastern Pacific Ocean) Assessed through towed underwater videos. Diversity 15: 360.

Depczynski M & Bellwood D (2006). Extremes, plasticity, and invariance in vertebrate life history traits: Insights from coral reef fishes. Ecology 87: 3119-3127.

Fontoura L, Cantor M, Longo GO, Bender MG, Bonaldo RM et al. (2020). The macroecology of reef fish agonistic behaviour. Ecography 43: 1278–1290.

Fernández-Cisternas I, Majlis J, Avila-Thieme MI, Lamb RW & Pérez-Matus A (2021). Endemic species dominate reef fish interaction networks on two isolated oceanic islands. Coral Reefs 40: 1081–1095.

Gratwicke B & Speight MR (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. Journal of Fish Biology 66: 650-667.

Griffiths SP, Davis AR, & West RJ (2006). Role of habitat complexity in structuring temperate rockpool ichthyofaunas. Marine Ecology Progress Series 313: 227-239.

Goatley CH, & Brandl SJ (2017). Cryptobenthic reef fishes. Current biology 27: R452-R454.

Gres M, Hüne M, Baldanzi S, Perez-Matus A & Landaeta M (2021). Temperate rocky reef fish community patterns in a coastal marine protected area (MPA) from northern Chile, utilizing remote underwater video cameras (RUVs). Regional Studies in Marine Science 69: 103305.

Helfman G, Collette BB, Facey DE & Bowen BW (2009). Fishes as social animals: aggregation, aggression, and cooperation. In: Helfman, G, Collette BB, Facey DE, & Bowen BW (eds.). The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology, pp. 477-497. John Wiley & Sons, New Jersey.

Hüne M, Friedlander AM, Ballesteros E, Caselle JE & Sala E (2021). Assemblage structure and spatial diversity patterns of kelp forest- associated fishes in Southern Patagonia. PLoS ONE 16: e0257662.

Harvey E, McLean D, Goetze J, Saunders B, Langlois T et al. (2021). The BRUVs workshop – An Australia-wide synthesis of baited remote underwater video data to answer broad-scale ecological questions about fish, sharks and rays. Marine Policy 127: 104430.

Jones GP (1984). Population ecology of the temperate reef fish Pseudolabrus celidotus Bloch and Schneider (Pisces: Labridae): II. Factors influencing adult density. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 75: 277- 303.

Jones GP (1988). Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: a review. New Zealand Journal Marine and Freshwater Research 22: 445- 462.

Jessop SA, Saunders B, Goetze J & Harvey E (2022). A comparison of underwater visual census, baited, diver operated and remotely operated stereo-video for sampling shallow water reef fishes. Estuarine, Coastal and Shelf Science 276: 108017.

Jáquez L (2023). Influencia de la complejidad del hábitat en la composición y estructura del ensamblaje de peces criptobentónicos en arrecifes del Pacífico Tropical Oriental. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, Ensenada.

Kefi S, Berlow E, Wieters E, Joppa L, Wood S et al. (2015). Network structure beyond food webs: mapping non-trophic and trophic interactions on Chilean rocky shores. Ecological Society of America 96: 291-303.

Langlois T, Chabanet P, Pelletier D & Harvey H (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. Fisheries Newsletter-South Pacific Commission 118: 53-57.

Lluch-Cota S, González MV & Lluch-Cota D (2009). Variabilidad ambiental influye en el número. En: García JU, Beltran LF & Lluch D (eds) Recursos marino y servicios ambientales en el desarrollo regional, pp 111-118. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Layton C & Fulton CJ (2014). Status-dependent foraging behaviour in coral reef wrasses. Coral Reefs 33: 345-349.

Muños A & Ojeda F (2000). Ontogenetic changes in the diet of the herbivorous Scartichthys viridis in a rocky intertidal zone in central Chile. Journal of Fish Biology 56: 986-998.

Medina M, Araya M & Araya C (2004). Alimentación y relaciones tróficas de peces costeros de la zona norte de Chile. Investigaciones Marinas, Valparaíso 32: 33-47.

Mallet D & Pelletier D (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). Fisheries Research 154: 44-62.

Molins L & Rodríguez-Quintal J (2014). Peces criptobentónicos de los subordenes blennioidei y gobioidei en algunos de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Mochima, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 53: 57-64.

Nunes L, Morais R, Longo GO, Sabino J & Floeter SR (2020). Habitat and community structure modulate fish interactions in a neotropical clearwater river. Neotropical Ichthyology 18: e190127.

Ojeda F & Muñoz A (1999). Feeding selectivity of the herbivorous fish Scartichthys viridis: effects on macroalgal community structure in a temaperate rocky. Marine Ecology Progress Series 84: 219-229.

Palacios-Martínez G (2015). Peces arrecifales someros en el islote rocoso La Viuda, Golfo Dulce, Costa Rica. Revista de Biología Tropical 63: 329-338.

Perry D, Staveley TAB & Gullström M (2018). Habitat Connectivity of Fish in Temperate Shallow-Water Seascapes. Frontiers in Marine Science, Italy 4: 440.

Piggott CV, Depczynski M, Gagliano M & Langlois TJ (2020). Remote video methods for studying juvenile fish populations in challenging environments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 532: 151454.

Puertas C (2021). Ecología de los peces amazónicos en el Ecuador. En: Jiménez-Prado P & J Valdiviezo-Rivera. Biodiversidad de peces en el Ecuador. Serie Especial de Ictiología Ecuatoriana I. Red Ecuatoriana de ictiología. 10-21 pp. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas, Universidad Tecnológica Indoamérica, Instituto Nacional de Biodiversidad.

Pérez-Matus A & Cea A (2021). De la Mar. Historia Natural de los Peces de Chile Continental. Ediciones Uc. Chile. 456 pp.

Polanco-Pérez J, Search FV, Winckler P, Ochoa-Muñoz MJ, & Landaeta MF (2021). Unexpected effects of coastal storms on trophic ecology of two rocky reef fish species. Marine Biology 168: 20.

Quimbayo JP, Schlickmann ORC, Floeter SR & Sazima I (2018). Cleaning interactions at the southern limit of tropical reef fishes in the Western Atlantic.

Environmental Biology of Fishes 101: 1195–1204.
Reyes P & Hüne M. (2012). Peces del sur de Chile. Ocho libros. Chile. 497 pp.

Riquelme-Pérez N, Musrri CA, Stotz WB, Cerda O, Pino-Olivares O et al. (2019). Coastal fish assemblages and predation pressure in northern-central Chilean Lessonia trabeculata kelp forests and barren grounds. PeerJ 7: e6964.

Stephens JS & Springer VG (1973). Clinid fishes of Chile and Peru, with description of a new species, Myxodes ornatus, from Chile. Smithsonian Institution Press, U.S. Government Printing Office.

Stepien CA (1990). Population structure, diets and biogeographic relationships of a rocky intertidal fish assemblage in central Chile: high levels of herbivory in a temperate system. Bulletin of Marine Science, 47: 598-612.

Spach HL, Godefroid RS, Santos C, Schwarz JR, & de Queiroz GM (2004). Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. Brazilian Journal of Oceanography, 52: 47-58.

Smith T & Smith R (2007). Ecología. Pearson Educación, Madrid. 776 pp.

Sáez S & Pequeño G (2009). Clave taxonómica, actualizada, ilustrada y comentada de los peces de la familia labrisomidae de chile (perciformes, blennioidei). Gayana 73: 130-140.

Sabino J, Andrade LP, Sazima I, Teresa FB, Floeter SR et al. (2017). Following fish feeding associations in marine and freshwater habitats. Marine and Freshwater Research 68: 381-387.

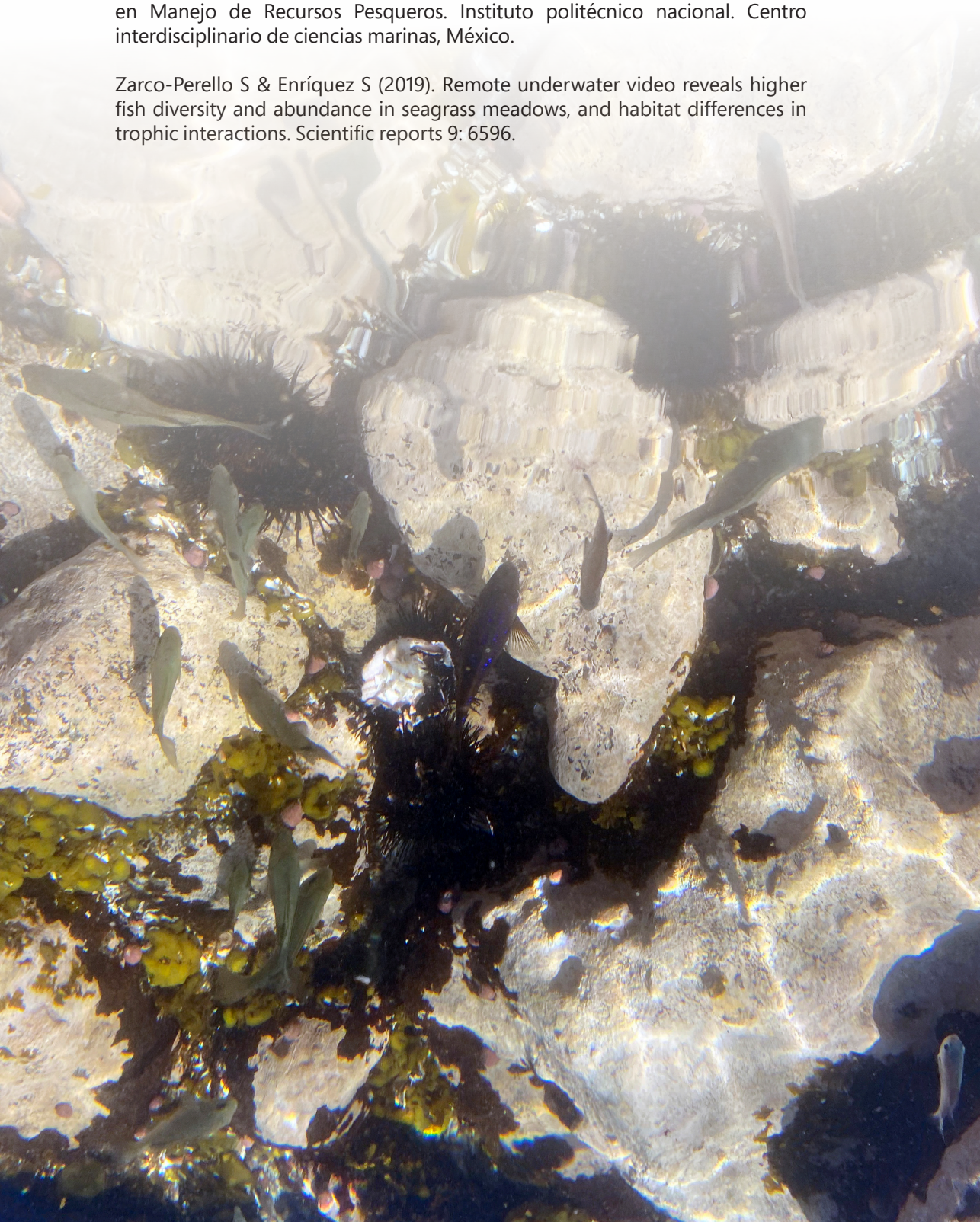
Schramm K, Harvey E, Goetze J, Travers M, Warnock B et al. (2020). A comparison of stereo-BRUV, diver operated and remote stereo-video transects for assessing reef fish assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 524: 151273.

Templado J, Capa M, Guallart J & Luque A (2009). Arrecifes. En: W.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino 142 p.

The Nature Conservancy (2020). Peces litorales de Chile. Santiago, Chile. Disponible en español en https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/TNC_CHILE_LIBRILLO_PECES_LITORALES.pdf. Consultado el 31 de mayo 2023.

Villegas-Sánchez C (2004). Ictiofauna de arrecifes rocosos en la isla San José, b. c. s., México. Tesis para optar al grado de Maestro en ciencias, con especialidad en Manejo de Recursos Pesqueros. Instituto politécnico nacional. Centro interdisciplinario de ciencias marinas, México.

Zarco-Perello S & Enríquez S (2019). Remote underwater video reveals higher fish diversity and abundance in seagrass meadows, and habitat differences in trophic interactions. Scientific reports 9: 6596.



13 CAPITULO

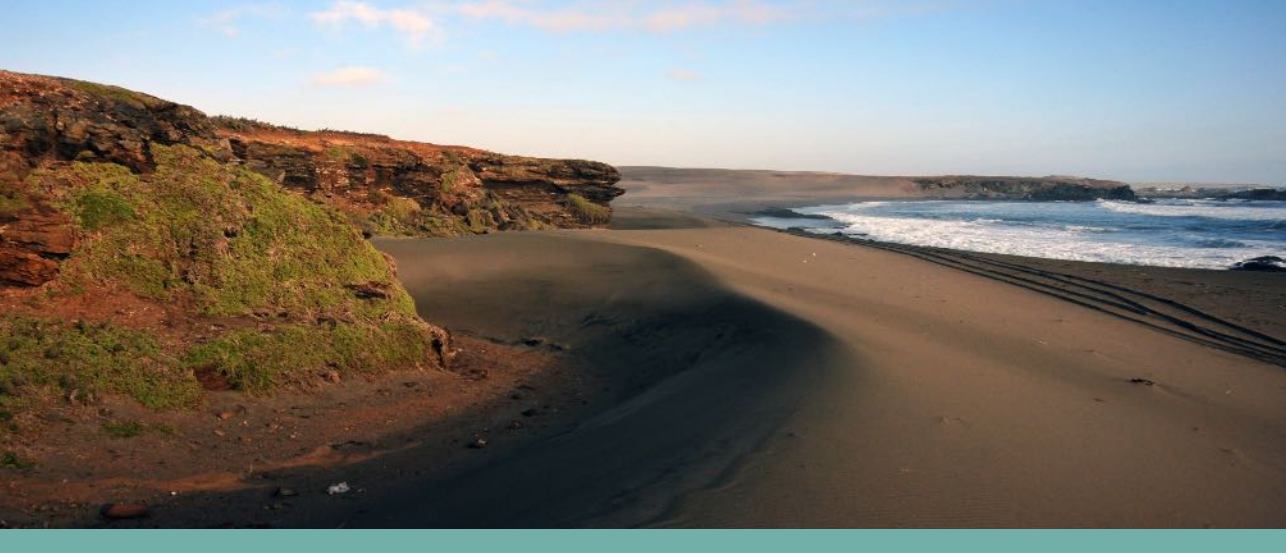
Macrofauna de playas arenosas de Chile, en el contexto de forzantes ambientales de gran escala y afectación por actividades antrópicas

Eduardo Jaramillo & Cristian Duarte



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 422-450



CAPITULO 13: Macrofauna de playas arenosas de Chile, en el contexto de forzantes ambientales de gran escala y afectación por actividades antrópicas

Edardo Jaramillo[1] & Cristian Duarte[2]

1. Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 2. Instituto One Health, Centro de Investigación Marina de Quintay (CIMARQ), Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile.

RESUMEN: Como en todo el mundo, las playas arenosas chilenas, proveen de multiples servicios ecosistémicos. En Chile, estos ecosistemas costeros ocurren primariamente entre las costas de Arica y la Isla Grande de Chiloé. A lo largo de ese rango latitudinal (ca. 3200 km), la composición y zonación de la macrofauna intermareal, varía primariamente en cuanto a los niveles superiores y medios de la playa; i.e. dominancia del cangrejo *Ocypode gaudichaudii* y presencia del coleóptero *Phalerisidia maculata* y el isópodo *Excirolana braziliensis* entre Arica y Antofagasta, reemplazo de este cangrejo por el anfípodo *Orchestoidea tuberculata*, desde playas de Atacama al sur y ocurrencia del isópodo *Tylos spinulous*, en un corto trecho de la costa de Coquimbo. En contraste a lo anterior, los niveles inferiores de la zona intermareal de esas playas son - desde el punto de vista faunístico - muy homogéneos, con dominancia del crustáceo *Emerita analoga*, como especie dominante a lo largo de todas las playas arenosas, que ocurren a lo largo del tramo de costa arriba mencionado.

En un país de alto tectonismo como lo es Chile, el componente físico y biológico de las playas arenosas, ha estado siempre influenciado por los efectos del ciclo sísmico (ya sea por levantamiento o subsidencia de la

costa). Aparte de lo anterior, este hábitat costero, está siendo afectado de modo creciente por actividades antrópicas, ligadas al desarrollo de la sociedad y que usa el borde costero para su desarrollo, incluyendo entre otras: i) la instalación de defensas costeras artificiales, destinadas no solo a la protección del mismo contra marejadas, sino también a la recreación, ii) la limpieza mecánica de playas destinadas a esa recreación, lo que resulta en la afectación de subsidios tróficos para la macrofauna que ocurre en estos hábitats, y iii) el uso de luz artificial, lo que afecta la biología de las especies que forman parte de esa macrofauna. Consecuentemente, se revisan en este Capítulo, los antecedentes que dan cuenta de la importancia de comprender los efectos de tales actividades, para un manejo apropiado del borde costero chileno y de uno de los ecosistemas - las playas arenosas - que más servicios ecosistémicos provee a la sociedad humana.

13.1 Introducción

La costa chilena se ubica en una de las zonas tectónicas más activas del planeta; el así llamado Cordón de Fuego del Pacífico, zona de aproximadamente 40.000 km de largo y 500 km de ancho que rodea todo el océano Pacífico. Esta zona se caracteriza por la ocurrencia frecuente de terremotos y erupciones volcánicas, lo que es el resultado de la subducción o deslizamiento de placas tectónicas oceánicas bajo placas continentales. Debido a la interacción cercana de esas placas, se han originado trincheras oceánicas y cordones volcánicos, lo que periódicamente resulta en la ocurrencia de terremotos y erupciones volcánicas. Para el caso de Chile, la Placa de Nazca, subduce o se desliza bajo la Placa Sudamericana, fenómeno que ocurre a una tasa promedio cercana a 70 mm/yr (Ruegg et al. 2009). Debido a lo anterior, el litoral chileno se ve sometido periódicamente, a la ocurrencia de grandes terremotos de subducción (el ciclo sísmico) y tsunamis resultantes (Beck et al. 1998, Comte et al. 1986, Lagos et al. 2019), perturbaciones de gran escala que modifican significativamente el paisaje físico y biológico de la costa (e.g. Castilla et al. 2010, Jaramillo et al. 2012).

A los efectos de la recurrente deformación de la corteza continental en el lA los efectos de la recurrente deformación de la corteza continental en el litoral chileno, se suma el creciente uso del borde costero por parte de la sociedad, lo que también modifica el paisaje físico y biológico del mismo, incluyendo el de las playas arenosas. Tales usos, incluyen entre otros, la instalación de defensas costeras artificiales en la parte posterior de estos hábitats costeros y la recreación humana, actividad que va acompañada

en muchos casos, por la limpieza mecánica de las playas e instalación de luz artificial. La instalación de defensas costeras resulta en muchos casos, en la eliminación de la macrofauna de los niveles superiores del intermareal, a la vez que la limpieza mecánica de las playas arenosas, resulta en la pérdida de un importante subsidio trófico y de micro hábitat (acúmulos de macroalgas varadas), para los invertebrados que ocupan los niveles superiores y medios de las playas arenosas. A su vez, la instalación de luz artificial, afecta los ritmos circadianos de especies de invertebrados, como anfípodos talitridos, isópodos oniscoideos y coleópteros tenebrionidos, cuyas actividades de forrajeo, por ejemplo, ocurren primariamente durante la noche. Todo lo anterior afecta de modo significativo, la estabilidad ambiental de las playas arenosas, el ambiente costero con mayor representatividad a lo largo de la costa mundial, donde no hay hielo permanente. Lo anterior no es trivial, ya que este tipo de hábitat provee de múltiples servicios ecosistémicos; de hecho, Harris & Defeo (2022) mencionan que las playas arenosas son sitios altamente valorados para la recreación, lo cual representa uno de los tantos servicios ecosistémicos que estos hábitats costeros proveen. Recientemente, se ha demostrado, que las playas arenosas proveen 56 de los 86 (i.e., 67%) servicios ecosistémicos identificados en la Common International Classification of Ecosystem Services (Harris & Defeo 2022).

Debido a las características tectónicas de la costa chilena, a la importancia creciente de los efectos del cambio climático y del servicio ecosistémico de recreación, se considera relevante comentar en este Capítulo, los efectos de diferentes perturbaciones naturales y antrópicas sobre la macrofauna intermareal de las playas arenosas de Chile, incluyendo: i) defensas costeras artificiales y macrofauna intermareal, ii) reconversión de hábitat y ensambles faunísticos versus ciclo sísmico, iii) afectación de subsidios tróficos y de micro hábitat y iv) contaminación lumínica. Debido a que los efectos de forzantes ambientales y afectaciones antrópicas antes mencionadas, afectan de modo diferencial al componente faunístico de las playas arenosas de Chile - particularmente debido a que tales especies ocurren en diferentes niveles mareales - se describen a continuación los diferentes esquemas de zonación de la macrofauna intermareal, hasta ahora conocidos por los autores.

13.2 Macrofauna intermareal de playas arenosas de Chile

Durante los primeros años de su desarrollo, el estudio de las playas arenosas chilenas, estuvo dominado por trabajos primariamente relacionados con la zonación de la macrofauna intermareal que en ellas

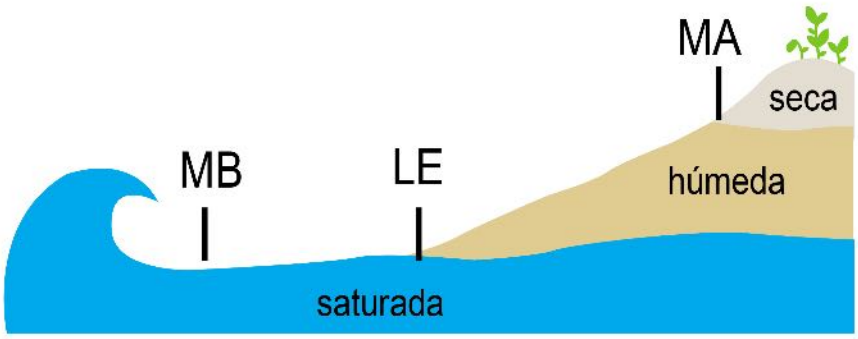


Figura 13.1. Esquema de delimitación de las zonas físicas de una playa arenosa, acorde el contenido de agua en el espacio intersticial. MA=nivel de marea alta, LE=línea de efluente o límite superior del espejo de agua, MB=nivel de marea baja o zona de colapso de las olas, cuando estas rompen sobre la cara de la playa. Fuente: Elaboración propia.

habita. Pionero fue el estudio de Dahl (1952), quién en base a muestreos realizados en Montemar, Valparaíso (ca. 33oS), Isla Tenglo, Puerto Montt (ca. 41oS) y Punta Arenas (ca. 53oS), confeccionó un esquema de zonación que lo integró con estudios realizados en playas de Venezuela (ca. 10oN), Noruega (ca. 69oN) y Suecia (ca. 69oN), para terminar con un esquema de zonación mundial que ha sido utilizado desde entonces de manera global.

Aproximadamente 20 años después del trabajo inicial de Dahl (1952), comenzaron los estudios en playas arenosas de la costa chilena; durante esos años, la mayor parte de las investigaciones estuvieron dirigidas a describir la zonación de la macrofauna a lo ancho de la zona intermareal, incluyendo aquellas realizadas entre otros autores, por Epelde-Aguirre & López (1975) en una playa de Coronel, Castilla et al. (1978) en playas de Valparaíso, Jaramillo (1978, 1982) en playas de Valdivia, Castilla (1983) en playas de Atacama, Sánchez et al. (1982) en playas de Coquimbo, Clarke & Peña (1988) en una playa de Antofagasta, Jaramillo et al. (1998) en playas de Antofagasta y Coquimbo, Hernández et al. (1998) en una playa de San Vicente y Jaramillo et al. (2000), en playas de Ancud.

En base a los estudios antes mencionados y a los de Acuña & Jaramillo (1987), Jaramillo & Gonzalez (1991), Jaramillo et al. (1993) y Siemens et al. (2000), pueden elaborarse esquemas de zonación de la macrofauna intermareal de playas arenosas (Figura 13.1), ubicadas entre las costas de Arica y Ancud, en la Isla Grande de Chiloé, extensión de la costa donde ocurre la mayor parte de las playas arenosas de Chile. Esos esquemas,

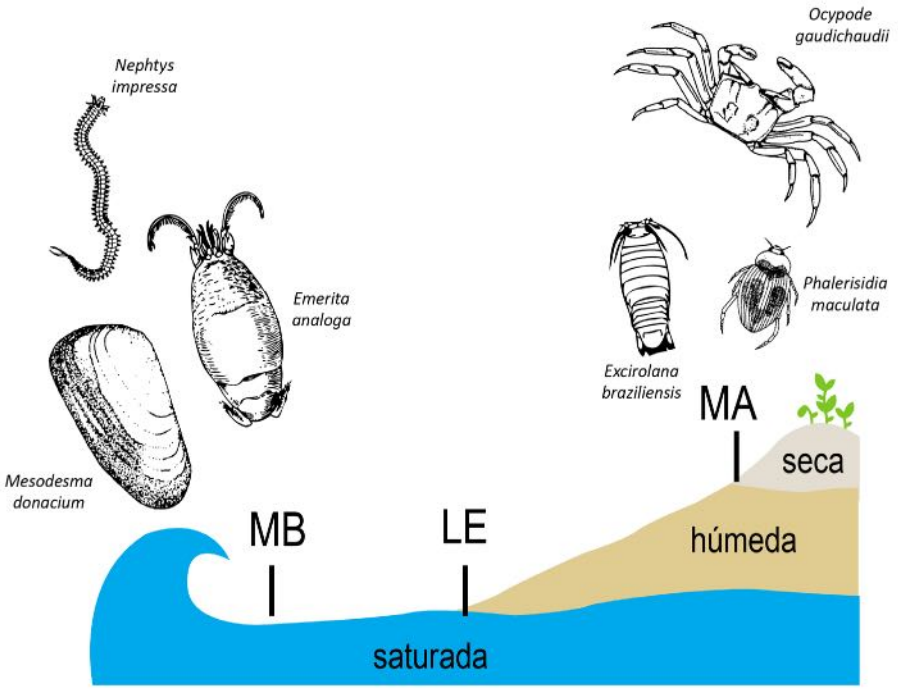


Figura 13.2. Esquema de zonación de la macrofauna intermareal en playas arenosas ubicadas entre la costa de Arica y Mejillones. MA=marea alta, LE=línea de efluente, MB=marea baja.

muestran donde ocurren los máximos de abundancia de las especies más comunes de la macrofauna intermareal de esas playas, en relación a los niveles de marea alta, línea de efluente y marea baja, niveles que se muestran en la Figura 13.1.

Sobre el nivel de marea alta, se ubica la zona seca; a la misma, solo le llega agua cuando llueve o por transporte de gotas de agua marina por el viento. Entre ese nivel y la línea de efluente o límite superior del espejo de agua, se ubica la zona húmeda o de retención. Esta zona es cubierta por el agua durante la marea alta; por lo mismo, durante la marea baja, los granos de arena permanecen húmedos, pero no mojados. Bajo la línea de efluente, se ubica la zona saturada, en la cual, el espacio entre los granos de arena está totalmente ocupado por agua. Esta zona se extiende hasta el punto de colapso de las olas que rompen sobre la cara de la playa; ese punto lo llamamos nivel de marea baja (Figura 13.1).

EEn base a estudios muy acotados en cuanto a playas estudiadas, Jaramillo (1987), encontró que la zonación de la macrofauna a lo largo de un gradiente latitudinal de aproximadamente 2200 km (costa de

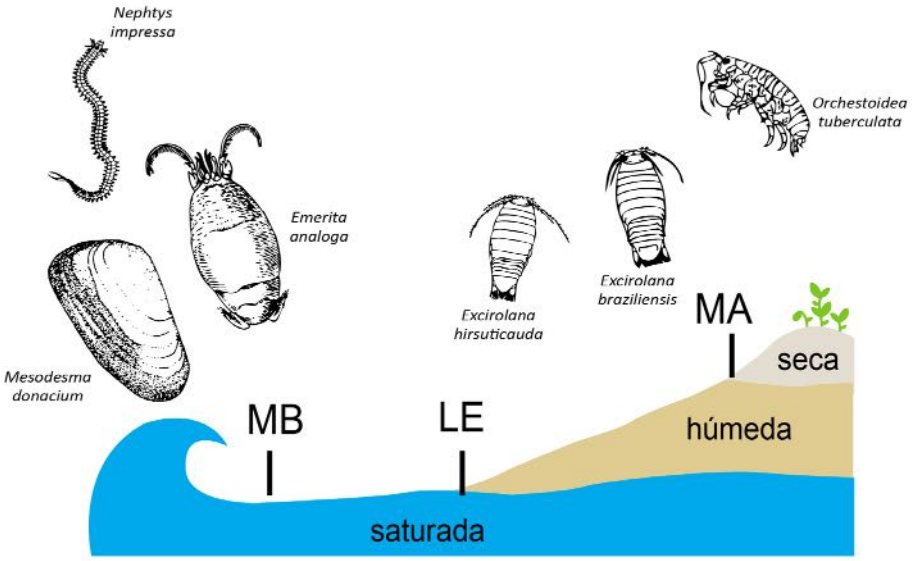


Figura 13.3. Esquema de zonación de la macrofauna intermareal en playas arenosas ubicadas entre la costa del Parque Nacional Pan de Azúcar y Chañaral. MA=marea alta, LE=línea de efluente, MB=marea baja.

Iquique a Valdivia), variaba primariamente en cuanto a la composición faunística de los niveles superiores y medios del intermareal (zonas de secado y retención). Estudios posteriores sustentan tal conclusión dando cuenta de tal variabilidad, la cual se expone a continuación.

Entre la costa de Arica y Mejillones, el crustáceo decápodo *Ocypode gaudichaudii* caracteriza la zona de la playa extendida entre aproximadamente el nivel de marea alta y gran parte de la zona de retención; el coleóptero *Phalerisidia maculata*, centra su ocurrencia alrededor del nivel de marea alta, a la vez que el isópodo cirolánido *Excirolana braziliensis*, ocurre en la zona de retención (Figura 13.2). El crustáceo anomuro *Emerita analoga*, el poliqueto *Nephtys impressa* y el molusco bivalvo *Mesodesma donacium*, ocurren primariamente en la zona saturada y alrededor del nivel de marea baja (Figura 13.2).

Más al sur, entre la costa del Parque Pan de Azúcar y Chañaral, los niveles ubicados entre la marea alta y la parte superior de la zona de retención, son ocupados primariamente por el anfípodo talitrido *Orchestoidea tuberculata*, los niveles superiores de la zona de retención por *E. braziliensis* y los inferiores de la misma zona o cercanos a la línea de fluente por *Excirolana hirsuticauda*. Tal como en la costa de Iquique y Antofagasta, la zona saturada de estas playas está caracterizada por la presencia de *E. analoga*, *N. impressa* y *M. donacium* (Figura 13.3).

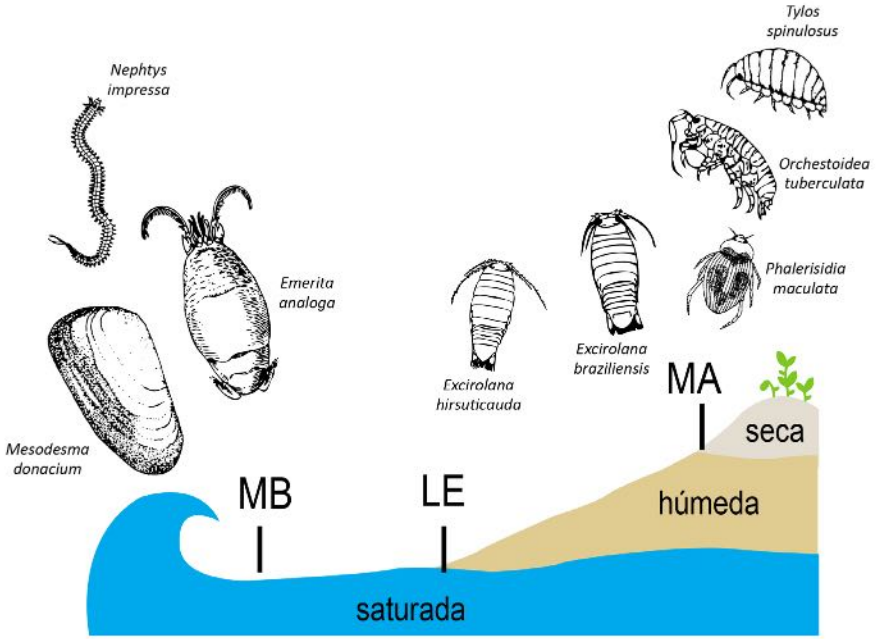


Figura 13.4. Esquema de zonación de la macrofauna intermareal en playas arenosas ubicadas entre la costa de Apolillado (La Higuera) y Totoralillo (Coquimbo). MA=marea alta, LE=línea de efluente, MB=marea baja.

En una zona muy corta de la costa de la Región de Coquimbo, en cuanto a rango latitudinal (Apolillado a Punta Choros), los niveles ubicados entre la marea alta y la parte superior de la zona de retención, están representados por *P. maculata*, *O. tuberculata* y el isópodo oniscoideo *Tylos punctatus*. Le siguen *E. hirsuticauda* desde la parte media de la zona de retención y a las proximidades de la línea de efluente, y *E. analoga*, *N. impressa* y *M. donacium* en la zona de saturación (Figura 13.4).

Finalmente, desde la costa de Valparaíso a la de Ancud, la zonación de la macrofauna intermareal ocurre de modo muy similar a la descrita para la zona de Coquimbo (Figura 13.4); no obstante, en esta zona no ocurre *T. spinulosus* y hacia la parte sur de la misma (costa de Valdivia) aparece el isópodo cirolánido *Excirolana monodi*, en la parte media de la zona de resurgencia (Figura 13.5).

13.3 Defensas costeras artificiales y macrofauna intermareal

Estudios realizados en diferentes costas del mundo, demuestran que la instalación de defensas costeras artificiales en el borde posterior de las playas arenosas, resultan en la disminución de la riqueza específica

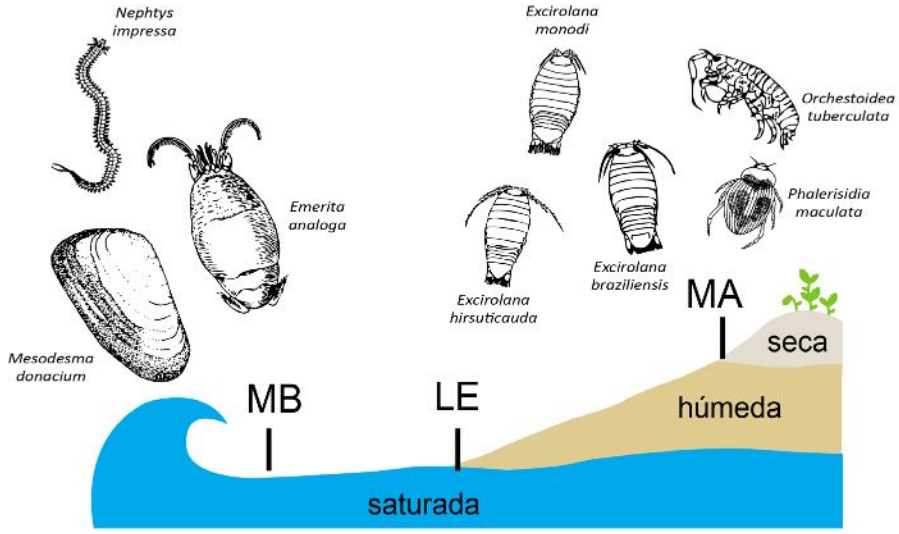


Figura 13.5. Esquema de zonación de la macrofauna intermareal en playas arenosas ubicadas entre la costa de Valparaíso y Ancud. MA=marea alta, LE=línea de efluente, MB=marea baja.

y abundancia de la macroinfauna intermareal y en pérdida del hábitat, debido a la acción erosiva del oleaje que golpea con esas estructuras (Dugan & Hubbard 2006, Dugan et al. 2003, 2008, Gittman et al. 2016, Jaramillo et al. 2012). Los resultados de estudios realizados durante enero del año 2010, en playas arenosas de las regiones del Maule y Biobío (Jaramillo et al. 2012), muestran que la instalación de murallas de concreto y revestimientos rocosos en la parte posterior de esas playas, resulta en la eliminación o disminución significativa de crustáceos típicos de los niveles superiores del intermareal, como lo son *O. tuberculata* y *E. braziliensis*. Por el contrario, especies ubicadas en niveles inferiores - como *E. hirsuticauda* y *E. analoga* - no son generalmente afectadas (Tabla 13.1).

Lo anterior permite hipotetizar que, la distancia decreciente entre una defensa costera artificial y el nivel de la marea baja, afecta al número de zonas físicas y especies de la macrofauna intermareal de playas arenosas. En otras palabras, a medida que la defensa costera se instala más lejos de la zona saturada, menor es el número de especies que hipotéticamente desaparece y viceversa (Figura 13.6).

Tabla 13.1. Valores promedio (n=4 transectos) y desviación estándar entre paréntesis, de las abundancias de *O. tuberculata*, *E. braziliensis*, *E. hirsuticauda* y *E. analoga*, en sitios con y sin defensas costeras (cdc y sdc, respectivamente), en playas muestreadas durante enero 2010, en la costa del Maule (Boyeruca e Iloca) y del Biobío (Lenga, Maule, Colcura, Playa Blanca, Las Peñas y Llico). Los valores de p en rojo indican diferencias significativas (p<0,05) luego de realizar análisis de varianza entre promedios de valores para situación cdc y sdc.

		O. tuberculata	p	*E. braziliensis*	p	*E. hirsuticauda*	p	*E. analoga*	p
Boyeruca	cdc	0		0		891 (379)		1683 (1521)	
	sdc	1294 (727)		1076 (1588)		2057 (545)	**0,013**	72447 (59137)	**<0,001**
Iloca	cdc	191 (771)		1420 (432)		6431 (3847)		32513 (14057)	
	sdc	509 (435)	0,200	7722 (3769)	**0,016**	7964 (4452)	0,621	47937 (13145)	0,160
Lenga	cdc	64 (128)		0		2388 (2085)		30473 (8903)	
	sdc	1038 (472)	**0,007**	83 (166)		579 (782)	0,124	22402 (10010)	0,274
Maule	cdc	0		0		0		2893 (2359)	
	sdc	95 (64)		0		0		5042 (1030)	0,152
Colcura	cdc	0		0		1400 (255)		21251 (7868)	
	sdc	2534 (1207)		274 (548)		1878 (2840)	0,516	35330 (6059)	**0,030**
Playa Blanca	cdc	0		77 (153)		77 (153)		14838 (4965)	
	sdc	1994 (1012)		2362 (1141)	**0,007**	0		14379 (4595)	0,897
Las Peñas	cdc	0		51 (102)		4743 (1014)		6770 (2184)	
	sdc	917 (554)		178 (222)	0,337	4122 (1870)	0,581	8267 (4011)	0,537
Llico	cdc	0		536 (879)		2391 (597)		12511 (4447)	
	sdc	649 (439)		1158 (799)	0,335	1145 (1153)	0,103	7282 (3152)	0,124

13.4 Reconversión de hábitat y ensambles faunístico versus ciclo sísmico

El terremoto del Maule o 27F (27 febrero del año 2010) (Mw=8,5), resultó en el levantamiento continental cosísmico de la Península de Arauco, Isla Santa María e Isla Mocha, con valores variando entre aproximadamente 0,5 y 2,0 m (Melnick et al. 2012, Jaramillo et al. 2012).

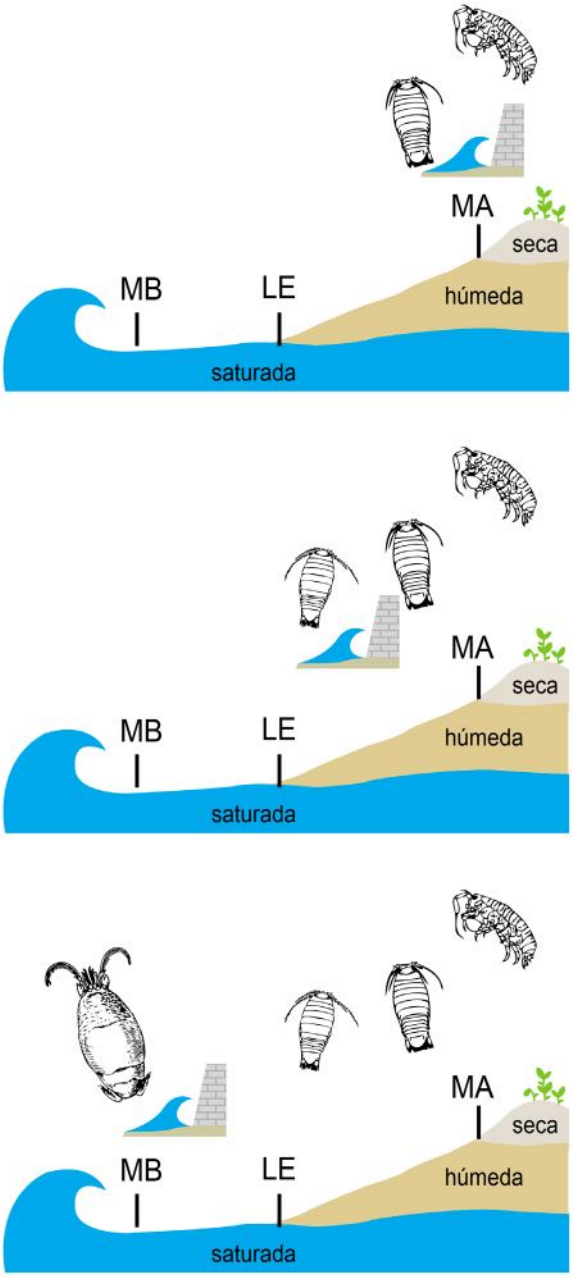


Figura 13.6. Representación esquemática, de cómo la distancia entre la ubicación de una defensa costera artificial y el nivel de marea baja, afecta el número de zonas físicas y especies de la macrofauna intermareal de playas arenosas. MA=marea alta, EL=línea de efluente, MB=marea baja.

La Figura 13.7, muestra que durante enero del año 2010 y aún durante mareas bajas de sicigia, las olas y mareas llegaban hasta el revestimiento rocoso de la playa de Llico y la muralla de concreto de la playa de Lavapie, ambas localidades ubicadas en la Península de Arauco, Región del Biobío. Por el contrario, en la playa de Lebu (también ubicada en la Península de Arauco) y durante mareas de sicigia, no se observaba interacción entre la muralla de concreto y las olas y mareas. La distancia entre el revestimiento rocoso de Llico y la muralla de concreto de Lavapie y el nivel de marea baja era de 8 y 12 m, respectivamente. Por el contrario, la distancia entre la muralla de concreto de Lebu y el nivel de marea baja era de 55 m; es decir, aproximadamente 7 y 12 veces más que las distancias medidas para Llico y Lavapie, respectivamente. La composición de la macrofauna intermareal de estas playas guarda un buen correlato con los anchos antes mencionados (Figura 13.7). Mientras que en las playas de Llico y Lavapie, solo ocurría *E. analoga*, en Lebu - además de *E. analoga* - ocurrían *O. tuberculata* y *E. braziliensis* en los niveles superiores y medios de la playa y *E. hirsuticauda* en los niveles inferiores de la zona húmeda o zona de resurgencia (Figura 13.7).

Luego de la ocurrencia del terremoto del 27F, el ancho de las playas de Llico, Lavapie y Lebú aumentó; es decir, se creó nuevo hábitat intermareal debido a levantamiento cosísmico. Solo dos semanas después de la ocurrencia de este terremoto, los niveles superiores de la playa de Llico, fueron rápidamente colonizados por las especies de crustáceos típicas de esos niveles (*O. tuberculata* y *E. braziliensis*). Tales organismos aparecieron en la playa de Lavapie, meses más tarde de lo observado en Llico, situación probablemente relacionada a que en esta playa el levantamiento cosísmico del 27F, levantó roqueríos ubicados en el nivel más bajo de la playa y que con anterioridad a este evento, estaban bajo el agua. Lo anterior resultó en la formación de una barrera rocosa que impedía y aún impide en algunos sectores de la playa, la llegada directa de las olas a la playa.

Por lo mismo, esta playa se ha transformado en lugar de estacionamiento de lanchas pesqueras en los niveles superiores de la playa y zona de tráfico vehicular para llevar esas lanchas al agua, lo que ha resultado en la compactación del sustrato, impediendo de este modo el establecimiento en la arena de organismos excavadores, como lo son *O. tuberculata* y las especies de *Excirolana*. Por otra parte, la ausencia de una zona de rompiente realmente desarrollada, excluye la presencia de *E. analoga*, especie que necesita del oleaje para mantener sus abundancias debido a que: i) las olas resuspenden y mantienen en suspensión células de

fitoplancton, de las cuales este organismo suspensívoro se alimenta, y ii) las olas y corrientes costaneras dispersan las larvas de *E. analoga*; por lo tanto, una disminución del oleaje incide negativamente en ese transporte y la llegada de esas larvas a la playa.

Aparte de lo anteriormente descrito en cuanto a la escasa representación de crustáceos después del 27F, se observó también que la fauna de crustáceos en la playa de Lavapie fue disminuyendo en desmedro de poliquetos sedimentívoros (Figura 13.7). Es decir, y debido a la interacción entre defensas costeras artificiales y la ocurrencia de un terremoto de subducción, no solo se recuperó parte de un hábitat intermareal anteriormente ocupado por esas estructuras artificiales (Llico, Lavapie y Lebu), sino que también ha ocurrido una reconversión del hábitat intermareal como el observado en Lavapie. En esta playa, los niveles inferiores dejaron de tener una típica zona donde las olas rompen y luego de eso, se deslizan por la playa (como era antes del 27F), sino que se han convertido (hasta el día de hoy) en una planicie sedimentaria, hábitat costero dominado por poliquetos sedimentívoros debido a la alta carga orgánica de sus sedimentos.

Finalmente, es interesante señalar, que los estudios hasta ahora realizados en relación a la reconversión del hábitat intermareal de las playas arenosas de la costa del Biobío, han permitido conocer lo negativo que resulta en muchos casos - tanto para el hábitat físico como para la macrofauna y la vegetación terrestre aledaña a las mismas - el instalar defensas costeras artificiales (Jaramillo et al. 2012, Rodil et al. 2015, 2016).

13.5 Afectación de subsidios tróficos y de microhábitat

Las playas arenosas de Chile y el mundo se caracterizan por su baja productividad primaria local (Jaramillo et al. 2003). A diferencia de ecosistemas bentónicos o estuarinos, la arena prácticamente carece de productores autótrofos residentes. Sin embargo, estas playas son sistemas abiertos e interconectados que reciben subsidios tróficos provenientes de ecosistemas adyacentes (Rodríguez 2003). De estos subsidios, el más importante corresponde a las algas que arriban a las playas provenientes principalmente de bosques de macroalgas de la zona submareal (Dugan et al. 2003). Fenómenos como tormentas o marejadas, desprenden grandes volúmenes de macroalgas (e.g. *Macrocystis pyrifera*, *Durvillaea antartica*) que son depositadas en las playas de arena y se acumulan en la zona supralitoral formando los llamados varamientos o 'wrack' (Jaramillo et al. 2006). Este flujo de biomasa constituye uno de los

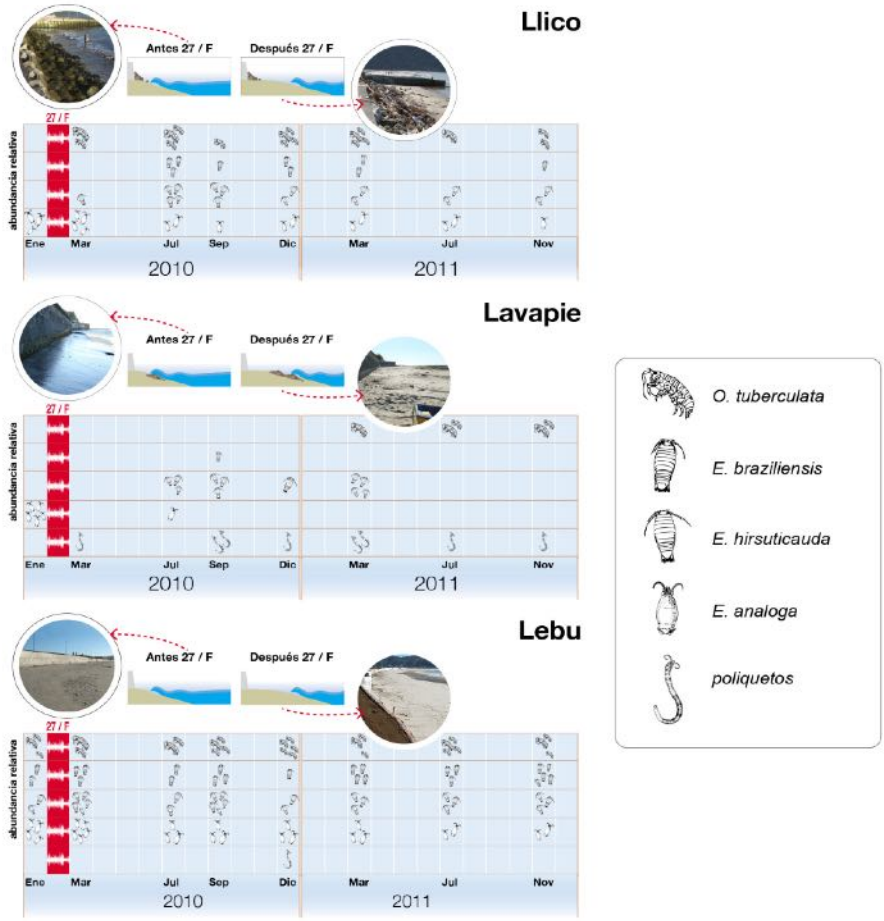


Figura 13.7. Imágenes obtenidas antes y después del 27F y esquemas ilustrativos de las interacciones entre defensas costeras artificiales y abundancias relativas de la macrofauna intermareal de las playas de Llico, Lavapie y Lebu (Península de Arauco). Las especies se ordenan en acorde su distribución a lo ancho de la playa: *O. tuberculata* en la primera fila (intermareal superior), *E. braziliensis* y *E. hirusticauda* en la segunda y tercera fila (intermareal medio), *E. analoga* en la cuarta fila (intermareal inferior) y poliquetos Spionidae en la quinta fila cuando están presentes (intermareal inferior). Nótese la disminución despues del 27F de los crustáceos en desmedro de los poliquetos sedimentívoros.

mecanismos más importantes de conectividad ecológica entre el mar y la zona intermareal. Las macroalgas varadas aportan carbono orgánico, nitrógeno y fósforo, junto con una compleja estructura tridimensional que genera un mosaico de microhábitats en estos ecosistemas (Lastra et al. 2008, Duarte et al. 2014, Rodil et al. 2019).



Figura 13.8. Algas varadas e individuos de *T. spinulosus* consumiendo algas en la zona intermareal de la playa arenosa Las Conchitas, Región de Coquimbo.

La disponibilidad de algas afecta a múltiples niveles tróficos, desde microorganismos descomponedores hasta aves costeras (Dugan et al. 2003, Lastra et al. 2008). Diversos estudios realizados en playas de arena de la costa de Chile, muestran que muchas especies que allí habitan, tales como *O. tuberculata*, *T. spinulosus* y *P. maculata* (taxa dominantes en términos de abundancia y biomasa), dependen estrechamente de las algas varadas como fuente de alimento y de hábitat (e.g. Jaramillo et al. 2006, Duarte et al. 2009, 2010) (Figura 13.8).

Es interesante señalar que los resultados de experimentos de terreno y de laboratorio - tanto en Chile como en otras regiones del mundo - han mostrado que estas algas no son consumidas de manera uniforme y que su uso depende principalmente de las características nutritivas de estos subsidios (Lastra et al. 2008, Duarte et al. 2008, 2010, 2011, Hyndes et al. 2022). Por ejemplo, *O. tuberculata* muestra claras preferencias por aquellas algas o partes del alga que presentan mayor cantidad de proteínas, un atributo nutricional clave para los invertebrados consumidores de algas (Duarte et al. 2010, 2011, Quintanilla-Ahumada et al. 2023) (Figura 13.9).

Estas conductas de alimentación han mostrado tener consecuencias significativas sobre la adecuación biológica o "fitness" de estas especies (e.g. Duarte et al. 2010), ya que cuando consumen algas con mayor valor nutritivo, los individuos alcanzan sus mayores tasas de crecimiento (Figura 13.10).

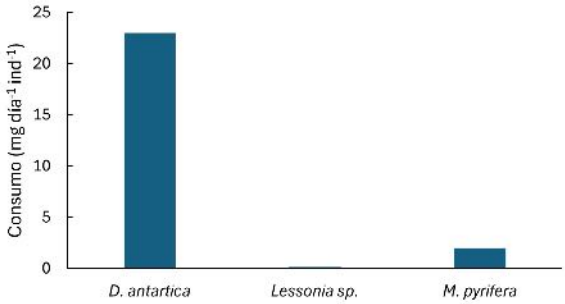


Figura 13.9. Tasa de consumo de individuos de *O. tuberculata* (experimento de preferencia alimentaria), sobre tres de las especies de algas más comunes que arriban a la zona intermareal de playas de arena, *Durvillaea antarctica*, *Lessonia* sp. y *Macrocystis pyrifera*. Modificado de Duarte et al. (2010).

La calidad nutritiva de las algas ha mostrado jugar un rol tan relevante para las especies consumidoras de algas varadas en playas de arena, que cuando las especies de algas de mayor calidad y preferidas no están disponibles, los individuos incrementan la tasa de consumo de las algas de menor calidad, de tal modo de compensar por la baja calidad, una adaptación biológica conocida como alimentación compensatoria (Cruz-Rivera & Hay 2000, Duarte et al. 2011). En la costa de Chile, Duarte et al. (2011, 2016) mostraron que individuos de *O. tuberculata*, incrementaron significativamente la tasa de consumo de ítems alimentarios de menor calidad nutritiva, cuando su alimento preferido y de mayor calidad, no estuvo presente. Esta alimentación compensatoria permitió mantener la tasa de crecimiento de tales individuos, al menos durante la duración de los experimentos. Estos antecedentes ponen de manifiesto la complejidad de la interacción entre los subsidios tróficos y las especies que lo consumen, un aspecto que debe ser considerado en cualquier plan de conservación de estos ecosistemas.

Las algas varadas también generan cambios en las condiciones de temperatura y humedad del sedimento, generando microhabitats para muchos invertebrados supralitorales (Colombini et al. 2000, Dugan et al. 2003, Jaramillo et al. 2006). Al retener agua y disminuir la temperatura del sedimento, los acúmulos de algas crean un microambiente más benigno (ver Figura 13.8), donde las fluctuaciones térmicas diurnas son menores y la desecación es reducida (Olabarria et al. 2010). Consecuentemente, los acúmulos de algas tienen, la capacidad de influir significativamente sobre las abundancias poblacionales y estructura comunitaria de la fauna (e.g. Colombini et al. 2009, Hyndes et al. 2022).

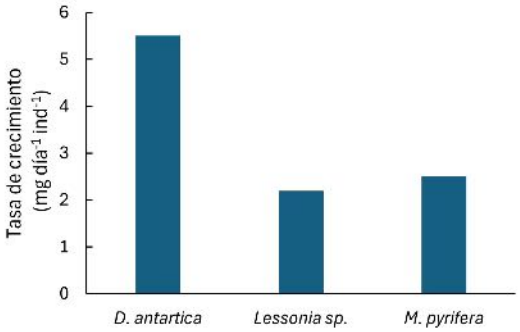


Figura 13.10. Tasa de crecimiento de individuos de *O. tuberculta* alimentados con las algas más comunes que arriban a la zona intermareal de playas de arena, *Durvillaea antarctica*, *Lessonia* sp. y *Macrocystis pyrifera*. Modificado de Duarte et al. (2010)

A nivel poblacional, la presencia de algas en la costa de Chile determina cambios notables en abundancia y distribución de la fauna. Por ejemplo, en un estudio realizado en playas de arena del sur de Chile, Duarte et al. (2009), mostraron que la abundancia total, abundancia de hembras, hembras ovígeras, machos y juveniles, como también el tamaño corporal de *O. tuberculata*, fueron significativamente más altos en playas con mayor cantidad de macroalgas varadas. Similarmente, en playas del centro norte de Chile, Jaramillo et al. (2006) demostraron que las abundancias poblacionales de *O. tuberculata*, *P. maculata* y *T. spinulosus* fueron entre 14 y 61 veces mayores bajo los depósitos de algas varadas que en las zonas adyacentes carentes de tales depósitos de algas (Figura 13.11). Estas diferencias sustanciales indican que los acúmulos de algas varadas son verdaderos "hotspots" demográficos, influyendo sobre la densidad y abundancias poblacionales de la fauna de playas de arena.

A nivel comunitario, se ha encontrado que playas arenosas con alta cobertura de algas varadas, presentan mayor diversidad funcional y trófica (Dugan et al. 2003, Colombini & Chelazzi 2003, Olabarria et al. 2010). A pesar de que en Chile no se han realizado estudios tendientes a evaluar directamente el efecto de las algas varadas sobre los atributos comunitarios, los cambios en las abundancias poblaciones descritos anteriormente, demuestran que, en estas costas, las algas varadas también influyen sobre la estructura comunitaria. Por ejemplo, los resultados de un estudio realizado en las costas de Chile, mostró que la disponibilidad de algas varadas influye sobre las interacciones biológicas entre adultos y juveniles de *O. tuberculata* (Duarte et al. 2010), lo que permite hipotetizar que eso resulta en cambios en la estructura comunitaria de la fauna de playas de arena.

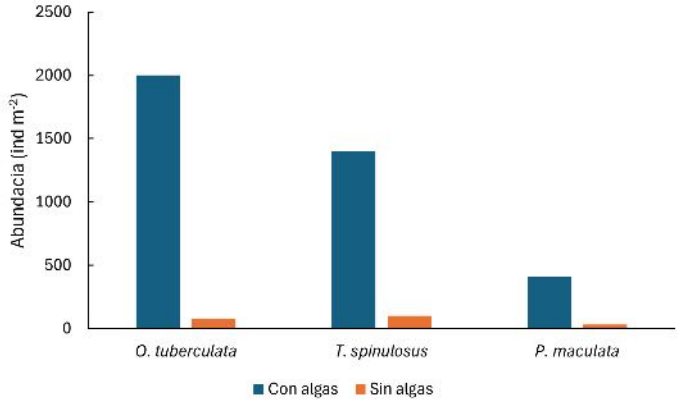


Figura 13.11 Abundancia de las especies consumidoras de algas más abundantes en playas arenosas de Chile, bajo acúmulos de algas versus áreas carentes de esos acúmulos. Modificado de Jaramillo et al. (2006)

Otro aspecto relevante de los subsidios tróficos, es el papel que cumplen en el ciclo de nutrientes (Lastra et al. 2018). La descomposición de las algas libera compuestos nitrogenados y fosfatados que pueden ser absorbidos por microorganismos o reincorporados al mar durante las mareas (Lastra et al. 2018). Estudios recientes sugieren que este proceso contribuye a la retención de nutrientes en las playas lo que podría influir en la productividad de las aguas costeras someras. Por lo mismo, las algas varadas no solo representan un aporte energético directo a la macrofauna, sino que también desempeñan un rol biogeoquímico fundamental. Este tipo de estudios no han sido realizado en playas de la costa de Chile, y debido a su relevancia, deberían constituir una prioridad en el futuro.

Debido a la creciente presión para la utilización de las playas de arena con fines recreativos, muchos de estos ecosistemas están siendo significativamente modificados. Entre estos impactos, uno de los menos conocidos es la limpieza de playas, una actividad que elimina sistemáticamente los depósitos de algas bajo la premisa de mejorar la estética del paisaje (Figura 13.12). Esta práctica ha mostrado, en otras regiones del mundo, reducir la disponibilidad de alimento y refugio para la macrofauna de los niveles superiores del intermareal arenoso, generando comunidades empobrecidas y homogéneas. Teniendo en consideración los antecedentes expuestos anteriormente, la limpieza de playas en la costa de Chile, también tendrá consecuencias negativas sobre la diversidad de especies y el funcionamiento de estos ecosistemas.



Figura 13.12 Limpieza mecánica de playas de arena en Hualpén, Región del Bío-Bío (Chile). Fuente: https://www.diarioconcepcion.cl/ciudad/2024/01/27/hasta-dos-toneladas-diarias-de-basuras-se-extraen-en-balnearios-de-la-region.html

13.6 Contaminación lumínica

La luz artificial nocturna (ALAN por sus siglas en inglés (Artificial Light At Night) se ha convertido en una de las presiones ambientales de expansión más acelerada en el mundo, impulsada por la urbanización costera, la instalación masiva de luminarias públicas, el desarrollo portuario e industrial, las carreteras litorales, los paseos costeros (Figura 13.13), la infraestructura turística y la transición global hacia tecnologías de iluminación LED (Davies et al. 2014, Davies & Smyth 2018, Marangoni et al. 2022). Estos cambios han modificado profundamente los paisajes nocturnos de los ecosistemas marinos, alterando ciclos naturales de oscuridad que regulan procesos sensoriales, fisiológicos, ritmos circadianos y ecológicos en numerosos taxa (Marangoni et al. 2022, Ganguly & Candolin 2023, Davies et al. 2023).

Uno de los ecosistemas costeros más expuestos a la contaminación lumínica son las playas de arena (Luarte et al. 2016). En estos ecosistemas, muchos invertebrados, como anfípodos, isópodos e insectos, exhiben patrones de actividad que difieren marcadamente entre el día y la noche (Fallaci et al. 1999, 2002, Jaramillo et al. 2003, Kennedy et al. 2000). Estos ritmos se sincronizan con ciclos naturales de luz y oscuridad y con la iluminación lunar (Jaramillo et al. 2003, Meschini et al. 2008, Ugolini et al. 2003). En varios de estos taxa, la oscuridad resulta fundamental para interpretar las señales de luz natural y reencontrar sus madrigueras

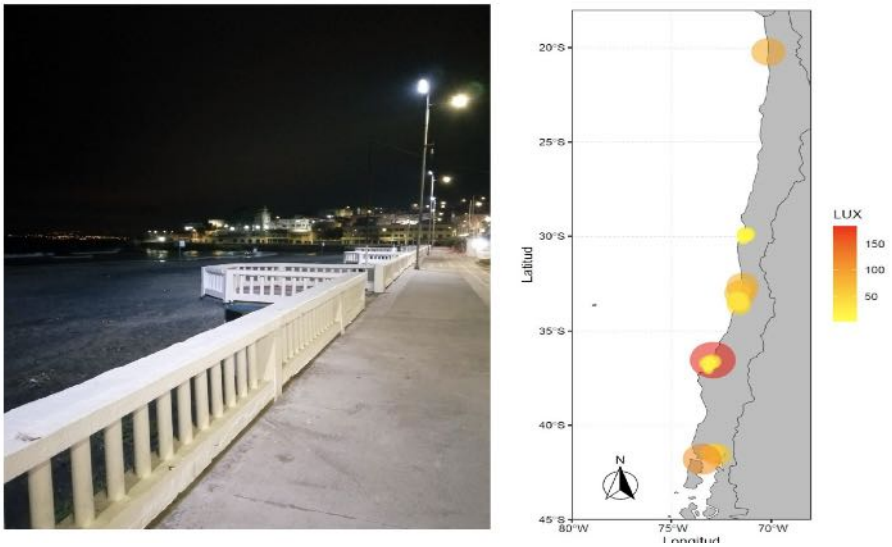


Figura 13.13 Playa de Cartagena (zona centro de Chile) donde se observa un alto nivel de contaminación lumínica. Imagen derecha, intensidad de ALAN (lux) en playas de arena a lo largo de la costa de Chile.

después de sus horas de actividad (Fallaci et al. 2002). Por lo tanto, la expansión de ALAN en estos ecosistemas resulta en una amenaza para las especies que allí habitan.

La costa chilena, con más de 4.000 km de extensión, presenta una fuerte heterogeneidad en términos de la intensidad contaminación lumínica producto del contraste entre áreas urbanizadas, zonas portuarias y sectores naturales (Figura 13.13). Con este gradiente de intensidad Chile es un laboratorio natural único en el hemisferio sur para estudiar los impactos de la contaminación lumínica artificial.

Estudios realizados en playas de arena de la costa Chile han mostrado que ALAN pueden alterar significativamente diversos rasgos biológicos de diferentes especies (e.g. Luarte et al. 2016, Quintanilla-Ahumada et al. 2022). Por ejemplo, Luarte et al. (2016) mostraron que la exposición a niveles de luz comparables a los de áreas urbanas provocaron reducciones significativas de la actividad locomotora (Figura 13.14), cambios en los patrones de distribución y disminución en el consumo de alimento de individuos *O. tuberculata*. Similarmente, Duarte et al. (2019) mostraron que individuos de *T. spinulosus*, pierden su ritmo circadiano y reducen drásticamente su presencia en la superficie en zonas iluminadas (Figura 13.15).

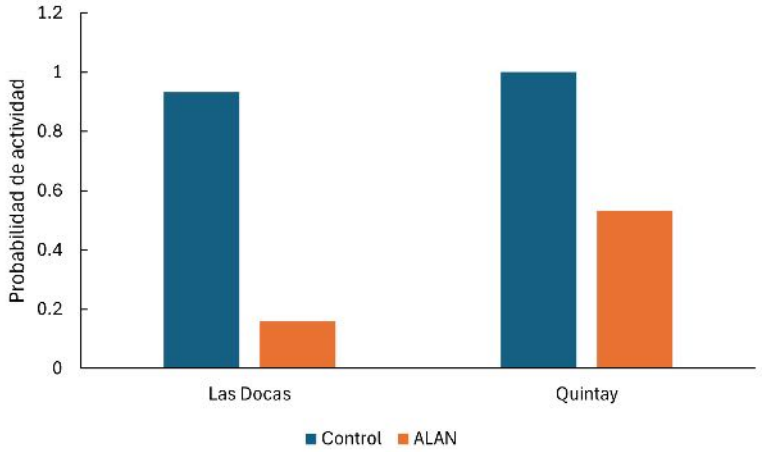


Figura 13.14 Actividad locomotriz de individuos de *O. tuberculata* expuestos y no expuestos a ALAN, en las playas de arena de las Docas y Quintay (zona centro de Chile). Modificado de Luarte et al. (2016).

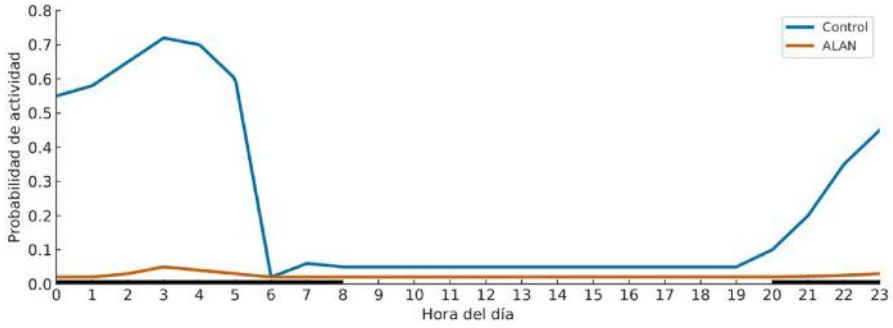


Figura 13.15 Ritmo circadiano de los individuos de *T. spinulosus* expuestos a ALAN en condiciones de laboratorio. Se observa una conducta normal de actividad en los individuos no expuestos a ALAN (línea azul), siendo activos durante las horas de oscuridad (barras negras en el eje), mientras que aquellos expuestos a ALAN (línea roja) no mostraron actividad. Modificado de Duarte et al. (2019).

Estudios desarrollados en Chile también han evaluado las respuestas moleculares y fisiológicas frente a ALAN. Por ejemplo, a través de la relación RNA:DNA, se demostró que la exposición a luz nocturna afectó significativamente la condición metabólica de los individuos de *P. maculata* y *T. spinulosus* (Quintanilla-Ahumada et al. 2021, 2022). La presencia de luz artificial además ha mostrado influir sobre la tasa de consumo, eficiencia de absorción y crecimiento de diversas especies



Figura 13.16 Imagen mostrando el montaje de un experimento de terreno para evaluar el impacto de luz artificial sobre invertebrados de playas de arena. Foto derecha, experimento de laboratorio para evaluar el impacto de luz artificial con distintas longitudes de onda sobre invertebrados de playas de arena.

(Luarte et al. 2016, Quintanilla-Ahumada et al. 2022, Galaz-Guajardo et al. 2025). La presencia de ALAN redujo la tasa de consumo, la eficiencia de absorción y la tasa de crecimiento en los anfípodos *O. tuberculata* (Luarte et al. 2016) e incrementó la eficiencia de absorción en *T. spinulosus* (Quintanilla-Ahumada et al. 2022). Recientemente, Miranda-Benabarre et al. (2024) mostraron que una breve exposición a ALAN fue suficiente para provocar pérdidas importantes de membrana fotorreceptora de *O. tuberculata* y *T. spinulosus*. Estudios realizados en playas de arena de Chile y otras regiones del mundo, han mostrado que una vez eliminada la fuente de luz, los individuos afectados por ALAN vuelven a su condición original sin luz (Galaz-Guajardo et al. 2025).

A nivel poblacional y comunitario, los efectos de ALAN han sido evaluados mediante experimentos de terreno con luminarias instaladas en playas de la costa de Chile (Figura 13.16). Por ejemplo, la luz artificial modificó las abundancias poblacionales y distribución de *O. tuberculata* (Duarte et al. 2016) y *T. spinulosus* (Duarte et al. 2019). Duarte et al. (2023), demostraron que la presencia de luz artificial modifica la abundancia y distribución espacial de invertebrados, modificando significativamente la estructura comunitaria de la macrofauna (Figura 13.17).

Un aspecto clave que ha emergido de la investigación reciente es el rol de la composición espectral de la luz. Experimentos realizados para

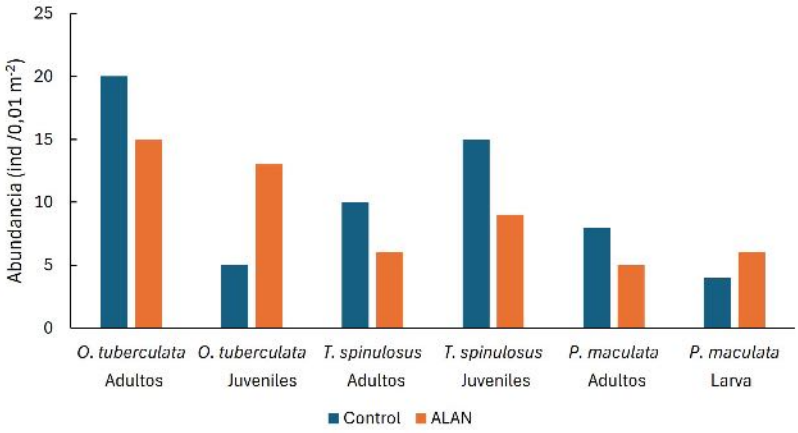


Figura 13.17 Cambios en la abundancia y composición de comunidades de playas de arena bajo iluminarias experimentales instaladas en playas del norte de Chile. ALAN actúa como un filtro ambiental desplazando especies estrictamente nocturnas. Modificado de Duarte et al. (2023).

evaluar el efecto de luces con distinta marca espectral (Figura 13.16), muestran que la luz LED blanca fría generó mayores efectos negativos sobre sobre la actividad y tasa de consumo de los individuos de *T. spinulosus* que luces LED cálidas (i.e. sin aumento en el espectro azul) (Quintanilla-Ahumada et al. 2024a). Similarmente, Quintanilla-Ahumada et al. (2024b) mostraron que los impactos de ALAN sobre la actividad locomotriz de *O. tuberculata* y *T. spinulosus,* dependen de la longitud de onda de la fuente de luz. Esto abre la puerta a estrategias de mitigación basadas no solo en cuánta luz se emite, sino también en qué tipo de luz se utiliza en la zona costera.

13.7 Conclusiones

La revisión de la literatura existente y de datos no publicados, sobre ecología de las playas arenosas de Chile, en cuanto a los objetivos de este Capítulo, permiten concluir que: i) la macrofauna intermareal de estos ecosistemas costeros, está dominada por crustáceos; ii) los niveles superiores del intermareal, son los que primariamente varían a lo largo del gradiente latitudinal analizado (Arica a Isla Grande Chiloé). El cangrejo O. gaudichaudii ocurre solo en los niveles superiores de las playas ubicadas entre Arica y Mejillones; más al sur (desde aproximadamente la costa de Pan de Azúcar, Región de Atacama) esta especie es reemplazada por el anfípodo O. tuberculata y el isópodo E. braziliensis. Se ha hipotetizado que la alternancia de crustáceos decápodos y anfípodos en relación a latitud (zonas tropicales versus zonas temperadas), podría estar relacionada

a los diferentes hábitos reproductivos de estos grupos; mientras los estados más lábiles (larvas) del desarrollo de *O. gaudichaudii* ocurren en el medio acuático, los de anfípodos e isópodos son transportados por los padres y por lo tanto. Es decir, las altas temperaturas y desecación del sustrato en las playas del extremo norte de Chile, afectaría a los crustáceos de desarrollo directo como anfípodos e isópodos (cf. Dahl 1952); iii) la presencia de defensas costeras artificiales afecta significativamente el número de zonas físicas y faunísticas del intermareal arenoso; la distancia donde estas defensas se ubican con respecto al nivel de marea alta, influye en el patrón descrito anteriormente; iv) la ocurrencia de un terremoto de subducción, representó ser el mejor experimento natural para corroborar lo anterior (punto iii): luego de la ocurrencia del 27F 2010, los niveles de la playa que se habían perdido por la presencia de defensas costeras artificiales, se recuperaron debido a creación cosísmica de nuevo hábitat; v) monitoreos mantenidos en el tiempo, muestran que debido a la ocurrencia de ese terremoto, no solo se creó nuevo hábitat (playa arenosa), sino que después de meses, los niveles inferiores de esa nueva playa se transformaron en una planicie sedimentaria, debido a la creación cosísmica de una barrera rocosa, lo que ha impedido la existencia de una zona de rompiente de las olas, como ocurre en toda playa arenosa; vi). También, la disponibilidad de macroalgas a la deriva (subsidios tróficos) y acúmulos de las mismas depositadas sobre la superficie de las playas, representa la principal fuente de alimento y/o refugio para muchas especies que habitan en las playas de arena, influyendo significativamente sobre su adecuación biológica o "fitness", distribución y abundancias poblacionales; vii) la "limpieza de playas", fenómeno recurrente en muchas playas de Chile y otras regiones del mundo, donde se remueven las macroalgas varadas en la cara de playa, puede influir significativa y negativamente sobre las especies que allí habitan, con consecuencias ecológicas relevantes para estos ecosistemas; viii) la presencia de luz artificial altera la condición fisiológica de las especies de la macrofauna, tal como el metabolismo y la tasa de crecimiento. Inhibe además, la actividad locomotriz en aquellas zonas con presencia de luz, generando una fragmentación del hábitat y resultando en cambios significativos en la estructura comunitaria del ensamble de organismos que ocurre en los niveles superiores de la playas arenosas como anfípodos talitridos, isópodos oniscoideos e insectos coleópteros.

En la costa chilena - como en todo el mundo - las playas arenosas representan hábitat costeros que proveen de múltiples servicios ecosistémicos. La mantención de los mismos, pasa por pensar, estudiar y

comprender a este tipo de ecosistemas, en una perspectiva holística; en otras palabras, las playas arenosas de Chile, están sometidas a forzantes ambientales de gran escala como lo son los efectos del ciclo sísmico y el cambio climático, al cual se suman efectos antrópicos, como los detallados en este estudio. En este sentido, los estudios en playas de arena de la costa de Chile, han sido relevantes en el sentido de ofrecer argumentos objetivos, para sentar bases concretas para el diseño planificado del borde costero, sin olvidar nunca que las playas arenosas - debido a toda la energía que disipan de olas y mareas - son la mejor defensa contra el aumento del nivel del mar.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

13.8 Referencias

Acuña, E., Jaramillo, E. 1987. Macroinfauna en playas arenosas de la costa del Norte Grande de Chile sometidas a diferentes presiones antrópicas. Revista de Biología Marina y Oceanografía 50: 299-313.

Beck S., Barrientos S., Kausel E. & Reyes, M. (1998). Source characteristics of historic earthquakes along the central subduction zone. Journal of South American Earth Sciences 11: 115-129.

Castilla J.C. (1983). Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. Marine Pollution Bulletin 14: 459-464.

Castilla J.C., Sánchez M., Mena O. (1978) Estudios ecológicos en la zona costera afectada por contaminación del "Northern Breeze". 1. Introducción general y comunidades de playas de arena. Medio Ambiente 2: 53-64.

Castilla J.C., Manríquez, P.H., Camaño, A. (2010). Effects of rocky shore coseismic uplift and the 2010 Chilean mega-earthquake on intertidal biomarker species. Marine Ecology Progress Series 418: 17–23.

Clarke M., Peña R. (1988) Zonación de la macroinfauna en una playa de arena del norte de Chile. Estudios Oceanológicos (Universidad de Antofagasta) 7: 17-31.

Comte D. et al. (1986). The 1985 Central Chile earthquake: a repeat of previous great earthquakes in the region ? Science 233: 449-452.

Colombini I, Aloia A, Fallaci M, Pezzoli G & Chelazzi L. (2000) Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach. Marine Biology 136: 531-541.

Colombini I & Chelazzi L. (2003). Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. Oceanography and Marine Biology. CRC Press (1st Edition), 5 pp.

Colombini I., Mateo M.A., Serrano O., Fallaci M., Gagnarli E., Serrano L. & Chelazzi L. (2009). On the role of Posidonia oceanica beach wrack for macroinvertebrates of a Tyrrhenian sandy shore. Acta Oecologica 35: 32-44.

Cruz-Rivera E & Hay ME. (2000) Can quantity replace qulity? Food choice, compensatory feeding, and fitness of marine mesograzers. Ecology 81: 201–219.

Dahl E. (1952) Some aspects of the ecology and zonation of the fauna on sandy beaches. Oikos 4: 1-27.

Davies TW, Duffy JP, Bennie J & Gaston KJ. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. Frontiers in Ecology Environmental 12: 347–355.

Davies TW & Smyth T. (2018). Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. Global Change Biology 24: 872–882.

Davies TW, Levy O, Tidau S, de Barros Manrangoni LF, Wiedenmann J, D'Angelo C & Smyth T. (2023). Global disruption of coral broadcast spawning associated with artificial light at night. Nature Communications 14: 2511.

Dugan JE, Hubbard DM, McCrary MD & Pierson MO. (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. Estuarine, Coastal and Shelf Science 58: 25–40.
Dugan, J.E., Hubbard, D.M., (2006). Ecological response to coastal armoring on exposed sandy beaches. Shore & Beach 74: 10–16.

Dugan, J.E., Hubbard, D.M., Rodil, I.F., Rewell, D.L., Schroeter, S. (2008). Ecological effects of coastal armoring on sandy beaches. Marine Ecology 29: 160–170.

Epelde-Aguirre A., López M.T. (1975). Zonación en el sustrato arenoso de Playa Blanca, Bahía de Coronel y observaciones sobre crustáceos poco frecuentes. Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción, Chile 49: 161-170.

Fallaci M., Aloia A., Audoglio M., Colombini I., Scapini F. & Chelazzi L. (1999). Differences in behavioral strategies between two sympatric talitrids (Amphipoda) inhabiting an exposed sandy beach of the French Atlantic Coast. Estuarine, Coastal and Shelf Science 48: 469-482.

Fallaci M., Aloia A., Colombini I. & Chelazzi L. (2002). Population dynamics and life history of two Phaleria species (Coleoptera, Tenebrionidae) living on the Tyrrhenian sandy coast of central Italy. Acta Oecologica 23: 69-79.

Galaz-Guajardo VA, Quintanilla-Ahumada D, Quijón PA, Navarrete-Meneses J, Jahnsen-

Guzmán N, Miranda-Benabarre C, Zúñiga-Cueto N, Pulgar J, Manríquez PH & Duarte C. (2025). Artificial Light at Night (ALAN) alters the behavior and physiology of a sandy beach isopod. Are these effects reversible? Marine Environmental Research 208: 107130.

Ganguly A & Candolin U. (2023). Impact of light pollution on aquatic invertebrates: Behavioral responses and ecological consequences. Behavioral Ecology and Sociobiology 77: 104.

Gittman, R.K., Scyphers, S.B., Smith, C.S., Neylan, I.P., Grabowski, J.H. (2016). Ecological con- sequences of shoreline hardening: a meta-analysis. BioScience 66 (9), 763–773. doi.org/10.1093/biosci/biw091.

Harris, L., Defeo, O (2022). Sandy shore ecosystem services, ecological infrastructure, and bundles: new insights and perspectives. Ecosystem Services 57: 101477.

Hernández C., Contreras J., Gallardo J., Cancino JM. (1998). Estructura comunitaria de la macroinfauna a lo largo de una playa arenosa de Chile: Lenga, Bahía San Vicente. Revista Chilena de Historia Natural 71: 303-311.

Hyndes GA, Berdan EL, Duarte C, Dugan JE, Emery KA, Hambäck PA, Henderson CJ, Hubbard DM, Lastra M, Mateo MA, Olds A & Schlacher TA. (2022). The role of inputs of marine wrack and carrion in sandy-beach ecosystems: A global review. Biological Reviews 97: 2127–2161.

Jaramillo E. (1978). Zonación y estructura de la comunidad macrofaunística en playas de arena del Sur de Chile. Studies on Neotropical Fauna and Environment 13: 71-92.

Jaramillo E (1982). Taxonomy, natural history and zoogeography of sand beach isopods from the coast of southern Chile. Studies on Neotropical Fauna and Environment 17: 175-194.

Jaramillo E. (1987). Sandy beach macroinfauna from the Chilean coast: zonation patterns and zoogeography. Vie et Milieu 37: 165-174.

Jaramillo E., Gonzalez M. (1991). Community structure and zonation of the macroinfauna along a dissipative-reflective range of beach category in Southern Chile. Studies on Neotropical Fauna and Environment 26: 193-212.

Jaramillo E., McLachlan A., Coetzee P. (1993). Intertidal zonation patterns of macroinfauna over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. Marine Ecology Progress Series 101: 105-118.

Jaramillo E., Carrasco F., Quijón P., Pino M., Contreras H. (1998) Distribución y estructura de la macroinfauna bentónica en la costa del norte de Chile. Revista Chile de Historia Natural 71:

Jaramillo E., Duarte C., Contreras H. (2000). Sandy beach macroinfauna from the coast of Ancud, Isla de Chiloé. Revista Chilena de Historia Natural 73: 771-786.

Jaramillo E, Contreras H, Duarte C & Avellanal MH. (2003). Locomotor activity and zonation of upper shore arthropods in a sandy beach of north central Chile. Estuarine, Coastal and Shelf Science 58S: 177–197.

Jaramillo E, De La Huz R, Duarte C & Contreras H. (2006). Algal wrack deposits and macroinfaunal arthropods on sandy beaches of the Chilean Coast. Revista Chilena de Historia Natural, 79: 337–351.

Jaramillo E., Dugan J., Hubbard D., Melnick D., Manzano M., Duarte C., Campos C., Sánchez R. (2012). Ecological implications of extreme events: footprints of the 2010 earthquake along the Chilean coast. PLoS ONE 7 (5): e35348.doi: 10.1371/journal.pone.0035348.

Kennedy F., Naylor E. & Jaramillo E. (2000). Ontogenetic differences in the circadian locomotor activity rhythm of the talitrid amphipod crustacean Orchestoidea tuberculata. Marine Biology 137: 511-517.

Lagos N., Labra F., Jaramillo E., Marín A., Fariña J.M., Camaño A. (2019). Ecosystem processes, management and human dimension of tectonically-influenced wetlands along the coast of central and southern Chile. Gayana 83: 57-62.

Lastra M, Page HM, Dugan JE, Hubbard DM & Rodil IF. (2008). Processing of allochthonous macrophyte subsidies by sandy beach consumers: Estimates of feeding rates and impacts on food resources. Marine Biology 154: 163–174.

Lastra M, López J & Rodil IF. (2018). Warming intensify CO2 flux and nutrient reléase from algal wrack subsidies on sandy beaches. Global Change Biology 24: 3766–3779.

Luarte T, Bonta CC, Silva-Rodríguez EA, Quijón PA, Miranda C, Farías AA & Duarte C. (2016). Light pollution reduces activity, food consumption and growth rates in a sandy beach invertebrate. Environmental Pollution 218: 1147–1153.

Marangoni LFB, Davies T, Smyth T, Rodríquez A, Hamann M, Duarte C, Pendoley K, Berge J, Maggi E & Levy O. (2022). Impacts of artificial light at night in marine ecosystems – A review. Global Change Biology 28: 6120–6143.

Melnick D, Cisternas M, Moreno M, Norambuena R. (2012). Estimating coseismic coastal uplift with an intertidal mussel: calibration for the 2010 Maule Chile earthquake (Mw = 8.8). Quarterly Science Review 42: 29–42.

Meschini E., Gagliardo A. & Papi F. (2008). Lunar orientation in sandhoppers is affected by shifting both the moon phase and the daily clock. Animal Behaviour 76: 25-35.

Miranda-Benabarre C, Quintanilla-Ahumada D, Galaz-Guajardo VA, Pulgar J, Manríquez PH & Duarte C. (2024). Crustacean photoreceptor damage and recovery: Applying a novel scanning electron microscopy protocol in artificial light studies. Science of the Total Environment 957: 177561.

Olabarria C, Incera M, Garrido J & Rossi F. (2010). The effect of wrack composition and diversity on macrofaunal assemblages in intertidal marine sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 396: 18–26.

Quintanilla-Ahumada D, Quijón PA, Pulgar J, Manríquez PH, García-Huidobro MR & Duarte C. (2021). Exposure to artificial light at night (ALAN) alters RNA:DNA ratios in a sandy beach coleopteran insect. Marine Pollution Bulletin 165: 112132.

Quintanilla-Ahumada D, Quijón PA, Manríquez PH, Pulgar J, García-Huidobro MR, Miranda C, Molina A, Zuloaga R & Duarte C. (2022). Artificial light at night (ALAN) causes variable dose-responses in a sandy beach isopod. Environmental Science and Pollution Research 29: 35977–35985.

Quintanilla-Ahumada D, Lynn KD, Duarte C & Quijón PA. (2023). Sandy beach wrack as a resource: Nutrient quality explains amphipod preferences but not temporal variation. Marine Biology, 107: 39.

Quintanilla-Ahumada D, Quijón PA, Jahnsen-Guzmán N, Lynn KD, Pulgar J, Palma J, Manríquez PH & Duarte C. (2024a). Splitting light pollution: Wavelength effects on the activity of two sandy beach species. Environmental Pollution 356: 124317.

Quintanilla-Ahumada D, Quijón PA, Jahnsen-Guzmán N, Zúñiga-Cueto N, Miranda C, Lynn KD, Pulgar J, Palma J, Manríquez PH & Duarte C. (2024b). The impacts of artificial light pollution spectral composition on key behavioral traits of a sandy beach isopod. Marine Pollution Bulleti, 208: 116924.

Rodil IF, Lastra M, López J, Mucha AP, Fernandes JP, Fernandes SV & Olabarria C. (2019). Sansy beaches as biogeochemical hotspots: The metabolic role of macroalgal wrack on low-productive shores. Ecosystems 22: 49–63.

Rodil, I., Jaramillo, E., Hubbard, D., Dugan, J., Melnick, D., Velásquez, C. (2015). Responses of dune plant communities to continental uplift from a major earthquake: sudden releases from coastal squeeze. Plos One PONE-D-15-00111R1.

Rodil, I., Jaramillo, E., Acuña, E., Manzano, M. & Velásquez, C. (2016). Long-term responses of sandy beach crustaceans to the effects of coastal armouring after the 2010 Maule earthquake in South Central Chile. Journal of Sea Research 108: 10-18

Rodríguez SR. (2003). Consumo de algas de deriva por poblaciones intermareales del erizo de mar Tetrapygus niger en la costa central de Chile: Posible consecuencias en diferentes niveles ecológicos. Serie de Progreso de Ecología Marina 251: 141–151.

Ruegg JC, Rudloff A, Vigny C, Madariaga R, de Chabalier JB, et al. (2009) Interseismic strain accumulation measured by GPS in the seismic gap between Constitución and Concepción in Chile. Physics of Earth and Planetary Interiors 175: 78–85.

Sánchez M., Castilla J.C., Mena O. (1982). Variaciones verano-invierno de la macrofauna de arena de Playa Morrillos (Norte Chico, Chile). Studies on Neotropical Fauna and Environment 17: 31-49.

Siemens R., Mudge S.M., Cancino J.M. (2000). The effect of physical and chemical parameters on the macroinfaunal community structure of San Vicente bay, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 73: 429-444.

Ugolini A., Fantini T. & Innocenti R. (2003). Orientation at night: An innate moon compass in sandhoppers (Amphipoda: Talitridae). Proceedings of the Royal Society of London 270: 279-281.

14 CAPITULO

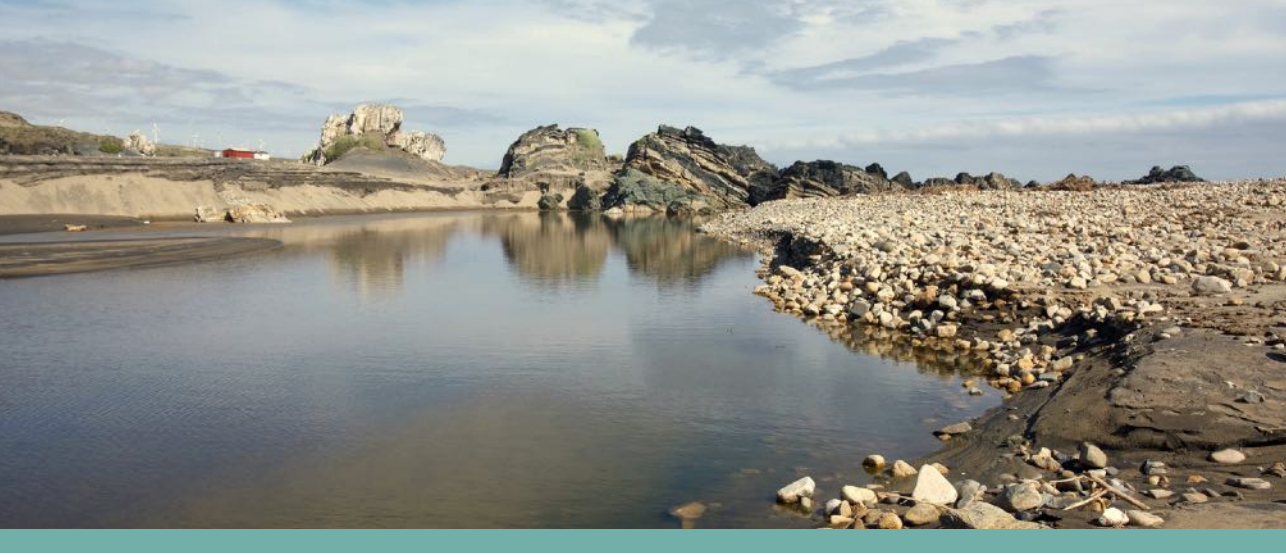
Humedales costeros de Chile central en el contexto de cambio global

Carlos Zuleta-Ramos, Nuria Navarro Andrés, Rubén Castillo Ortiz , Francisco Robledano Aymerich & Brayan Araya Herrera



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 452-500



Capítulo 14: Humedales costeros de Chile central en el contexto de cambio global

Carlos Zuleta-Ramos[1,2], Nuria Navarro[3,4], Rubén Castillo Ortiz[1],Francisco Robledano Aymerich[2] & Brayan Araya Herrera[5]

1. Departamento de Biología, Universidad de La Serena, Chile, 2. Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, España. 3. Departamento de Biología y Geología, Física y Química Inorgánica, Universidad Rey Juan Carlos, (URJC), España. 4. Instituto de Investigación en Cambio Global (IICG-URJC), Universidad Rey Juan Carlos, España. 5. Centro de Estudios Ambientales del Norte de Chile (CEANOR).

RESUMEN: Los humedales costeros de Chile central constituyen sistemas socioecológicos complejos distribuidos a lo largo del litoral, los cuales varían en extensión, conectividad, aportes hídricos de las cuencas y grado de influencia antrópica. Su biodiversidad es alta en comparación con la matriz que los rodea, y a menudo contienen especies endémicas y con problemas de conservación de Chile central. Las actividades humanas ejercen múltiples presiones sobre su integridad ecológica, destacando la fragmentación y pérdida de hábitat por expansión urbana, cambios en la conectividad que afectan su hidrología y sedimentación, la introducción de especies exóticas e invasoras, así como la contaminación de los cuerpos de agua. Estos impactos comprometen la sustentabilidad de los humedales costeros y reducen la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano. A estos impactos se superponen los efectos del cambio climático, como el déficit pluviométrico, el aumento de la frecuencia e intensidad de marejadas. el ciclo sísmico y la elevación del nivel del mar en algunas zonas.

14.1 Humedales costeros de Chile central

Los humedales son sistemas naturales esenciales en términos de preservación del equilibrio natural y la biodiversidad con su variedad de funciones, incluida la provisión de agua potable, el almacenamiento de sedimentos y nutrientes, el control de inundaciones y mitigación de eventos extremos (Perillo et al. 2019). Su contribución a la mitigación del cambio climático, así como su uso para la remediación natural y la recarga de aguas subterráneas constituyen otras de sus muchas funciones (Newton et al. 2018). También son reservas genéticas mundiales críticas donde habitan el 40% de todas las especies y el 12% de las especies animales (Schuyt & Brander 2004). Se estima que el 64% de los humedales del mundo han desaparecido desde principios de 1900. Tal cifra ascendería al 87% si calculamos su extinción desde 1700 (Davidson 2014). Las principales causas son la degradación y cambios en el uso de suelo, la desviación de los cuerpos de agua que los alimentan, en particular en los valles fluviales y las zonas costeras (Acreman 2009), la contaminación del agua y la eliminación del exceso de nutrientes por la agricultura (Ramsar 2021), a lo cual se suma actualmente la presión del cambio climático antropogénico.

El litoral de Chile central es una de las zonas costeras más intervenidas y antropizadas del país (Fariña & Camaño 2012), al mismo tiempo que es una de las áreas más vulnerables al cambio climático de Chile (MMA 2016). Esta zona emplazada entre la Región de Antofagasta y la Región de Los Lagos, forma parte del hotspot de biodiversidad de Chile central (Arroyo et al. 2008), incluyendo las ecorregiones mediterránea y del bosque valdiviano (Fuentes-Castillo et al. 2020). Los humedales costeros de Chile central son ambientes extremadamente dinámicos y frágiles, cuya existencia se encuentra condicionada por factores naturales y antrópicos, entre los que se cuentan la variabilidad hidrológica y climática, el alto contenido energético litoral, la variabilidad en la disposición de sedimentos, la sismicidad y los procesos tectónicos de la costa chilena (Contreras-López et al. 2017). Esta condición tan particular sólo ocurre en algunos sectores de Sudáfrica, Australia (Cienfuegos et al. 2012) y Nueva Zelanda (Nichol et al. 2007).

Se estima que en nuestro territorio existen alrededor de 18000 humedales, distribuidos en 4,5 millones de hectáreas desde Arica a Magallanes (MMA 2018). Chile posee casi todos los tipos de humedales que reconoce la Convención Ramsar, pero sólo un 2% cuenta con algún tipo de protección legal y 16 de ellos están declarados como humedales de importancia

internacional (Figura 14.1), los cuales cubren una superficie de 3.617 km^2 (Carrasco-Lagos et al. 2015). Ellos son, comenzando desde el más septentrional al más meridional: Salar de Surire, Salar del Huasco, Salar de Tara, Salar de Pujsa, Sistema hidrológico de Soncor, Salar de Aguas Calientes IV, Complejo lacustre Laguna del Negro Francisco y Laguna Santa Rosa, Bahía de Tongoy, Río Limarí, Las Salinas de Huentelauquén, Laguna Conchalí, Parque Andino Juncal, El Yali, Humedales de Monkul, Carlos Anwandter y Bahía Lomas. La mitad de estos sitios Ramsar son andinos y los restantes son costeros (ver Figura 14.1).

Del total de sitios Ramsar, solo un 22% (alrededor de 80.201 hectáreas) está incluido en algunas de las categorías de áreas protegidas reconocidas en la legislación nacional, principalmente como parques y reserva nacional (Tabla 14.1), como el sitio Ramsar Carlos Anwandter primer humedal costero del país y que cuenta también con la categoría de Monumento Nacional, Santuario de la Naturaleza y Reserva Nacional. Además, la mayoría de los humedales Ramsar forma parte del actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE), a excepción de aquellos de administración privada, como Las Salinas de Huentelauquén administrada por la Comunidad Agrícola de Huentelauquén, el Santuario de la Naturaleza Laguna Conchalí administrado por la Minera Los Pelambres, el Parque Andino Juncal administrada por Comunidad Kenrick Lyon y Bahía Lomas, administrada en conjunto por la Universidad Santo Tomás y la Dirección del Territorio Marítimo.

En Chile existen entre 14.604 (MMA 2012) a 45.073 km^2 de humedales (MMA 2018). La mayoría de ellos se concentran en la zona sur y austral del país (Figueroa et al. 2016), mientras que en la zona norte destacan los humedales andinos (Ahumada et al. 2011, Suárez-Delucchi 2016), algunos ríos y pequeños arroyos (Figueroa et al. 2016). Dichos estudios, no incluyen la mayor diversidad de los humedales que se desarrollan en las zonas áridas y semiáridas del país (Figura 14.2), así como la gran cantidad y amplia distribución de estos ecosistemas, que aunque con frecuencia están secos, contienen agua estacional o episódica, en forma superficial o subterránea (Ahumada et al. 2011). Los humedales continentales del país tienen una superficie aproximada de 1.460.400 hectáreas, distribuidos en alrededor de 18 mil humedales (MMA 2018). Estos ecosistemas se concentran principalmente en las regiones de Aysén (444.200 ha), Magallanes (288.600 ha) y Los Ríos (129.300 ha) (MMA 2023).

Las regiones administrativas continentales del norte de Chile, tienen una superficie de 258.951 km^2, lo que equivale al 34,2% del territorio

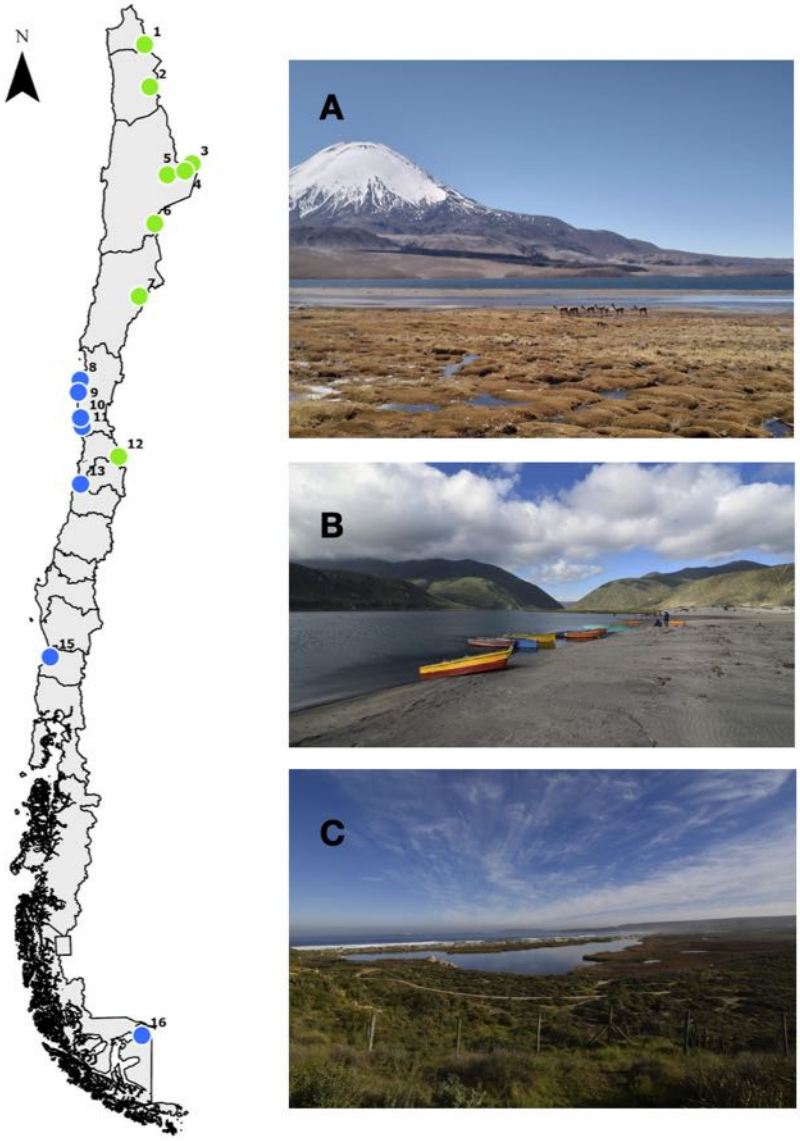


Figura 14.1 Sitios Ramsar de Chile, correspondientes a humedales andinos (sitios 1 a 7 y 12) y humedales costeros (sitios 8 a 16). Los recuadros muestran algunos protegidos del país: A). Laguna Chungará en la zona norte, B). Estuario Río Limarí y C). Laguna Conchalí, ambos de Chile central. Fuente: Elaboración propia y A). Macarena Rau Catalán.

continental nacional (Correa-Sánchez 2010). Los humedales de esta zona cubren aproximadamente 681.992 ha (MMA 2023), que se distribuyen en 14.114 ha (2%) de humedales asociados al límite urbano y 667.878 ha (98%) de humedales no asociados al límite urbano (MMA, 2023).

Tabla 14.1. Caracterización de los humedales Ramsar de Chile central según el Registro Nacional de Areas Protegidas del MMA y RAMSAR. Categoría IUCN: SD= Sin Definición y en Paréntesis según Sistema de Información y Monitoreo de Biodiversidad (SIMBIO): II=Parque Nacional, III=Monumento Natural, IV=Area de Manejo de Hábitat/Especies. Plan de Manejo según SIMBIO: ST= Si tiene, NT= No tiene.

Nombre del Sitio	Localización	Región Administrativa	Fecha Designación	Tamaño (Ha)	Administrador & Figuras de Protección Adicionales	Categoría IUCN & Plan Manejo
Carlos Anwandter	39°40'S-73°10'W	Los Ríos	27-07-1981	4.877	CONAF, SN Río Cruces, Sitio Prioritario Conservación (SP2-190) & Santuario de Investigación Científica.	SD-NT-ST
Salar de Tara	22°55'S-67°15'W	Antofagasta	02-12-1996	96.439	CONAF, Parte del Sitio coincide con la RN Los Flamencos (WDPA-070).	SD-NT
Sistema Hidrológico de Soncor del Salar de Atacama	23°18'S-68°10'W	Antofagasta	02-12-1996	67.133	CONAF, El Sitio se encuentra inserto dentro de la RN Los Flamencos (WDPA-070).	SD-NT
Salar de Surire	18°51'S-69°00'W	Tarapacá	02-12-1996	15.858	CONAF, RN & Monumento Natural Salar de Surire (WDPA-010).	SD (III)-ST
Complejo Lacustre Laguna del Negro Francisco y Laguna Santa Rosa	27°27'S-69°13'W	Atacama	02-12-1996	62.460	CONAF, Parte del Sitio coincide con El Parque Nacional Nevado Tres Cruces (WDPA-027).	SD-NT
El Yali	33°49'S-71°37'W	Valparaíso	02-12-1996	520	CONAF, RN El Yali (WDPA-073), Sitio Prioritario Humedal Mediterráneo El Yali (SP2-244).	SD (IV)-ST
Salar del Huasco	20°18'S-68°49'W	Tarapacá	02-12-1996	6000	CONAF, SN (WDPA-119), Bien Nacional Protegido (BPN-004).	SD (II)-NT
Laguna Conchalí	31°52'S-71°30'W	Coquimbo	02-02-2004	34	CMLP, SN (WDPA-122) y Reserva Privada Compañía Minera Los Pelambres (CMLP).	SD (IV)-ST
Bahía Lomas	52°37'S-69°10'W	Magallanes y Antártica	06-12-2004	58.946	DIRECTEMAR, SN (WDPA-196) BN Uso Público	SD-NT-ST
Salar de Aguas Calientes IV	24°58'S-68°37'W	Antofagasta	14-08-2009	15.529	CONAF, Sitio Prioritario Conservación (SP1-007)	SD-NT
Salar de Pujsa	23°10'S-67°31'W	Antofagasta	14-08-2009	17.397	CONAF, El Sitio se encuentra inserto dentro de la RN Los Flamencos (WDPA-070).	SD-NT
Parque Andino Juncal	32°55'S-70°03'W	Valparaíso	22-05-2010	13.796	Comunidad Kenrick Lyon, Conservación Privada y Comunitaria.	SD (IV)-NT
Las Salinas de Huentelauquén	31°34'S-71°33'W	Coquimbo	02-02-2015	2772	Comunidad Agrícola Huentelauquén, Area Prohibida de Caza Huentelauquén y ecosistemas adyacentes, AICA Las Salinas de Huentelauquén. Sitio Prioritario Desembocadura Río Choapa (SP2-027).	SD-NT
Bahía de Tongoy	30°17'S-71°32'W	Coquimbo	21-11-2018	259	Bien Nacional Protegido (BNP), SN Humedales de Tongoy (WDPA-181).	SD-NT
Humedal del Río Limarí	30°42'S-71°37'W	Coquimbo	21-07-2020	527	CONAF, PN Fray Jorge, Sitio Prioritario Desembocadura Río Choapa (SP2-026) & Reserva de la Biósfera UNESCO.	SD-NT

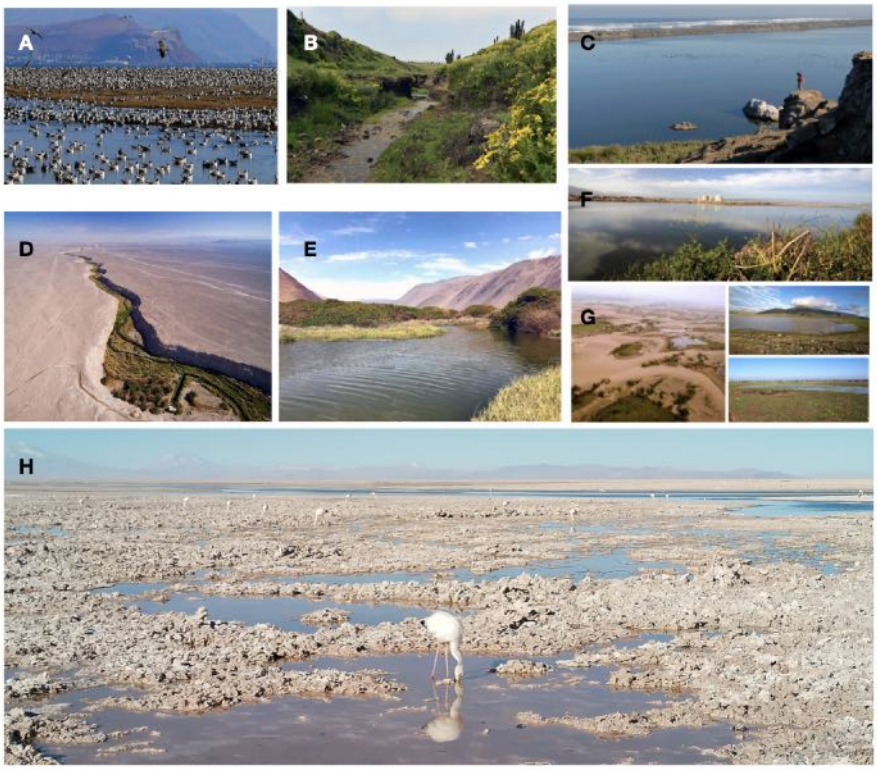


Figura 14.2. Diversidad de ecosistemas de humedales de la zona norte de Chile central. A). Humedal de Lluta (Arica), B). Humedal de quebrada en Huentelauquén (Canela), C). Estuario del río Choapa (Canela), D). Río Loa (Calama), E). Laguna de Camarones (Arica), F). Estuario del río Elqui (La Serena), G). Charcas temporales de Huentelauquén (Canela) y H). Salar de Atacama (Antofagasta). Fotografías: Elaboración propia y H). Macarena Rau Catalán.

La mayoría de los humedales de esta macrorregión (ver Figura 14.2H), corresponden a salares, bofedales y lagunas andinas (WCS-Chile 2019). La Región de Antofagasta tiene la mayor superficie de humedales con 472.313 ha (principalmente salares), mientras que la Región de Coquimbo tiene la menor superficie de cuerpos de agua con 35.214 ha (MMA 2023).

14.2 Biodiversidad humedales costeros

Los humedales costeros de la zona central del país, se encuentran emplazados en el hot-spot de biodiversidad de Chile central (Arroyo et al. 2008), que se ha reconocido como el más vulnerable frente al cambio climático para el año 2050 y una de las zonas más amenazadas por presiones antrópicas de diversa índole (MMA 2016). Estos ecosistemas

acuáticos que sustentan una rica biodiversidad y brindan importantes servicios ecosistémicos (Ramsar 2013), son áreas de alto valor ecológico donde convergen ambientes terrestres y marinos, compartiendo diversas características y amenazas a las que están expuestos (Oyarzún 2019). Los humedales costeros, son esenciales como refugios para una amplia variedad de especies de flora y aves migratorias que migran a lo largo de las rutas migratorias del Pacífico Occidental, Central y Patagónico (Tabilo et al. 2016).

Por ejemplo, la riqueza de los vertebrados terrestres y acuáticos de los humedales costeros de la Región de Coquimbo y sus ecotopos adyacentes es alta (Figura 14.3). Sin considerar la avifauna, destacan por su diversidad y abundancia los reptiles como exponentes de la aridez ambiental predominante, y los mamíferos, en los ambientes mésicos existentes en el litoral (Zuleta-Ramos et al. 2019a). Así, los vertebrados no voladores, están representados por 60 especies: 31 de Mammalia, 14 de Reptilia, 10 de Pisces y 6 especies de Amphibia. Los humedales costeros y sus ecotopos adyacentes (e.g. dunas) no sólo albergan una alta diversidad de vertebrados nativos (46), sino también un gran número de especies endémicas (24) para Chile central y con problemas de conservación (40).

Estos humedales, contienen también un número importante de especies introducidas (19), algunas con el carácter de invasoras, como el pez chanchito (*Australoheros facetus*) y el sapo africano (*Xenopus laevis*), otras asilvestradas como el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), liebre (*Lepus europaeus*), codorniz (*Callipepla californica*) y varias especies domesticadas como vacas (*Bos taurus*) y ovejas (*Ovis aries*). La avifauna en estos humedales está representadas por 161 especies, que representan alrededor del 35% de las aves descritas para Chile (Bravo-Naranjo et al. 2019). Las Passeriformes fueron el grupo de aves que presentó la mayor riqueza y representatividad del ensamble, seguidos de los Charadriiformes. Las aves migratorias provenientes del hemisferio norte representaron el 17% de la avifauna de estos humedales (Bravo-Naranjo et al. 2019).

Cabe mencionar que, dentro de los elementos de la biota nativa de los humedales de Chile central, las comunidades microbianas (Recuadro 14.1) y los invertebrados son los taxa predominantes aunque los menos estudiados (Figueroa et al. 2009). Así por ejemplo, las charcas temporales de Huentelauquén presenta una alta riqueza de invertebrados (De Los Ríos et al. 2019, Pizarro-Araya et al. 2024), con nuevas especies endémicas para dichos sistemas (Pizarro-Araya et al. 2025). Especial atención merecen las poblaciones del camarón de río del norte (*Cryphiops caementarius*)



Figura 14.3 Diversidad de la fauna de vertebrados presentes en los humedales de la zona norte de Chile central. A. Vari (*Circus cinereus*), B. Guanacos (*Lama guanicoe*), C. Zorro Chilla (*Lycalopex griseus*), D. Pequén (*Athene cunicularia*), E. Perdicita (*Thinocorus rumicivorus*) y F. Sapo de Atacama (*Rhinella atacamensis*). Fuente: Elaboración propia.

en los humedales de río Huasco, Tongoy, Limarí y Choapa. Este crustáceo es el único representante de la familia Palaemonidae en Chile. Su estado de conservación es en Peligro de Extinción para la Región de Valparaíso y Metropolitana, y Vulnerable para el resto de su rango de distribución (MMA 2018). Asimismo, la presencia de una especie rara de caracol (*Omalogyra atonus*), muy pobremente representada en Chile, junto con varios anfípodos y decápodos que habitan los humedales costeros, cuya biología se desconoce, sugieren que estos ecosistemas pueden albergar una riqueza mayor, la cual es necesario estudiar y conservar.

La riqueza florística de los humedales costeros de Chile central y sus

Recuadro 14.1. Caso de estudio de comunidades microbianas en humedales costeros de las Regiones de Coquimbo y Valparaíso, Chile.

Comunidades microbianas de humedales costeros de Chile central

Verónica Molina[1,2,3], Polette Aguilar-Muñoz[1,2,3], Celine Lavergne[1,2,4], Francisco Pozo-Solar[1,2,5,] Macarena Pérez[1,2,5], Cecilia Rivera[1,2], Paula Celis-Plá[1,2], Jean Pierre Francois[1,2], Rodrigo Villaseñor[1], Tania Peña[1], Fernanda Rodríguez-Rojas[1,2], Carlos Romero[1,2], Javier Medina[1,2], Pamela Ramirez[1,2], Freddy Saavedra[1,2] & Claudia Rojas[6]

1. HUB Ambiental Universidad de Playa Ancha, Chile. 2. Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile. 3. Centro de Investigación Oceanográfica COPAS COASTAL, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 4. Departament de Biologia Marina i Oceanografia, Institut de Ciències del Mar (ICMCSIC), Barcelona, España. 5. Programa de Doctorado Interdisciplinario en Ciencias Ambientales, Universidad de Playa Ancha, Chile. 6. Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile.

Introducción: Los humedales costeros constituyen ecosistemas de alta biodiversidad y relevantes sumideros de carbono, desempeñando funciones clave en el soporte y la regulación climática. Dichos servicios se sustentan principalmente en la actividad de comunidades microbianas que median procesos biogeoquímicos esenciales para el reciclaje de materia y energía. En este estudio se caracterizaron comunidades bacterianas y arqueanas en humedales costeros de la zona centro-norte de Chile, región con ecosistemas altamente perturbados por actividades antrópicas. Los resultados evidenciaron una elevada diversidad, particularmente bacteriana, cuya distribución espacial se asoció significativamente con variaciones en las propiedades fisicoquímicas del agua y con gases de efecto invernadero.

Metodología: La caracterización de humedales de la zona semiárida se abordó en tres etapas complementarias. Etapa 1: se completó el estudio espacial iniciado en 2017-2018 en 24 humedales de cuencas y subcuencas entre Elqui y Maipo (29˚82´–33˚77´). La metodología detallada en Pozo-Solar et al. (2022) incluyó la determinación de condiciones fisicoquímicas del agua y sedimento en zonas cercanas a las desembocaduras (<20 cm de profundidad). Conductividad, temperatura y pH fueron medidos in situ con una sonda multiparamétrica. Además, se colectaron muestras de agua para el

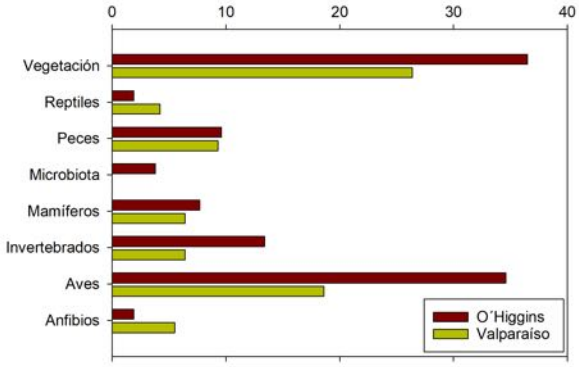


Figura 14.1.1 Estudios sobre el componente biológico de los humedales costeros de las Regiones de O´Higgins y de Valparaíso, Chile. Fuente: Elaboración propia.

análisis de nutrientes y gases de efecto invernadero, mientras que la composición microbiana bentónica se evaluó mediante secuenciación masiva del gen 16S rRNA y análisis bioinformáticos asociados. Etapa 2: se elaboró una base de datos para las regiones de Valparaíso y O'Higgins (2022-2023), destinada a identificar brechas de conocimiento. La revisión incluyó literatura científica y gris, compilando 157 y 191 documentos respectivamente, que permitieron identificar 140 humedales en Valparaíso y 52 en O'Higgins con información sobre características abióticas, bióticas y antrópicas. Etapa 3: se seleccionó el humedal Salinas de Pullally como caso de estudio temporal, dada su condición particular de conectar los ríos La Ligua y Petorca y presentar un amplio rango de salinidad. Se estableció un muestreo estacional (verano, otoño e invierno) entre 2023 y 2025, empleando las mismas aproximaciones metodológicas descritas en la Etapa 1. Este enfoque integró escalas espaciales y temporales, combinando observaciones fisicoquímicas, biogeoquímicas y microbianas para caracterizar de manera integral los humedales semiáridos.

Resultados & Discusión: Los humedales costeros estudiados presentaron condiciones fisicoquímicas variables asociadas a su localización y nivel de perturbación. En particular, aquellos con mayor influencia antrópica, como la cercanía a Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), evidenciaron condiciones más eutróficas, con altas concentraciones de nutrientes y gases de efecto invernadero (GEI), especialmente óxido nitroso durante el invierno (Pozo-Solar et al. 2022). Alteraciones ambientales relevantes fueron registradas en humedales como El Sauce (Pozo-Solar et al. 2023) y Petrel (Derrien et al. 2025), ambos altamente expuestos a presiones industriales y urbanas. A nivel microbiano, los sedimentos presentaron una

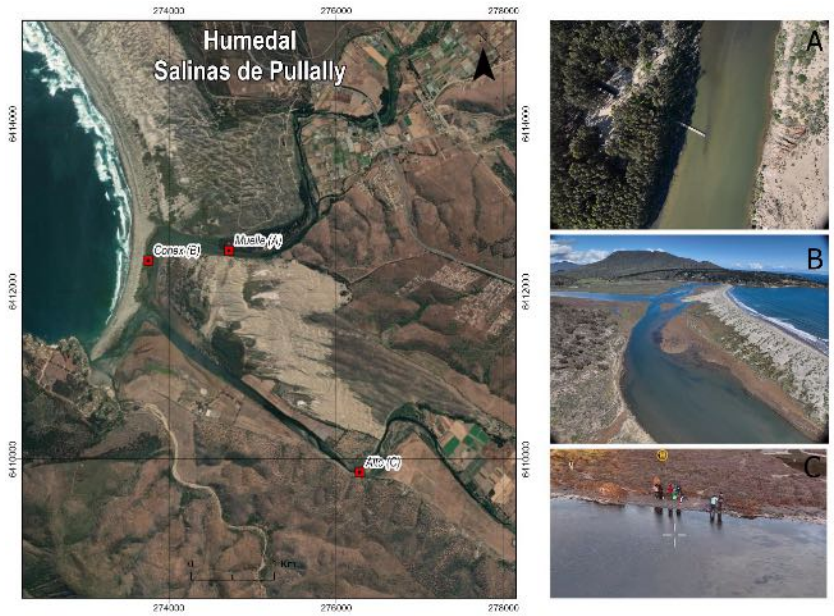


Figura 14.1.2 Ubicación de las estaciones de muestreo (Muelle (A), Conex (B), y Alto (C) y fotografías aéreas registradas en el humedal Salinas de Pullally (Valparaíso, Chile). Fuente: Elaboración propia.

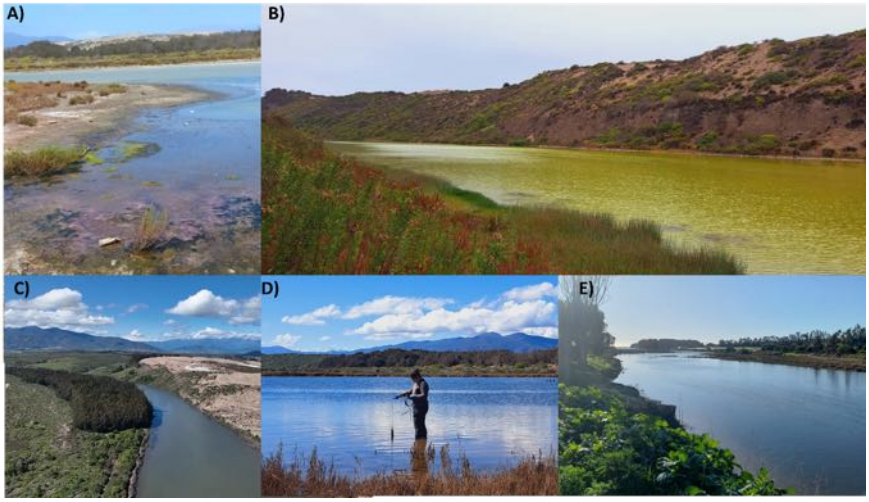


Figura 14.1.3 Imágenes del humedal de Pullally. A) Tapetes microbianos asociados a bacterias púrpuras del azufre y otras cianobacterias verano 2024. B) Afloramiento de microalgas en el humedal observado en otoño 2024. Sitios de estudio muelle, conex y alto (C, D y E). Fuente: Elaboración propia.

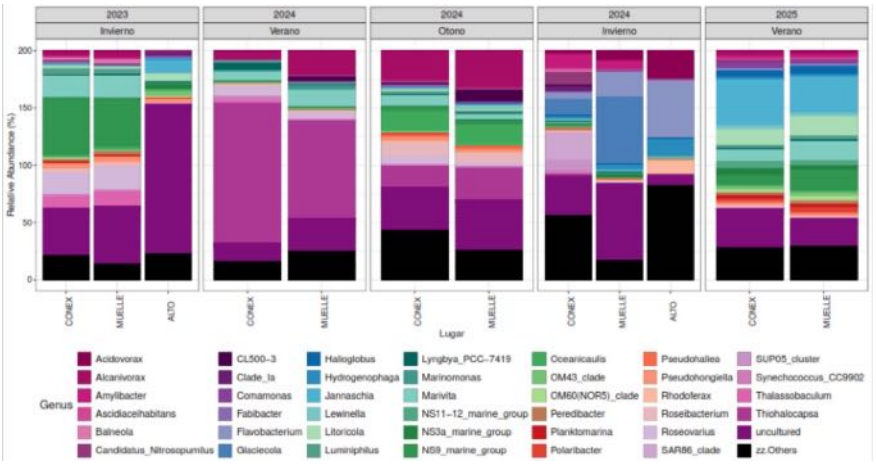


Figura 14.1.4 Variabilidad de géneros microbianos asociados a las distintas estaciones de muestreo en el humedal de Pullally. Fuente: Elaboración propia.

alta representación de Betaproteobacteria, vinculadas al reciclaje de nitrógeno y a la dinámica de GEI, con patrones de distribución asociados a la conductividad y al contenido de materia orgánica. Asimismo, se detectaron grupos microbianos relacionados con descargas de PTAS, evidenciando el impacto directo de estas fuentes en la composición comunitaria (Pozo-Solar et al. 2023).

El análisis de la base de datos bibliográfica (2023, enlaces en referencias) mostró un sesgo en la información disponible de contenidos de clasificación biótica por sobre la abiótica y antrópica (16.7% versus 40.2% - 43.1%). En particular, ninguna referencia fue identificada para el período de estudio considerando la microbiología de humedales para la región de Valparaíso (Figura 14.1.1), lo que resalta la necesidad de fortalecer estudios microbianos en humedales costeros. El caso de estudio en el humedal Salinas de Pullally (Figura 14.1.2) aportó un marco temporal de análisis, revelando una estrecha relación entre la dinámica microbiana y la variabilidad fisicoquímica del agua, especialmente en parámetros como salinidad, temperatura y oxígeno. Durante el periodo de estudio la biomasa fitoplanctónica fue contrastante como se puede evidenciar incluso en registros fotográficos del paisaje (Figura 14.1.2 y 14.1.3). En la composición microbiana, destacó la predominancia de Rhodobacteraceae en todos los muestreos, un grupo de Alphaproteobacteria asociado a condiciones salinas y a la influencia marina, consistente con la ubicación del humedal en la zona de confluencia de los ríos La Ligua y Petorca (Figura 14.1.4).

En enero 23 de 2024 (verano), se registró un aumento de Chromatiaceae, en particular del género *Thiohalocapsa* spp., bacterias púrpuras del azufre relacionadas con ambientes hipóxicos y ricos en sulfuro. Su presencia coincidió con la observación de tapetes microbianos conspicuos en sectores próximos a la conexión fluvial, acompañados de cianobacterias (Figura 3A). Estos grupos se reconocen como bioindicadores de condiciones reductoras y de cambios en el ciclo del azufre (Diao et al. 2018). Durante este período se evidenció una condición de sequía en el humedal y alta salinidad en el agua en comparación a otros años. En conjunto, los resultados confirman que la estructura y funcionalidad microbiana de los humedales están moduladas tanto por factores ambientales como por presiones antrópicas.

Conclusiones: El estudio evidenció que los humedales costeros semiáridos presentan una alta variabilidad físicoquímica y microbiana vinculada tanto a presiones antrópicas como a condiciones naturales. La integración de bases de datos y el estudio de caso en Salinas de Pullally permitieron destacar la relación entre la dinámica microbiana, la variabilidad ambiental y la influencia de aportes fluviales y marinos. Grupos microbianos indicadores, como Rhodobacteraceae y Chromatiaceae, revelan respuestas a cambios en oxígeno, salinidad y sulfuro, constituyendo señales tempranas de alteraciones ambientales relevantes para la gestión y conservación de estos ecosistemas.

Referencias

Derrien M, Lavergne C, Aguilar-Muñoz P, Sulbaran Y, Pavlov MS, Pérez M, Reyes C, Arriagada G, Bresciani E, Maldonado I, Villaseñor V, Molina V & Rojas C (2025) Comprehensive approach to coastal lagoon ecological health evaluation: Example of Petrel lagoon, central Chile. Ecological Indicators 176: 113679 (1-15).

Diao M, Huisman J & Muyzer G (2018) Spatio-temporal dynamics of sulfur bacteria during oxic-anoxic regime shifts in a seasonally stratified lake. FEMS Microbiology Ecolology 94: fiy040 (1-11).

Pozo-Solar F, Cornejo-D´Ottone M, Orellana R, Yepsen DV, Bassi N, Salcedo-Castro J, Polette Aguilar-Muñoz & Molina V (2022) Dissolved greenhouse gases and benthic microbial communities in coastal wetlands of the Chilean coast semiarid region. PLoS ONE 17(9): e0271208 (1-22).

Pozo-Solar F, Cornejo-D'Ottone M, Orellana R, Acuña C, Rivera C, Aguilar-Muñoz P, Lavergne C & Molina V (2023). Microbial and biogeochemical shifts in a highly anthropogenically impacted estuary ("El Sauce" Valparaíso). Water 15(6): 1251 (1-25).

ecotopos adyacentes es alta (Ramírez & San Martín 2018). Según Hauenstein (2006), en Chile existirían 454 especies de macrófitos; sin embargo, de acuerdo con Ramírez y San Martín (2018), la cifra aproximada sería de 435 especies. Si se considera que la flora chilena presenta alrededor de 5.000 especies, las plantas acuáticas y palustres corresponden aproximadamente al 10% de la flora del país. Sólo en la Región de Coquimbo se han identificado al menos 293 especies de plantas con flores, herbáceas, árboles, arbustos y cactáceas en los humedales costeros de la zona, distribuídas en 70 familias (Cea et al. 2019). Estos cuerpos de agua no sólo albergan una alta diversidad de plantas nativas (60%), sino también un gran número de especies endémicas para Chile (84), algunas de ellas con problemas de conservación (16). Los humedales costeros de Coquimbo también contienen al menos 102 especies de plantas introducidas (Cea et al. 2019), lo que sugiere un deterioro progresivo de sus comunidades.

Desde el punto de vista de las formaciones vegetacionales, los humedales pueden clasificarse en tres grandes unidades de paisaje (Flores-Toro 2022): 1). Vegetación terrestre, que abarca todas las comunidades vegetales, naturales y antrópicas presentes en las riberas y zonas aledañas a los cuerpos de agua. 2). Vegetación palustre, que comprende aquellas asociaciones de plantas helofíticas ubicadas en las orillas inundables de los cuerpos de agua, y 3). Vegetación acuática, conformada por plantas hidrófilas que habitan en el medio acuático propiamente tal. Cada una de estas unidades presenta su propia flora con atributos morfofisiológicos que les permiten habitar en las condiciones de los paisajes mencionados (Flores-Toro 2022). En la región de Valparaíso, las principales formaciones vegetacionales se documentan en el Recuadro 14.2.

14.3 Amenazas a los humedales costeros

Los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más amenazados del planeta y experimentan una disminución de la biodiversidad mayor que la mayoría de los ecosistemas terrestres, por lo que sus bienes y servicios ecosistémicos se ven afectados negativamente (Dudgeon et al. 2005, Reis et al. 2017). Las causas que están provocado la degradación en los humedales costeros de Chile central (Navarro et al. 2021) son prácticamente las mismas que se han señalado para otros humedales del planeta (MEA 2005), aunque con variaciones en los niveles de amenaza que se presentan en cada sitio. Por ejemplo, en el sistema de humedales de la Región de Coquimbo se ha documentado un total de 19 amenazas (Figura 14.4). Algunos de estos humedales como el estuario del Río

Recuadro 14.2 Caso de estudio vegetación de humedales costeros de la Región de Valparaíso, Chile.

Vegetación de humedales costeros de la Región de Valparaíso, Chile

Rodrigo Villaseñor Castro
HUB Ambiental, Universidad de Playa Ancha, Chile.

Introducción: De acuerdo con las condiciones de humedad y con el efecto abrasivo que ejerce la corriente fluvial sobre las plantas durante las crecidas, en los ríos se establece una catena transversal de vegetación (Grijalbo 2023), generalmente junto a la orilla se establecen plantas palustres (juncal, totoral), matorral higrófilo-esclerófilo, y matorral esclerófilo y más distante el bosque esclerófilo. Esto lo apreciamos en el humedal de Cartagena (Villaseñor 2008) y lo descrito para el humedal de Mantagua (Flores-Toro et al. 2022). Los humedales de la Región de Valparaíso son altamente productivos y se caracterizan por escasa profundidad y abundante vegetación ribereña (Riveros et al. 1981).

Metodología: La vegetación se estudia desde dos puntos de vista: el fisionómico que determina a las formaciones vegetales, que son unidades que se caracterizan por la dominancia de una forma de crecimiento (árbol, subarbusto, arbusto y hierba). La otra forma de estudio es el florístico, determinando las asociaciones vegetales que son unidades que corresponden a comunidades vegetales y que se caracterizan por su cortejo florístico. La composición completa de especies refleja mejor sus relaciones interespecíficas con el ambiente que cualquier otra característica (Alcaraz 2013). Para la denominación de las asociaciones vegetales se siguió el Código de Nomenclatura fitosociológica (Izco & Del Arco-Águila 1988).

Resultados & Discusión: En los humedales costeros, en general, existe una playa en que hay restos de algas marinas; una ante playa, que no tiene organismos vegetales; y una duna, producto de la arena que el mar acumula en el lado norte de alguna albufera.

VEGETACIÓN DE DUNAS

En Pullally encontramos una Estepa herbácea de Doca (*Carpobrothus chilensis*) y Dicha grande (*Ambrosia chamissonis*), que aquí se



Figura 14.2.1: Estepa de las dunas costeras de Dicha Grande (Longotoma, Región de Valparaíso, Chile).

presenta con muy pocas especies acompañantes, como Malvilla (*Cristaria glaucophylla*). Madrid y Teillier (2021) en la playa grande de Cartagena, llaman a esta comunidad Unidad del matorral de *Ambrosia chamissonis* y *Poa cumingii*. En la composición de especies figuran, entre otras, las nativas, *C. chilensis*, *P. cumingii*, *Cuscuta micrantha*, *Nolana paradoxa*, *Bromus lithobius*, *Camissonia dentata*, *Astragalus amatus*, *Oenothera picensis*, *Baccharis vernalis* y *Margyricarpus pinnatus* y las alóctonas asilvestradas, *Ambrosia chamissonis* y *Brassica tournefortii*. Ocupa los sustratos altamente móviles de la duna holocénica libre, la que incluye tanto las dunas primarias como las secundarias. Villaseñor (2017), encuentra a esta comunidad en las dunas de Concón, frente al mar.

Villaseñor (2008), en las dunas del humedal de Cartagena y el estuario del Estero Cartagena, contiguas a las descritas; a la comunidad de *C. chilensis* y *A. chamiissonis*, a las que se suman algunos arbustos introducidos como *Lupinus arboreus*, *Malva assurgentiflora* y los nativos como *Solanum pinnatum*, *Baccharis macraei*, *Lycium chilensis*, con muchas hierbas casi todas introducidas como *Rumex crispus*, *Sonchus oleraceaus* y *Hordeum murinum*. Ramírez et al (1992), llaman a esta comunidad Duna secundaria de Malvilla y Dicha grande (*Cristario-Ambrosietum chamissonis* Kohler 1970). Esta comunidad está restringida al litoral del Norte Chico (Coquimbo) y la parte septentrional de Chile Central (Valparaíso). Los elementos dominantes



Figura 14.2.2 Formación de junquillos en riberas de dunas costeras de Cartagena (Región de Valparaíso, Chile).

Senecio munnozii, *Solanum heterantherum*, *Adesmia litoralis* y *Encelia canescens*. Además, se agregan otras especies vegetales más típicas de las dunas de Chile Central (Figura 14.2.1), como *A. chamissonis*, *C. chilensis*, *Distichlis scoparia*, *P. sanguinaria* y el arbusto *Baccharis macraei*.

Luebert (2005), describe una estepa herbácea como "Matorral de *Ambrosia chamissonis*", sobre sustratos arenosos móviles, *A. chamissonis* (hierba perenne alóctona) es acompañada por *Bromus rigidus* (hierba alóctona), *Poa cumimingii* (hierba endémica), *Senecio paucidentatus* (sub arbusto endémico). En las dunas holocénicas de Concón; correspondería al *Poo-Ambrosietum chamissonis* (Kohler 1970) citado por Ramírez et al. (1992). Flores-Toro (2022) llama a estas dunas de Dicha grande (comunidad de *A. chamisonis*) a la que agrega *Plantago hispidula*, *Calystegia soldanela* y *Rumex pulcher*, para el humedal de Mantagua.

Esta misma autora describe, para el humedal de Mantagua, duna de Junquillo (Comunidad *Ficinia nodosa*) que se ubica en los sectores más húmedos de la duna, aledaños al estuario; domina *F. nodosa* (junquillo), acompañada de *Distichlis spicata*, *Calystegia soldanela* y *Corpobrotus chilensis*. Parte de esta comunidad también se ha encontrado en Las Salinas de Pullally.

VEGETACIÓN PALUSTRE

Flores-Toro (2022) describe un pajonal (comunidad de *Schoenoplectus californicus*) que corresponde a la asociación *Scyrpetum californicae*

(Ramirez & Añazco 1982). Teillier et al. (2018) la describen como Praderas húmedas de *Schoenoplctus californicus*. Estas corresponde a las comunidades palustres que describe Arancibia (2014) para el Estero de Viña del Mar, en que encuentran una comunidad representada por especies de los géneros *Scirpus*, *Cyperus*, *Juncus*, *Phragmites* y *Typha*. Este mismo autor nombra, para la desembocadura del Rio Aconcagua Comunidades de Higrófilas que viven a orillas del agua representados por los géneros *Apium*, *Pluchea*, *Cotula*, *Baccharis*, *Rumex*, *Mentha*, *Opilobium*, *Galega*, *Rubus*, *Salix* y *Verbena*.

Otárola & Ramirez (2017) mencionan como Juncal para la Laguna El Peral (El Tabo), Larraguibel (2008) y para el tranque La Luz en Placilla. Haunstein et al. (2009) describe una nueva asociación (*Juncetum acutii* Hautein et al. 2009) para el lago Peñuelas con presencia de *Mentha pulegium* y juncos (*Juncus acutus*, *J. cyperoides*, *J. pallescens*. Villa & Villagrán (1982), describen extensas áreas pantanosas del humedal de Quintero, dominadas por Cyperáceas, tales como *Scirpus californicus*, *S. cernuus* y *S. inundatus*. A orillas del estero de Mantagua, en algunos lugares, domina *Typha domninguensis* (totora).

Pradera húmeda de *T. dominguensis* (Totoral, Teillier et al. (2018). Estudiada en el Humedal de Campiche (Villaseñor & Guzmán, 2007, Novoa & Villaseñor 2008). En el Estero de Cartagena (Villaseñor 2008); en el Humedal de Tunquén (Villaseñor 2013). Moder y Gallardo (2006) lo llaman Vegetación de juncales, para el humedal El Yali; Hauenstein et al. (2009) para el lago Peñuelas y recientemente lo hemos encontrado en Pullally.

Flores-Toro (2021) para el humedal de Mantagua describe una Comunidad de *Ficinia nodosa-Selliera radicans* (Pajonal de junquillo) con *F. nodosa* (junquillo), *Sporobolus densiflorus* (esparto), *Rumex crispus* (romaza), *Distichlis spicata* (pasto salado), *Selliera radicans* (maleza de marisma); a diferencia del anterior arraiga completamente en el sustrato arenoso. En parte comprende a las praderas húmedas, en el humedal de Cartagena (Teillier et al. 2018) (Figura 14.2.2). También recientemente hemos encontrado parte de esta comunidad en el humedal de Pullally

MATORRAL ARBOLADO EN DUNAS ESTABILIZADAS

Luebert (2005) describe Matorral esclerófilo de huingán y crucero (*Colletio hystricis- Schinetum polygamae* Luebert 2005) en las



Figura 14.2.3 Bosque degradado de sauce a orillas del Río Aconcagua (Cartagena, Región de Valparaíso, Chile).

dunas de Concón. Matorral bajo crece en las dunas estabilizadas; dominado por huingán, crucero y *Maytenus boaria* (maitén) Flores-Toro (2022), en el humedal de Mantagua, lo llama Comunidad de *Schinus polygamus* (huingán) y *Colletia hystrix* (crucero); en el estrato bajo; *Haplopappus uncinatus* (cachocabra) y *Senecio illinitus*. En otros lugares domina *Baccharis vernalis* (vautro) acompañado de maitén y huingán. Luebert (2005) a este matorral lo llama matorral de *Schinus polygamus* y *Haplopappus uncinatus.* Arancibia & Araya (2004) agregan a las comunidades terrestres que viven alejadas del agua con especies de los géneros *Podanthus*, *Schinus*, *Maytenus* y *Acacia* para el Estero Viña del Mar y la desembocadura del Rio Aconcagua.

En Cartagena lo estudia Villaseñor (2008) como Asociación de *Schynus polygamus-Maytenus boaria*, en que dominan *S. polygamus*, y *M. boaria*, acompañados de *Baccharis macraei*, *Cestrum parqui* (palqui), *Schinus latifolius* (molle), *Baccharis racemosa* (chilquilla), y varias otras especies algunas de ellas nativas y otras alóctonas. Este matorral es evidentemente un estado sucesional del bosque esclerófilo que crece en dunas antiguas, alejadas de la albufera. Otárola & Ramírez (2017) en la Laguna El Peral lo Llaman Matorral esclerófilo costero: como una formación dominada por arbustos que reciben directamente la briza del mar, las plantas son arbustos bajos, que entre ellos crece una rica flora primaveral. Dependiendo del promedio de las alturas de los individuos, podemos distinguir: *Peumus boldus* (Boldo) y *Retanilla trinervia* (Tevo), con especies acompañantes tales como *Muehlembeckia hastulata* (Quilo) y *Nasella tenuisima* (Hierba aguja).

BOSQUE ESCLERÓFILO

El bosque esclerófilo representa a la vegetación potencial en la región de Valparaíso, crece en varios ambientes diferentes y está representado por distintos tipos de bosques, todos tienen en común que sus principales especies son esclerófilas (de hoja dura), adaptadas a la sequía de verano.

En las hojas y partes verdes de la planta existe el tejido fotosintetizante, al cual llegan el agua y sales distribuidos por el xilema; los productos de la fotosíntesis son distribuidos por el floema. Estos dos tejidos (xilema y floema) forman los haces vasculares. En el caso de las hojas esclerófilas éstos están rodeados por una vaina de un tejido impermeable (esclerénquima) que evita la evaporación de agua en la época de calor; y de allí su dureza. Podemos distinguir:

Bosque esclerófilo xérico, que se desarrolla en pequeñas quebradas en laderas de exposición norte, como el bosque de Litre-Quillay (*Quillajo-Litraeetum causticae*, Schmith 1954), que no está descrito para humedales.

Bosque esclerófilo mésico, que crece en llanos y lomajes preferentemente de exposición sur; aquí podemos describir a varias asociaciones:

Bosque de Peumo-Quillay (*Cryptocarya alba-Quillaja saponaria,* Gajardo, 1994). Nota: el autor no describe esta asociación de acuerdo al código de nomenclatura fitosociológica (Izco & Del Arco-Aguila, 1988), por lo que no tiene un nombre en ese sentido. Dicho autor describe este bosque que está dominado por *Q. saponaria*, *Cryptocarya alba* y *Retanilla trinervia* (tevo), acompañados por *Podanthus mitqui* (mitique), *Colliguaja odorífera* y algunas hierbas como *Adiantum chilensis* var *hirsutum* (culantrillo), *Alstroemeria angustifolia* (lirio del Campo) y varias más. Este fue el bosque más extendido en Chile central, desde la llegada de los Incas y posteriormente de los españoles, estas tierras cultivas con cereales, principalmente y por tanto el bosque arrasado.

Esta degradación da origen a un Espinal (Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven* (espino) y *Maytenus boaria*, Luebert & Pliscoff, 2017) constituido por *A. caven*, *Baccharis linearis* (romerillo), *Cestrum parqui*, *Maytenus boaria* y otros arbustos; en el estrato herbáceo con mucha especies alóctonas (como ya lo advierte Schmithüsen en 1954). El Espinal constituye una comunidad neoclimax, permanente naturalmente y que se mantiene por la pobreza del suelo en que habita (cultivos sobreexplotados y abandonados) y dispersados por caballares y vacunos por el tipo de fruto (quirinca). Donoso (1981) lo considera como un subtipo del Tipo forestal esclerófilo. Estos bosques no existen

en los humedales costeros, a excepción de muy pocos individuos en la desembocadura del rio Aconcagua (Arancibia & Araya, 2004).

Bosque de Peumo-Boldo (Boldo-Cryptocaryetum Oberdorfer 1960 = Peumo boldae-Cryptocaryetum albae Balduzzi et al 1982). Flores-Toro (2022) lo describe para la vegetación terrestre del humedal de Mantagua como una comunidad bastante degradada del bosque esclerófilo costero (Gajardo 1996). En el que son dominantes peumo, boldo, *Lithrea caustica* (litre), *Schinus latifolus* (molle) y *Myrceugenia obtusa* (rarán). Estrato herbáceo pobre con coironcillo y helecho palito negro. Sobre los árboles las lianas *Cissus striata* (pilpilvoqui) y *Proustia piryfolia* (parrilla, tola banca); alrededor *Rubus ulmifolius* (zarzamora). Villaseñor (2008) lo estudia para el humedal de Cartagena con la constitución ya descrita.

Bosque esclerófilo higrófilo, crece en fondos de quebradas, varias de ellas llegan al mar, o en suelos pantanosos de humedales costeros. Bosque de Petra y Canelo (pitranto) (*Drimo-winterae- Myrceugenietum exsuccae Villagrán 1982 en San Martín et al 1988*) en la Región de Valparaíso, se encuentra el humedal de Quintero, que actualmente no tiene salida al mar ya que ha sido integrado a la ciudad. Este humedal dominan Myrceugenia exsucca (petra) *Drimys winteri* (canelo) y *Escallonia revoluta* (lun), en el estrato arbóreo, y la liana *Cissus striata* (boqui colorado), acompañados de *Gunnera tictoria* (pangue), *Ranunculus chilensis* (botón de oro) y *Rubus ulmifolius* (zarzamora) (Villa & Villagrán 1982). Reportado por los mismos autores, un bosque en Ritoque que ha sido bloqueado por las dunas. Restos de un bosque de este tipo se encuentra en la Quebrada Las petras, en Quebrada verde con petra, como árbol dominante, *Senna stipulacea* (quebracho), y muchas lianas como *Lardizabala biternata* (boqui cóguil), *C. striata* (boqui colorado), *Muehlenbeckia hastulata* var *fascicularis* (boqui, quilo).

Bosques de Sauces (Figura 14.2.3), es un bosque continuo que crece a orillas de ríos y canales, se ha observado en Colliguay, La Cruz, Rio Petorca, Sobrantes, y a orillas del rio Aconcagua hasta su desembocadura, donde se combina con otros Salix (Arancibia & Araya 2004). Bosques higrófilo de patagua (patagual), son bosques que viven a orillas de agua, en zonas muy húmedas, acompañados por lingue, canelo, *Aextoxicon punctatum* (olivillo), belloto, mayú, hierba platero.

Bosques de Belloto (*Beilschmiedietum* Schmith. 1954), están compuestos por varias especies arbóreas como belloto, petra, molle, peumo, *Blepharocalyx cruckshanksii* (temu), litre, boldo, en el sotobosque: parqui, *Adiantum chilense* var. *hirsutum* (palito negro) Hydrocotyle ranunculoides (hierba de la plata). Se han estudiado en los acantilados

de Quebrada verde (Ramírez-Verdugo & Villaseñor 2016) y San Martín et al. (2004), para el estero Zapallar. Todos otros los bosques de Belloto descritos para la Región de Valparaíso se encuentran en la cordillera de la costa, siempre a orillas de esteros, o en los cerros costeros (Villaseñor & Serey 1981, Gajardo 1996, Villaseñor & Ramírez-Verdugo 2022).

Bosques de Tayú del Norte o Palo Santo. Están constituidos por *Archidasyphyllum excelsum* (Tayú del norte), que se distribuyen en forma disyunta en las quebradas costeras de Valparaíso (Villaseñor 2023) y en la cordillera de la costa (Villaseñor & Serey 1981). En las quebradas costeras, crecen estos bosques en que domina el tayú, acompañados de canelo *Aristotelia chilensis*, maqui, petra, *Rhaphithamnus spinosum* (espino blanco), y *Luma chequen* (chequén), belloto, *Myrceugenia obtusa* (rarán) y ocasionalmente *Persea lingue* (lingue); sobre ellos crecen el boqui colorado y *Proustia pyrifolia* (parrilla). Sobre tayú habita la epífita *Tillandsia usneoides* (barba de viejo) dándole un aspecto muy especial a este bosque, además de las lianas *Lardizabala biternata* y *Cissus striata* En el sotobosque están presentes *Adenopeltis serrata* (colliguay macho), *Sophora macrocarpa* (mayú), *Adiantum chilense* var *hirsutum* (culantrillo) y *Chusquea cumingii* (colihue) *Blechnum chilensis* (costilla de vaca), *Equisetum bogotense* (limpia plata).

Todas estas especies son netamente higrófilas e hidrófilas. Son bosques sombríos que se ubican cerca de las corrientes de agua. Los bosques de tayú en la Región estudiada se distribuyen en fondos de quebrada y laderas húmedas de exposición sur, desde el litoral a la cordillera de la costa; desde los 200 hasta los 1100 msnm; constituyendo bosques esclerófilos – higrófilos que en algunas zonas están bastante bien conservados (ej: PNLC, Quebrada el Manzano y Los Maquis) y en otras están degradados, como en Quebrada. Verde, La Pólvora, o camino a Quintay), en que estos bosques, originalmente sombríos, hoy han sido degradados por tala o fuego, introduciéndose plantas de sol, como algunas de especies de Chusquea (Villaseñor et al 2021).

HERBAZALES

En marismas, terrazas fluviales y alrededor de los pantanos se desarrollas praderas de hierbas suculentas constituyendo praderas húmedas. Villa & Villagrán (1982) reportan una pradera alrededor del humedal de Quintero, como praderas de Chenopodiáceas, conformadas básicamente por *Sarcocornia fruticulosa* (hierba sosa), *Atriplex prostrata* (pasto salobre) y *Chenopodium frigidum* (chárip). Para el Humedal de Mantagua, Flores-Toro (2022) lo define como Marismas y praderas húmedas en la que son frecuentes *Oxybasis macrosperma*, *Hydrocotyle bonariensis* (tembladera),

Triglochin stricta (hierba de la paloma), *Schoenoplectus americanus* (totora), *Goodenia radican* (maleza de las marismas), *Sarcocornia neei* (hierba sosa). Son frecuentes en desembocaduras de ríos y esteros y vertientes próximas al mar. Esta comunidad corresponde a las praderas de marismas con hierba sosa, *Disctichlis spicata* (grama salada), *Frankenia salina* (hierba del salitre), maleza de las marismas y *Triglochin stricta*. (Tiellier et al. 2018). En Pullally hemos encontrado esta pradera en que la hierba sosa es absolutamente dominante.

A medida que disminuye el anegamiento, la salinidad va dando paso a una pradera húmeda con *Cotula coropifolia* (botón de oro), *Lotus tenuis*, *Galega officinalis* (galega), entre otras. A medida que se produce degradación del ecosistema, aparecen *Cotula coropifolia*, *Spergularia villosa*, *Melilotus indica*, etc. Son frecuentes en desembocaduras de ríos y esteros y vertientes próximas al mar (Tiellier et al. 2018). Estas comunidades corresponden al *Scirpo – Cotuletum coronopifoliae*, San Martín et al, 1992. (Marisma de Totora azul y Botón de oro); *Verónica – Cotuletum coronopifoliae,* Ramirez et al. 1987. (San Martín, 2001) para la Laguna El Peral y estero de Reñaca la comunidad *Elodea potamogeton – Hydrocotile ranunculoides* (San Martín et al. 2001) También fue estudiada por nosotros en el Humedal de Cartagena.

VEGETACIÓN ACUÁTICA

Flores-Toro (2022) define una comunidad de pantas acuáticas, como Comunidad *Limnobium-Azolla filiculoides*, comunidad de hidrófitos flotantes como *Limnobium laevigatum* (hierba guatona) y el helecho *Azolla filiculoides* (flor del pato). Esta comunidad aparece nombrada también para el estero de Zapallar (Ramirez et al 2004) y para el humedal de Cartagena, agregando *Goodenia radicans* (Villaseñor 2008).

Existen varias comunidades de plantas vasculares que habitan los humedales, como las especies *Utriculaia tenuis* (bolsita de agua), *Potamogetum pectinatum* (huiro), *Myriophyllum aquaticum*, etc. Muchas de ellas son introducidas y soportan cierto grado de contaminación. En la albufera se mezclan las aguas y en los ríos de desarrollan algas marinas flotantes.

Conclusiones: Esta revisión de la literatura disponible y algunos trabajos propios que no han sido publicados para humedales en la Región de Valparaíso, se ha mostrado la gran riqueza florística y vegetacional de estos ecosistemas. Hemos encontrado 7 Formaciones vegetales y 14 asociaciones formalmente nombradas según el Código de Nomenclatura Fitosociológica (Izco & Del Arco. 1988).

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

Referencias

Arancibia J (2006). Flora Vascular en la desembocadura del Rio Aconcagua. V Región, Chile. Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso 25: 34-46.

Gajardo R (1994). La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Izco J & del Arco-Aguila MJ (1988). Código de Nomenclatura Fitosociológica. Opus. Bot. Pham. Complutensis 4: 5-74.

San Martin J, Troncoso A & Ramírez C (1988). Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa en Chile central BOSQUE: 9(1): 17-33.

San Martin C, Contreras D, San Martín J & Ramírez C (1992). Vegetación de las marismas del centro sur de Chile. Revista chilena de Historia Natural 65(3): 327-342.

Villa-Martínez R & Villagrán C (1997) Historia de la vegetación de bosques pantanosos de la costa de Chile central durante el Holoceno medio y tardío. Revista Chilena de Historia Natural 70: 391-401.

Villaseñor R (2008). Informe de Flora y Vegetación terrestre para el estudio de línea base y zonificación participativa del humedal de Cartagena. GHD consultores, Valparaíso, Chile.

Elqui, presentaron un nivel alto de amenaza. No obstante, la mayoría de estos ecosistemas registró un nivel bajo (52,6%), y sólo un 21,1 % de los humedales costeros de la regón de Coquimbo mostró un nivel medio de amenaza (Bravo-Naranjo & Zuleta-Ramos 2019).

Actualmente, la urbanización, la contaminación por desechos orgánicos, el exceso de visitación y el tránsito de vehículos todo terreno constituyen las amenazas más relevantes en el deterioro de los humedales costeros (Bravo-Naranjo & Zuleta-Ramos 2019). Pese a que estos factores han sido identificados en varios estudios (Correa-Araneda et al. 2011, Fierro et al. 2019, Navarro et al. 2021), nuevas amenazas como la contaminación lumínica (Aguilera & González 2023) y la presencia de especies exóticas

e invasoras (Recuadro 14.3) ponen en peligro la integridad ecológica de estos ecosistemas. Inclusive, los humedales que actualmente cuentan con la designación de Sitio Ramsar no los protege de las amenazas comunes al resto de los humedales de Chile central. En consecuencia, tanto para estos ecosistemas, como para aquellos que no cuentan con alguna categoría de protección, resulta imperioso desarrollar planes de restauración, manejo y conservación de estos cuerpos de agua.

14.4 Conservación de Humedales Costeros

Como ya se ha mencionado, Chile es diverso y abundante en tipos de humedales, sin embargo, la mayoría de ellos no estan protegidos y varios no tienen una adscripción a ningún cuerpo legal, como las charcas temporales o los humedales de quebrada (Zuleta-Ramos et al. 2019b). No existe un cuerpo legal específico, ni tampoco una institución responsable que los proteja y establezca criterios para su manejo. En 2020, el Congreso Nacional de Chile aprobó la Ley 21.202 para la protección de los Humedales Urbanos (BCN 2020), la cual permite a los municipios elaborar normativas para proteger los humedales urbanos (Mallega-Acevedo 2019, Navarro et al. 2021). Sin embargo, es necesario destacar la falta de certeza jurídica en la que se encuentran los humedales urbanos, porque varios de estas designaciones han sido anulados por los tribunales ambientales. Ello es debido a que pueden tener diferentes descriptores, condiciones de referencia e indicadores de calidad y estado ecológico, además que sus objetivos de gestión o conservación no siempre son debidamente establecidos.

Entre las figuras de conservación más relevantes destacan los humedales de importancia internacional (Sitios Ramsar) y los humedales declarados como Santuarios de la Naturaleza, aunque existen otras categorías de protección que las protegen, como la Red de Salares protegidos dentro de la Estrategia Nacional del Litio (AHA 2024). Actualmente, cuatro (25%) de los humedales declarados sitios Ramsar en Chile son gestionados a través de iniciativas privadas, entre las cuales destaca Las Salinas de Huentelauquén, declarado Sitio Ramsar y un Área Importante para la Conservación de las Aves y la Biodiversidad (IBA por sus siglas en inglés) que cuenta además con la denominación de zona libre de caza desde 2010, y es administrada por la Comunidad Agrícola de Huentelauquén (Zuleta & Piñones 2015). Sin embargo, el hecho que un humedal esté declarado como área protegida, no garantiza una protección efectiva. Esto se debe a que la integridad del ecosistema puede verse comprometida por varios factores, como eventos de contaminación aguas arriba (como un derrame) o por la extracción progresiva de agua por parte de agricultores e industriales del sector, que cuentan con

derechos de aprovechamiento y que puede conducir a su desecación.
Si bien el valor de los humedales costeros del país ha sido reconocido en diversas políticas nacionales (e.g. MMA 2016b), aún faltan varias implicaciones específicas como la zonificación de ambientes urbanos versus naturales, que es necesaria para la conservación de esos ecosistemas. Un problema adicional y una posible explicación de esta paradójica situación, puede ser la multiplicidad de partes interesadas y departamentos administrativos o de gestión que están involucrados (Navarro et al. 2021), que tienen poder y responsabilidad sobre las áreas costeras en general y los humedales costeros en particular. Esto es especialmente importante si consideramos que el manejo integrado de los humedales costeros debe incluir también sus respectivas cuencas e incorporar todos aquellos aspectos y actividades que puedan estar involucradas en un gran territorio (Navarro et al. 2021, Pérez-Ruzafa & Marcos 2008, Pérez -Ruzafa et al. 2019a).

Junto con ello, la mayor frecuencia y gravedad de las perturbaciones naturales a lo largo de la costa chilena, tectónicamente activa, acentúa más que nunca la necesidad de una investigación transdisciplinaria (Recuadro 14.4), que incluya un mejor conocimiento de los humedales costeros y un mayor compromiso de sus usuarios, a fin de desarrollar políticas y estrategias para mejorar el manejo y conservación de estos ecosistemas en Chile (Marín et al. 2014). El cambio climático en conjunto con la urbanización del litoral, podría ocasionar la reducción o desaparición de los humedales costeros más pequeños y aislados, lo cual ocasionaría modificaciones en la biodiversidad de aves migratorias que la utilizan como áreas de descanso y alimentación (Bravo-Naranjo et al. 2019). Cabe mencionar, que estas aves normalmente no son capaces de distinguir la calidad ambiental de estos cuerpos de agua y pueden utilizar humedales muy deterioradas, con efectos fisiológicos poco estudiados. La disminución de las precipitaciones y el aumento de las sequías tiene impactos relevantes en el cambio de régimen de caudales (Recuadro 14.5). Esta es una variable relevante que facilita el transporte de sedimentos hacia los estuarios y al mar, lo cual permite mantener los equilibrios biofísicos en las zonas costeras (Bussi et al. 2014).

Asi, los planes y estrategias de conservación deben considerar que, en Chile central, existen patrones definidos respecto a los cambios en las variables climáticas (MMA 2016). Los datos históricos indican que las temperaturas máximas están aumentando en valles interiores y zonas precordilleranas, mientras que en la costa ha habido una disminución de estas (Contreras-López 2017). Las precipitaciones exhiben un patrón similar. En zonas costeras existe una disminución en los montos

Recuadro 14.3 Caso de estudio de parásitos de un invasor reciente en el Lago Chungará (Región de Arica y Parinacota, Chile).

Parásitos de un invasor reciente en el lago Chungará (>4500 msnm) en el norte de chile

Luis Ñacari Enciso[1], Marcelo Oliva Moreno[1], Fabiola Sepúlveda Vásquez[1], Karina González Flores[1] & Christopher Harrod*

1. Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Chile & Scottish Centre for Ecology and the Natural Environment, University of Glasgow, UK*.

Introducción: La trucha arcoíris, *Oncorhynchus mykiss*, es una de las especies invasoras más reconocidas a nivel mundial, con distribución original desde el mar de Bering (Alaska) hasta Baja California. En Chile, tras su introducción, se estableció desde el lago Chungará (18°S) hasta Tierra del Fuego (51°S). Los estudios parasitológicos resultan esenciales en ecología de invasiones, dado que la introducción de especies exóticas puede alterar las dinámicas parasitarias locales mediante efectos de "Spillback", "Spillover" o dilución. El presente estudio tiene como objetivo evaluar la composición parasitaria y la dieta de O. mykiss en el lago Chungará (4520 m altitud).

Metodología: El lago Chungará (18.25° S, 69.16° O) es uno de los lagos más altos del mundo (4520 m s.n.m.), con una superficie de 283 km². Está ubicado dentro del Parque Nacional Lauca y alberga altos niveles de endemismo, incluyendo a *Orestias chungarensis*, especie de pez endémica (González et al. 2024). En mayo de 2023 se muestrearon truchas arcoíris mediante redes agalleras pelágicas (malla de 12,7 cm, 80 m de longitud, 6 m de profundidad). Un total de 40 ejemplares fueron colectados, disecados y examinados para análisis parasitológicos (AP) y de contenido estomacal (ACE). Para AP, se examinaron la superficie corporal, las branquias, los órganos internos y el tracto digestivo. Los parásitos se fijaron en alcohol al 70% para estudios morfológicos y al 95% para estudios moleculares. La identificación se realizó aclarando especímenes de Nematoda y Cestoda en lactofenol de Amman, mientras que Digenea fueron coloreados con carmín de Semichon. Para ACE, los estómagos se examinaron y todos los ítems presa se clasificaron e identificaron hasta el nivel taxonómico más preciso posible. Posteriormente, se

cuantificaron mediante los índices de frecuencia de ocurrencia (FO%) y el método numérico (N%) (Hyslop 1980). Finalmente, la relación entre parásitos y dieta se evaluó mediante análisis de correspondencia canónica (CCA).

Resultados & Discusión: Para AP, se identificaron cinco taxa de parásitos: cuatro al estado larval: plerocercoide de cestoda (*Ligula intestinalis* (Linnaeus, 1758) Gmelin, 1790 y de *Cyclophyllidea gen*. sp.), acantela de acantocéfalo (*Pseudocorynosoma* sp.), metacercaria de digenea (*Tylodelphis* sp.) y el nematoda adulto (*Hedruris* sp.). Las mayores prevalencias correspondieron a *Cyclophyllidea gen*. sp. (59%) y *L. intestinalis* (48%). Mientras que para ACE se identificaron 11 ítem presa. Los índices de frecuencia de ocurrencia e índice numérico mostraron que los anfípodos (*Hyalella* sp.; FO%=85; N%=78.6), los coleópteros acuáticos (Corixidae; FO%=45; N%=16.4) y el pez endémico *Orestias chungariensis* (FO%=40; N%=2.5) son las principales presas. Analisis de Correspondencia Canonica evidenciaron tres asociaciones importantes. (1) Cestoda *Cyclophyllidea gen*. sp. y los anfípodos *Hyalella* sp., y (2) *L. intestinalis* y (3) metacercarias *Tylodelphis* sp. con *Orestias chungariensis*.

Este estudio revela que *Oncorhynchus mykiss* en el lago Chungará podría actuar como hospedador de estadios larvales de cestodos, digeneos y acantocéfalos, así como de un nematodo adulto. Sin embargo, en el marco de la teoría de invasiones en sistemas parásito–hospedador, es posible que *O. mykiss* genere un efecto de dilución, el cual ocurre cuando una especie invasora adquiere parásitos nativos que originalmente infectaban a especies nativas (Dunn 2009, Kelly et al. 2009, Médoc et al. 2017). En estas circunstancias, la especie invasora no constituye un hospedador competente y funciona como un "sumidero" o "trampa ecológica", impidiendo que los parásitos sobrevivan o se reproduzcan de manera eficiente. Como consecuencia, el invasor absorbe parásitos presentes en el ambiente, reduciendo la carga parasitaria en los hospederos nativos (Goedknegt et al. 2016, Blakeslee et al. 2020).

En un escenario natural, sin la presencia del invasor, parásitos como los plerocercoides de *Ligula intestinalis*, que infectan a *Orestias chungarensis* (observaciones propias), completarían su ciclo vital al alcanzar el estadio adulto en aves piscívoras, tras la depredación del pez hospedador (Dubinina, 1980). No obstante, la presencia de *O. mykiss* de tallas superiores a 30 cm infectadas con *L. intestinalis*

podría interrumpir esta transmisión hacia las aves, lo que resultaría en una disminución progresiva de la carga parasitaria en los hospederos nativos.

Conclusiones: *Oncorhynchus mykiss* en el lago Chungará alberga varios parásitos nativos en estadios larvarios, lo que refleja su rol como hospedador accidental. Su dieta basada en anfípodos y Orestias chungarensis facilita la transmisión de estos parásitos, aunque no permite completar sus ciclos vitales. La trucha arcoíris actuaría como un "sumidero", generando un posible efecto de dilución que reduce la carga parasitaria en hospederos nativos. Estos resultados resaltan el impacto de especies invasoras en las interacciones parásito–hospedador en el lago Chungará.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile) y ANID Millennium Science Initiative NCN 2021_056: Millennium Nucleus of Austral Invasive Salmonids.

Referencias

Dunn AM & Perkins SE (2012). Invasions and infections. Functional Ecology 26(6): 1234-1237.

Kelly DW, Paterson RA, Townsend CR, Poulin R & Tompkins DM (2009). Parasite spillback: a neglected concept in invasion ecology? Ecology, 90(8): 2047-2056.

Médoc V, Firmat C, Sheath DJ, Pegg J, Andreou D & Britton JR (2017). Parasites and biological invasions: predicting ecological alterations at levels from individual hosts to whole networks. In Advances in Ecological Research 57: 1-54. Academic Press.

Goedknegt MA, Feis ME, Wegner KM, Luttikhuizen PC, Buschbaum C, Camphuysen KC... & Thieltges DW (2016). Parasites and marine invasions: ecological and evolutionary perspectives. Journal of Sea Research 113: 11-27.

Blakeslee AMH, Barnard RB, Matheson K & McKenzie CH (2020). Host-switching among crabs: species introduction results in a new target host for native parasites. Marine Ecology Progress Series 636: 91-106.

González K, Rivara P, Docmac F, Gomez D & Harrod C (2024). Habitat-based variation in the trophic ecology of the world's highest-altitude self-sustaining population of invasive rainbow trout. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems (425): 18.

Hyslop EJ (1980). Stomach contents analysis a review of methods and their application. Journal of Fish Biology 17(4): 411-429.

Dubinina MN (1980). Tapeworms (Cestoda, Ligulidae) of the Fauna of the USSR. New Delhi: Amerind Publishing Co.

pluviométricos, lo cual podría generar consecuencias negativas sobre la agricultura y la biodiversidad, siendo la zona central de Chile donde se espera que el estrés bioclimático será más severo (MMA 2016). Es esperable que las modificaciones en la temperatura ambiente, generen cambios en el balance hídrico y las características eco-climáticas de las cuencas costeras aportantes (Recuadro 14.6) en Chile central.

El cambio climático en la zona litoral de Chile central estaría generando interacciones funcionales y recíprocas entre el sistema social y el ecológico. Las comunidades asociadas a estos ecosistemas enfrentan una crisis socioambiental que quiebra sus prácticas tradicionales, tensionando la continuidad histórica de la ruralidad (Salas et al. 2011). Esta situación vincula directamente las variables sociales y culturales con la vulnerabilidad al fenómeno climático, reduciendo así la resiliencia y la capacidad de adaptación de estas comunidades ante el cambio climático.

14.5 Conclusiones

Los humedales costeros de Chile central están experimentando un cambio de estado ecosistémico que amenaza su sostenibilidad. Estos ecosistemas son vulnerables tanto a las presiones antrópicas como a los efectos del cambio climático. En este contexto, se prevé que las comunidades locales enfrenten mayores dificultades de adaptación al cambio climático y un deterioro de su patrimonio biocultural. Asimismo, resulta relevante considerar el derecho humano al agua, el cual debe priorizarse como base para su posterior uso sustentable en procesos productivos.

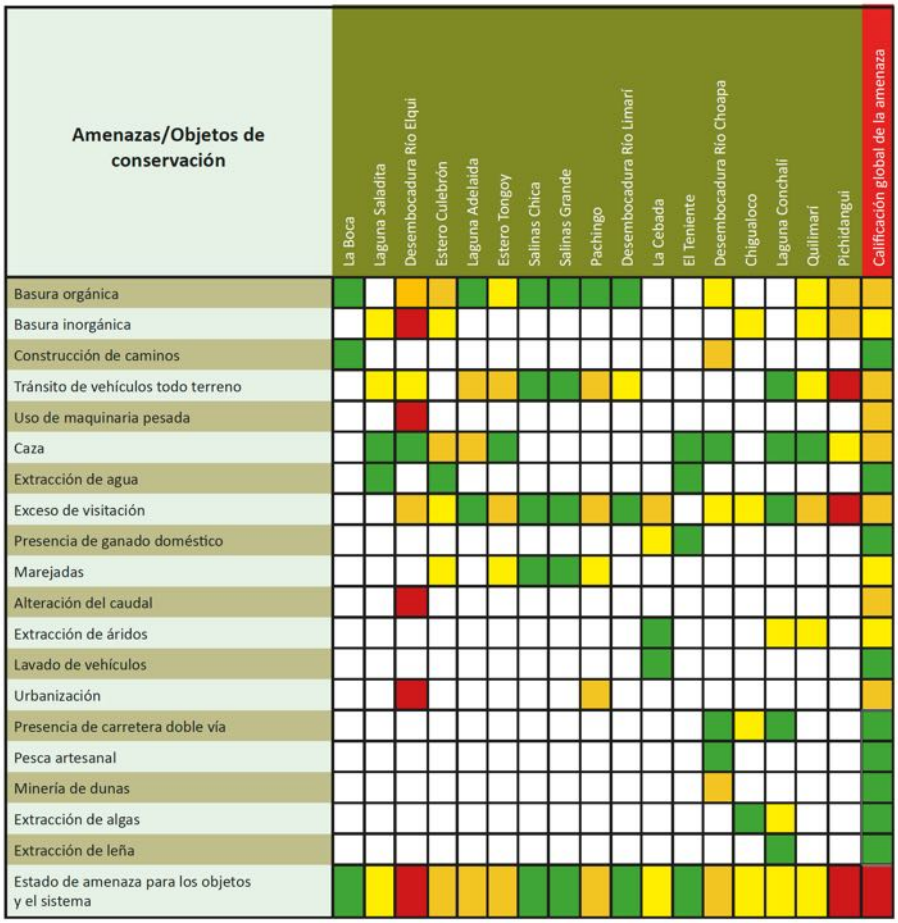


Figura 14.4 Principales amenazas de los humedales costeros del norte de Chile. Los colores indican las tipologías de amenazas: Blanco= Ausente, Verde= Bajo, Amarillo=Medio, Naranja= Alto y Rojo= Elevado. Las imágenes muestran el deterioro de la desembocadura del río Elqui en diferentes puntos de la ciudad de La Serena (Modificado de Bravo-Naranjo & Zuleta-Ramos 2019).

Recuadro 14.4 Estado de conservación y vulnerabilidad del humedal costero de Petrel y cuenca aportante (Pichilemu, O'higgins).

Conservación y vulnerabilidad a los efectos del cambio climático y presiones antrópicas en el humedal costero Petrel y cuenca aportante, Pichilemu, O'Higgins

Claudia Rojas[1,2], Humberto Aponte[1], Morgane Derrien[1], Ernesto San-Blas[1], Raúl Valenzuela[3,4], Etienne Bresciani[3], Tania Villaseñor[5], Jorge Medina[1], Carolina Reyes[1], Gabriel Arriagada[1], Céline Lavergne[6,7], Verónica Molina[6], Brynelly Batidas[8], Yoelvis Sulbaran[1], Bruna Fuentes[1], Matías Barceló[1], Carlos Faundez[9], Ismael Maldonado[1].

1. Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3), Universidad de O'Higgins, Chile. 2. Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Chile. 3 Instituto de Ciencias de la Ingeniería (ICI), Universidad de O'Higgins, Chile. 4 Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2), Universidad de Chile. 5 Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile. 6 HUB Ambiental UPLA & Departamento de Ciencias y Geografía, Universidad de Playa Ancha, Chile. 7 Departament de Biologia Marina i Oceanografia, Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), España. 8 INIA La Platina, La Pintana, Chile. 9 Departamento Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Escuela de Ingeniería, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Introducción: Las zonas costeras de Chile son ecosistemas dinámicos y productivos que proveen servicios esenciales como regulación hídrica, captura de carbono y hábitat para gran diversidad biológica. Sin embargo, enfrentan amenazas derivadas del cambio climático, aumento del nivel del mar, erosión costera e intrusión salina y de la presión humana, como expansión urbana, contaminación y sobreexplotación de recursos, entre otros. En la Región de O'Higgins, el Humedal Petrel, primer humedal urbano declarado en la región, constituye un sitio estratégico para comprender estos procesos. Su estudio permite evaluar el estado de conservación y vulnerabilidad costera, sirviendo como modelo para el monitoreo y la toma de decisiones en otras zonas costeras de la zona central de Chile frente al cambio climático.

Metodología: El estudio se desarrolló en el Humedal Petrel y su cuenca aportante, en la comuna de Pichilemu (Región de O'Higgins), siguiendo un enfoque interdisciplinario y multiescalar (Figura 14.4.1). La aproximación combinó análisis ambiental y social para comprender la dinámica ecológica y las vulnerabilidades del sistema frente a presiones naturales y antrópicas. Se estableció un transecto de monitoreo que se extiende desde la intersección del humedal con el océano Pacífico, avanzando aguas arriba a través del humedal Petrel y su afluente aportante, el estero



Figura 14.4.1 Monitoreo del Humedal Petrel y su cuenca aportante con enfoque interdisciplinario y multiescalar. Fuente: Elaboración propia.

San Antonio. A lo largo de este gradiente se realizó una caracterización mediante el estudio de suelos, sedimentos y cuerpos de agua (superficial y subterránea). Se determinaron parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, carbono orgánico total, fósforo Olsen, metales), biológicos (actividad enzimática, composición microbiana, nematofauna) y flujos de gases de efecto invernadero (CO_2, CH_4 y N_2O). Complementariamente, se instalaron

sensores automáticos de agua, temperatura y conductividad en suelos y acuíferos, y estaciones meteorológicas para el monitoreo continuo de temperatura, precipitación y viento. A escala regional, se utilizaron datos de reanálisis ERA5 y simulaciones con el modelo WRF (Weather Research and Forecasting) para analizar tendencias climáticas y validar observaciones locales. Finalmente, se integraron estos datos biofísicos con el estudio social mediante entrevistas a actores locales, permitiendo vincular la información ambiental y social en un marco común orientado a la gestión adaptativa y la conservación de los ecosistemas costeros.

Resultados & Discusión

El Humedal Petrel y su cuenca aportante cumplen un rol esencial como sumidero de carbono, regulador hidrológico y reservorio de biodiversidad microbiana y faunística, aunque muestran signos de presión ambiental por cambio de uso del suelo, salinización y contaminación difusa. El análisis de suelos y sedimentos reveló altos contenidos de carbono orgánico total (hasta 7,4%) y una marcada estabilidad de la fracción húmica, lo que indica condiciones anóxicas y materia orgánica recalcitrante en los sectores saturados del humedal. La actividad enzimática, particularmente la hidrólisis de diacetato de fluoresceína (FDA), mostró mayor intensidad en los suelos del humedal y en horizontes superficiales, reflejando una elevada actividad microbiana general. En contraste, los suelos asociados a un régimen fluvial —ubicados en las terrazas y márgenes del estero— presentaron mayores valores de β-glucosidasa y tirosinasa, asociados a una mayor oxigenación y mineralización de compuestos fenólicos durante los meses más secos, favoreciendo la degradación de materia orgánica y la emisión de CO_2. Por su parte, las emisiones de CH_4 asociadas a la transformación de la MO bajo condiciones anaeróbicas fueron mayores en suelos bajo régimen de saturación, alcanzando valores hasta tres veces superiores (5,4 mg C-CH_4 m^2/h) respecto a zonas con mayor presión antrópica. En contraste, las emisiones de N_2O fueron más altas en sitios con mayor presión antrópica (5,5 mg N-N_2O m^2/h), mientras que en las zonas saturadas presentaron los valores más bajos (0,35 mg N-N_2O m^2/h). Estos resultados dependen fuertemente de factores como regímenes de saturación, temperatura y actividad microbiana.

Los estudios de nematofauna evidenciaron comunidades contrastantes entre ambos ambientes. En los sedimentos del humedal predominó *Leptolaimus petrelense* n. sp., recientemente descrita como una nueva especie, junto a *Anoplostoma* sp., ambas indicadoras de condiciones reductoras y alta disponibilidad de materia orgánica. En los suelos asociados al régimen fluvial se registró una mayor diversidad de nematodos bacterívoros y fungívoros, característicos de ecosistemas más oxigenados y con mayor variabilidad hídrica. Además, se detectaron nematodos entomopatógenos (*Steinernema australe* y *Heterorhabditis*

sp.), lo que sugiere una red trófica compleja en la interfase terrestre–acuática.

El análisis de aguas superficiales y subterráneas evidenció variaciones en la conductividad eléctrica, temperatura y carbono disuelto a lo largo del transecto que conecta el océano Pacífico con el Estero San Antonio, reflejando la influencia marina y los aportes continentales. En la sección superior del estero se detectaron señales de contaminación microbiológica y química, asociadas a actividades antrópicas y usos agrícolas. A lo largo del transecto, la diferenciación de comunidades microbianas mostró la presencia de taxones indicativos de ambientes salinos en los sectores próximos al humedal, evidenciando un gradiente ecológico vinculado a la conectividad hídrica.

Estas diferencias hidrológicas y biológicas explican parte de la heterogeneidad biogeoquímica observada y su relación con los procesos de intercambio gaseoso y mineralización de materia orgánica. Fluctuaciones temporales significativas fueron observadas en las variables medidas; estas se relacionan no solamente con el clima, sino también con la conectividad del sistema con el mar, la cual depende de la apertura o del cierre de la barra de arena separando el humedal del mar.

Los datos meteorológicos y climáticos, obtenidos mediante estaciones locales, reanálisis ERA5 y simulaciones WRF, mostraron una marcada variabilidad térmica e hídrica anual, destacando el rol del régimen de brisa mar–tierra en la regulación térmica costera y en la dinámica de evaporación e infiltración. Finalmente, el componente social e institucional permitió identificar brechas en la aplicación de la Ley 21.202 y la Ordenanza Municipal de Humedales, así como el rol articulador de actores locales (UOH, DIDECO, DMA, JVV) en la gobernanza adaptativa del humedal. La integración de estos resultados biofísicos y sociales ofrece una visión ecosistémica que refuerza la necesidad de estrategias de manejo sostenible y monitoreo continuo para preservar la funcionalidad ecológica del Humedal Petrel frente a los efectos del cambio climático.

Conclusiones

El estudio desarrollado en el Humedal Petrel y su cuenca aportante proporcionó una visión integral del funcionamiento ecológico y social de este sistema costero. La integración de análisis biogeoquímicos, hidrológicos y biológicos permitió identificar gradientes ambientales que explican la distribución del carbono, la composición microbiana y la actividad enzimática, evidenciando la interacción entre procesos naturales y presiones humanas. Los registros meteorológicos y de modelación climática aportaron un contexto regional para interpretar las variaciones locales de agua y temperatura, fundamentales en la regulación de los flujos de carbono y gases traza. A nivel institucional,

se reconocieron avances en la gestión ambiental local, aunque persisten desafíos en la coordinación intersectorial y en la implementación efectiva de instrumentos de protección. En conjunto, los resultados refuerzan la importancia del Humedal Petrel como sistema modelo para la planificación ambiental y la toma de decisiones en zonas costeras de Chile central.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992), MINEDUC, Chile.

Referencias

Arriola P. (en curso). Estudio de la dinámica estacional y espacial del carbono orgánico y de la condición biológica de suelos y sedimentos de la Laguna Petrel, comuna de Pichilemu, región de O'Higgins. Tesis para optar al título de Ingeniero Agrónomo, Escuela de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales, Universidad de O'Higgins, Chile.

Núñez Manqueñir E (2025). Análisis de inundaciones de origen fluvial y marino en el sector del estero San Antonio, comuna de Pichilemu, Chile. Tesis para optar al título de Ingeniero Civil Geólogo. Universidad de O'Higgins.

Bastidas B, Morales-Montero P, Holovochov O, Sulbarán Y & San-Blas E (2024). *Leptolaimus petrelense* n. sp. (Plectida: Leptolaimidae), a new nematode species from the Petrel lagoon, central Chile. Nematology 26: 1115-1125.

López Méndez G (2024). Análisis local de los flujos de agua subterránea mediante modelación numérica en el Acuífero Cuaternario Costero de Pichilemu. Tesis para optar al título de Ingeniero Civil Geólogo. Universidad de O'Higgins.

Derrien M, Lavergne C, Aguilar-Muñoz P, Sulbaran Y, Pavlov MS, Pérez M, Reyes C, Arriagada G, Bresciani E, Maldonado I, Villaseñor T, Molina V & Rojas C (2025). Comprehensive approach to coastal lagoon ecological health evaluation: Example of Petrel Lagoon, Central Chile, Ecological Indicators 176: 113679.

Recuadro 14.5 Caso de estudio de simulación del transporte de sedimentos en el río Andalién bajo escenarios de cambio climático.

Simulación del transporte de sedimentos en el río Andalién bajo escenarios de cambio climático

Álvaro Suazo Schwencke[1] & Felamir Bravo Troncoso[2]

1. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Bío-Bío, Chile. 2. Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Bío-Bío, Chile.

Introducción: La tendencia hacia la reducción de las precipitaciones medias mensuales y el aumento de las sequías tiene impactos relevantes en el cambio de régimen de caudales (Vicuña et al. 2022). Esta es una variable relevante que facilita el transporte de sedimentos hacia estuarios y al mar (Bussi et al. 2014), lo que permite mantener equilibrios en zonas costeras. Esto es de interés particular en las zonas costeras de la Región del Biobío. Por ello el objetivo de este trabajo es simular los cambios en el trasporte de sedimentos en el río Andalién bajo los escenarios SSP5-8.5 y SSP2-4.5.

Metodología: En primer lugar, se analizaron los caudales en el río Andalién. Para ello se emplearon los registros de la estación fluviométrica Río Andalién camino a Penco (Código BNA 8220001).

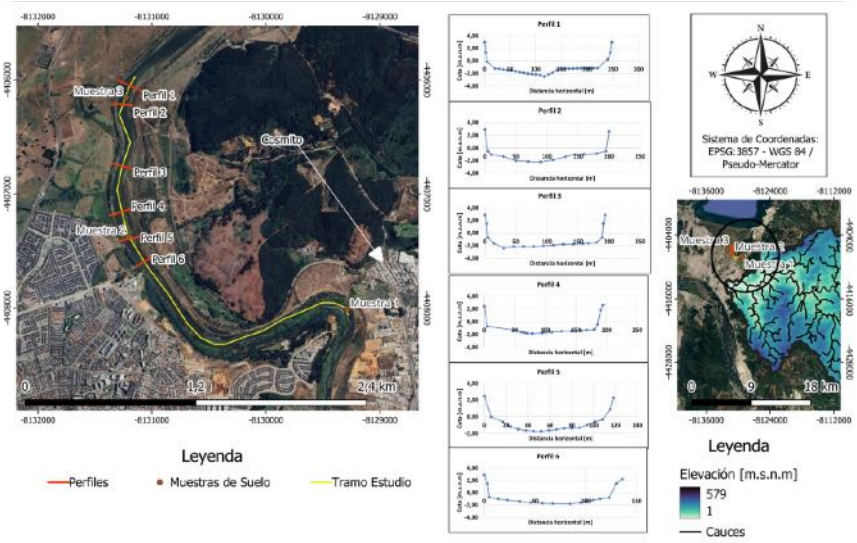


Figura 14.5.1 Tramo modelado del río Andalién con perfiles y puntos de muestreo de sedimentos. Fuente: Elaboración propia.

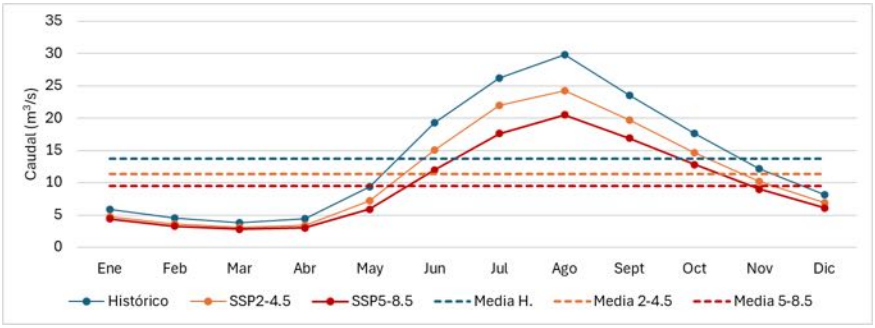


Figura 14.5.2 Caudal medio mensual simulado del río Andalién en el tramo en estudio. Fuente: Elaboración propia.

Los datos faltantes se estimaron mediante transposición de cuencas dentro del mismo grupo o cluster basado en atributos físicos y climáticos de CAMELS-CL (Alvarez-Garreton et al. 2018). Para incluir los efectos de cambio climático, se calibraron modelos de regresión lineal, lineal generalizada, polinómica local y gamma, además del modelo GR2M (Makhlouf & Michel 1994), considerando variables climáticas predictoras como precipitación, evapotranspiración, temperatura máxima y temperatura mínima. Para el modelo con mejor ajuste se emplearon las variables climáticas de ARClim (MMA 2025), previa corrección de sesgos de modelos a escala global (SSP5-8.5 y SSP2-4.5) mediante método Quantile Delta Mapping. Para estimar el eje hidráulico y velocidad de flujo en el cauce se realizó una campaña de levantamientos topobatimétricos del tramo a modelar (Figura 14.5.1). Para ello se desarrolló un modelo en HEC-RAS (2025). La rugosidad del lecho se estimó en función del diámetro efectivo de los sedimentos. Finalmente, para estimar los gastos sólidos de fondo se empleó la ecuación de Meyer-Peter & Muller (1948), utilizando las características de los sedimentos muestreados en el centro del cauce y en ambas riberas.

Resultados y Discusión: Del clustering se estableció que lo óptimo son seis grupos. De esta forma las estaciones costeras de la Región del Biobío son parte del mismo grupo, con excepción de la estación río Biobío en desembocadura. Los modelos con ajuste aceptable fueron de regresión polinómica local, regresión gamma y GR2M. En este caso se optó por usar el modelo GR2M para estimar el caudal. Después de la corrección de sesgos, se obtuvo que en la zona de estudio las precipitaciones disminuyen y las temperaturas aumentan (Tabla 14.5.1). Los aumentos en las temperaturas máxima y mínima producen un incremento en la evapotranspiración.

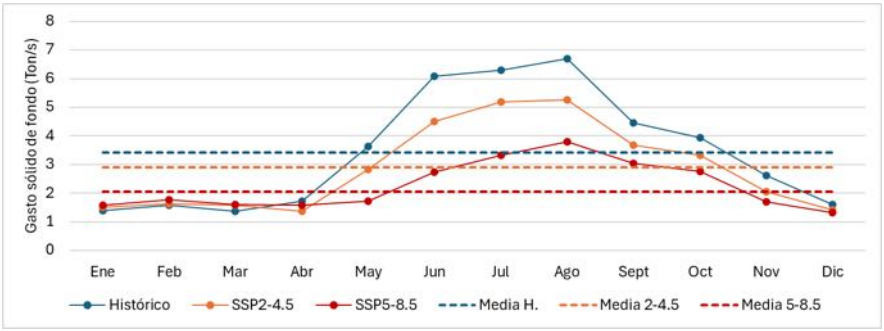


Figura 14.5.3. Transporte de sólidos simulados del río Andalién en el tramo en estudio. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 14.5.1 Tasas de cambio de variables climáticas respecto a registros históricos.

Escenario	Precipitación	Temp. máxima	Temp. mínima
SSP2-4.5	-7,7%	5,7%	13,7%
SSP5-8.5	-15,3%	7,9%	17,4%

La cuenca del río Andalién es de tipo pluvial, con caudales máximos en agosto y mínimos en marzo (Figura 14.5.2). Bajo los escenarios de cambio climático los caudales disminuyen (18% para SSP2-4.5 y 31% para SSP5-8.5), principalmente en invierno (junio). Esta disminución es mayor a la tasa de cambio de la precipitación y las temperaturas por sí solas, es decir, a la reducción en la precipitación se suma el aumento de las temperaturas y la evapotranspiración.

Los diámetros efectivos de los sedimentos variaron entre 0,75 y 1,9 mm en el lecho, y entre 0,4 y 2,0 mm en las riberas. Ello implica que la rugosidad de Manning se estima entre 0,036 y 0,042, dependiendo de la sección. Los valores menores se observaron en los perfiles de aguas abajo (1 y 2 en Figura 14.5.1).

Las tasas de transporte de sedimentos actuales son mayores entre junio y agosto y menores entre diciembre y abril (Figura 14.5.3). Bajo los escenarios de cambio climático el gasto sólido de fondo medio anual disminuye (15% para SSP2-4.5 y 40% para SSP5-8.5), principalmente en invierno (mayo a agosto). Entre diciembre y abril no se observan cambios significativos. La disminución en el trasporte de sedimentos ocurre a una tasa mayor que la reducción del caudal para el peor escenario y se concentra en invierno. Ello implica que parte de los sedimentos quedan retenidos en el cauce y dejan de llegar al mar, lo que puede tener efectos en la estabilidad de las playas del sector.

Conclusiones: El caudal en el río Andalién disminuye en función del aumento del forzamiento antrópico, debido a la reducción de las precipitaciones y al aumento de la evapotranspiración y las temperaturas. Se observa una relación directa entre el caudal que fluye por el cauce y el transporte de sedimentos. La reducción más significativa en el gasto sólido ocurre en invierno, donde los valores son normalmente mayores. Esto implica una alteración del equilibrio entre el río y la costa. La metodología aplicada es replicable a otros ríos y esteros de la costa de la Región del Biobío.

Referencias

Alvarez-Garreton C, Mendoza PA, Boisier JP, Addor N, Galleguillos M, Zambrano-Bigiarini M, Lara A, Puelma C, Cortes G, Garreaud R, McPhee J & Ayala A (2018). The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies-Chile dataset. Hydrology and Earth System Sciences 22: 5817-5846.

Bussi G, Francés F, Horel E, López-Tarazón JA & Batalla RJ (2014). Modelling the impact of climate change on sediment yield in a highly erodible mediterranean catchment. Journal of Soils and Sediments 14: 1921–1937.

HEC-RAS (2025). River Analysis System. HEC-RAS 6.6 Windows. Hydrologic Engineering Center, US Army Corps of Engineering. https://hec.usace.army.mil/

Makhlouf Z & Michel C (1994). A two-parameter monthly water balance model for French watersheds. Journal of Hydrology 162: 299–318.

Meyer-Peter E & Müller R (1948). Formulas for Bed-Load transport. IAHR. https://resolver.tudelft.nl/uuid:4fda9b61-be28-4703-ab06-43cdc2a21bd7

MMA (2025). Atlas de Riesgos Climáticos. Ministerio de Medio Ambiente, Chile [en línea] https://arclim.mma.gob.cl/

Vicuña S, Vargas X, Boisier JP, Mendoza PA, Gómez T, Vásquez N & Cepeda J (2021). Impacts of Climate Change on Water Resources in Chile. In: Fernández B & Gironás J (eds). Water Resources of Chile. World Water Resources, vol 8. Springer, Cham.

Recuadro 14.6 Sistema de alerta temprana y balances hídricos de las cuencas y su relación con el cambio climático en la Región de Tarapacá.

Modelamiento para un sistema de alerta temprana y balances hídricos de cuencas y su relación con el cambio climático en la región de Tarapacá

Jorge Olave Vera[1,2,3], Matías Sánchez Monje[1,2,3] & Christian Herrera Lameli[4]

1. Laboratorio de Recursos Hídricos, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Chile. 2. Núcleo de Investigación en Agricultura para Ambientes Extremos (AGROEXT). 3. Núcleo de Investigación en Laboratorio Natural en Sistemas Socio-Ecológicos de Territorios Ancestrales. 4. Centro de Investigación Tecnológica del Agua y Sustentabilidad en el Desierto. Universidad Católica del Norte, Chile.

Introducción: Para generar un modelo de simulación de agua en las cuencas primero se requiere primero un estudio hidrológico para caracterizar el origen del flujo de las aguas superficiales y/o subterráneas, considerando las quebradas de Tarapacá y de Camiña, relevantes para la región de Tarapacá por la producción de hortalizas destinadas a los centros consumidores de la provincia de Iquique. Para ello se dispone de la información de caudal de las estaciones fluviométricas de la Dirección General de Aguas instaladas en estas dos quebradas, con series temporales diferenciales en los años de medición que han permitido determinar los meses críticos con incremento de caudal por efecto de las precipitaciones estivales en el altiplano y precordillera de la provincia del Tamarugal, modificadas en su temporalidad por efecto del cambio climático, insumo básico para que los sistemas de alerta temprana instalados en entreguen la información con la debida antelación para la protección de la población y para su actividad económica principal.

Metodología: Se efectuó el análisis de caudal con las estaciones fluviométricas instaladas por la Dirección General de Aguas en las quebradas de Camiña y Tarapacá ubicadas en la provincia del Tamarugal en la región de Tarapacá, ubicada entre las latitudes 18°56′ y 21°36′ Sur y se extiende desde los 68°24′ Longitud Oeste hasta el Océano Pacífico.

En la Quebrada de Camiña existen dos estaciones de aforo con mediciones de caudales mensuales, correspondientes a las estaciones de Altusa y Tarcavire. La serie de datos en la Estación Altusa es de 20 años, entre 1978 a 1997, ubicada en las coordenadas UTM 7865985 Norte y 459105 Este, a una altitud de 2.280 msnm; la estación Tarcavire la serie es de 13 años, entre 2006 a 2023, ubicada en las coordenadas UTM 7886124 Norte y 474328 Este, a una altitud de 3.848 msnm.

En la quebrada de Tarapaçá, la serie de datos en la Estación Sibaya es de 94 años, entre 1928 a 2022, ubicada en las coordenadas UTM 7812514 Norte y 485007 Este, a una altitud de 2.230 msnm; la Estación Laonzana es de 9 años entre 2003 y 2009, ubicada en las coordenadas UTM 7804433 Norte y 463739 Este, a una altitud de 1.847 msnm y la Estación Coscaya Saitoco es de 32 años entre 1985 y 2017, ubicada en las coordenadas UTM 7803184 Norte y 507126 Este, a una altitud de 3.970 msnm. Se realizó un análisis temporal de los datos registrados para establecer el comportamiento anual, considerando de importancia los meses de mayor caudal por incidencia de las lluvias estivales.

Resultados y Discusión: En la Quebrada de Camiña en la estación de Altusa no se observan caudales de crecidas tan elevados respecto a los caudales de base que lleva el río de Camiña. A diferencia de las caudales de crecidas y flujos base medidos en la estación de Sibaya en la Quebrada de Tarapacá, aunque el período de tiempo en que se realizaron las mediciones de aforo es distinto. Los caudales mensuales medidos en la estación de Altusa desde el año 1978 hasta el año 1997, el flujo base del río varía entre los 0,07 y 0,3 m^3/s; por otro lado, cuando se registran las crecidas en la cuenca, los caudales medidos en esta estación pueden alcanzar hasta los 1,93 m^3/s. Los caudales más elevados registrados en esta cuenca han sido medidos en los meses de enero y febrero coincidiendo con el período estival; en cambio en la estación de aforo de Tarcavire, el caudal alcanza a un máximo de 3,25 m^3/s (Figura 14.6.1, 14.6.2 y 14.6.3).

Si bien, el agua almacenada en el acuífero de la Quebrada de Camiña de 18.514.285 m^3 es mayor al de la Quebrada de Tarapacá que es de 9.047.120 m^3, se debe considerar que este cálculo se hizo con un caudal medido en el curso medio de la Quebrada de Camiña y, por lo tanto, incorpora una mayor capacidad de acuífero respecto a la medición realizada en Sibaya que fue medida en la cabecera de la cuenca.

En la Quebrada de Tarapacá los caudales medidos en las estaciones de Laonzana, Sibaya y Coscaya son diferentes por su ubicación espacial. Los caudales mayores medidos en la Estación de Laonzana corresponderían a la suma de las descargas de las subcuencas de la cabecera de la cuenca de Sibaya y Coscaya, con un caudal máximo medido en Sibaya de 4,58 m^3/s, en comparación con Coscaya de 1 m^3/s y Laonzana de 2 m^3/s.

La estación de Sibaya recibe las aportaciones de la cabecera norte de la cuenca de Tarapacá, donde el flujo base del río es muy reducido y varía entre los 0,08 y 0,2 m^3/s. Por otro lado, cuando se registran precipitaciones significativas en esta cuenca, los caudales medidos en esta estación pueden alcanzar hasta los 4,58 m^3/s, siendo el mes de febrero el que presenta los caudales más elevados registrados en esta cuenca.

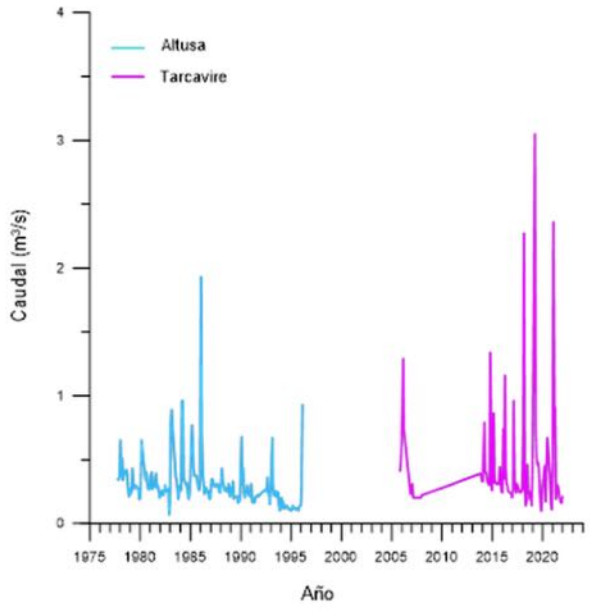


Figura 14.6.1. Caudales mensuales medidos en las estaciones de aforo de la Quebrada Camiña.

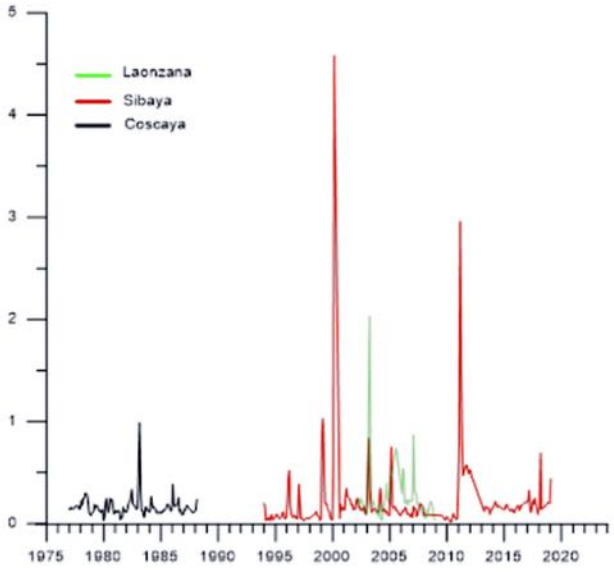


Figura 14.6.2. Caudales mensuales medidos en las distintas estaciones de aforo de la Quebrada de Tarapacá.

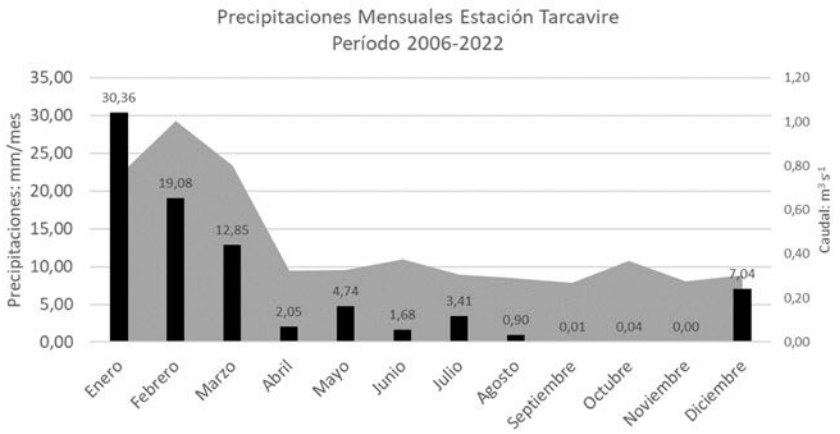


Figura 3. Caudales y precipitaciones mensuales registrados en Estación Tarcavire (DGA) en la quebrada de Camiña en el período 2006 a 2023.

Conclusiones: Como resultado de este fenómeno, se observa que el flujo basal de los ríos muestra un descenso que puede durar años hasta que se registran precipitaciones importantes en años más lluviosos y nuevamente se recarga al sistema acuífero. Los ríos reconocidos en estas quebradas nacen en su mayoría a partir de manantiales localizados en las cabeceras de estas quebradas. Por lo tanto, las aguas de estos ríos corresponden a la descarga de aguas subterráneas que son recargadas principalmente en las partes más elevadas de las cuencas.

Los resultados obtenidos son referenciales, ya que no se presenta uniformidad en la data de mediciones de caudal para todas las estaciones analizadas, lo que genera mayor incerteza en las que tienen menor número de años de mediciones.

En todas las estaciones fluviométricas se observa un incremento de caudal desde diciembre a marzo, que corresponde al período estival, siendo los meses de enero y febrero los que presentan los mayores registros de caudal y los más crítico por el volumen de agua en movimiento que deben ser considerados por los sistemas de alerta temprana para asegurar el resguardo de la población y de las áreas cultivadas.

Agradecimientos: Proyecto: Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

Referencia: Dirección General de Aguas – DGA: https://dga.mop.gob.cl/estadisticas-estaciones-dga/

14.6 Referencias

Acreman MC, Aldrick J, Binnie C, Black A, Cowx I, Dawson H, Dunbar M, Extence C, Hannaford J, Harby A, Holmes N, Jarritt N, Old G, Peirson G, Webb J & Wood P (2009). Environmental flows from dams: the Water Framework Directive. Engineering Sustainability 162 (ESI): 13–22.

Aguilera MA & González MG (2023). Urban infrastructure expansion and artificial light pollution degrade coastal ecosystems, increasing natural-to-urban structural connectivity. Landscape and Urban Planning 229: 1-11 (104609).
AHA (2024). Red de Salares Protegidos: Análisis crítico de la implementación de criterios de la Estrategia Nacional del Litio. Alianza Humedales Andinos (AHA). Policy Brief N° 2, disponible en: www.humedalesandinos.org

Ahumada M, Aguirre F, Contreras M & Figueroa A (2011). Guía para la Conservación y Seguimiento Ambiental de Humedales Andinos. Impresión Andros Ltda. Santiago, Chile.

Arroyo MTK, Marquet P, Marticorena C, Simonetti J, Cavieres L, Squeo F, Rozzi R & Massardo F (2008). El Hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. En: Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafios. Ministerio del Medio Ambiente, 2da. Edición. Santiago, Chile.

Bravo-Naranjo V & Zuleta-Ramos C (2019). Amenazas y presiones a los humedales costeros de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 228-253. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Bravo-Naranjo V, Zuleta-Ramos C & Piñones-Cañete C (2019). Avifauna de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 112-142. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Bussi G, Francés F, Horel E, López-Tarazón JA & Batalla RJ (2014). Modelling the impact of climate change on sediment yield in a highly erodible mediterranean catchment. Journal of Soils and Sediments, 14: 1921–1937.

Carrasco-Lagos P, Moreno RA, Figueroa A, Espoz C & de la Maza C (2015). Sitios Ramsar de Chile. Seremia del Medio Ambiente Región Metropolitana de Santiago, Universidad Santo Tomás, Universidad de Chile y CONAF.

Cea A, Martínez K, Pastén V & Osorio R (2019). Flora y vegetación de los humedales costeros de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 80-109. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Cienfuegos, R., J .R. Campino, J. Gironás, R. Almar & M. Villagrán (2012). Desembocaduras y lagunas costeras en la zona central de Chile. p. 21 - 66. En:

Fariña, M.J. y A. Camaño (eds.), Humedales costeros de Chile. Ediciones UC, Santiago, Chile.

Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R, Salcedo-Castro J, Vergara-Cortes H, Zuleta C, Bravo V, Piñones C & Cortes-Molina F (2017). Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central. En: Botello A, Villanueva S, Gutiérrez J & Rojas JL (eds.) Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático, Editorial Universidad Juárez Autónoma

Correa-Araneda F, Urrutia J & Figueroa R (2011). Estado del conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 84: 325-340.

Correa-Sánchez H (ed) (2010). Atlas de Chile y el Mundo. Editorial Bibliográfica Internacional Ltda. & Mallea Impresores Ltda. Santiago, Chile.
Davidson NC (2014). How much wetland has the world the lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research 65:934.

De Los Ríos-Escalante P, Pizarro-Araya J, Alfaro FM & Zuleta C (2019). First descriptions of aquatic crustaceans in coastal plains in northern Chile (Huentelauquén, 31°S, Coquimbo region, Chile). Crustaceana 92(1): 73-81.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny ML & Sullivan CA (2005). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status, and conservation challenges. Biological Reviews 81: 163–182.

Fariña JM & Camaño A (2012). Humedales costeros de Chile. Aportes científicos a sugestión sustentable. Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile.

Fierro P, Valdovinos C, Arismendi I, Díaz G, Ruiz De Gamboa M & Arriagada L (2019). Assessment of anthropogenic threats to Chilean Mediterranean freshwater ecosystems: Literature review and expert opinions. Environmental Impact Assessment Review 77: 114-121.

Figueroa A, Contreras M, Saavedra B & Espoz C (2016). Chilean Wetlands: Biodiversity, Endemism, and Conservation Challenges. In: Finlayson CM, Everard M, Kenneth I, McInnes RJ, Middleton BA, van Dam AA & Davidson NC (eds), The Wetland Book, 1-17 pp. Springer Science+Business Media, Dordrecht, The Netherlands.

Figueroa A, Contreras M & Saavedra B (2018). Wetlands of Chile: Biodiversity, Endemism, and Conservation Challenges. In: Finlayson CM et al. (eds). The Wetland Book. Springer Science+Business Media B.V.

Flores-Toro L (2022). Vegetación y flora del humedal de Mantagua. En: Flores-Toro L, Contreras-López M, Figueroa-Sterquel R & Arenas-Martija A (eds). Humedal costero de Mantagua: Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central. Pág. 95- 31. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Fuentes-Castillo T, Jaime Hernández H, Pliscoff P (2020). Hotspots and ecoregion vulnerability driven by climate change velocity in Southern South America. Regional Environmental Change 20(27): 1-15.

Hauenstein E (2006) Vision sinóptica de los macrófitos dulceacuícolas de Chile. Gayana 70: 16-23.

Mallega-Acevedo M (ed) (2019). Humedales Urbanos. Historia de una Ley Pionera y Ciudadana de Protección Ambiental. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso & Ediciones Centro de Extensión del Senado, Vicepresidencia del Senado de Chile.

Marín A, Gelcich S & Castilla J (2014). Ecosystem services and abrupt transformations in a coastal wetland socialecological system: Tubul-Raqui after the 2010 earthquake in Chile. Ecology and Society 19: 22.

MEA (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment (MEA), World Resources Institute, Washington, DC, USA

MMA (2012). Actualización del Catastro Nacional de Humedales y Guía Metodológica. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.

MMA (2016). Estrategia Nacional de Biodiversidad (2017-2030). Gobierno de Chile, Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. 97 pp.

MMA (2018). Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022. Ministerio del Medio Ambiente. División de Recursos Naturales y Biodiversidad. Santiago, Chile. 33pp.

MMA (2023). Inventario Nacional de Humedales. Ministerio del Medio Ambiente, Chile. Consultado Junio 2023 en https://humedaleschile.mma.gob.cl/inventario-humadales/

Navarro, N.; Abad, M.; Bonnail, E.; Izquierdo, T (2021). The Arid CoastalWetlands of Northern Chile: Towards an Integrated Management of Highly Threatened Systems. Journal of Marine Science and Engineering 9: 1-26 (948).

Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., Derolez, V., Clara, I., Angus, S., et al. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. Journal for Nature Conservation 44: 50–56.

Nichol, S.L., J.R. Goff, R.J.N. Devoy, C. Chagué-Goff, B. Hayward & l. James, (2007). Lagoon subsidence and tsunami on the West Coast of New Zealand. Sedimentary Geology 200: 248-262.

Oyarzun ES (2008). Ecosystem services affected by natural disasters at coast and sea. En: Hidalgo R, Martinez C, Henriquez C, Arenas F, Rangel-Buitrago N & Contreras-Lopez M (eds). La Zona Costera en Chile: Adaptacion y Planificacion para la Resiliencia. pp. 285–307. Instituto de Geografía, Serie GEO-Libros. Santiago, Chile.

Pérez-Ruzafa, A., & Marcos, C. (2008). Coastal lagoons in the context of water management in Spain and Europe. In: E. Gönenç, A. Vadineanu, J. P. Wolflin, & R. C. Russo (Eds.), Sustainable use and development of watersheds (pp. 299–321). NATO Science for Peace and Security Series, Springer.

Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A., & Marcos, C. (2019). Coastal lagoons: Environmental variability, ecosystem complexity and goods and services uniformity. In E. Wolanski, J. Day, M. Elliott, & R. Ramesh (Eds.), Coasts and estuaries, the future (pp. 253–276). Amsterdam: Elsevier

Perillo G, Wolanski E, Cahoon D & Hopkinson C (eds) (2019). Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach. 2nd ed. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

Pizarro-Araya J, Alfaro FM & De Los Ríos-Escalante P (2024). Insects associated to ephemeral pools in Huentelauquén (29°S Coquimbo Region, Chile). Brazilian Journal of Biology, 84: e254095.

Pizarro-Araya J, Alfaro FM & De Los Ríos-Escalante P (2025). Conservation status of and threats to Lynceus huentelauquensis (Branchiopoda, Laevicaudata): an endemic crustacean from the seasonal pools of semi-arid chile. Crustaceana (in press).

Ramírez & San Martín (2018) Diversidad de Especies 4.6. Flora 4.6.2 Flora Acuática. En MMA 2018. Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos. Tercera Edición. Tomo I. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

RAMSAR (2013). Manual de la Convención de Ramsar. Guía sobre la Convención de los Humedales (Ramsar, Iran 1971). 6a edición. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza).

Ramsar (2021). Global Wetland Outlook: 2021 Special Edition. Secretariat of the Convention on Wetlands, Gland, Switzerland.

Reis V, Hermoso V, Hamilton SK, Ward D, Fluet-Chouinard E, Lehner B, Linke S (2017). A global assessment of inland wetland conservation status. Bioscience 67(6): 523–533.

Salas, S., E. Jiménez y L. Bugueño (coord.) (2011). Esperando los Años Buenos. Experiencias Rurales en Contextos de Escasez Hídrica. Proyecto Conservación del Agua en Comunidades Rurales de la Región de Coquimbo. CIDA-AUCC. Editorial del Norte. La Serena, Chile.

Schuyt K & Brander L (2004). Living Waters: The economic Values of the World's Wetlands. WWF, Gland/Amsterdam, Netherlands.

Suárez-Delucchi A (2018). National Wetland Policy: Chile. In: Finlayson CM, Milton GR, Prentice RC, Davidson NC (eds) The Wetland Book I: Structure and Function, Management, and Methods. pp. 771-776. Springer Science+Business Media B.V. Dordrecht, The Netherlands.

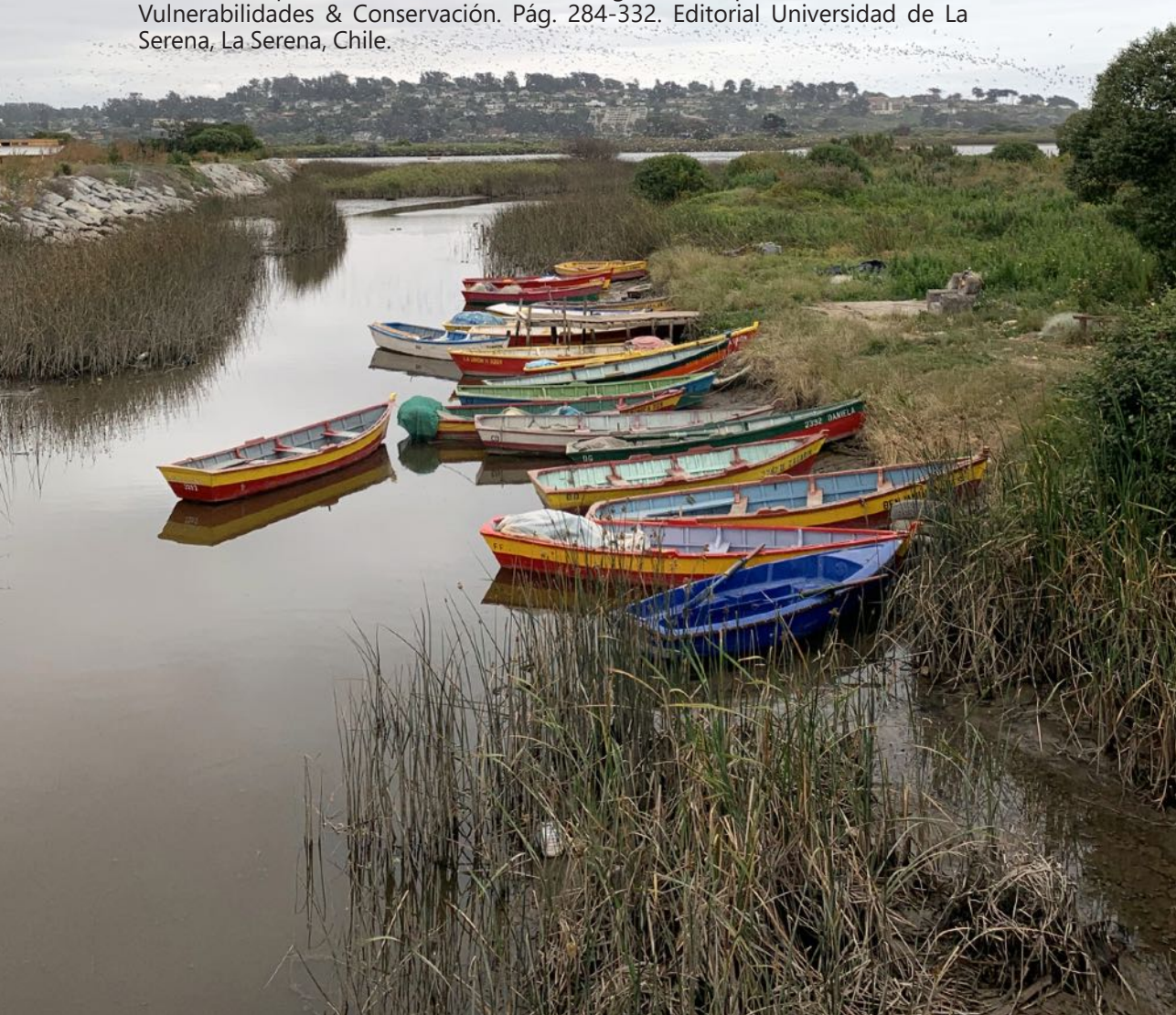
Tabilo, E.J.; Burmeister, C.; Chávez, C.; Zöckler, C. (2016). Humedales y Aves Migratorias en la Costa Árida del Pacífico Sudamericano; Etapa 1. Unpublished Technical Report; Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales y Manfred Hermsen Stiftung: Coquimbo, Chile

WCS-Chile (2019) Chile, País de Humedales: 40 mil Reservas de Vida. Wildlife Conservation Society, Chile (WCS-Chile). Santiago, Chile.

Zuleta, C. & C. Piñones (eds.) 2015. Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana. Ediciones Universidad de La Serena-MMA. La Serena, Chile.

Zuleta-Ramos C, Hiriart D & Bravo-Naranjo V (2019a). Vertebrados terrestres y acuáticos de los humedales de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 62-78. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Zuleta-Ramos C, Bravo-Naranjo V & Contreras-López M (2019b). Conservación de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 284-332. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.



15 CAPITULO

Residuos acuícolas y algas con potencial de uso en sistemas agrícolas de la Región de Los Lagos

Mauricio Molina-Roco, Patricio Mejías-Barrera, Julio Kalazich Barassi, Viviana Bustos Salgado, Margarita Pérez Valdés & Denisse Endress Borquez



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 502-508



CAPITULO 15: Residuos acuícolas y algas con potencial de uso en sistemas agrícolas de la Región de Los Lagos

Mauricio Molina-Roco[1], Patricio Mejías-Barrera[2], Julio Kalazich Barassi[2], Viviana Bustos Salgado[3,4], Margarita Pérez Valdés[2] & Denisse Endress Borquez.

1. Laboratorio de Suelos y Sostenibilidad, Depto. Acuicultura y Recursos Agroalimentarios. Universidad de Los Lagos, Chile. 2. Depto. Acuicultura y Recursos Agroalimentarios. Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile. 3. Laboratorio de Carbono y Cambio Climático, Depto. Acuicultura y Recursos Agroalimentarios. Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile. 4. Programa Cero Huella, Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile.

RESUMEN: En la Región de Los Lagos, donde la actividad acuícola y la explotación de macroalgas generan grandes volúmenes de residuos, surge el interés por evaluar su potencial como insumos para una agricultura más sostenible. Este capítulo examina dos recursos locales: las túnicas de la ascidia *Pyura chilensis* (piure) y dos especies de algas de amplia disponibilidad regional. El estudio se abordó mediante dos ensayos complementarios. En primer lugar, un experimento de invernadero en un Andisol, donde se cultivó lechuga bajo distintas dosis de túnica de piure semi-descompuesta y un tratamiento de fertilización química convencional. Las dosis mayores de túnica mostraron rendimientos comparables al fertilizante químico, con una mejor absorción de nitrógeno y fósforo hacia la segunda cosecha, evidenciando una liberación más gradual de nutrientes. En paralelo, un estudio de incubación evaluó el efecto de dos algas molidas (*Agarophyton chilensis* y *Lessonia trabeculata*) y un compost regional en dos suelos contrastantes.

El compost aumentó la disponibilidad de nitrógeno y fósforo, mientras que las algas destacaron por incrementar significativamente el potasio y el azufre, elementos clave en sistemas frutícolas y en suelos con deficiencias habituales de S. Los resultados confirman que tanto la túnica de piure como las algas presentan un valor agronómico real, siempre que su aplicación considere las características del suelo y las necesidades nutricionales del cultivo.

15.1 Contexto general y objetivos

La agricultura del siglo XXI está en sintonía con el reciclaje y reutilización de residuos y otros materiales para una producción vegetal más sostenible. Esto es especialmente válido en el contexto de cambio climático, ante el cual la minimización del uso de fertilizantes químicos podría ayudar a mitigar la huella de carbono (Menegal et al. 2022).

Dado que en la Región de Los Lagos se generan toneladas de residuos (túnicas o colpas) provenientes del desconche del tunicado *Pyura chilensis* (piure) y que, además, es una Región en la que la explotación algal es muy relevante, se plantearon como objetivos de este trabajo i) evaluar un fertilizante orgánico proveniente de túnicas piure y ii) evaluar dos algas con potencial de ser usados como mejorador de suelos agrícolas.

15.2 Metodología

Estudio de invernadero: Durante periodo invierno-primavera del 2024 se realizó un estudio en un suelo volcánico (Andisol), en cual se montaron tratamientos que correspondieron a diferentes dosis de túnica de piure semi-descompuesta (TP) proveniente de desconche realizado en la Comuna de Maullín. Como comparación se estableció un tratamiento con fertilización química (FQ) convencional (Tabla 15.1).

La aplicación de fertilizantes se realizó antes del primer trasplante, incorporándolos homogéneamente en los primeros 5 cm de profundidad del suelo. Se cultivó lechuga (*Lactuca sativa*) durante dos cosechas consecutivas, y al final de cada cosecha se realizó determinación de biomasa aérea (productividad) y radicular, contenido y absorción de nitrógeno (N) fósforo (P) y potasio (K) en las plantas (Sadsawka et al. 2007). La unidad experimental estuvo formada por una parcela de 0,5 m^2 con cinco plantas cada una. El diseño experimental fue bloques completos al azar con tres repeticiones (Figura 15.1).

Tabla 15.1 Tratamientos con piure utilizados en el experimento de invernadero.

Tratamiento	ID	Dosis N-P_2O_5-K_2O (kg ha^{-1})
Control	C	0
Túnica piure 1	TP1	40 – 33 – 28
Túnica piure 2	TP2	80 – 65 – 56
Túnica piure 3	TP3	160 – 130 – 112
Fertilización química	FQ	80 – 65 – 56



Figura 15.1 Parcelas experimentales para la aplicación de fertilizantes de residuos acuícolas. Fuente: Elaboración propia.

Estudio de incubación: Se usaron dos tipos de suelos contrastantes de la Región (Andisol y Ultisol) para evaluar la capacidad de entrega de nutrientes en comparación a una fuente orgánica de uso común (compost de residuos de industria salmonera y vegetales). Se evaluaron dos algas: Pelillo (*Agarophyton chilensis*) y huiro palo (*Lessonia trabeculata*), las cuales se seleccionaron por su contenido de N y por su disponibilidad relativa.



Figura 15.2 Incubación y aplicación de fertilizantes de residuos acuícolas. Fuente: Elaboración propia.

Se muestrearon los suelos desde los primeros 20 cm de profundidad, se homogenizaron, tamizaron a 2 mm y se secaron al aire, para luego llenar contendores plásticos con 100 g de suelo como unidad experimental. Cada tratamiento consistió en la adición homogénea de los materiales (algas <1 mm y compost <2 mm) en dosis equivalente a 2 ton/ha.

Los suelos se incubaron (diseño al azar, triplicado) por 112 días a 25°c y a humedad del 80% de la capacidad de campo (Figura 15.2). Al final del ensayo, se realizó determinación de propiedades y nutrientes disponibles del suelo por métodos estándar (Sadsawka et al., 2006). El N disponible se determinó mediante un autoanalizador colorimétrico Skalar.

15.3 Resultados del estudio en invernadero

La producción de materia seca (MS) total de las plantas y la absorción de N, P y K en la parte aérea es presentada en cada tratamiento (Figura 15.3). En la primera cosecha la producción de MS de las plantas siguió la secuencia FQ>TP3>TP2>TP1>C, donde los tratamientos FQ, TP3 y TP2 no presentaron diferencias significativas; la absorción de N y P siguió una secuencia similar, mientras que la absorción de K no mostró ninguna diferencia significativa entre los tratamientos.

En la segunda cosecha la biomasa de las plantas fue mayor debido a mejora en las condiciones de temperatura. En esta cosecha la producción

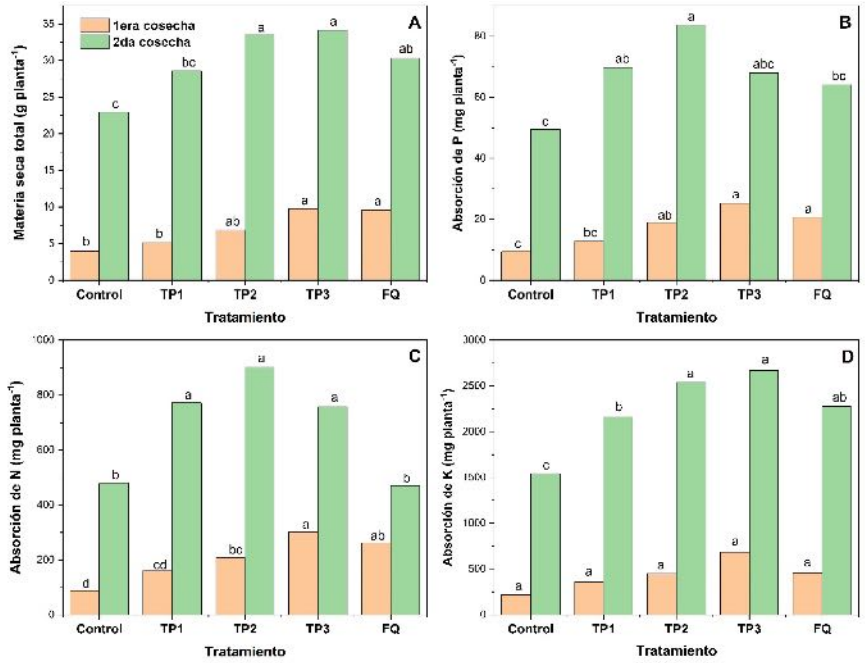


Figura 15.3 Efecto de los tratamientos sobre A) la producción de materia seca total, y absorción de B) P, C) N y D) K de plantas de lechuga en cada cosecha. TP1: túnica de piure dosis 1, TP2: túnica de piure dosis 2, TP3: túnica de piure dosis 3, FQ: fertilización química. Para cada cosecha, letras sobre las columnas indican diferencias significativas según prueba DMS ($p<0,05$).

de MS, siguió la secuencia TP3>TP2>FQ>TP1>C, pero nuevamente sin diferencias significativas entre el tratamiento FQ y los tratamientos con TP a las dos mayores dosis; la absorción de N y P presentó cambios relevantes en comparación a la primera cosecha. Así la absorción de P del tratamiento TP2 superó a su equivalente químico (FQ) y la absorción de N de los tratamientos con TP superaron todos al tratamiento FQ, lo que indica que, si bien la productividad general siguió siendo similar entre las fuentes orgánicas y la química, la disponibilidad de N y P fue mayor en el tiempo en los tratamientos con TP, lo que probablemente se debe a una entrega gradual de estos nutrientes en el suelo (Suvendran et al. 2025).

El P fue el único nutriente para el cual se observó correlación entre su disponibilidad en el suelo (P-Olsen) y la biomasa aérea de las plantas en la primera cosecha ($r= 0,6130$; $p=0.015$). En el caso de la absorción de K, todos los tratamientos superaron al control, presentándose las mayores absorciones en las plantas de los tratamientos TP3, TP2 y FQ.

Tabla 15.2 Efecto de la adición de algas o compost sobre el pH, y N, P y K disponibles en dos suelos volcánicos a los 112 días de incubación.

	pHsw	N disponible (mg kg^{-1})	P-Olsen (mg kg^{-1})	K extraíble (mg kg^{-1})	S-SO_4^{-2} (mg kg^{-1})
Tratamiento			"Trumao"		
Control	5,64a	89ab	5b	172b	28c
Huiro	5,58a	80b	7ab	454a	51a
Pelillo	5,48b	85ab	6b	502a	54a
Compost	5,42b	92a	9a	210b	42b
Tratamiento			Rojo arcilloso		
Control	5,07a	22c	3c	132c	4b
Huiro	4,89b	29b	5b	411a	17a
Pelillo	4,86b	37a	4bc	439a	20a
Compost	5,05a	29b	8a	182b	4b

15.4 Resultados del estudio de incubación

El efecto de los materiales orgánicos (Tabla 15.2) dependió de tipo de suelo y del nutriente. El N disponible sólo aumentó por efecto de las enmiendas en el suelo rojo, debido al menor nivel en este suelo. En el suelo trumao (denominación local para un tipo de suelo formado de tierra arenisca muy fina de rocas volcánicas) y en concordancia lo mayor disminución en el pH, el compost aumentó la significativamente la cantidad de N nítrico en relación al N disponible total, lo que daría cuenta de una mayor tasa de mineralización (Havlin et al. 2017).

En el caso del P, el compost aumentó la disponibilidad de este nutriente en ambos suelos. Es interesante notar que, en el caso del K y S, las algas aumentaron de manera importante su disponibilidad en el suelo, lo que es relevante, ya que, en sistemas de producción de fruta el K es un elemento muy importante (Lester et al. 2010), mientras que, por otro lado, en varios suelos de la región los niveles de S disponible son bajos (Base de datos Laboratorio suelos ULagos). Para cada suelo y columna, números seguidos de letras diferentes indican diferencia significativa según prueba de Tukey ($p < 0,05$).

15.5 Conclusiones

El fertilizante orgánico derivado de túnicas de piure, a las mayores dosis utilizadas, permitió alcanzar similar productividad en comparación a tratamiento de fertilización química, con la ventaja de que mejoró la absorción de nutrientes, sobre todo en la segunda cosecha, indicando una disponibilidad en el suelo más sostenida en el tiempo. Por otro lado, si bien el uso de algas como mejorador de suelos es una técnica ancestral, su uso debe respaldarse en antecedentes técnicos como los generados en este trabajo, considerando los cambios en las propiedades del suelo, los cuales fueron dependientes del tipo de alga y suelo.

Agradecimentos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile) & Proyecto: Paquete tecnológico para elaboración y uso de un fertilizante orgánico a partir de túnica de piure (FIC 40018219-0, Chile).

15.6 Referencias

Havlin J, Tisdale S, Nelson W & Beaton J (2017) Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management. Pearson India Education Services. 520 pp.

Lester J, Jifon J & Makus D (2010) Impact of potassium nutrition on food quality of fruits and vegetables. Better Crops 94: 18–21.

Menegat S, Ledo A & Tirado R (2022) Greenhouse gas emissions from global production and use of nitrogen synthetic fertilisers in agriculture. Scientific Reports 12: 14490.

Sadsawka A, Carrasco MA, Grez R & Mora ML (2006) Métodos de análisis recomendados para suelos de Chile. Comisión de Normalización y Acreditación, Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 113 pp.

Sadsawka A, Carrasco MA, Demanet R, Flores H, Grez R, Mora ML & Neaman A (2007) Métodos de análisis de Tejidos Vegetales. Comisión de Normalización y Acreditación, Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 139 pp.

Suvendran S, Acevedo MF, Smithers B, Walker S & Xu P (2025) Soil fertility and plant growth enhancement through compost treatments under varied irrigation conditions. Agriculture 15: 734.

16 CAPITULO

Diversidad y estructura de la biota marina bentónica en fiordos y canales Subantárticos de Magallanes

Cristian Aldea, Nelso Navarro, Máximo Frangopulos, Leslie Novoa, Tania Figueroa, Francisco Bahamonde, Taryn Sepúlveda, Cristóbal Rivera, Andrés Mansilla, Jocelyn Jofré, Triana Revanales, Alexis Gacitúa & Claudia Daniela Andrade



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 510-536



CAPÍTULO 16: Diversidad y estructura de la biota marina bentónica en Fiordos y Canales Subantárticos de Magallanes

Cristian Aldea[1,2,3], Nelso Navarro[4], Máximo Frangopulos[2,5,6,7], Leslie Novoa[1,3], Tania Figueroa[3,4], Francisco Bahamonde[5,6,7,8], Taryn Sepúlveda[3], Cristóbal Rivera[3], Andrés Mansilla[1,5,7], Jocelyn Jofré[4], Triana Revanales[9], Alexis Gacitúa[10] & Claudia Daniela Andrade[3]

1. Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. 2. Centro de Investigación GAIA Antártica, Universidad de Magallanes, Chile. 3. Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.4. Laboratorio de Ecofisiología y Biotecnología de Algas, Universidad de Magallanes. 5. Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Universidad de Magallanes, Chile. 6. Instituto Milenio Biodiversidad de Ecosistemas Antárticos y Subantárticos (BASE), Universidad de Chile, Chile. 7. Laboratorio de Ecosistemas Marinos Antárticos y Subantárticos, Universidad de Magallanes, Chile. 8. Programa de Doctorado en Ciencias Antárticas y Subantárticas, Universidad de Magallanes, Chile. 9. Grupo de investigación Estructura y dinámica de ecosistemas acuáticos, Instituto de Investigación Marina (INMAR), Universidad de Cádiz, España. 10. Museo del Mar, Universidad Arturo Prat, Chile.

RESUMEN: La Región de Magallanes y de la Antártica Chilena alberga (en su porción sudamericana) una red única de fiordos, canales e islas donde confluyen las aguas del Pacífico, el Atlántico y la Antártica, configurando uno de los sistemas marinos más singulares del hemisferio sur. En este capítulo se integran tres líneas de investigación que abordan distintos componentes de la biodiversidad marina subantártica: los invertebrados bentónicos, la flora marina y los dinoflagelados bentónicos. Los resultados del monitoreo en fiordos de Tierra del Fuego evidencian una alta heterogeneidad ambiental y biológica, con 65 taxones de fauna bentónica y más de 200 registros de especies. La coexistencia de elementos subantárticos y antárticos confirma el carácter transicional

de esta ecorregión, mientras que la predominancia de moluscos, braquiópodos y crustáceos refleja la importancia de los sustratos duros y del aporte glacial en la configuración de las comunidades. En paralelo, el estudio de macroalgas en Bahía Mansa, Seno Ballena y Seno Helado documentó 67 especies, con predominio de algas rojas. Estos resultados amplían el inventario regional y destacan la presencia de especies invasoras, evidenciando la necesidad fortalecer los programas de conservación y control biológico. Finalmente, la primera caracterización de dinoflagelados bentónicos en la Ecorregión Subantártica registró 36 especies, incluyendo taxones potencialmente tóxicos de los géneros *Amphidinium* y *Prorocentrum*; esto refuerza la necesidad de vigilancia ambiental ante posibles nuevos eventos de floraciones nocivas. Estos estudios se muestran como ejemplo de la necesidad de comprender la biodiversidad y los procesos ecológicos que estructuran los ecosistemas marinos de Magallanes, consolidando a la región como un laboratorio natural clave para evaluar los efectos del cambio climático y la resiliencia biológica en altas latitudes.

16.1 Invertebrados costeros en fiordos del Archipiélago de Tierra del Fuego

Cristian Aldea, Leslie Novoa, Tania Figueroa, Claudia Daniela Andrade, Taryn Sepúlveda, Cristóbal Rivera, Triana Revanales & Alexis Gacitúa

La Patagonia austral de Chile constituye uno de los sistemas marinos más singulares del planeta. A lo largo de más de dos mil kilómetros de costa, entre los 41°S y 56°S, se desarrolla una intrincada red de canales, senos y fiordos que fragmentan el territorio continental y el archipiélago fueguino (Spalding et al. 2007, Häussermann & Försterra 2009, Iriarte et al. 2014). Esta región alberga una combinación de características físicas y biológicas excepcionales: altas precipitaciones, descargas glaciares, una compleja circulación estuarina, fuertes gradientes de salinidad y una elevada productividad primaria estacional (Silva et al. 2009, Iriarte et al. 2010, 2014, Aracena et al. 2011, Pérez-Santos et al. 2014). En conjunto, estas condiciones han dado origen a un mosaico de ecosistemas costeros que se cuentan entre los más prístinos y diversos del hemisferio sur.

El archipiélago de Tierra del Fuego, en particular, se sitúa en el extremo meridional de la Ecorregión de Fiordos y Canales del Sur de Chile (Spalding et al. 2007), abarcando un área de casi 140.000 Km^2, incluyendo territorios y porciones marinas costeras; de estos, aproximadamente un 68% corresponde a territorio chileno. Allí confluyen las aguas del océano Pacífico, del Atlántico y de las masas de agua antárticas que

penetran desde el Paso Drake (mar de Hoces). La combinación de bajas temperaturas, alta turbidez y una intensa mezcla vertical (Silva & Calvete 2002, Aracena et al. 2011, Pérez-Santos et al. 2014) convierte a estos fiordos en verdaderos laboratorios naturales para el estudio de la biodiversidad marina y los efectos del cambio climático. Por otra parte, el relieve del archipiélago evidencia una impronta glacial, resultado de los avances y retrocesos de los campos de hielo patagónicos durante el Último Máximo Glacial y el Holoceno temprano. Las huellas de morrenas, valles en U y cuencas sobre-excavadas, hoy inundadas por el mar, evidencian un paisaje modelado por la dinámica del hielo y su posterior transgresión marina (Mcculloch & Bentley 1998, Rabassa et al. 2000, Mcculloch et al. 2019).

A pesar de su relevancia ecológica, los registros de biota bentónica en la zona son escasos y dispersos (Aldea et al. 2023a). La mayor parte de la información proviene de expediciones realizadas entre fines del siglo XX y comienzos del presente siglo, como de los cruceros de colaboración italianos y alemanes (Guglielmo 1991, Faranda & Guglielmo 1993, Arntz & Gorny 1996), los cruceros CIMAR-Fiordos nº3, 16 y 25 (CONA 1999, 2011, 2021), y campañas recientes que apenas han comenzado a describir la diversidad bentónica de estas aguas (Aldea et al. 2025).

Frente a este vacío de conocimiento, el proyecto RISUE-MAG 21992 y RED-21992 han impulsado un monitoreo sistemático de los invertebrados costeros en fiordos representativos del archipiélago de Tierra del Fuego. Este esfuerzo busca no sólo documentar la biodiversidad existente, sino también establecer una línea base que permita evaluar la respuesta de los ecosistemas australes frente a los cambios ambientales en curso. El presente capítulo sintetiza los principales hallazgos de ese trabajo colaborativo, realizado durante los veranos de 2023 y 2024.

16.2 Área de estudio y Metodología

El área de estudio comprendió un conjunto de fiordos situados en el sector occidental y central del archipiélago de Tierra del Fuego (Figura 16.1), incluyendo Isla Santa Inés (Seno Ballena y Seno Helado) y Seno Almirantazgo en la Isla Tierra del Fuego (Bahía Parry, Fiordo Marinelli y Bahía Brookes). Estas unidades geográficas se distribuyen entre los 53° y 55°S, dentro de la Región de Magallanes y de la Antártica Chilena. La morfología de la zona refleja un origen glacial reciente: valles excavados por hielo, profundos canales y umbrales submarinos que controlan la circulación y el intercambio de masas de agua (Dowdeswell & Vásquez 2013, Izagirre et al. 2024).



Figura 16.1 Localización general de las estaciones de muestreo en Isla Santa Inés y Seno Almirantazgo, mostrando la disposición de los transectos desde los frentes glaciares hasta la entrada de los fiordos. Se muestran además fotografías representativas de zona del frente glaciar (izquierda) y zona externa de un fiordo.

Los fiordos presentan marcados gradientes ambientales. En sus cabeceras, dominadas por los frentes glaciares, la salinidad desciende abruptamente y las temperaturas permanecen bajas durante todo el año (Valdenegro & Silva 2003). Hacia la boca del fiordo, las aguas se tornan más salinas y transparentes, influenciadas por las corrientes oceánicas subantárticas. La presencia de sedimentos finos, abundante materia orgánica y un alto contenido de partículas en suspensión crean hábitats ideales para comunidades bentónicas adaptadas a condiciones extremas de turbidez y flujo de energía (Pantoja et al. 2011, Iriarte et al. 2014, Moreno-Meynard et al. 2024).

Las campañas de recolección se llevaron a cabo durante los veranos australes de enero de 2023 y enero-febrero de 2024. Para cada fiordo se dispusieron transectos que abarcaban el gradiente longitudinal desde el frente glaciar hasta la zona externa, considerando tres a cinco estaciones por transecto. En cada estación se efectuó un arrastre de fondo mediante una rastra tipo Agassiz modificada (Figura 16.2), con boca de 0,5 m y malla de 5 mm, a profundidades que variaron entre 15 y 67 m.

Las muestras obtenidas fueron tamizadas y separadas en grandes grupos taxonómicos a bordo (Figura 16.2 y Figura 16.3), conservadas en etanol al 96 % y posteriormente procesadas en el Laboratorio de Ecología Funcional (LEF-UMAG; Figura 16.3). Cada ejemplar fue identificado al nivel taxonómico más bajo posible con la ayuda de la literatura



Figura 16.2 Imágenes de la embarcación para las expediciones. Rastra Agassiz modificada y separación de muestras a bordo.

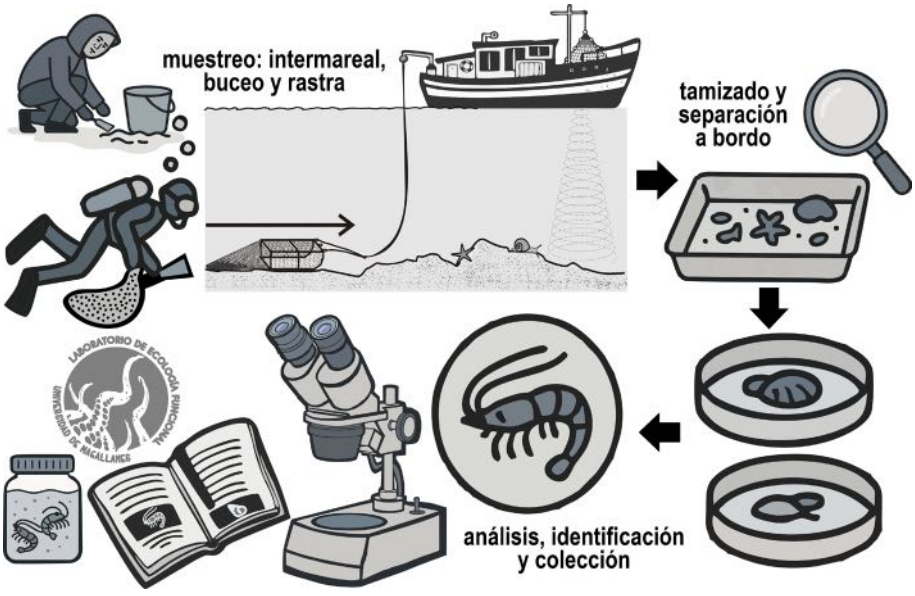


Figura 16.3 Esquema metodológico de muestreo y procesamiento de muestras.

especializada, teniendo como referencia guías de identificación (e.g. Retamal 1981, Zagal & Hermosilla 2007, Häussermann & Försterra 2009, Aldea 2012). Los datos de presencia y abundancia relativa se ingresaron en una planilla estandarizada bajo el formato Darwin Core (Wieczorek et al. 2012), para ser preparada para su publicación en la plataforma GBIF (Global Biodiversity Information Facility). Además del material biológico,

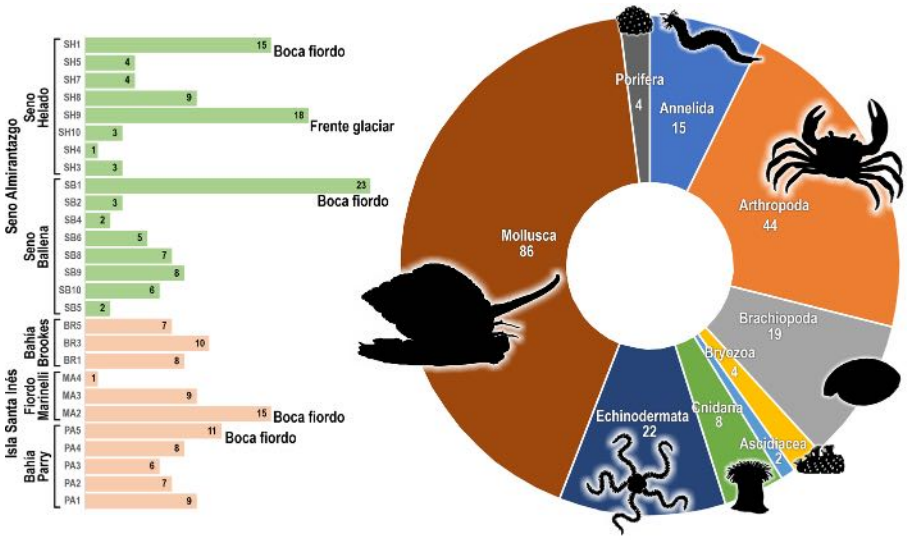


Figura 16.4 Número de taxones registrado por estación en cada zona de muestreo, indicando los sitios con mayor diversidad (frente glaciar o boca del fiordo, según corresponda). Además, se indican en conjunto las proporciones en toda el área de estudio, indicando el número preliminar de registros por cada taxón superior (i.e. Phylum).

se registraron parámetros ambientales básicos (temperatura, salinidad, turbidez, tipo de sustrato) que permiten contextualizar la distribución de los invertebrados.

16.3 Composición taxonómica general

En total se realizaron 27 arrastres de fondo, que permitieron registrar 65 taxones bentónicos y 204 ocurrencias o registros de especies (Figura 16.4). Los grupos más representativos fueron moluscos (42%), artrópodos (principalmente crustáceos, 22%), equinodermos (11%), braquiópodos (9%) y anélidos poliquetos (7%) (Figura 16.4).

Entre las especies más frecuentes o representativas (Figura 16.5) se encontraron *Magellania venosa* (braquiópodo), *Grimothea gregaria* (langostino de los canales), *Austrochlamys natans* (ostión del sur), *Zygochlamys patagonica* (ostión patagónico), *Aulacomya atra* (cholga), *Puncturella conica* (lapa pequeña), *Xymenopsis muriciformis* (gasterópodos), y numerosos representantes de Ophiuroidea (estrellas quebradizas). Estas especies dominaron en términos de ocurrencia y biomasa, indicando una estructura comunitaria típica de ambientes subantárticos de alta productividad.



Figura 16.5 Algunas de las especies bentónicas más representativas observadas durante el estudio, características de los fiordos fueguinos (de arriba hacia abajo en sentido horario): *Magellania venosa* (~30 mm, Brachiopoda); *Grimothea gregaria* (~60 mm, Crustacea, langostino de los canales); *Puncturella conica* (~10 mm, Mollusca); *Xymenopsis muriciformis* (~20 mm, Gastropoda); *Aulacomya atra* (~80 mm, Bivalvia, "cholga"); *Austrochlamys natans* (~60 mm, Bivalvia, ostión del sur); *Ophiacantha vivipara* (~30 mm, Echinodermata, estrella quebradiza).

Distribución espacial

La riqueza específica varió según la posición dentro del fiordo. Las zonas próximas a los frentes glaciares presentaron baja diversidad y dominancia de especies tolerantes a la sedimentación, mientras que las zonas intermedias y externas mostraron una comunidad más equilibrada y diversa. En el Seno Almirantazgo, por ejemplo, la riqueza aumentó considerablemente hacia la boca de los fiordos.

Las diferencias entre fiordos fueron igualmente marcadas: Isla Santa Inés concentró la mayor cantidad de especies o taxones menores (59), seguida por Seno Almirantazgo (32). Esta variabilidad se relaciona con el tamaño, profundidad y conectividad de cada sistema con el océano abierto. Concretamente, la mayor cantidad de especies o taxones, fue registrado en la boca del Seno Ballena, el frente glaciar y boca del Seno Helado, y las entradas del Fiordo Marinelli y Bahía Parry (ver Figura 16.4).

Comparación con registros previos

Actualmente, GBIF registra unas 630 ocurrencias y cerca de 130 especies de invertebrados bentónicos para toda el área correspondiente a

este estudio (GBIF.Org 2024). De acuerdo con lo registrado en esta plataforma, los taxones más ampliamente registrados, corresponden al cangrejo *Halicarcinus planatus* (54 ocurrencias), Hydrozoa indet. (51), Chordata indet. (51), Anthozoa indet. (51), Cephalopoda indet. (51) y la almeja *Eurhomalea exalbida* (50). No obstante, se debe poner atención en que actualmente existen taxones muy estudiados y documentados, como *H. planatus*, el cual, todos sus registros corresponden al proyecto de filogeografía y genética de la especie (López-Farrán et al. 2021).

Por consiguiente, los resultados preliminares de este monitoreo aumentan considerablemente la información disponible para la porción estudiada en el archipiélago de Tierra del Fuego, confirmando el enorme déficit histórico de muestreos en la zona. La incorporación de estos datos permitirá fortalecer la representación del extremo austral chileno en bases globales de biodiversidad.

16.4 Estructura y diversidad bentónica de los fiordos fueguinos

Los resultados obtenidos confirman que los fiordos del archipiélago de Tierra del Fuego constituyen un mosaico de hábitats bentónicos de alta diversidad y complejidad estructural. La coexistencia de especies típicamente subantárticas con elementos antárticos refleja la condición de zona de transición biogeográfica que caracteriza a la región (Linse et al. 2006, Spalding et al. 2007). El braquiópodo *Magellania venosa*, por ejemplo, posee una distribución que se extiende desde el Atlántico sur hasta el Pacífico subantártico, incluyendo algunos puntos del Arco de Scotia, dentro del Océano Austral (Antártica) mientras que los ostiones *Austrochlamys natans* y *Zygochlamys patagonica* se consideran como endemismos australes, restringido a aguas frías de Chile y Argentina (Rosenfeld et al. 2021, Aldea et al. 2023b).

La predominancia de moluscos y braquiópodos se asocia con la abundancia de carbonato de calcio y con la estabilidad de los sustratos duros presentes en sectores intermedios de los fiordos (Rebolledo et al. 2019). Por otra parte, se observó que los crustáceos y otros organismos móviles, como las estrellas quebradizas, por su parte, aprovechan los microhábitats generados por los bancos de bivalvos, agregaciones de cirripedios, bosques animales de poliquetos tubículas y la acumulación de material orgánico. Este complejo de especies genera un entramado de relaciones ecológicas, y sostiene una red trófica compleja y resiliente (Andrade et al. 2025), aunque potencialmente vulnerable ante los cambios ambientales que ya se observan en los ecosistemas australes (Iriarte et al. 2010, Aracena et al. 2011).



Figura 16.6 Ejemplo de una especie de micromolusco que se está analizando. Corresponde a la familia Anatomidae, un grupo de diminutos gasterópodos, cercanos taxonómicamente a los abalones. El ejemplar de la imagen mide aproximadamente 1 mm y se presenta en el extremo de una pinza de laboratorio.

Proyecciones y relevancia taxonómica

Los avances logrados en este estudio pretenden sentar las bases para una caracterización más precisa de la biodiversidad bentónica en los fiordos fueguinos. Actualmente, se continúa con la identificación a mayor resolución taxonómica, incorporando grupos poco representados como micromoluscos (Figura 16.6), peracáridos y poliquetos, cuya diversidad real aún permanece subestimada; esto deducido del uso de literatura especializada de grupos taxonómicos determinados (e.g. Zelaya & Geiger 2007, Pastorino 2016). Este esfuerzo se complementa con la estandarización de los registros en formato Darwin Core (Wieczorek et al. 2012) y su integración al repositorio GBIF, asegurando la interoperabilidad de los datos. Estas acciones permitirán fortalecer las bases taxonómicas y biogeográficas regionales, consolidando una línea de monitoreo de largo plazo.

Por otra parte, la identificación de especies, acuciosa y detallada, reafirma que la taxonomía es el cimiento de la investigación marina y de la gestión de la biodiversidad, hoy amenazada por la falta de especialistas y de apoyo institucional (Hutchings et al. 2025). En este contexto, el fortalecimiento de las capacidades taxonómicas locales se vuelve esencial para comprender, conservar y valorar la extraordinaria diversidad biológica de los ecosistemas australes.

Vulnerabilidad ecológica y cambios ambientales recientes

Durante las últimas décadas, el retroceso de glaciares y el aumento de la descarga de agua dulce han modificado la estructura físico-química de muchos fiordos del sur de Chile (Mcculloch & Bentley 1998, Rabassa et al. 2000, Izagirre et al. 2024). Estos procesos repercuten directamente sobre las comunidades bentónicas, alterando la disponibilidad de nutrientes, la sedimentación y los gradientes de salinidad (Valdenegro & Silva 2003, Pérez-Santos et al. 2014). Estudios recientes indican que una mayor estratificación y una menor mezcla vertical podrían reducir la productividad primaria en ciertos sectores, afectando indirectamente a los organismos filtradores y detritívoros (Iriarte et al. 2014, Moreno-Meynard et al. 2024).

En este contexto, la información obtenida por el proyecto RISUE-MAG, RED-21992 y las series de cruceros del Programa CIMAR-Fiordos adquieren relevancia estratégica, al constituir una línea base indispensable para evaluar la resiliencia ecológica y las tendencias futuras de los ecosistemas marinos australes (Comité Oceanográfico Nacional 2021).

16.5 Flora marina en tres sectores de la Región de Magallanes: Bahía Mansa, Seno Ballena y Seno Helado

Nelso Navarro, Tania Figueroa, Leslie Novoa & Jocelyn Jofre

Las macroalgas son importantes en los ambientes marinos por su capacidad de absorber CO_2, producir O_2 y materia orgánica, y también por ser la base de tramas tróficas y refugio de muchas especies asociadas (Macaya et al. 2021). En la Región de Magallanes y Tierra del Fuego se han descrito 230 especies (Ramírez 2010, Jofre et al. 2021); sin embargo, el conocimiento de estos organismos es aún limitado, principalmente en lo referente a su diversidad biológica, lo que evidencia la necesidad de incrementar estudios de conservación dado el incremento de la actividad humana, además de programas de reconocimiento y monitoreo de las especies exóticas que nos permitan diagnosticar el estado actual de la flora nativa (Jofre et al. 2021), así como evaluar el efecto de los cambios ambientales promovidos por forzantes climáticas. El objetivo de este trabajo es determinar la diversidad de macroalgas en tres ambientes distintos del estrecho de Magallanes, con influencia de diferentes masas de agua: Bahía Mansa, Seno Ballena y Seno Helado.

En Bahía Mansa se ha realizado un muestreo detallado y exhaustivo gracias a la cercanía a Punta Arenas (aproximadamente 70 kilómetros en

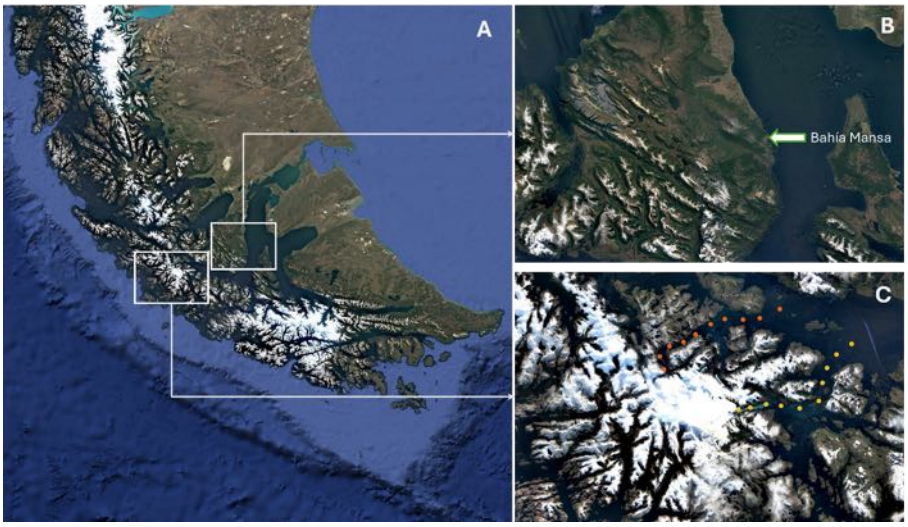


Figura 16.7 A) Mapa indicando los sitios muestreados: B) Bahía Mansa (B) y C) Seno Helado (transecto puntos amarillos) y Seno Ballena (transecto puntos rojos).

dirección sur). Para los dos sitios, mucho más alejados, se han obtenido muestras herborizadas, así como registros de especies en fotografías y videos desde el intermareal y submareal en diferentes estaciones de muestreo llevadas a cabo en dos expediciones en el marco del proyecto RED21992-999-OE2_R26 (Implementación monitoreo de la biodiversidad de algas, invertebrados y vertebrados marinos costeros de Magallanes-UMAG) (Figura 16.7). La identificación taxonómica de las especies fue realizada mediante la observación de características macro y microscópicas, y contrastadas con material y criterios de referencia distintiva detalladas en literatura de referencia específica para la zona: Jofre et al. 2021, Macaya et al. 2021, Boraso 2013, Ramírez 2010, Mendoza & Nizovoy 2000, entre otras. En todos los casos se procedió a identificar cada una de las entidades taxonómicas hasta el nivel más bajo (i.e. especies). Cuando no fue posible llegar al nivel de especie, se utilizó la unidad taxonómica más cercana.

En los tres sitios se logramos identificar un total de 67 especies de macroalgas (Tabla 16.1), representando un 29% de la referencia de especies registradas para la región de Magallanes y Tierra del Fuego (Ramírez 2010). De las especies identificadas el 48% corresponde a macroalgas rojas, el 28 a algas verdes y el 24 a algas pardas (Figura 16.8). Bahía Mansa exhibe mayor diversidad (62 especies) debido principalmente a que es un sitio más estudiado, mientras que la menor diversidad se observó en Seno Helado (12 especies) y Seno Ballena (29 especies) (Tabla 16.1)

Tabla 16.1 Listado taxonómico de macroalgas identificadas por sitio de muestreo en el Estrecho de Magallanes

	Especies	Seno Ballena	Seno Helado	Bahía Mansa
Algas Rojas	*Acanthococcus antarcticus*	0	0	1
	Ballia calitrichia	0	0	0
	Bostrychia intrincata	1	1	1
	Bossiella orbigniana	0	0	1
	Calcareas crustosas	1	1	1
	Callophyllis variegata	0	0	1
	Callophyllis atrosanguinea	0	0	1
	Catenella fusiformis	0	0	1
	Ceramium diaphanum	0	0	1
	Ceramium virgatum	1	0	1
	Ceramium sp.	0	1	1
	Corallina officinalis	0	0	1
	Griffithsia antarctica	0	0	1
	Heterosiphonia berkeleyi	0	0	1
	Hymenena laciniata	0	0	1
	Hildembrandia sp.	1	0	1
	Iridaea tuberculosa	1	0	1
	Iridaea cordata	0	0	1
	Lophurella hookeriana	1	0	1
	Mazzaella laminarioides	1	0	1
	Nothogenia fastigiata	1	1	1
	Plocamium sp.	0	0	1
	Plocamium secundatum	0	0	1
	Polysiphonia sp.	0	0	0
	Polysiphonia anisogona	0	0	1
	Polysiphonia morrowii	0	0	1
	Phycodrys quercifolia	0	0	1
	Ptilonia magellanica	0	0	1
	Pyropia sp.	1	1	1
	Rhodymenia coccocarpa	0	0	1
	Sarcopeltis skottsbergii	0	0	1
	Sarcothalia crispata	0	0	1

	Especies	Seno Ballena	Seno Helado	Bahía Mansa
Algas Pardas	*Adenocystis utricularis*	1	0	1
	Adenocystis longissima	1	0	0
	Caepidium antarcticum	0	1	1
	Chordaria linearis	0	0	1
	Cladostephus kuetzingii	0	1	1
	Desmarestia ligulata	0	0	1
	Desmarestia confervoides	1	0	1
	Ectocarpales	1	0	0
	Halopteris obovata	0	0	1
	Leathesia difformis	0	0	1
	Lessonia flavicans	0	0	1
	Macrocystis pyrifera	1	0	1
	Scytosiphon lomentaria	1	1	1
	Punctaria plantaginea	0	0	1
	Pylaiella littoralis	0	0	1
	Scytothammus australis	1	0	1
Algas Verdes	*Acrosiphonia arcta*	1	1	1
	Bryopsis sp.	0	0	0
	Bryopsis australis	0	0	1
	Codium subantarcticum	0	1	1
	Codium fragile	0	0	1
	Codium dimorphum	0	0	1
	Monostroma grevillei	1	1	1
	Prasiola sp.	1	0	0
	Prasiola crispa	0	0	1
	Rama antárctica	0	0	1
	Rhizoclonium sp.	0	0	1
	Ulva intestinalis	1	0	1
	Ulva Lactuca	0	0	1
	Ulva rígida	0	0	1
	Ulva clathrata	0	0	1
	Ulva prolifera	0	0	1
	Ulothrix flaca	0	0	1
	Urospora sp.	1	1	1
	Urospora penicilliformis	0	0	1

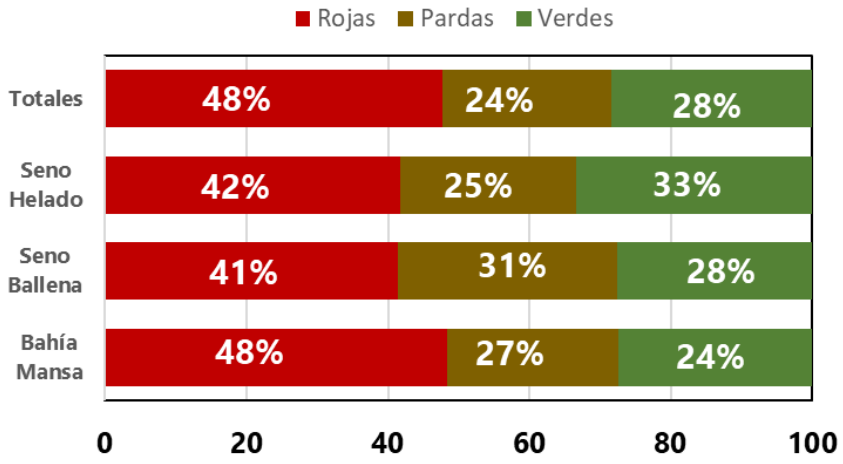


Figura 16.8 Porcentaje de especies de algas rojas, verdes y pardas respecto al total de especies en cada sitio de estudio.

debido principalmente a los pocos estudios realizados en este sistema de fiordos. Esto deja en evidencia la necesidad de mayores esfuerzos para conocer la diversidad de macroalgas de estos lugares prístinos. En los tres sitios las algas rojas son las más representativas, seguidas de las verdes y pardas.

El análisis de Bray-Curtis entre los sitios de muestreo presenta dos grupos separados: bahía Mansa versus Seno Helado-Seno Ballena (Figura 16.9). Estos dos grupos sólo comparten seis especies (o entidades taxonómicas): *Bostrychia intrincata* y *Pyropia* sp. (rojas), *Scytosiphon lomentaria* y *Desmarestia confervoides* (pardas), *Monostroma grevillei* y *Urospora* sp. (verdes). La separación de estos dos grupos estaría asociada también a las características oceanográficas: Seno Helado-Seno Ballena son fiordos con presencia de glaciares en sus cabeceras que aportan agua dulce, así como sedimentos y están ubicados en el brazo occidental del Estrecho de Magallanes, mientras que bahía Mansa es un sistema más abierto sin influencia de glaciares y ubicado en la zona intermedia o centro del estrecho de Magallanes.

Especies catalogadas como exóticas invasoras fueron identificadas en los sitios de muestreo, principalmente en Bahía Mansa. Por ejemplo, *Polysiphonia morrowii*, originaria del noreste de Asia, que se ha convertido en una especie invasora en Europa, Australia, Nueva Zelanda y América del Sur (Geoffroy et al. 2012, Kim et al. 2004). Esta especie ha sido reportada en los hábitats intermareales y submareales de la Ecorregión Subantártica de Magallanes desde el 2004 (Kim et al. 2004, Palacios 2018). También, las especies del género *Codium*, en particular

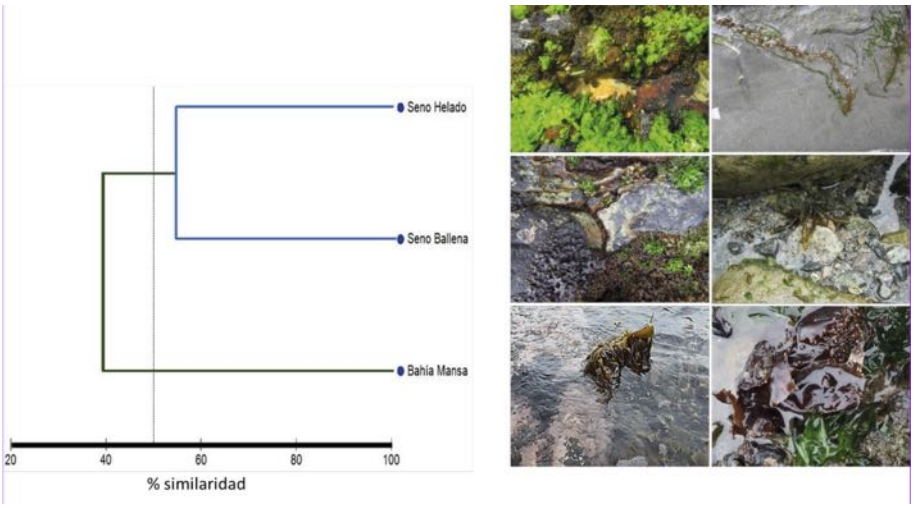


Figura 16.9 Dendrograma de análisis de agrupamiento con el índice de similitud de Bray-Curtis para la flora marina colectada en los tres sitios de muestreo.

C. fragile y *C. dimorphum*, son señaladas como especies invasoras debido a su capacidad de colonizar diversos hábitats (Williams et al. 2007), ocurriendo desde hace ya varios años en ambientes prístinos de la región de Magallanes con baja intervención antrópica (Rodríguez et al. 2024). La presencia de estas especies invasoras junto a otras como *Ceramium stichidiosum* (Mansilla et al. 2006) releva la necesidad de un monitoreo y control de especies exóticas de macroalgas en la región. Estos monitoreos son prioritarios para la conservación e integridad de los hábitats costero-marinos subantárticos de Magallanes (Rodríguez et al. 2024).

Finalmente, es importante señalar que el número de especies por sitio puede aumentar, si se intensifican espacial y temporalmente los muestreos, incluyendo también especies de pequeño tamaño, así como algas calcáreas; estas últimas necesitan ser abordadas con detalle en futuras investigaciones debido a su importancia en términos de biomasa y cobertura.

16.6 Contribución al conocimiento de dinoflagelados bentónicos en la Ecorregión Subantártica de Magallanes

Máximo Frangopulos, Francisco Bahamonde, Cristian Aldea & Andrés Mansilla

Los dinoflagelados bentónicos, con 63 géneros y 242 especies descritas, son parte fundamental en las comunidades de protistas marinos



Figura 16.10 Mapa de la Ecorregión Subantártica de Magallanes (48°-56°S) que muestra el área y los sitios de estudio.

por su diversidad y abundancia (Hoppenrath et al. 2023). Algunas de estas especies pueden generar Floraciones Algales Nocivas Bentónicas (BHABs), que se desarrollan sobre macroalgas y/o en los sedimentos, produciendo toxinas que pueden afectar a la salud ecosistémica, la seguridad alimentaria y economías locales (Mafra et al. 2023). Asimismo, el cambio climático, está favoreciendo la expansión de especies tóxicas más allá de sus rangos históricos (Tester et al. 2020). En este contexto, la Ecorregión Subantártica de Magallanes (ESM), es un laboratorio natural de importancia global, representa un entorno biogeográfico único para la investigación de las FAN Bentónicas (e.g. Bahamonde et al. 2024).

El presente estudio proporciona la primera caracterización morfológica de los dinoflagelados bentónicos en varios sitios marinos-costeros de la ESM (Figura 16.10). Esta caracterización es fundamental para comprender la biodiversidad y los posibles riesgos asociados a floraciones de dinoflagelados tóxicos en la región, aportando información clave para la comunidad científica y el manejo ambiental local. Los sitios de muestreo fueron seleccionados considerando su accesibilidad y la diversidad de hábitats intermareales presentes en la ESM. Con este propósito, durante el verano del 2025, se colectaron muestras de macroalgas hospedadoras y sedimentos arenosos en hábitats intermareales, siguiendo los protocolos recomendados por Hoppenrath et al. (2023). Los dinoflagelados epífitos (en macroalgas) se extrajeron mediante agitación de fragmentos de macroalgas en agua de mar filtrada (0,22 µm) y filtración con malla Nytex de 100 µm. En tanto, los dinoflagelados

Tabla 16.2 Riqueza de dinoflagelados bentónicos en trabajos descriptivos de diversas áreas del mundo desde el año 2000. Obtenido y modificado de Hoppenrath et al., (2023).

Area geográfica	N° de especies	Referencia
Sylt, Alemania	67	(Hoppenrath, 2000)
Vancouver, Canada	52	(Hoppenrath, (datos no publ.)
Elba, Italia	90	(Hoppenrath, (datos no publ.)
Concarneau, Francia	78	Hoppenrath & Chomérat (datos no publ.)
Wimereux, Francis	70	Gomez & Artigas, (2014)
Broome, Australia	50	Murray & Hoppenrath (datos no publ.)
Botany Bay, Australia	36	Murray, (2003)
Malasia	24	Mohammad-Noor et al., (2007)
Kuwait	55	Al-Yamani & Saburova, (2010)
Mar de Japón, Rusia	67	Selina, (2016)
Magallanes, Chile	**36**	**Este estudio**

bentónicos (en sedimentos) se aislaron siguiendo el método de Uhlig (1964) mediante el lavado controlado con agua de mar filtrada y hielo marino triturado. La identificación morfológica se efectuó mediante microscopía óptica y electrónica Zeiss Axio Observer 7 y Zeiss Evo 10, empleando literatura taxonómica especializada.

Contrariamente al paradigma dominante que sitúa la mayor diversidad de dinoflagelados bentónicos en regiones tropicales, subtropicales y templadas (e.g. Durán-Riveroll et al. 2019), la Ecorregión Subantártica de Magallanes (ESM) exhibe una riqueza preliminar de 36 especies. Si bien, esta riqueza es inferior a la observada en áreas templadas del hemisferio norte, como Concarneau, Francia (78 spp.) o Sylt, Alemania (67 spp.), resulta elevada para áreas frías del hemisferio sur (Tabla 16.2). Las diferencias en riqueza pueden estar asociadas a factores como la temperatura, disponibilidad de nutrientes y presión antropogénica, que varían considerablemente entre latitudes, así como la necesidad de realizar muestreos más intensivos y periódicas. La coexistencia de especies adaptadas a condiciones extremas muestra una diversidad funcional y ecológica única, que influye de manera directa en la resiliencia de estos ecosistemas ante cambios ambientales y en la dinámica trófica de la región, desafiando así los patrones biogeográficos tradicionales.

Estos hallazgos posicionan a la ESM como un laboratorio natural clave para comprender la distribución, diversidad y potencial tóxico de los dinoflagelados bentónicos en ambientes de altas latitudes del hemisferio

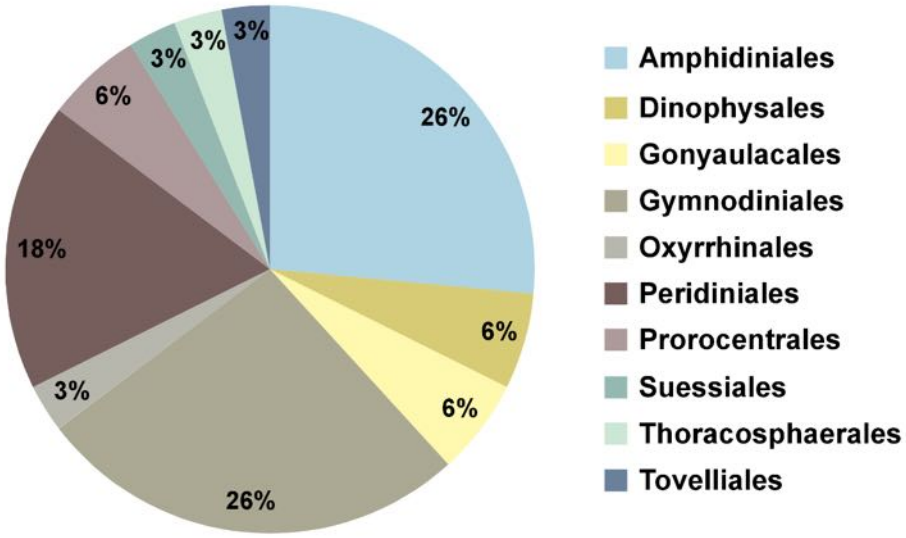


Figura 16.11 Composición específica a nivel de orden de los dinoflagelados bentónicos en los sitios de estudio de la Ecorregión Subantártica de Magallanes, Chile.

sur, en donde la biodiversidad continúa siendo subestimada. En términos de composición, las 36 especies registradas, se asociaron a 22 géneros, 18 familias y 11 órdenes de dinoflagelados bentónicos. Específicamente, a nivel de orden (Figura 16.11), Amphidiniales y Gymnodiniales fueron los más representativos (9 spp., cada uno), seguidos de Peridiniales (6 especies).

La distribución observada de la riqueza de especies de dinoflagelados bentónicos en la ESM revela la influencia significativa de los gradientes ambientales y la heterogeneidad de hábitats en la configuración de las comunidades. El hecho de que 28 especies restrinjan su distribución a sedimentos arenosos, mientras que solo 8 exhiban afinidad por ambos tipos de sustratos (macroalgas hospedadoras y sedimentos arenosos), sugiere un alto grado de especialización ecológica en la mayoría de las especies, probablemente asociada a adaptaciones fisiológicas y ecológicas específicas que facilitan su persistencia en ambientes particulares. Por otra parte, las especies generalistas, capaces de colonizar diferentes sustratos, podrían desempeñar un papel clave en la conectividad y resiliencia de los ensambles, facilitando el flujo génico y la dispersión entre hábitats.

La marcada variación espacial en la riqueza de especies (Figura 16.12), con bahía Los Pinos y río de las Minas como los sitios con mayor riqueza

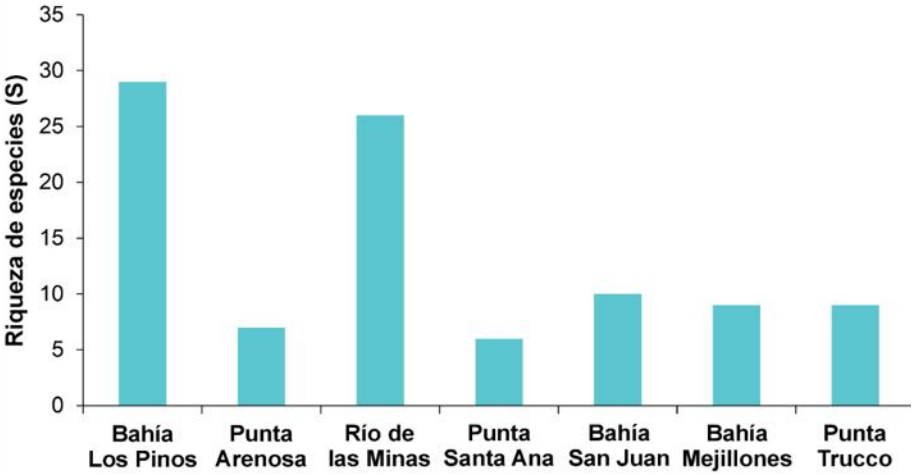


Figura 16.12 Contraste en la riqueza de especies (S) de dinoflagelados bentónicos en los sitios de estudio de la Ecorregión Subantártica de Magallanes, Chile.

(28 y 26 spp., respectivamente), mientras que Punta Arenosa y Punta Santa Ana registraron los menores valores (<7 spp.), puede atribuirse a diferencias en la disponibilidad de microhábitats, complejidad estructural y variabilidad de factores abióticos como la irradiancia, el hidro dinamismo y el tipo el sustrato. Estos patrones de variación pronunciados se alinean con lo reportado por Bahamonde et al. (2024) para microalgas epífitas de la ESM, donde los gradientes ambientales definidos entre sitios explican la heterogeneidad en la composición y riqueza, aunque este estudio destaca una mayor proporción de especies especialistas.

La detección de especies potencialmente toxicas y/o nocivas en los ensambles de dinoflagelados bentónicos (Figura 16.13), como *Amphidinium* cf. *carterae*, *Amphidinium* cf. *operculatum*, *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum* cf. *clipeus,* reviste una alta relevancia ecológica y sanitaria. Estos géneros han sido asociados a la producción de toxinas y metabolitos bioactivos, por ejemplo, anfidinoles y anfidinólidos en *Amphidinium*, con efectos citotóxicos y hemolíticos capaces de provocar mortalidad en organismos marinos (Murray et al. 2015), y ácido okadaico (AO) y dinofisistoxinas (DTX) en *Prorocentrum*, responsables de episodios de intoxicación diarreica por mariscos en humanos (Borsato et al. 2023). Además, la presencia de *Vulcanodinium rugosum*, productor de pinnatoxinas (PnTX), implica un riesgo adicional debido a la potente acción neurotóxica de estas moléculas (Cangini et al. 2024), aunque hasta ahora no se ha detectado la presencia de células móviles de esta especie en la ESM (Bahamonde et al. datos no publicados).

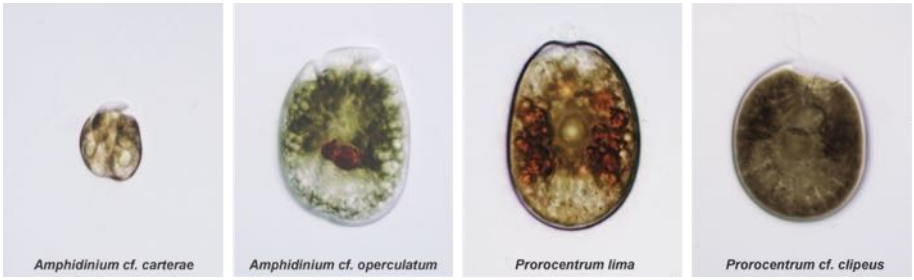


Figura 16.13 Microfotografías de dinoflagelados bentónicos potencialmente tóxicos de la Ecorregión Subantártica de Magallanes, Chile.

Las consecuencias ecológicas de la proliferación de dinoflagelados tóxicos incluyen alteraciones en las cadenas tróficas, mortalidad masiva de fauna marina y pérdida de biodiversidad local, comprometiendo la estabilidad de los ecosistemas bentónicos y generando riesgos directos para la seguridad alimentaria por la acumulación de toxinas en mariscos destinados al consumo humano. Desde la perspectiva sanitaria, los brotes de intoxicaciones alimentarias asociadas a estas toxinas representan un serio problema de salud pública en comunidades costeras. La presencia de estas especies en aguas frías subantárticas es especialmente significativa, ya que históricamente las floraciones bentónicas y eventos tóxicos se han registrado en zonas tropicales y templadas (Tester et al. 2020). Por tanto, su ocurrencia en la ESM sugiere una ampliación latitudinal de especies asociadas a FAN Bentónicas. Recientes estudios vinculan este fenómeno al aumento sostenido de la temperatura superficial del mar y a cambios oceanográficos que favorecen la proliferación y establecimiento de dinoflagelados bentónicos en altas latitudes, ampliando su rango de distribución en respuesta al calentamiento global y la modificación de la disponibilidad de sustratos (Mafra et al. 2023, Tester et al. 2020). Este escenario subraya la necesidad de fortalecer la vigilancia ambiental y sanitaria, así como la investigación interdisciplinaria orientada a mitigar los efectos de estos organismos en ecosistemas subantárticos.

16.7 Conclusiones

Los fiordos del archipiélago de Tierra del Fuego albergan una biodiversidad bentónica mucho mayor a la registrada previamente. En este capítulo – con información preliminar se informan numerosos taxones que antes no habían sido registrado. Actualmente se está continuando con el análisis de las muestras, apuntando a documentar una mayor diversidad, producto de una identificación con mayor resolución taxonómica (i.e. especies y géneros). La variabilidad ambiental a lo largo de los fiordos

determina una clara zonación de comunidades, con especies tolerantes a condiciones estresantes en las cabeceras y mayor riqueza hacia las bocas. La estandarización de los datos en formato Darwin Core y su integración a plataformas abiertas como GBIF fortalecerán el conocimiento global sobre la fauna magallánica. Este monitoreo pretende establecer las bases para estudios funcionales futuros, orientados a comprender la resiliencia y vulnerabilidad de los ecosistemas australes frente al cambio climático. Respecto a las algas, la región de Magallanes y Antártica Chilena presentan una diversidad singular, lo que podría sugerir una potencial fragilidad del ecosistema marino Subantárticos. Esto requiere la necesidad de incrementar estudios dirigidos a la conservación y uso sustentable del medio marino, considerando el potencial aumento en las actividades humanas en el borde costero, así como la introducción de especies exóticas. Se recomienda profundizar espaciotemporalmente los estudios taxonómicos, así como la formación de especialistas que permitan diagnosticar el estado de las especies y su posible cambio en el tiempo debido a cambios en el uso del borde costero y forzantes climáticas.

Finalmente, respecto a los dinoflagelados bentónicos, el presente estudio constituye la primera caracterización morfológica de este grupo en la Ecorregión Subantártica de Magallanes. Esta riqueza representa aproximadamente el 15 % de la diversidad global conocida, destacando la relevancia biogeográfica de la ESM. Esta elevada diversidad resalta su papel como un área clave para el estudio de la dispersión y evolución de dinoflagelados bentónicos en ambientes fríos. La presencia de dinoflagelados potencialmente tóxicos evidencia comunidades bentónicas complejas y sensibles a cambios ambientales, ya que estas especies suelen asociarse a procesos ecológicos que involucran interacciones tróficas, producción de toxinas y respuesta a variaciones abióticas. Estos resultados amplían el conocimiento sobre la biodiversidad bentónica en altas latitudes, reforzando el concepto de alta heterogeneidad ambiental y, por tanto, evidenciando necesidad de monitoreos integrados frente a los escenarios de cambio climático que afectan los ecosistemas subantárticos.

Agradecimientos: Este capítulo se realizó en el marco del proyecto RISUE-MAG 21992 "Sistema articulado de investigación en cambio climático y sustentabilidad de zonas costeras de Chile". Los autores agradecen el apoyo logístico de la Universidad de Magallanes, a los equipos del Laboratorio de Ecología Funcional (LEF-UMAG) y del Laboratorio de Ecofisiología y Biotecnología de Algas (LEBA-UMAG), así como la colaboración de tripulaciones y técnicos durante las campañas

de terreno. Adicionalmente, los investigadores del grupo de trabajo de dinoflagelados bentónicos agradecen a las siguientes fuentes de financiación: FONDECYT Regular 1241697, CONICYT-PIA AUB2000006, ANID BASAL FB210018, ANID MILENIO ICN2021_002 y Beca Nacional de Doctorado 21240092 (2024 ANID; otorgada a F. Bahamonde); estos resultados son parte de la tesis doctoral de F. Bahamonde del programa DOCAS de la Universidad de Magallanes.

16.8 Referencias

Aldea C (ed) (2012) Guía representativa de la biodiversidad de los fondos marinos de Magallanes = A biodiversity guide representing the seabeds of Magallanes, 1st edn. Fundación CEQUA, Punta Arenas.

Aldea C, Andrade CD, Novoa L, et al. (2025) Avances en la caracterización de la biodiversidad bentónica sublitoral, estructura trófica y funcionalidad en el estrecho de Magallanes: Proyecto Ecobentomag- CIMAR 27 Fiordos.

Aldea C, Novoa L, Acuña MP, et al. (2023a) Benthic biota of Chilean fjords and channels in 25 years of cruises of the National Oceanographic Committee. Scientific Data 10:82.

Aldea C, Novoa L, Mardones I, et al (2023b) Koy-fauna: Guía visual de animales marinos de Magallanes. Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

Al-Yamani FY & Saburova MA (2010) Illustrated guide on the flagellates of Kuwait's intertidal soft sediments. Kuwait Institute for Scientific Research, Lucky Press, Kuwait, 209 pp.

Andrade C, Sepúlveda T, Rivera C, et al (2025) Marine trophic architecture and hidden ecological connections in the strait of Magellan: keystone species and ecosystem resilience. Oikos 2025: e11711:1–21.

Aracena C, Lange CB, Luis Iriarte J, et al. (2011) Latitudinal patterns of export production recorded in surface sediments of the Chilean Patagonian fjords (41–55°S) as a response to water column productivity. Continental Shelf Research 31:340–355.

Arntz WE & Gorny M (1996) Cruise Report of the Joint Chilean-German-Italian Magellan "Victor Hensen" Campaign in 1994. Berichte zur Polar-und Meeresforschung 190:1–113.

Bahamonde F, Frangopulos M, Barreiro A, Mafra LL, Jaramillo B, Rodríguez JP, Méndez F, Marambio J, Iriarte JL & Mansilla A (2024) The second skin of macroalgae: unveiling the biodiversity of epiphytic microalgae across

environmental gradients of the Magellan Subantarctic ecoregion. Science of the Total Environment 956:177229.

Boraso de Zaixso AL (2013) Elementos para el estudio de las macroalgas de Argentina. Editorial Universitaria de la Patagonia EDUPA, Comodoro Rivadavia.

Borsato GT, Salgueiro F, De'Carli GAL, Morais AM, Goulart AS, De Paula JC & Nascimento SM (2023) Taxonomy and abundance of epibenthic *Prorocentrum* (Dinophyceae) species from the tropical and subtropical Southwest Atlantic Ocean, including a review of their global diversity and distribution. Harmful Algae 127:102470.

Cangini M, Dall'Ara S, Rubini S, Bertasi B, Rizzi P, Dell'Orfano G, Milandri S, Manfredini S, Baldini E & Vertuani S (2024) First report of pinnatoxin-G (PnTX-G) in a marine–coastal area of the Adriatic Sea associated with the presence of the dinoflagellate Vulcanodinium rugosum. Marine Drugs 22(3):122.

Comité Oceanográfico Nacional (2021) CIMAR 25 años. Cruceros de Investigación Marina en Áreas Remotas. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, Valparaíso, Chile

CONA (ed) (1999) Taller sobre los resultados del Crucero Cimar-Fiordo 3. Libro de Resúmenes. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso, Chile

CONA (ed) (2011) Resultados Crucero Cimar 16 - Fiordos. Libro de Informes Preliminares. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso, Chile

CONA (ed) (2021) Resultados Crucero Cimar 25 - Fiordos. Libro de Informes Preliminares. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso, Chile

Dowdeswell JA & Vásquez M (2013) Submarine landforms in the fjords of southern Chile: implications for glacimarine processes and sedimentation in a mild glacier-influenced environment. Quaternary Science Reviews 64:1–19.

Durán-Riveroll LM, Cembella AD & Okolodkov YB (2019) A review on the biodiversity and biogeography of toxigenic benthic marine dinoflagellates of the coasts of Latin America. Frontiers in Marine Science 6:148.

Faranda F & Guglielmo L (1993) Straits of Magellan, Oceanographic Cruise February–March 1991: Physical, chemical and biological oceanography. Data report. Ministry for University and Scientific and Technological Research, Italy.

GBIF.Org (2024) Occurrence Download. 35195. https://doi.org/10.15468/dl.hauqd5

Geoffroy A, Le Gall L & Destombe C (2012) Cryptic introduction of the red alga *Polysiphonia morrowii* Harvey (Rhodomelaceae, Rhodophyta) in the North Atlantic Ocean highlighted by a DNA barcoding approach. Aquatic Botany 100:67–71.

Gómez F & Artigas LF (2014) High diversity of dinoflagellates in the intertidal sandy sediments of Wimereux (north-east English Channel, France). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94(3):443–457.

Guglielmo L (1991) Straits of Magellan, Oceanographic Cruise February-March 1991. Data Report. Ministry for University and Scientific and Technological Research, Italy, 193 pp.

Häussermann V & Försterra G (2009) Marine benthic fauna of Chilean Patagonia: illustrated identification guide, 1. ed., engl. Nature in Focus, Santiago.

Hoppenrath M (2000) Taxonomische und ökologische Untersuchungen von Flagellaten mariner Sande. PhD Thesis, University of Hamburg, 311 pp.

Hoppenrath M, Chomérat N, Horiguchi T, Murray SA & Rhodes L (2023) Marine benthic dinoflagellates: their relevance for science and society, 2nd ed. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 375 pp.

Hutchings P, Rowe CE, Byrne M & Przeslawski R (2025) Taxonomy is a foundation of marine science, and it is in trouble. In: Advances in Marine Biology. Elsevier, pp 197–212

Iriarte JL, González HE & Nahuelhual L (2010) Patagonian Fjord Ecosystems in Southern Chile as a Highly Vulnerable Region: Problems and Needs. AMBIO 39:463–466.

Iriarte JL, Pantoja S & Daneri G (2014) Oceanographic Processes in Chilean Fjords of Patagonia: From small to large-scale studies. Progress in Oceanography 129:1–7.

Izagirre E, Glasser N, Menounos B, et al. (2024) The glacial geomorphology of the Cordillera Darwin Icefield, Tierra del Fuego, southernmost South America. Journal of Maps 20:2378000.

Jofre J, Dubrasquet H, Ramírez ME, Navarro NP & Macaya EC (2021) Guía de macroalgas subantárticas: Región de Magallanes y Antártica Chilena. Primera edición, Punta Arenas, 160 pp.

Kim MS, Yang EC, Mansilla A & Boo SM (2004) Recent introduction of *Polysiphonia morrowii* (Ceramiales, Rhodophyta) to Punta Arenas, Chile. Botanica Marina 47:389–394.

Linse K, Griffiths HJ, Barnes DKA & Clarke A (2006) Biodiversity and biogeography of Antarctic and sub-Antarctic mollusca. Deep-Sea Research II 53:985–1008.

López-Farrán Z, Gerard K, Saucède T, et al. (2021) Records of Halicarcinus planatus at sub-Antarctic regions. Version 1.3. Universidad de Magallanes. Occurrence dataset https://doi.org/10.15468/qnqnn2

Macaya E, González Garraza G, Navarro NP, Ramírez ME, Albornoz W, Bagur M, Basualdo JP, Bessega F, Cáceres-Ccaccya D, Jeldres R, Kaminsky J, López E, Marcangeli M, Matula C, Monachesi R, Novoa L, Perez-Alania M, Reyes-Gómez V, Poblet CT, Bentivoglio E, Salas J & Silva MR (2021) Guía fotográfica: macroalgas marinas de Ushuaia, 2ª ed. Editora Cultural Tierra del Fuego, Ushuaia, Argentina, 88 pp.

Mafra LL, Sunesen I, Pires E, Nascimento SM, Álvarez G, Mancera-Pineda JE, Torres G, Carnicer O, Huamaní Galindo JA, Sanchez Ramirez S, Martínez-Goicoechea A, Morales-Benavides D & Valerio-González L (2023) Benthic harmful microalgae and their impacts in South America. Harmful Algae 127:102478.

Mansilla A, Ávila M, Ramírez ME, Rodríguez JP, Rosenfeld S, Ojeda J & Marambio J (2013) Macroalgas marinas bentónicas del submareal somero de la ecorregión subantártica de Magallanes, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 41(2):51–64.

Mansilla A, Navarro NP & Fujii MT (2006) First record of a ceramiaceous red algal species, *Ceramium stichidiosum*, from Magellanic Region, Chile. Gayana 70(2):245–251.

Mcculloch RD & Bentley MJ (1998) Late glacial ice advances in the Strait of Magellan, southern Chile. Quaternary Science Reviews 17:775–787.

Mcculloch RD, Mansilla CA, Morello F, et al. (2019) Late glacial and Holocene landscape change and rapid climate and coastal impacts in the Canal Beagle, southernmost Patagonia. Journal of Quaternary Science 34:674–684.

Mendoza ML & Nizovoy A (2000) Géneros de macroalgas marinas de la Argentina, fundamentalmente de Tierra del Fuego. Imprenta del Poder Legislativo de la Provincia de Tierra del Fuego, Argentina.

Moreno-Meynard P, Artal O, Torres R & Reid B (2024) Flow-weighted sourcing of freshwater runoff from Pacific-draining continental and coastal basins in south-western Patagonia (41°56` S): characterizing regional inputs to Chilean fjords. Frontiers in Marine Science 11:1396570.

Murray SA (2003) Diversity and phylogenetics of sand-dwelling dinoflagellates from southern Australia. PhD Thesis, University of Sydney, Australia, 202 pp.

Murray SA, Kohli GS, Farrell H, Spiers ZB, Place AR, Dorantes-Aranda JJ & Ruszczyk J (2015) A fish kill associated with a bloom of *Amphidinium carterae* in a coastal lagoon in Sydney, Australia. Harmful Algae 49:19–28.

Palacios M (2018) Macroalgas submareales de los canales interiores del Parque Nacional Bernardo O'Higgins (~49–51° S), Región de Magallanes, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 46(3):41–50.

Pantoja S, Luis Iriarte J & Daneri G (2011) Oceanography of the Chilean Patagonia. Continental Shelf Research 31:149–153.

Pastorino G (2016) Revision of the genera *Pareuthria* Strebel, 1905, *Glypteuthria* Strebel, 1905 and *Meteuthria* Thiele, 1912 (Gastropoda: Buccinulidae) with the description of three new genera and two new species from Southwestern Atlantic waters. Zootaxa 4179:301–344.

Pérez-Santos I, Garcés-Vargas J, Schneider W, et al. (2014) Double-diffusive layering and mixing in Patagonian fjords. Progress in Oceanography 129:35–49.

Rabassa J, Coronato A, Bujalesky G, et al (2000) Quaternary of Tierra del Fuego, Southernmost South America: an updated review. Quaternary International 68–71:217–240.

Ramírez ME (2010) Flora marina bentónica de la región austral de Sudamérica y la Antártica. Anales del Instituto de la Patagonia 38:57–71.

Rebolledo L, Bertrand S, Lange CB, et al. (2019) Compositional and biogeochemical variations of sediments across the terrestrial-marine continuum of the Baker-Martínez fjord system (Chile, 48°S). Progress in Oceanography 174:89–104.

Retamal MA (1981) Catálogo ilustrado de los Crustáceos decápodos de Chile. Gayana Zoología 44:7–110

Rodríguez JP, Gibelli V, Bahamonde F, Marambio J, Calderón M, Bustamante D, Rozzi R & Mansilla A (2024) Primer catálogo de macroalgas marinas bentónicas del canal Beagle occidental: relevancia del nuevo Herbario de Criptógamas Subantárticas (HCS) UMAG-CHIC, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 52:1–41.

Rosenfeld S, Aldea C, López Z, et al. (2021) Unveiling the unknown phylogenetic position of the scallop *Austrochlamys natans* and its implications for marine stewardship in the Magallanes Province. Scientific Reports 11:7241.

Selina MS (2016) Seasonal and long-term dynamics of sand-dwelling dinoflagellates (Dinoflagellata) in Peter the Great Bay, Sea of Japan. Russian Journal of Marine Biology 42(6):458–470.

Silva N & Calvete C (2002) Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre el Golfo de Penas y el Estrecho de Magallanes (Crucero CIMAR-FIORDO 2). Ciencia y Tecnología del Mar 25:23–88

Silva N, Rojas N & Fedele A (2009) Water masses in the Humboldt Current System: Properties, distribution, and the nitrate deficit as a chemical water mass tracer for Equatorial Subsurface Water off Chile. Deep Sea Research Part II 56:1004–1020.

Spalding MD, Fox HE, Allen GR, et al. (2007) Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. BioScience 57:573–583.

Tester PA, Litaker RW & Berdalet E (2020) Climate change and harmful benthic microalgae. Harmful Algae 91:101655.

Uhlig G (1964) Eine einfache Methode zur Extraktion der vagilen, mesopsammalen Mikrofauna. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 11(3-4): 178–185.

Valdenegro A & Silva N (2003) Caracterización oceanográfica física y química de la zona de canales y fiordos australes de Chile entre el Estrecho de Magallanes y Cabo de Hornos (CIMAR 3 Fiordos). Ciencia y Tecnología del Mar 26:19–60

Wieczorek J, Bloom D, Guralnick R, et al. (2012) Darwin Core: An evolving community-developed biodiversity data standard. PLoS ONE 7:e29715.

Williams SL & Smith JE (2007) Distribution, taxonomy and impacts of introduced seaweeds. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 38:327–359.

Zagal C & Hermosilla C (2007) Guía de invertebrados marinos del Sur de Chile / Guide to marine invertebrates of Southern Chile. Fantástico Sur, Punta Arenas, Chile.

Zelaya DG & Geiger DL (2007) Species of Scissurellidae and Anatomidae from Sub-Antarctic and Antarctic waters (Gastropoda: Vetigastropoda). Malacologia 49:393–443.

17 CAPITULO

Vegetación y avifauna en el extremo austral de Magallanes

Orlando Dollenz, María Paz Acuña-Ruz,
Laura Sánchez & Cristian Aldea



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 538-561



Capítulo 17: Vegetación y avifauna en el extremo austral de Magallanes

Orlando Dollenz[1], María Paz Acuña-Ruz[2], Laura Sánchez[3,4] & Cristian Aldea[1,3,5]

1. Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. 2. Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez, Chile. 3. Centro de Investigación GAIA Antártica, Universidad de Magallanes, Chile. 4. Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Universidad de Magallanes, Chile. 5. Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile.

RESUMEN: El litoral magallánico constituye un mosaico de hábitats donde convergen los dominios terrestre y marino bajo condiciones extremas de viento, salinidad y temperatura. Este capítulo aborda la estructura y composición de la vegetación costera y la diversidad de aves asociadas a fiordos del sur de Tierra del Fuego, integrando datos florísticos históricos y levantamientos ornitológicos recientes. La vegetación litoral subantártica, estudiada a lo largo de más de cinco décadas, revela una notable capacidad de adaptación a los gradientes ambientales impuestos por la exposición al aerosol marino, la anegación y la salinidad del suelo. Desde las marismas y herbazales halófitos del estrecho de Magallanes hasta los matorrales de chaura (*Gaultheria mucronata*) y los bosques ribereños de coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides*), estas formaciones representan transiciones vivas entre los ecosistemas marinos y continentales. Su estructura florística y dinámica sucesional confirman la influencia combinada de la historia glacial, la geomorfología y el clima oceánico sobre la distribución actual de la flora

costera. Por su parte, los censos realizados en los fiordos Parry, Marinelli y Brookes documentan 20 especies nativas de aves marinas y ribereñas, con registros de nidificación del cormorán imperial (*Leucocarbo atriceps*) y presencia de especies de conservación prioritaria, tales como el cóndor (*Vultur gryphus*), el pingüino magallánico (*Spheniscus magellanicus*) y la caranca (*Chloephaga hybrida*). La integración de observaciones de campo con repositorios abiertos (GBIF, eBird) amplía la riqueza regional a 82 especies, consolidando una línea base crítica para el monitoreo de la biodiversidad costera. Los resultados sugieren una interdependencia ecológica entre vegetación y avifauna en la franja litoral austral, destacando su papel como barrera natural frente a la erosión y el ascenso del nivel del mar, así como su valor como bioindicadores ante los efectos del cambio climático en los fiordos subantárticos.

17.1 Vegetación costera de la Región de Magallanes y catálogo de su flora vascular

Orlando Dollenz, Laura Sánchez & Cristian Aldea

Las costas de Magallanes conforman uno de los paisajes más singulares y extremos del planeta, donde la influencia marina, el viento constante del suroeste y la distribución geográfica de las precipitaciones modelan comunidades vegetales únicas (Pisano 1977, Roig et al. 1985a, 1985b). En estas riberas, que alternan acantilados, playas rocosas, fiordos y ensenadas, la vegetación subantártica expresa su máxima capacidad de adaptación a condiciones de salinidad, saturación hídrica y bajas temperaturas (Roig et al. 1985a, 1985b). Las formaciones costeras, como herbazales halófitos, matorrales de *Gaultheria mucronata*, turbales y bosques ribereños de *Nothofagus betuloides* constituyen la interfase viva entre los ecosistemas marinos y terrestres del extremo austral de Chile (Pisano 1977, Dollenz 2020).

Los estudios clásicos de Pisano (1972a, 1972b, 1977) y de Pisano & Schlatter (1981) establecieron la base para comprender la fitogeografía costera subantártica, destacando el rol del clima oceánico y de los gradientes de exposición al viento y al aerosol marino en la distribución de las comunidades litorales. Posteriormente Dollenz (1979, 1980, 1981, 1982a, 1982b, 1986) profundizó en su estructura y composición florística mediante relevamientos fitosociológicos desde el Estrecho de Magallanes hasta el Archipiélago del Cabo de Hornos. Su descripción de asociaciones como *Suaedo-Salicornietum ambiguae* en Bahía Dirección, los herbazales costeros de *Deschampsia laxa* y *Poa robusta*, y los matorrales de *Veronica elliptica* y *Gaultheria mucronata*, aportó un

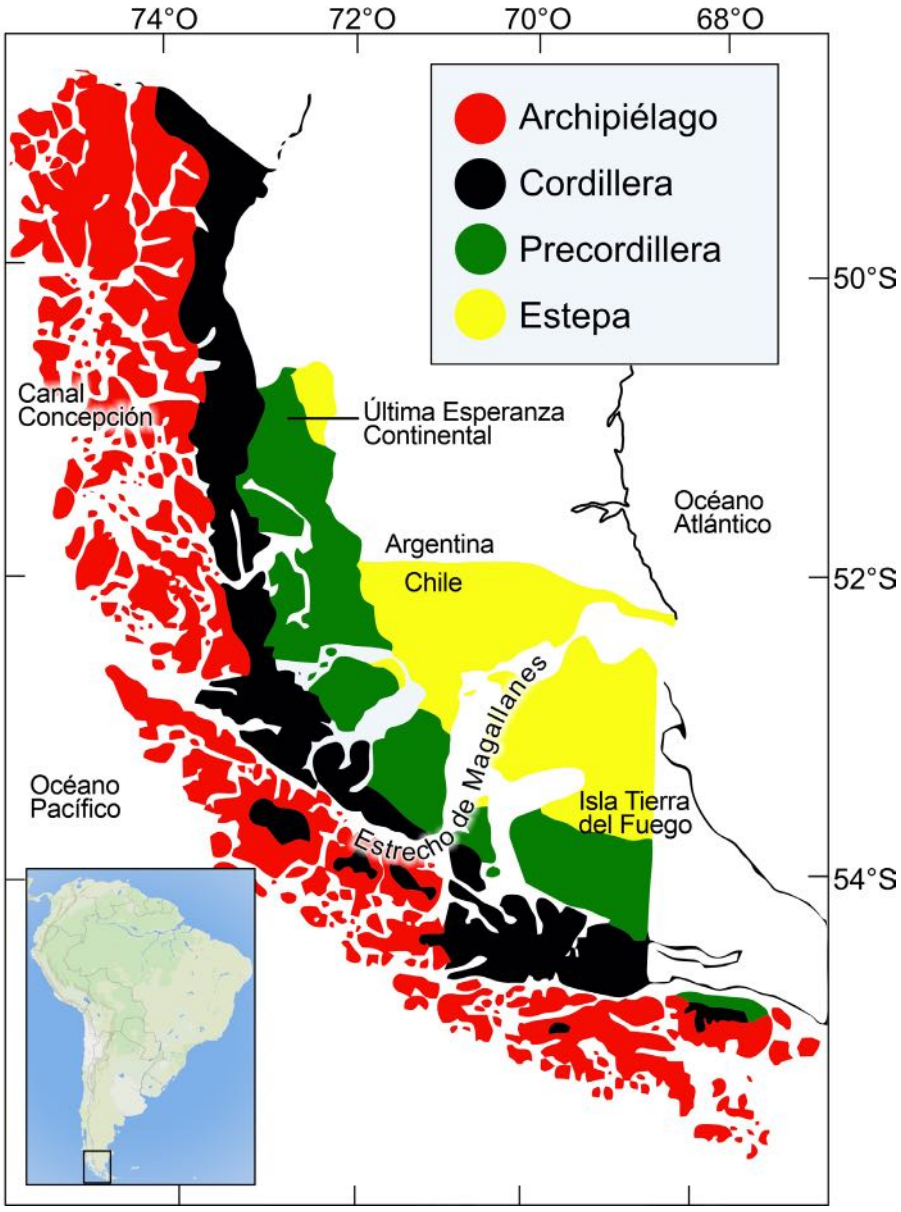


Figura 17.1 Zonas biogeográficas de la Región de Magallanes (Chile). Fuente: Elaboración propia.

marco detallado para entender la transición entre ambientes marinos halófitos a terrestres turbosos y boscosos.

Décadas más tarde, Domínguez et al. (1999) mostraron que los procesos de colonización vegetal en ambientes periglaciares de la Cordillera

Darwin guardan notables similitudes con los gradientes de estabilización observados en costas y fiordos: las especies pioneras colonizan sustratos saturados o inestables, seguidas por comunidades de mayor complejidad estructural a medida que se consolidan los suelos. Esta dinámica, también visible en los frentes costeros de canales y penínsulas magallánicas, evidencia la continuidad ecológica entre los sistemas litorales y los periglaciares del sur de Chile.

La región de Magallanes en Chile, presenta cuatro regiones o zonas biogeográficas (Pisano 1977, Dollenz 2020) distintas en su geografía, clima y vegetación (Figura 17.1): el archipiélago patagónico, la cordillera andino patagónica, la región subandina boriental o precordillera y versiones redibujadas tipo esquema estilizado las planicies orientales o estepa patagónica.

Los procesos regionales geológicos, el clima, el modelado glaciar pleistocénico, el modelado fluvial y eólico han generado diversas geoformas y sustratos que son cubiertos cada uno por una vegetación diferencial. De aquí que es posible distinguir unidades o tipos costeros regionales, esencialmente por su geomorfología y cubierta vegetal actual.

De este modo, la vegetación costera subantártica puede interpretarse como un laboratorio natural donde confluyen la historia glacial, la influencia marina y la resiliencia de especies que han sobrevivido a condiciones extremas. En este contexto, el capítulo aborda los principales patrones estructurales, florísticos y ecológicos de estas formaciones, poniendo énfasis en su papel como zonas de transición y amortiguación frente al cambio ambiental en el extremo austral del continente. Asimismo, se describen las costas de la Región de Magallanes en sus aspectos geomorfológicos y vegetacionales, y se presenta un inventario de la flora vascular costera, elaborado a partir de 887 especímenes depositados en el Herbario del Instituto de la Patagonia de la Universidad de Magallanes (HIP-UMAG), complementado con antecedentes provenientes de publicaciones científicas y excursiones de campo recientes.

La identificación de las especies del herbario (HIP) del Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes se realizó históricamente por especialistas y se actualizó la nomenclatura del inventario de acuerdo a la Flora del Cono sur sudamericano (IBODA 2025), al catálogo de las especies vasculares chilenas (Rodríguez et al. 2018) y de especies de Magallanes (Dollenz 2020). Paralelamente, se está trabajando en



Figura 17.2 Rocas continentales e islas rocosas cayendo con alta pendiente sobre el mar en Canal Gabriel, Isla Dawson (54° 15' 56'' S, 70° 24' 06'' O).

estandarizar y registrar el inventario de las especies vegetales vasculares en el formato Standard Darwin Core (Wieczorek et al. 2012). De este modo, todos los datos se presentarán en el juego de herramientas de publicación integrada (IPT, por sus siglas en inglés), siguiendo los estándares del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF, por sus siglas en inglés). A continuación, se indican las cuatro unidades o tipos costeros identificados.

17.1.1 Zona archipielágica

Rocas continentales e islas rocosas cayendo con alta pendiente sobre el mar (Figura 17.2): No hay playas, derrubios, ni aluviones. En estas, el bosque dominado por el coihue de Magallanes, *Nothofagus betuloides* y el canelo, *Drimys winteri*, representa el supramareal y los arbustos y hierbas costeros no existen o son muy escasos. En pendientes más suaves en las islas de la mitad norte del archipiélago, son frecuentes también los matorrales y bosquecillos de tepú (*Tepualia stipularis*) costeros.

Islas rocosas con aluviones costeros inundables por altas mareas (Figura 17.3): El pastizal del aluvión tiene alta diversidad de especies por la baja salinidad del mar, al recibir altos volúmenes de agua dulce de los glaciares. Especies herbáceas frecuentes son *Nicoraepoa robusta,*



Figura 17.3 Aluviones costeros inundables por altas mareas en Fiordo Taraba (51° 47' 53'' S, 73° 29' 35'' O). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.4 Banda estrecha arbustiva supramareal en Puerto Ramírez (52° 17' 03'' S, 73° 35' 11'' O). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.5. Rocas costeras con alta aspersión marina en Isla Piazzi (51° 43' 47" S, 73° 59' 38" O). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.6 Pastizal de Poa flabellata asociado a pingüinos en Islotes Tuckers, Isla Dawson (54° 09' 47'' S, 70° 17' 43'' O). Fuente: Elaboración propia.

Anthoxanthum redolens, Acaena magellanica, Elymus magellanicus, Alopecurus magellanicus, Isolepis cernua, Apium prostratum, Plantago



Figura 17.7 Glaciar Nueva Zelanda, fiordo Parry, Tierra del Fuego (54° 41' 51'' S, 69° 20' 08'' O). Fuente: Elaboración propia.

barbata, Senecio smithii, Senecio acanthifolius, Symphyotrichum vahlii, Gunnera magellanica, Leptinella scariosa.

Entre el pastizal inundable y el bosque costero se encuentra casi siempre una banda estrecha arbustiva supramareal dominada por la chaura, *Gaultheria mucronata*, acompañada de ñirre, *Nothofagus antarctica*, *Ribes magellanicum*, *Chiliotrichum diffusum* y otras especies (Figura 17.4).

Rocas costeras con alta aspersión marina (Figura 17.5): En los roqueríos costeros expuestos a alta aspersión marina se encuentran dispersas las especies *Festuca cirrosa*, *Crassula moschata*, *Cardamine glacialis*, *Armeria maritima*, *Colobanthus quitensis*.

Algunas islas tienen en la costa un pastizal de *Poa flabellata* asociado a pingüinos magallánicos que se refugian en cuevas bajo las plantas de casi 1,5 m de altura (Figura 17.6).

17.1.2 Zona cordillerana

La cordillera presenta un ambiente de campos de hielo y numerosos glaciares costeros dirigidos hacia la vertiente del archipiélago. Las



Figura 17.8 Costas boscosas con playas areno ripiosas en Bahía Faro San Isidro (53° 45' 36'' S, 70° 57' 04'' O), Punta Arenas, Chile. Fuente: Elaboración propia.

montañas rocosas se presentan denudadas en gran parte de vegetación por acción glaciar. El hielo puede caer directo al mar sin depósitos emergentes sobre el mar o presentar depósitos morrénicos y llanuras aluviales en contacto con el mar, pero no son inundables por altas mareas. El glaciar Nueva Zelanda, representa la actividad glaciar en la cordillera, las montañas en su mayor parte desvegetadas, las morrenas más antiguas sustentan el bosque de coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) y canelo (*Drimys winteri*) en desarrollo, las morrenas más recientes y la llanura aluvial en contacto con el mar tienen subarbustos como *Empetrum rubrum*, *Gaultheria mucronata* y herbáceas como *Anthoxanthum redolens* (Figura 17.7).

17.1.3 Zona precordillerana oriental

Costas boscosas con playas areno ripiosas (Figura 17.8): El bosque supramareal de coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) y canelo (*Drimys winteri*) en zonas lluviosas, continúa a bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) y ñirre (*N. antarctica*) en costas con menor pluviosidad.

En las playas ripio arenosas de la bahía San Isidro se encuentran



Figura 17.9 *Senecio candidans* y *Acaena magellanica* en bahía Faro San Isidro. Punta Arenas, Chile. Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.10 Marismas precordilleranas en Agua Fresca (53° 21' 59'' S, 70° 58' 21'' O). Punta Arenas, Chile. Fuente: Elaboracion propia.

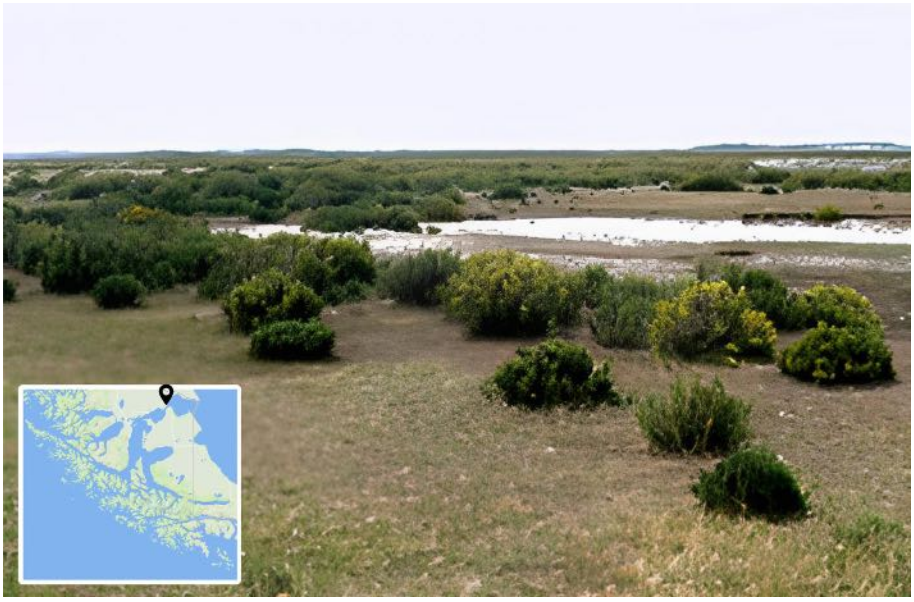


Figura 17.11 Matorral de *Lepidophyllum cupressiforme* en Punta Delgada (52° 25' 31''S, 69° 37' 07'' O). Punta Arenas, Chile. Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.12 Marismas esteparias en Puerto Progreso (52° 27' 59'' S, 69° 26' 35'' O). Punta Arenas, Chile. Fuente: Elaboración propia.

Senecio acanthifolius, *Senecio candidans*, *Acaena magellanica*, y *Apium prostratum* y otras especies (Figura 17.9). En lugares sin playas, hay



Figura 17.13 Vista satelital de Puerto Progreso, Punta Arenas, Chile. Fuente: Elaboración propia a partir de imagen de Google Earth.

rocas expuestas a aspersión marina similares a las del archipiélago en su aspecto y vegetación, donde se puede encontrar *Crassula moschata*, *Armeria maritima* y *Colobanthus quitensis* (ver Figura 17.5).

Marismas precordilleranas (Figura 17.10): En las desembocaduras de algunos ríos se forman marismas. Estas tienen vegetación supramareal con *Leymus arenarius* sobre barras de arena, especie introducida para el control de dunas y otras especies, y una depresión intermareal con *Salicornia magellanica*, *Plantago maritima*, *Puccinellia magellanica* y otras especies.

17.1.4 Tipos costeros de la estepa

Matorral de *Lepidophyllum cupressiforme* (Figura 17.11): El supramareal costero, en general, corresponde a la vegetación local variable y sobresale por su extensión y tolerancia a la salinidad el matorral de *L. cupressiforme* en planicies casi a nivel del mar

Marismas esteparias (Figura 17.12): En las marismas esteparias del supramareal tenemos *L. cupressiforme*, *Leymus arenarius*, y otras especies. En el intermareal se encuentran *Salicornia magellanica*, *Plantago maritima*, *Puccinellia parviflora*, *P. biflora*, *P. magellanica*, *Frankenia chubutensis*, *Atriplex reichei*, *Suaeda argentinensis*, *Plantago*

maritima. Las marismas de la estepa tienen mayor riqueza florística que las precordilleranas y pueden ser extensas y complejas (Figura 17.13).

La vegetación costera subantártica de Magallanes constituye un complejo mosaico donde confluyen la salinidad, las precipitaciones locales, la anegación y la exposición al viento como factores determinantes. En Bahía Dirección, Dollenz (1979) describió asociaciones halófitas dominadas por *Salicornia magellanica*, *Puccinellia biflora* y *Suaeda argentinensis*, que reflejan la capacidad de ciertas fanerógamas para tolerar suelos arcillosos compactos, mareas semidiurnas y bajas precipitaciones. Estas comunidades marcan el límite biológico entre la marea alta y las planicies costeras.

Más hacia el oeste y sur, los relevamientos de Dollenz (1980, 1981, 1982b,1982b, 1986) mostraron que las franjas costeras de vegetación de las islas y fiordos están representadas desde herbazales marinos ocasionales inundables hacia matorrales de *Gaultheria mucronata*, *Ribes magellanicum*, y bosques higrófilos permanentes de *Nothofagus betuloides* y *Drimys winteri*, ilustrando un patrón estructural constante en el archipiélago.

El modelo sucesional propuesto por Domínguez et al. (1999) para geoformas periglaciares, donde la colonización avanza desde pioneras anemócoras hacia comunidades arbustivas y arbóreas, puede extrapolarse a los sistemas litorales magallánicos. En ambos casos, la cobertura vegetal aumenta conforme disminuye la perturbación: las playas y terrazas recién expuestas al mar presentan escasa diversidad y dominancia de gramíneas, mientras que las terrazas estabilizadas desarrollan matorrales y bosques ribereños. Estos procesos reflejan la capacidad de la vegetación costera subantártica para regenerarse en ambientes dinámicos fijando los suelos y creando un ambiente microclimático local.

La vegetación costera subantártica, por su ubicación estratégica y por su sensibilidad a las variaciones del nivel del mar, constituye un bioindicador clave frente al cambio climático. El incremento documentado de la temperatura media regional y el retroceso de glaciares costeros (Rosenblüth et al. 1997, Rivera et al. 2023) podrían modificar la frecuencia de inundación, alterando la distribución de especies halófitas y la extensión de los turbales costeros. En este contexto, los estudios clásicos de Pisano (1971, 1972a, 1972b, 1977, 1985, 1987) Pisano & Schlatter (1981), Dollenz (1977, 1978, 1979, 1980, 1981, 1982a, 1982b, 1986) y Roig et al.

(1985a, 1985b) adquieren una gran relevancia como línea base para evaluar los procesos de cambio ecológico en la interfase mar-tierra del extremo austral.

17.2 Avifauna en fiordos de Tierra del Fuego: Integración de censos y ciencia abierta

María Paz Acuña-Ruz & Cristian Aldea

Los fiordos Parry, Marinelli y Brookes, en el Seno Almirantazgo (Región de Magallanes y de la Antártica Chilena), constituyen paisajes únicos para aves marinas y ribereñas. Sin embargo, su conocimiento sigue siendo escaso, dificultando establecer líneas base para conservación y gestión. Este estudio cuantifica la riqueza y abundancia mediante conteos estandarizados y contrasta los resultados con repositorios (GBIF, eBird) y antecedentes del SEIA. Buscamos: i) estimar diversidad por estaciones, ii) describir composición y estatus de conservación, y iii) evaluar la concordancia entre levantamientos de terreno y registros en línea. En conjunto, proveemos evidencia para apoyar decisiones de conservación en zonas litorales australes.

Se muestrearon 14 estaciones en los fiordos Parry, Marinelli y Brookes, Seno Almirantazgo (Figura 17.14), Tierra del Fuego (comuna de Timaukel), entre el 29 de enero y el 2 de febrero de 2024. Las estaciones abarcaron sectores interiores, intermedios y exteriores de cada fiordo, cubriendo gradientes de exposición y conectividad con el canal principal. En cada estación se aplicó la metodología de Puntos de Observación Focal (POF) con radio fijo de 50 m (0,78 ha) con 5 min de aclimatación y 5 min de conteo efectivo por punto, registrando detecciones visuales y auditivas. Se complementó con censos de aves acuáticas y marinas desde costa y embarcación, siguiendo protocolos estandarizados para la región neotropical (Blanco & Carbonell 2001, López Lanús & Blanco 2005). Se utilizaron binoculares y cámaras con zoom de 600 mm para identificación, evitando perturbación.

Por otra parte, se compilaron antecedentes de proyectos con expediente en SEIA ≤10 km del área, además de registros de GBIF y eBird, filtrando 2000–2024 y depurando duplicados. Para cada punto se estimó riqueza (número de especies), abundancia por especie y estructura por clases de edad (adultos, juveniles, pollos). Se clasificó origen biogeográfico (nativa, endémica, introducida, doméstica) y estado de conservación según RCE y decretos vigentes (DS 16/2016, DS 23/2019 y DS 10/2023). Se calcularon

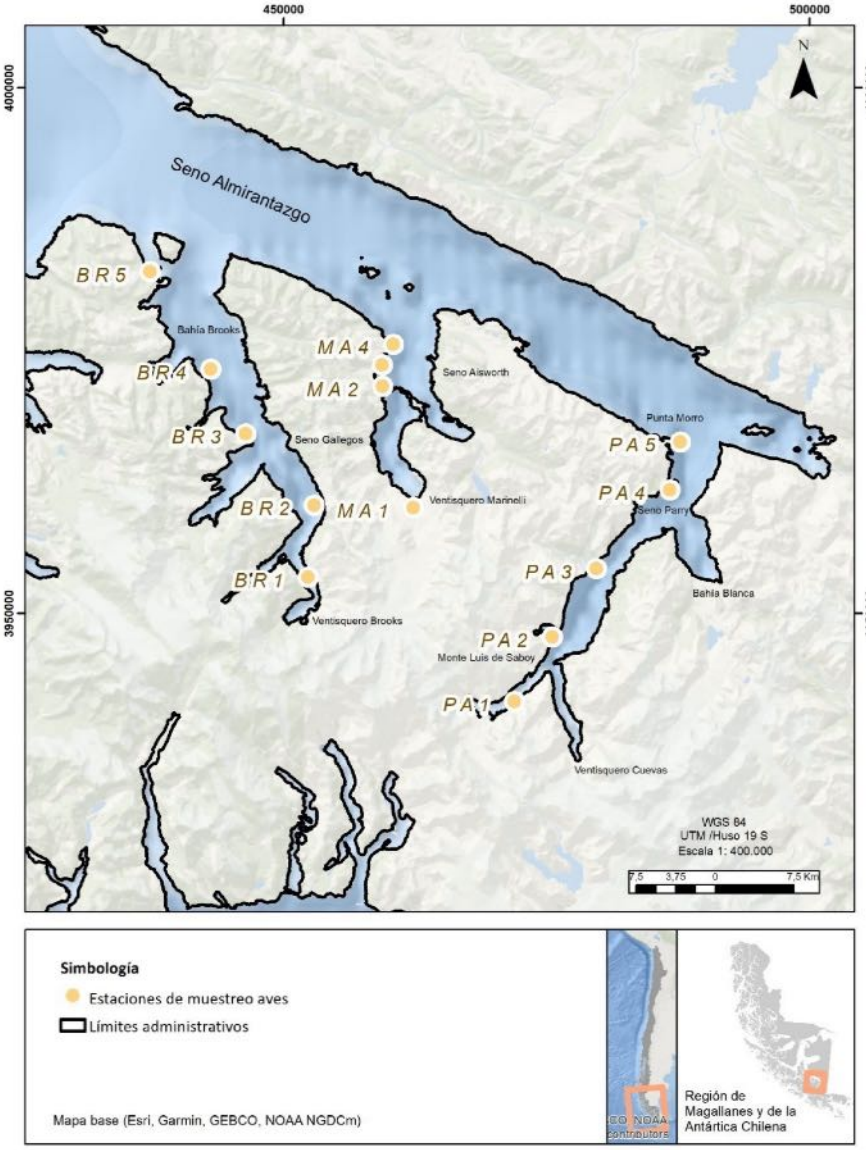


Figura 17.14 Área de estudio del Proyecto y estaciones de muestreo para aves.

frecuencias de ocurrencia y abundancias relativas, comparando perfiles locales con listados de GBIF/eBird. Se georreferenciaron las observaciones y se documentó evidencia fotográfica para validación.

Se observaron 20 especies durante el muestreo 2024, pertenecientes a 8 órdenes y 11 familias, todas nativas. La composición estuvo dominada por la gaviota dominicana (*Larus dominicanus*, 80 individuos; 32% del



Figura 17.15 Gaviota dominicana (*Larus dominicanus*) en Fiordo Parry (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.16 Pareja de caranca (*Chloephaga hybrida*) y crías. Área de nidificación. Fiordo Brookes. (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.17 Cormorán imperial (*Leucocarbo atriceps*) en Fiordo Marinelli (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.18 Salteador chileno (*Stercorarius chilensis*) en Fiordo Marinelli (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.19 Dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*) en Fiordo Parry (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.

total; Figura 17.15), seguida por la caranca (*Chloephaga hybrida*, 28%; Figura 17.16) y el cormorán imperial (*Leucocarbo atriceps*, 24%; Figura 17.17). También fueron frecuentes el gaviotín sudamericano (*Sterna hirundinacea*, 23) y el salteador chileno (Stercorarius chilensis, 20; Figura 17.18), mientras que el pato juarjual *(Lophonetta specularioides*) y el rayadito (*Aphrastura spinicauda*) alcanzaron 12 individuos cada uno. Se registraron especies de baja abundancia, como el huairavo (*Nycticorax nycticorax*) y el petrel gigante (*Macronectes giganteus*), y presencias relevantes de cóndor (*Vultur gryphus*) y pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*; Figura 17.20). Entre otras especies representativas detectadas en el área estudiada se puede destacar al caiquén (Figura 17.21) y la dormilona tontita (Figura 17.19).

La evidencia de reproducción fue consistente, detectándose juveniles o pollos en varias especies y una colonia activa de Cormorán imperial en el fiordo Marinelli (MA1). Estos hallazgos confirman el uso de los fiordos como áreas de nidificación y crianza, reforzando su valor como hábitats críticos en el gradiente subantártico austral. La distribución espacial fue amplia, con *L. dominicanus* registrada a lo largo de los tres fiordos, y concentraciones locales de *C. hybrida* en bahías cerradas (por ejemplo, Brookes).



Figura 17.20 Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) juvenil en Fiordo Parry (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.



Figura 17.21 Caiquén (*Chloephaga picta*) en Fiordo Parry (Punta Arenas, Chile). Fuente: Elaboración propia.

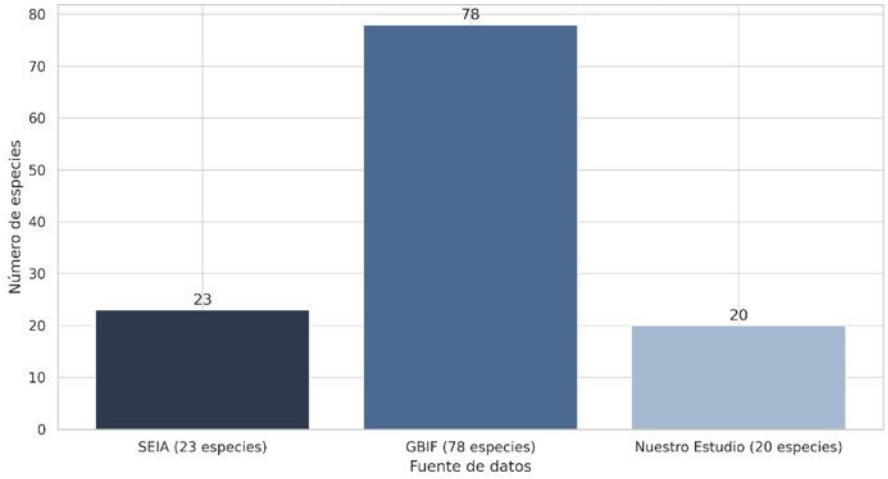


Figura 17.22 Número de especies de aves por fuente de datos analizada.

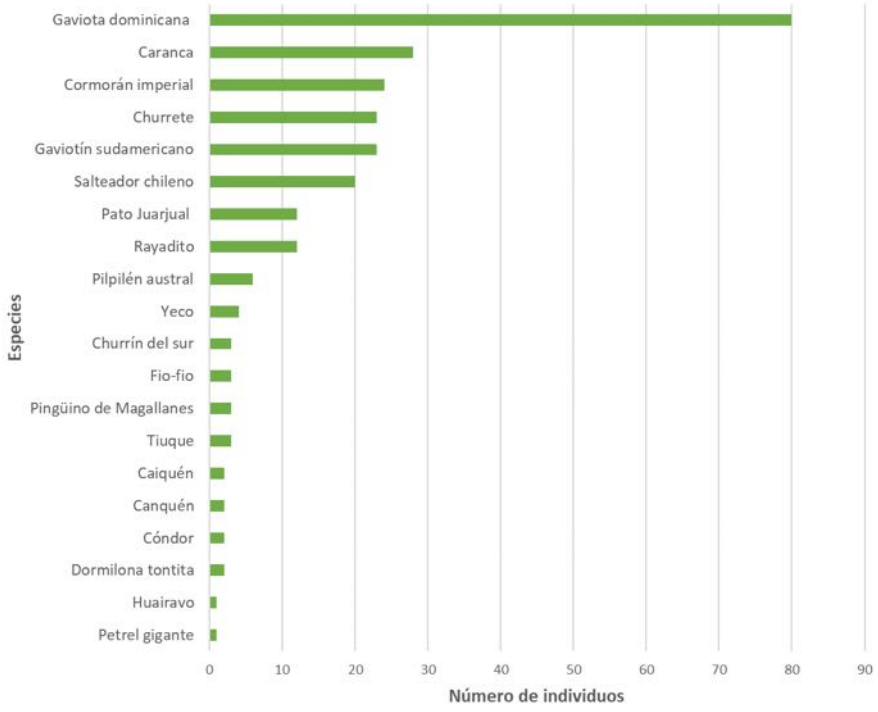


Figura 17.23 Abundancia total por especies de aves registradas en este estudio.

La comparación con fuentes secundarias mostró alta concordancia (Figura 17.22), se compilaron 78 especies reportadas por GBIF/eBird (2000–2024) y 23 en una línea de base SEIA dentro de 10 km del área; el conjunto regional asciende a 82 especies, de las cuales 20 fueron

verificadas en terreno durante esta campaña (Figura 17.23). La ausencia de especies introducidas o domésticas y la falta de endemismos locales sugieren un sistema relativamente íntegro, de baja presión antrópica directa y dependiente de la conectividad marina.

Por otra parte, cuatro especies presentaron problemas de conservación: Casi Amenazadas (NT) para *Vultur gryphus* y *Spheniscus magellanicus*; Vulnerables (VU) para *Chloephaga hybrida* y *Macronectes giganteus*, según decretos vigentes (DS 23/2019, DS 10/2023 y DS 16/2016). Su ocurrencia, junto con registros de crías, prioriza acciones de resguardo en sitios de forrajeo y descanso, cercanos a colonias y playas de varamiento.

Entre las limitaciones de este estudio destacan la corta ventana temporal del muestreo, la detectabilidad variable por condiciones meteorológicas y la posible subestimación de especies crípticas o pelágicas de paso. Aun así, la integración de conteos estandarizados con plataformas abiertas permite establecer una línea base reproducible para seguimiento, diseño de indicadores y evaluación de impactos en futuras intervenciones costeras. Recomendamos replicar estacionalmente, incorporar modelos de ocupación y esfuerzo, y complementar con transectos embarcados y acústica para capturar migratorias y variabilidad interanual.

17.3 Conclusiones

La vegetación costera subantártica de Magallanes constituye un patrimonio natural de alto valor científico y ecológico. Las comunidades vegetales mencionadas representan adaptaciones a la disponibilidad de agua, a la salinidad, y al clima locales. Estas formaciones no solo definen el límite ecológico del continente sudamericano, sino que actúan como amortiguadores naturales frente a la erosión, el ascenso del nivel del mar y el cambio climático. Preservar estas comunidades vegetales implica proteger procesos ecológicos que sostienen funciones críticas como la retención de carbono en los turbales, la filtración natural de nutrientes y la conservación de especies endémicas adaptadas al aerosol marino. En un escenario de rápida transformación ambiental, la vegetación costera subantártica debe considerarse no solo un objeto de estudio botánico, sino un componente esencial de la resiliencia ecológica y del patrimonio biogeográfico del extremo austral.

Respecto a la avifauna, el levantamiento estandarizado en los fiordos Parry, Marinelli y Brookes confirmó 20 especies nativas y evidenció reproducción en varias especies, incluida una colonia de Cormorán

imperial. La integración con GBIF/eBird y antecedentes SEIA consolidó un inventario regional de 82 especies y validó la utilidad de combinar conteos focales con fuentes abiertas para establecer líneas base robustas. Cuatro especies presentan categorías de conservación (NT o VU), lo que prioriza medidas efectivas de resguardo en sitios de cría y forrajeo. Se recomienda replicar estacionalmente los muestreos, e incorporar transectos embarcados y acústica para mejorar detectabilidad, evaluar tendencias y apoyar decisiones en zonas litorales subantárticas.

Agradecimientos: Proyecto Sistema articulado de investigación en cambio climático y sustentabilidad de zonas costeras de Chile-RISUE (IES RED-21992).

17.4 Referencias

Araya B & Millie G (1995) Guía de campo de las aves de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Blanco DE & Carbonell M (2001) Censos neotropicales de aves acuáticas. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.

Couve E, Vidal CF, Ruiz TJ (2016) Aves de Chile: Sus Islas Oceánicas y Península Antártica. Fantástico Sur Editorial / Far South Expeditions Ltda., Punta Arenas, Chile.

Decretos RCE (Ministerio del Medio Ambiente, Chile): DS 16/2016 (Caranca), DS 23/2019 (Cóndor; Petrel gigante), DS 10/2023 (Pingüino de Magallanes).

Dollenz O (1977) Estado de la flora vascular en Puerto Espora, Tierra del Fuego, contaminada por el petroleo del B/T ''Metula". I. Reconocimiento de la entrada de mar noroeste. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 8: 251–262.

Dollenz O (1978) Estado de la flora vascular en Puerto Espora, Tierra del Fuego, contaminada por el petroleo del B/T ''Metula". II. Reconocimiento de la entrada de mar suroeste. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 9: 133–139.

Dollenz O (1979) Fitosociología de la vegetación fanerógama halófita de Bahía Dirección, Estrecho de Magallanes. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 10: 169–177.

Dollenz O (1980) Estudios fitosociológicos en el archipiélago Cabo de Hornos. I. Relevamientos en Caleta Lientur, isla Wollaston y surgidero Romanche, isla Bayly. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 11: 225–238.

Dollenz O (1981) Estudios fitosociológicos en el archipiélago Cabo de Hornos. II. Relevamientos en la isla Hornos. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 12: 173–182.

Dollenz O (1982a) Estudios fitosociológicos en el archipiélago Cabo de Hornos. III. Relevamientos en la isla Deceit. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 13: 141–151.

Dollenz O (1982b) Estudios fitosociológicos en las Reservas Forestales Alacalufes e Isla Riesco. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 13: 161–170.

Dollenz O (1986) Relevamientos fitosociológicos en la Península Muñoz Gamero, Magallanes. Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales, Punta Arenas (Chile) 16: 55–62.

Dollenz O (2020) Guía de campo vegetación árboles y arbustos: especies nativas e introducidas Región de Magallanes-Chile. Ediciones Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

Domínguez E, Pisano E & Dollenz O (1999) Colonización vegetal en el área periglaciar del glaciar Nueva Zelandia, Cordillera Darwin de Tierra del Fuego, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 27: 7–16.

eBird (Cornell Lab of Ornithology) (2024) Registros de aves 2000–2024 filtrados para el área de estudio. Disponible en: https://www.ebird.org

GBIF (Global Biodiversity Information Facility) (2024) Registros de aves 2000–2024 filtrados para el área de estudio. Disponible en: https://www.gbif.org

IBODA (2025) Catálogo de las Plantas Vasculares del Conosur, Instituto de Botánica Darwinion. URL: http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/fa.htm (acceso el 6 de junio 2025).

Jaramillo A (2005) Aves de Chile. Christopher Helm / Taurus, Londres.

López Lanús B & Blanco DE (2005) Censos internacionales de aves acuáticas. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.

Martínez D & González G (2017) Las aves de Chile: nueva guía de campo. Catalonia, Santiago, Chile.

Pisano E (1971) Comunidades vegetales del área del Fiordo Parry, Tierra del Fuego. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 2: 93–133.

Pisano E (1972a) Comunidades vegetales del área de Bahía Morris, Isla Capitán Aracena, Tierra del Fuego (Parque Nacional "Hernando de Magallanes"). Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 3: 103–130.

Pisano E (1972b) Observaciones fitoecológicas en las islas Diego Ramírez. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 3: 161–169.

Pisano E (1977) Fitogeografía de Fuego-Patagonia chilena. I. Comunidades vegetales entre las latitudes 52° y 56° Sur. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 8: 121–250.

Pisano E (1985) Flora vascular del sector terminal norte del fiordo Peel, Última Esperanza, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales, Punta Arenas (Chile) 16: 5–20.

Pisano E (1987) Sectorización fitogeográfica del archipiélago sudpatagónico fueguino. I. Vegetación del valle periglaciar del río Murtillares, fiordo Peel, Última Esperanza. Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales, Punta Arenas (Chile) 17: 5–58.

Pisano E & Schlatter R (1981) Vegetación y flora de las islas Diego Ramírez. II. Comunidades vegetales vasculares. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 12: 195–204.

Rivera A, Aravena JC, Urra A & Reid B (2023) Chilean Patagonian Glaciers and Environmental Change. In: Castilla JC, Armesto Zamudio JJ, Martínez-Harms MJ, Tecklin D (eds) Conservation in Chilean Patagonia. Springer International Publishing, Cham, pp 393–407

Rodríguez R, Marticorena C, Alarcón D, et al (2018) Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Gayana Botánica 75: 1–430.

Roig FA, Anchorena, J, Dollenz, O, et al (1985a) Las comunidades de la Transecta Botánica de la Patagonia Austral. I. La vegetación del área continental. In: Boelcke O, Moore, D., Roig FA (eds) Transecta botánica de la Patagonia Austral. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Argentina), Buenos Aires, pp 350–456.

Roig FA, Dollenz, O & Méndez, E. (1985b) Las comunidades de la Transecta Botánica de la Patagonia Austral. II. La vegetación de los canales. In: Boelcke O, Moore, D., Roig FA (eds) Transecta botánica de la Patagonia Austral. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Argentina), Buenos Aires, pp 457–519.



18 CAPITULO

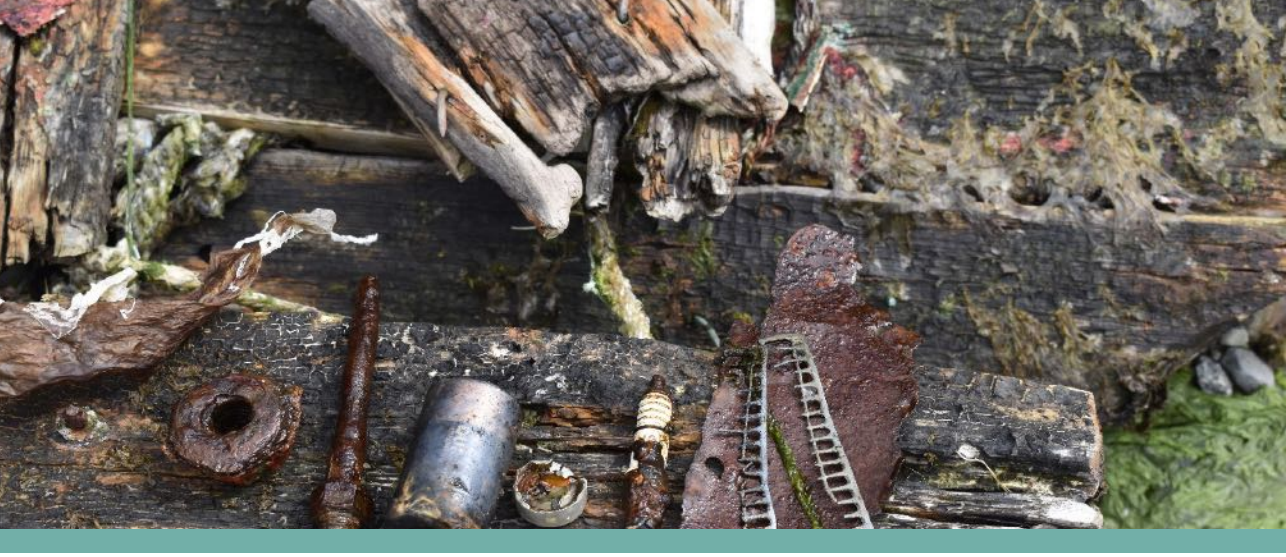
Ecología trófica bentónica y contaminación emergente en Áreas Marinas Protegidas de Magallanes

Claudia Daniela Andrade, Taryn Sepúlveda, Cristóbal Rivera, Jesús S. Troncoso & Cristian Aldea



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 564-580



CAPITULO 18: Ecología trófica bentónica y contaminación emergente en Áreas Marinas Protegidas de Magallanes

Claudia Daniela Andrade[1], Taryn Sepúlveda[1], Cristóbal Rivera[1], Jesús S. Troncoso[2] & Cristian Aldea[1,3,4]

1. Laboratorio de Ecología Funcional, Universidad de Magallanes, Chile. 2. Centro de Investigación Marina CIM, Universidad de Vigo, Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal, Grupo ECOCOST, Vigo, España. 3. Centro de Investigación GAIA Antártica, Universidad de Magallanes, Chile. 4. Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

RESUMEN: ¿Cómo se organiza y mantiene la funcionalidad ecológica en los fiordos de la Patagonia austral? Estos sistemas, moldeados por la dinámica glaciar, presentan una marcada heterogeneidad ambiental donde convergen aguas dulces y marinas, generando gradientes físico-químicos que sustentan comunidades diversas y altamente adaptadas. Estas comunidades cumplen funciones claves para el equilibrio biogeoquímico y la sustentabilidad de los ecosistemas australes. El estudio de estos sistemas, particularmente dentro de Áreas Marinas Protegidas, ha evolucionado desde enfoques descriptivos hacia aproximaciones que integran estructura trófica y funciones ecosistémicas. Análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) indican que la base energética se sustenta principalmente en fuentes autóctonas de origen marino, especialmente macroalgas como el huiro (*Macrocystis pyrifera*) y la lechuga de mar (*Ulva lactuca*) y en menor medida por el fitoplancton y el fitodetritus. Estas fuentes sostienen redes tróficas costeras fuertemente interconectadas, eficientes en la transferencia de energía, pero potencialmente vulnerables frente

a perturbaciones ambientales. Aunque muchas áreas se encuentran alejadas de centros urbanos, no están libres de presión humana. La detección de microplásticos en la columna de agua y en organismos demuestra que incluso zonas consideradas remotas están integradas a procesos globales de contaminación. Su incorporación en consumidores representa una amenaza emergente para la estabilidad funcional y la resiliencia ecológica. Integrar el estudio de la estructura funcional de estas comunidades con la evaluación de impactos antrópicos es fundamental para la conservación y manejo adaptativo. Comprender estos procesos es clave para asegurar la sustentabilidad a largo plazo de los fiordos patagónicos, verdaderos laboratorios naturales y sistemas de alerta temprana del cambio ambiental en el sur austral.

18.1 Ecología y estructura trófica bentónica en la Patagonia austral

Los fiordos de la Patagonia austral representan uno de los ecosistemas más singulares y valiosos del planeta. Estos sistemas, moldeados naturalmente por el avance y el retroceso glaciar, actúan como verdaderos laboratorios naturales donde confluyen aguas dulces y marinas, generando fuertes gradientes ambientales que sustentan comunidades bentónicas diversas y altamente funcionales (e.g. Quiroga et al. 2005, 2012, Cari et al. 2020). Estas comunidades no solo son depositarias de una riqueza biológica única (Häussermann & Försterra 2009, Aldea et al. 2020, 2023), sino que también pueden desempeñar un papel esencial en el equilibrio del océano ya que reciclan nutrientes, estabilizan sedimentos, estructuran hábitats, sostienen redes tróficas complejas y contribuyen a la resiliencia de los ecosistemas frente a perturbaciones (Försterra et al. 2016, Betti et al. 2021, Andrade et al. 2022, Sepúlveda et al. 2024).

Sin embargo, pese a su relevancia, los fiordos australes y sus comunidades bentónicas siguen siendo poco explorados y se enfrentan crecientemente a presiones antrópicas. Comprender su organización trófica y funcional bajo escenarios de cambio global y contaminación marina resulta primordial para evaluar su capacidad de resiliencia y asegurar la conservación de la biodiversidad subantártica y la sustentabilidad de estos ecosistemas en el largo plazo.

¿Cómo comprender el papel del bento en el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas marinos? Tradicionalmente, la investigación oceánica se centró en enfoques taxonómicos, pero hoy se reconoce que los roles ecológicos de las especies son tan relevantes como su número, ya que su pérdida puede comprometer procesos fundamentales bajo presiones antrópicas (Gamfeldt & Hillebrand 2008, Törnroos et al. 2015). No obstante, a diferencia de las comunidades pelágicas, el estudio del

bento ha sido más limitado por la complejidad taxonómica, restricciones metodológicas y falta de series temporales extensas (Thurber et al. 2014, Audzijonyte et al. 2023).

La integración de la estructura trófica en el estudio del bento permite comprender cómo se organizan funcionalmente las comunidades y cómo responden a perturbaciones. Herramientas como los isótopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) permiten inferir fuentes basales de carbono, dieta, posición trófica, nicho isotópico y flujos de energía (Peterson & Fry 1987, Post 2002, Fry 2006, Layman et al. 2007). En los fiordos del sur de Chile, aunque los estudios son escasos, se han reportado dinámicas singulares: el uso de bacterias quimiosintéticas en Comau (Zapata-Hernández et al. 2014), redundancia trófica en la Patagonia Central (Cari et al. 2020), aportes combinados de producción pelágica y materia alóctona en Puyuhuapi (Ortiz et al. 2021) y la existencia de un continuo trófico en el Estrecho de Magallanes (Andrade et al. 2016). Estos hallazgos evidencian la complejidad funcional del bento y su capacidad de adaptación bajo condiciones ambientales variables.

A ello se suma la amenaza de la contaminación plástica, reconocida desde los años 70 (Carpenter & Smith 1972, Colton et al. 1974). La lenta degradación favorece la acumulación de microplásticos (MPs, <5 mm) en sedimentos, lo que impacta directamente al bento, el componente más expuesto a este contaminante (Lusher et al. 2017, Hale et al. 2020). Los MPs ingresan a las redes tróficas bentónicas mediante ingestión, adherencia, inhalación o transferencia trófica (Setälä et al. 2016), generando efectos adversos en ecosistemas y potencialmente en la salud humana (Wang et al. 2019). Entre ellos, las fibras sintéticas derivadas de textiles y artes de pesca son las más frecuentes (Andrady 2011, Barrows et al. 2018, Syversen et al. 2022), y presentan un riesgo particular para consumidores primarios por su forma alargada (Rebelein et al. 2021).

En Magallanes, Andrade & Ovando (2017) documentaron por primera vez MPs en la centolla (*Lithodes santolla*). Posteriormente, Andrade et al. (2025) ampliaron la evidencia en Patagonia y la Península Antártica, detectando MPs en todas las especies estudiadas: *L. santolla*, langostino de los canales y dos especies de lapas (*Grimothea gregaria*, *Nacella deaurata* y *N. concinna*; respectivamente, con prevalencia total en ramoneadores (100%) y menor en carroñeros (≈30%), hallándose principalmente microfibras de celulosa/rayón (~60%) y polímeros como PET, nylon y polipropileno. En este sentido, la disponibilidad ambiental y los modos de alimentación son determinantes en la ingestión de MPs, con posibles repercusiones sobre el flujo de energía y la dinámica funcional del bentos subantártico y antártico (Andrade et al. 2025).

En esta investigación evaluamos la estructura trófica y la contribución relativa de fuentes basales bentónicas y pelágicas en comunidades asociadas a un Area Marina Protegida de la Patagonia austral, integrando análisis isotópicos y registros de contaminación emergente. Esto permite avanzar hacia una comprensión funcional de estos sistemas y entregar elementos para su monitoreo y manejo adaptativo en escenarios de cambio ambiental.

18.2 Alcance metodológico del estudio

En enero de 2023 se realizó un muestreo intermareal, y en el sublitoral por medio de buceo y con rastra de las comunidades bentónicas dentro del Parque Marino Francisco Coloane. El objetivo de este estudio fue analizar la estructura trófica, las posiciones tróficas relativas y las principales fuentes de carbono. Mediante análisis de isótopos estables ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) y un modelo de mezcla bayesiano, se estimaron por primera vez, desde una perspectiva funcional, las contribuciones de fuentes basales pelágicas y bentónicas a la asimilación de carbono en organismos suspensívoros, ramoneadores, depositívoros y depredadores.

18.2.1 Análisis de isótopos estables: estructura trófica y fuentes basales

En el laboratorio, las muestras de invertebrados fueron deshidratadas en estufa a 60 °C durante 48 h, trituradas hasta obtener un polvo fino y almacenadas en tubos Eppendorf para su envío al laboratorio de isótopos estables del Centro de Apoyo Científico y Tecnológico a la Investigación, (CACTI; Universidad de Vigo, España). Las muestras de agua se filtraron con filtros Whatman GF/F (0,45 µm), previamente calcinados, y luego se secaron a 60 °C durante 24 h.

Una vez recepcionadas, las muestras se colocaron en cápsulas de estaño y, cuando fue necesario, se acidificaron para eliminar el $CaCO_3$ siguiendo Fry (1988) y Jacob et al. (2005). Los análisis se realizaron en un espectrómetro de masas Thermo Scientific EA IsoLink CN Flash IRMS, determinando las concentraciones de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$.

Posteriormente, cada taxón fue clasificado en un grupo trófico según su modo de alimentación. Se evaluó la normalidad y homogeneidad de varianzas mediante pruebas estadísticas en RStudio. Se construyeron bi-plots de $\delta^{13}C$ vs $\delta^{15}N$ y se estimaron las contribuciones relativas de las fuentes basales con el modelo bayesiano simmr (Govan et al. 2023), usando los factores de enriquecimiento de Post (2002), previamente aplicados en comunidades bentónicas patagónicas.

18.2.2 Registro de basura marina en el borde costero

Durante los muestreos, se realizó un registro fotográfico georreferenciado de los residuos en el borde costero, considerando tres transectos perpendiculares a la línea de costa (10 m de ancho), divididos en niveles inferior, medio y superior según la amplitud mareal. En cada nivel se recolectó manualmente la basura superficial y el sedimento hasta 2 cm de profundidad, usando espátula y tamiz (1 cm^2). Las muestras se almacenaron en frascos, congelaron y trasladaron al laboratorio, donde serán analizadas con lupa estereoscópica para determinar la presencia de plásticos. Los residuos se clasificaron en cinco categorías: sacos, cuerdas/cabos, botellas plásticas, envoltorios plásticos y tubos.

18.2.3 Contaminación por microplásticos en la columna de agua

Se recolectaron muestras de agua superficial con una botella Niskin de 5 L a 3 m de profundidad en todas las estaciones, enjuagada previamente para evitar contaminación. También se recogió hielo frente al glaciar de Seno Helado. Las muestras fueron filtradas a bordo mediante un sistema de vacío con filtros Whatman GF/F (47 mm, 0,45 µm), previamente muflados. Los filtros se almacenaron en placas Petri esterilizadas, envueltos en aluminio, sellados y congelados a -20 °C hasta su análisis. En cada estación se incluyó un blanco de procedimiento expuesto a las mismas condiciones (Zobkov et al. 2019).

En el laboratorio, el análisis se realizó en condiciones controladas para reducir la contaminación aérea: solo ingresó el investigador, quien utilizó un delantal de algodón y evitó plásticos. Las partículas fueron observadas en los filtros con un estereomicroscopio, registrando sus características como color, textura, etc. Se utilizó un filtro blanco adicional junto al microscopio (Hidalgo-Ruz et al. 2012).

Posteriormente, los filtros se enviaron al Centro de Microscopía Avanzada de la Universidad de Concepción, donde fibras y partículas fueron analizadas por Micro-FTIR (Spotlight 400 FTIR, PerkinElmer) siguiendo protocolos previos (Jorquera et al. 2022, Correa-Araneda et al. 2022). Las fibras se montaron en soportes de KBr y se obtuvieron espectros en el rango 4000–650 cm^{-1}, con resolución de 4 cm^{-1}. Los espectros se compararon con una librería polimérica para identificar los tipos de polímero (Pérez-Venegas et al. 2020), aplicando correcciones automáticas de CO_2 y H_2O.

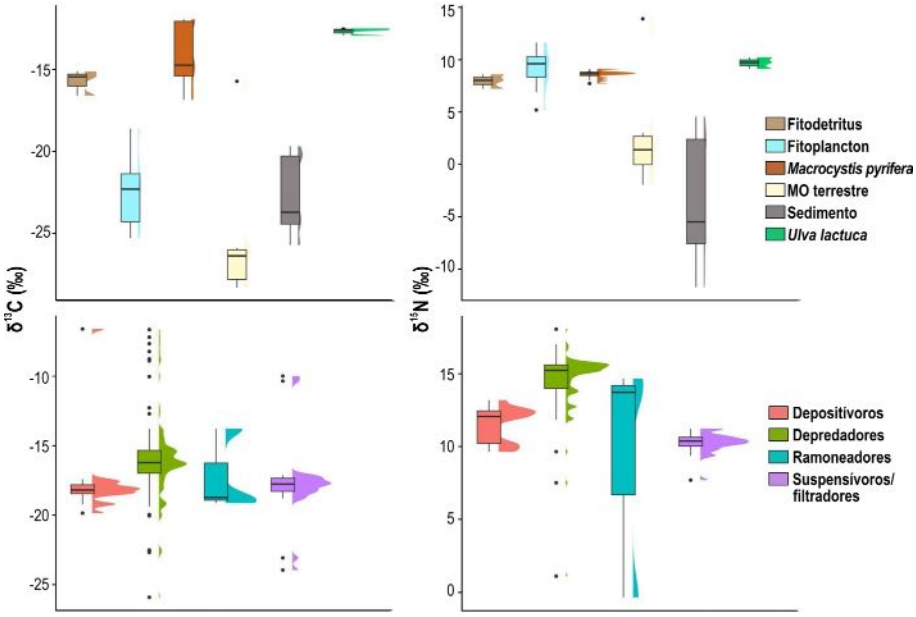


Figura 18.1 Valores de isótopos estables de carbono $\delta^{13}C$ (‰) y nitrógeno $\delta^{15}N$ (‰) en fuentes basales (arriba) y grupos funcionales de consumidores bentónicos (abajo) en el Parque Marino Francisco Coloane, área marina protegida de múltiples usos de la Patagonia Austral. Los gráficos de la izquierda muestran la variabilidad en $\delta^{13}C$, mientras que los paneles de la derecha corresponden a $\delta^{15}N$. Las fuentes basales consideradas incluyen fitodetritus, fitoplancton, Macrocystis pyrifera, materia orgánica terrestre, sedimento y Ulva lactuca. Los consumidores fueron clasificados en depositívoros, depredadores, ramoneadores y suspensívoros/filtradores según su modo de alimentación. Los diagramas combinan boxplots y distribuciones de densidad para ilustrar la variabilidad y amplitud isotópica de cada grupo.

18.3 Señales isotópicas y vías de carbono en comunidades bentónicas.

En términos generales, los valores isotópicos de las fuentes primarias evidenciaron una separación marcada entre componentes bentónicos y alóctonos. El alga verde, *Ulva lactuca*, presentó los valores más enriquecidos en ^{13}C (-11 ‰), seguida por el huiro (*Macrocystis pyrifera*) y el fitodetritus macroalgal (-15 ‰). En contraste, el fitoplancton, la materia orgánica terrestre y el sedimento mostraron los valores más empobrecidos en ^{13}C (-20 a -26 ‰; Figura 18.1). Respecto al $\delta^{15}N$, *M. pyrifera* y *U. lactuca* exhibieron valores relativamente bajos (7–9 ‰), seguidos por el fitoplancton y el fitodetritus (10–11 ‰). El sedimento y la materia orgánica terrestre constituyeron las fuentes más empobrecidas en este isótopo (Figura 18.1).

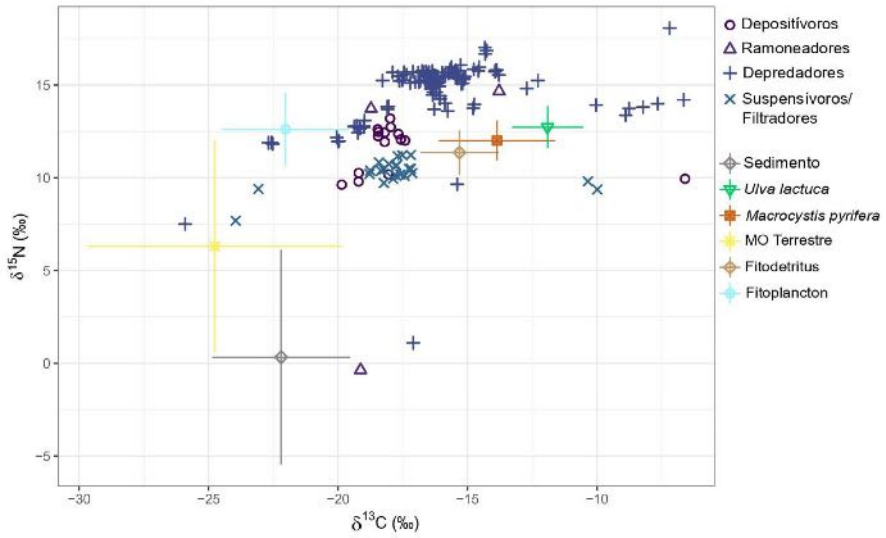


Figura 18.2 Relación entre los valores de $\delta^{13}C$ (‰) y $\delta^{15}N$ (‰) en fuentes basales y grupos funcionales de consumidores bentónicos en el Parque Marino Francisco Coloane, Área Marina Protegida de Múltiple Usos de la Patagonia Austral. Los símbolos corresponden a diferentes grupos funcionales de consumidores (depositívoros, ramoneadores, depredadores y suspensívoros/filtradores) y a las fuentes basales (*Macrocystis pyrifera, Ulva lactuca,* fitoplancton, fitodetritus, sedimento y materia orgánica terrestre). Los promedios de las fuentes basales se muestran con sus respectivas barras de error (± desviación estándar). Este diagrama bidimensional permite visualizar la organización trófica de la comunidad bentónica y las posibles rutas de incorporación de carbono y nitrógeno desde distintas fuentes primarias hacia los consumidores.

Los consumidores reflejaron esta estructura isotópica de manera consistente. Los ramoneadores y depositívoros presentaron valores de $\delta^{13}C$ asociados principalmente a macroalgas y fitodetritus (-18 a -15 ‰), mientras que los filtradores y suspensívoros abarcaron un rango más amplio que incluyó señales de origen planctónico (-23 a -16 ‰). Los depredadores se ubicaron en valores intermedios (-18 a -13 ‰), coherentes con una dieta basada en presas consumidoras de macroalgas (Figura 18.1). En términos de $\delta^{15}N$, se observó una jerarquía trófica bien definida: los depredadores ocuparon el nivel más alto (~15–17 ‰), seguidos por ramoneadores y depositívoros (~10–13 ‰), mientras que los filtradores se situaron en niveles ligeramente inferiores (~9–12 ‰; Figura 18.2).

La estructura trófica bentónica estuvo dominada por fuentes marinas locales, principalmente las macroalgas *Macrocystis pyrifera* y *Ulva lactuca*, junto con el fitoplancton y el fitodetritus, que actuaron como las principales bases energéticas del ecosistema. Los ramoneadores y depositívoros presentaron valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ estrechamente alineados con estas macroalgas y con el detrito vegetal, lo que indicó una fuerte dependencia directa de la producción primaria bentónica.

Los suspensívoros y filtradores mostraron una mayor dispersión isotópica; sin embargo, muchos coincidieron con los valores del fitoplancton, lo que sugirió una dieta basada en partículas planctónicas o en material particulado derivado de la columna de agua. Por su parte, los depredadores exhibieron valores elevados de $\delta^{13}C$, característicos de niveles tróficos superiores, y valores de $\delta^{13}C$ que reflejaron una base energética dominada por macroalgas y fitodetritus a través de sus presas.

De acuerdo con los análisis de asimilación, se evidenció una vía trófica predominantemente bentónica, con escasa o nula contribución de fuentes alóctonas (e.g., materia orgánica terrestre), descartando su relevancia como subsidios energéticos. En los suspensívoros/filtradores se observó una alta asimilación de materia orgánica derivada de fitodetritus (29,3%) y de *M. pyrifera* (20,8%). Los depositívoros mostraron una importante incorporación de fitoplancton (28,4%) y de macroalgas, probablemente debido a la disponibilidad del fitoplancton en los sedimentos. Los ramoneadores presentaron una tendencia más diversa y generalista, con proporciones relativamente equilibradas entre las distintas fuentes. Finalmente, los depredadores destacaron por una fuerte asimilación de materia orgánica derivada de *Ulva lactuca* (58,8%) y de fitoplancton (32,4%), posiblemente incorporada de manera indirecta a través del consumo de presas que la habían asimilado previamente.

En conjunto, esta organización trófica sugirió un ecosistema costero sostenido principalmente por la producción primaria marina, donde las macroalgas desempeñaron un rol central como fuente clave de carbono. Estos resultados, en concordancia con estudios previos en fiordos y canales del sur de Chile (e.g. Andrade et al. 2016, Ortiz et al. 2021), reforzaron la importancia ecológica de las macroalgas como base energética esencial en estos ecosistemas remotos. De acuerdo con Leroux (2008), las redes tróficas que integran múltiples subsidios tienden a exhibir una mayor productividad, por lo que esta especialización podría incrementar la vulnerabilidad de esta comunidad frente a variaciones en la disponibilidad de dichas fuentes.

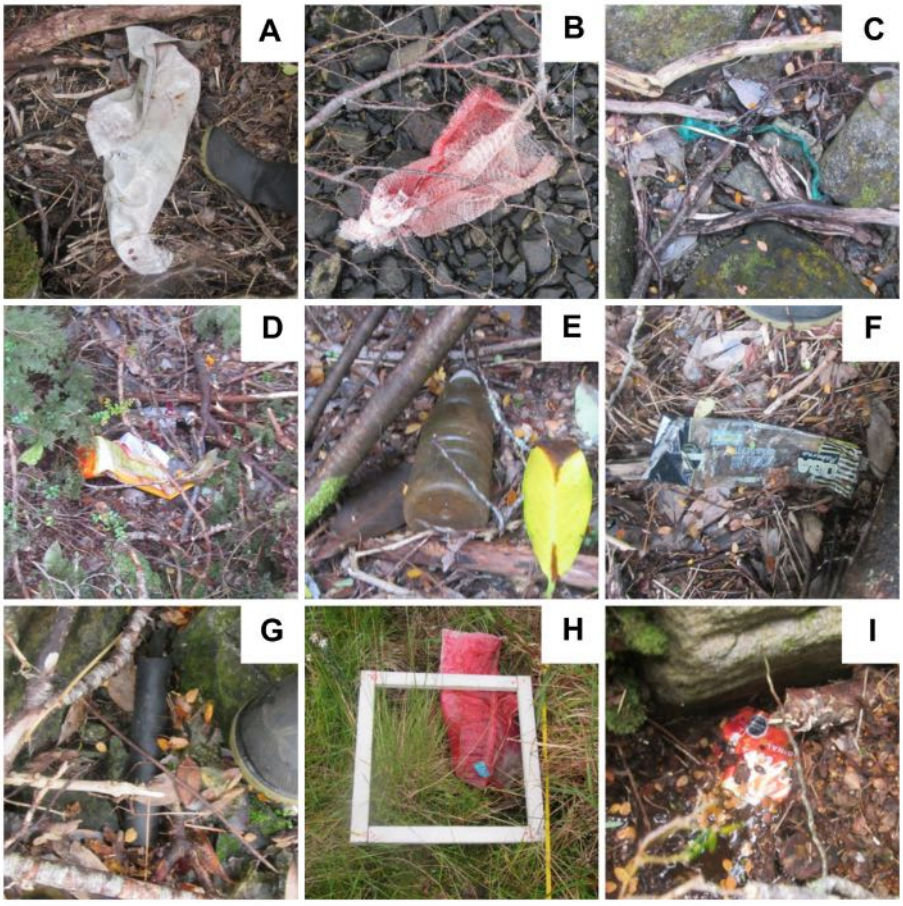


Figura 18.3 Registros fotográficos de los diferentes tipos de residuos marinos observados con frecuencia en el borde costero del área de estudio, Área Marina Protegida de Múltiples Usos (AMCP-MU) y Parque Marino Francisco Coloane. Los significados de las letras están señalados en el texto.

Por otro lado, la estimación bayesiana de las posiciones tróficas evidenció una red organizada en al menos tres niveles. En la base se ubicaron organismos como el ofiuro *Ophiactis asperula* (depositívoro), la lapa pulmonada *Siphonaria lessonii* (ramoneador) y la cholga *Aulacomya atra* (filtrador), con valores cercanos al consumidor de referencia (PT ≈ 2,0). En posiciones tróficas intermedias se encontraron el langostino *Grimothea gregaria* (depositívoro) y la sardina fueguina *Sprattus fuegensis* (depredador), especies que no sólo desempeñan un rol ecológico de control de tipo cintura de avispa en la transferencia de energía (Riccialdelli et al., 2020), sino que también constituyen presas relevantes para depredadores superiores como peces y grandes cetáceos (Haro et al. 2022).

En niveles superiores destacó la centolla *Lithodes santolla* (PT=3,12), un depredador y carroñero de alta importancia comercial, junto con los peces depredadores como el róbalo *Eleginops maclovinus* y colde *Patagonotothen tessellata* (PT=3,40 y 3,66, respectivamente), recientemente considerados especies clave en el ecosistema del Estrecho de Magallanes (Andrade et al. 2025a). Finalmente, el caracol depredador *Fusitriton magellanicus* se posicionó como el organismo con la posición trófica más alta registrada en este estudio (PT=3,67).

18.4 Basura marina en la zona costera del AMCP-MU y Parque Marino Francisco Coloane

De acuerdo con la evaluación preliminar sobre la presencia de basura marina en la zona intermareal, en esta etapa inicial, los registros fotográficos y la observación en terreno revelaron la presencia significativa de los siguientes tipos de basura marina: Sacos dispersos en el entorno (Figura 18.3, A, B, H), cuerdas o cabos (Figura 18.3, C), botellas plásticas (Figura 18.3, E), envoltorios de plástico, como films y papel film, (Figura 18.3, D, F, I) y tubos aislantes de esponja (Figura 18.3 G).

18.5 Contaminantes plásticos en la columna de agua

En total se contabilizaron 460 partículas en todas las estaciones de muestreo de aguas superficiales. La mayor abundancia se registró en la estación E6 (1) del Estrecho de Magallanes, con 94 partículas, seguida por SB5 en Seno Ballena con 76 partículas y SB8 con 64 partículas (Figura 18.4). En contraste, los valores más bajos se observaron en SH8 y SH10 Hielo (2) en Seno Helado, ambas con solo 4 partículas. En el Estrecho de Magallanes, las estaciones presentaron algunas de las abundancias más elevadas del estudio, lo que podría estar relacionado con el alto tránsito marítimo característico de esta zona. En Seno Ballena se observó un contraste marcado entre la estación más externa (SB2: 19 partículas) y las más internas (SB5 y SB8), lo que podría reflejar un gradiente asociado a distintos patrones de recambio de agua dentro del fiordo.

No obstante, este patrón también podría estar influido por el menor número de estaciones analizadas en este sector. Dentro de Seno Helado, los registros fueron heterogéneos, con estaciones que presentaron abundancias relativamente altas (SH7: 44 partículas; SH10: 32 partículas) y otras con valores intermedios o bajos (SH5: 11 partículas; SH4: 16 partículas). A diferencia de lo esperado, no se evidenció un gradiente claro de disminución o aumento desde la parte interna del fiordo (SH10) hacia la desembocadura (SH1), sino más bien una marcada variabilidad espacial entre estaciones. Por tanto, estos resultados reflejan diferencias locales en la acumulación de partículas entre sectores y dentro de un

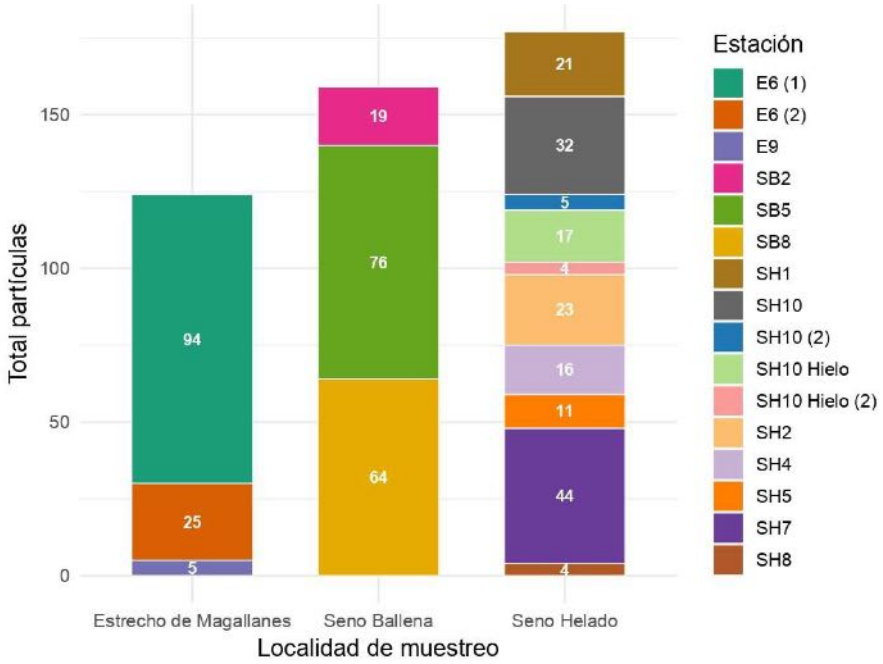


Figura 18.4 Número total de partículas plásticas recolectadas en tres localidades de muestreo (Estrecho de Magallanes, Seno Ballena y Seno Helado). Cada barra representa el total de partículas contabilizadas en 5 L de agua por estación. Los colores corresponden a las estaciones específicas, y los valores numéricos indican el número de partículas registradas en cada una.

mismo fiordo, posiblemente moduladas por procesos oceanográficos, condiciones ambientales particulares y niveles diferenciales de presión antrópica (e.g. Jorquera et al. 2022).

El análisis mediante FTIR de 148 de las 460 fibras aisladas reveló patrones claros en las tres localidades muestreadas (Figura 18.5), siendo Seno Helado la que aportó la mayor cantidad de muestras. La mayoría de las fibras identificadas correspondió a celulosa, seguida de tereftalato de polietileno (PET) en todas las áreas estudiadas. Sin embargo, también se detectaron otros microplásticos: polietileno (PE) en ambos fiordos, acrílico en el Seno Ballena y nylon en el Seno Helado,

Entre los polímeros identificados, la celulosa es un componente natural presente en algas como *Ulva* (Yaich et al. 2011, Allouache et al. 2021). El PET es un poliéster sintético ampliamente usado en envases de un solo uso, cuya degradación puede tardar hasta 150 años (Shah et al. 2008, Kawai 2021). El nylon, una poliamida resistente, es común en artes de

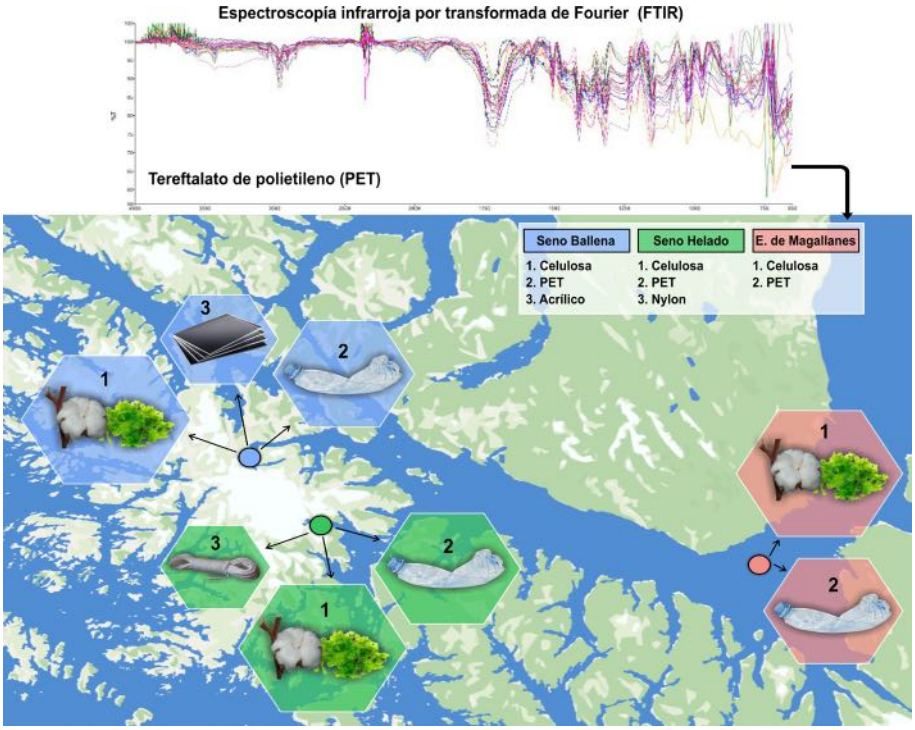


Figura 18.5 Polímeros más representativos identificados en cada estación de muestreo mediante análisis FTIR de las partículas presentes en las muestras de columna de agua. El tamaño de los hexágonos indica la proporción relativa de cada polímero según su frecuencia de aparición, siendo la celulosa el componente predominante, seguida por PET, y en menores proporciones, nylon y acrílico.

pesca (Thushari et al. 2017), mientras que el PE, termoplástico ligero de baja biodegradabilidad, se emplea en botellas y films (Baffour-Awuah et al. 2020).

18.6 Conclusiones.

Los resultados revelaron una red trófica dominada por fuentes bentónicas autóctonas, principalmente fitodetritus y macroalgas (*Ulva lactuca*, *Macrocystis pyrifera*), con aportes superiores al 50 % en todos los grupos y sin evidencia de subsidios alóctonos relevantes. Esta fuerte dependencia de la producción primaria bentónica confirma el rol central de las macroalgas como base energética en los ecosistemas australes. Sin embargo, la presencia de basura marina y microplásticos en el área plantea un riesgo emergente para la estabilidad de estas rutas tróficas, destacando la necesidad de medidas integradas de

conservación y monitoreo para asegurar la sustentabilidad de estos valiosos ecosistemas.

Agradecimientos: Proyecto Sistema articulado de investigación en cambio climático y sustentabilidad de zonas costeras de Chile (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile) y Proyecto FONDECYT de Iniciación N° 11241322 "Tracing the impact of harmful algal blooms (HABs) on benthic communities: insights from fatty acids and stable isotopes analysis on the context of trophic structure and organization".

18.7 Referencias

Aldea C, Novoa L, Alcaino S & Rosenfeld S. (2020). Diversity of benthic marine mollusks of the Strait of Magellan, Chile (Polyplacophora, Gastropoda, Bivalvia): A historical review of natural history. ZooKeys, 963, 1-36. https://doi.org/10.3897/zookeys.963.52234

Aldea, C., Novoa, L., Acuña, M. P., Acevedo-Romo, I., & Bravo, F. (2023). Benthic biota of Chilean fjords and channels in 25 years of cruises of the National Oceanographic Committee. Scientific Data, 10(1), 82. https://doi.org/10.1038/s41597-023-01990-x

Allouache, A., Majda, A., Toudert, A. Z., Amrane, A., & Ballesteros, M. (2021). Cellulosic bioethanol production from *Ulva lactuca* macroalgae. Cellulose Chemistry and Technology, 55(5-6), 629-635. https://doi.org/10.35812/CelluloseChemTechnol.2021.55.51

Andrade, C., & Ovando, F. (2017). First record of microplastics in stomach content of the southern king crab *Lithodes santolla* (Anomura: Lithodidae), Nassau bay, Cape Horn, Chile. Anales Del Instituto de La Patagonia, 45, 59-65.

Andrade, C., Ríos, C., Gerdes, D., & Brey, T. (2016). Trophic structure of shallow-water benthic communities in the sub-Antarctic Strait of Magellan. Polar Biology, 39(12), 2281-2297. https://doi.org/10.1007/s00300-016-1895-0

Andrade, C., Sepúlveda, T., Pinto, B., Rivera, C., Aldea, C., & Urbina, M. (2025). The feeding mode effect: Influence on particle ingestion by four invertebrates from Sub-Antarctic and Antarctic waters. Environmental Science and Pollution Research, 32(13), 8318-8339. https://doi.org/10.1007/s11356-025-36144-6

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62(8), 1596-1605. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Audzijonyte, A., Delius, G. W., Stuart-Smith, R. D., Novaglio, C., Edgar, G. J., Barrett, N. S., & Blanchard, J. L. (2023). Changes in sea floor productivity are crucial to understanding the impact of climate change in temperate coastal ecosystems

according to a new size-based model. PLOS Biology, 21(12), e3002392. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3002392

Baffour-Awuah, E., Akinlabi, S., & Jen, T.-C. (2020). "10. The polyethylene pollution challenge: a review". Polymers and Composites Manufacturing, edited by Kaushik Kumar and J. Paulo Davim, Berlin, Boston: De Gruyter, 2020, pp. 169-186. https://doi.org/10.1515/9783110655049-010

Barrows, A. P. W., Cathey, S. E., & Petersen, C. W. (2018). Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. Environmental Pollution, 237, 275-284. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062

Betti, F., Enrichetti, F., Bavestrello, G., Costa, A., Moreni, A., Bo, M., Ortiz Saini, P., & Daneri, G. (2021). Hard-Bottom Megabenthic Communities of a Chilean Fjord System: Sentinels for Climate Change? Frontiers in Marine Science, 8, 635430. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.635430

Cari, I., Andrade, C., Quiroga, E., & Mutschke, E. (2020). Benthic trophic structure of a Patagonian fjord (47°S): The role of hydrographic conditions in the food supply in a glaciofluvial system. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 233, 106536. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106536

Carpenter, E. J., & Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. Science, 175(4027), 1240-1241. https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240

Colton, J. B., Burns, B. R., & Knapp, F. D. (1974). Plastic Particles in Surface Waters of the Northwestern Atlantic: The abundance, distribution, source, and significance of various types of plastics are discussed. Science, 185(4150), 491-497. https://doi.org/10.1126/science.185.4150.491

Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figueroa, R., Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., & Urbina, M. A. (2022). Microplastic concentration, distribution and dynamics along one of the largest Mediterranean-climate rivers: A whole watershed approach. Environmental Research, 209, 112808. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112808

Försterra, G., Häussermann, V., & Laudien, J. (2016). Animal Forests in the Chilean Fjords: Discoveries, Perspectives and Threats in Shallow and Deep Waters. En S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, & C. Orejas Saco Del Valle (Eds.), Marine Animal Forests (pp. 1-35). Springer International Publishing.

Fry, B. (1988). Food web structure on Georges Bank from stable C, N, and S isotopic compositions. Limnology and Oceanography, 33(5), 1182-1190. https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.5.1182

Fry, B. (2006). Stable isotope ecology. Springer. 308 pp.

Gamfeldt, L., & Hillebrand, H. (2008). Biodiversity Effects on Aquatic Ecosystem Functioning – Maturation of a New Paradigm. International Review of Hydrobiology, 93(4-5), 550-564. https://doi.org/10.1002/iroh.200711022

Govan, E., Jackson, A. L., Inger, R., Bearhop, S., & Parnell, A. C. (2023). simmr: A package for fitting Stable Isotope Mixing Models in R (Versión 1). arXiv. https://doi.org/10.48550/ARXIV.2306.07817

Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A Global Perspective on Microplastics. Journal of Geophysical Research: Oceans, 125(1). https://doi.org/10.1029/2018JC014719

Haro, D., Neira, S., Hernández-Padilla, J. C., Arreguín-Sánchez, F., Sabat, P., & Vargas, C. (2022). Approaching the Ecological Role of the Squat Lobster (*Munida gregaria*) and the Fuegian Sprat (*Sprattus fuegensis*) in the Francisco Coloane Marine Area (Magellan Strait, Chile) Using a Pelagic Food Web Model. Animals, 13(1), 3. https://doi.org/10.3390/ani13010003

Häussermann, V., & Försterra, G. (Eds.). (2009). Marine benthic fauna of Chilean Patagonia: Illustrated identification guide (1. ed., engl). Nature in Focus.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. Environmental Science & Technology, 46(6), 3060-3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Jacob, U., Mintenbeck, K., Brey, T., Knust, R., & Beyer, K. (2005). Stable isotope food web studies: A case for standardized sample treatment. Marine Ecology Progress Series, 287, 251-253. https://doi.org/10.3354/meps287251

Jorquera, A., Castillo, C., Murillo, V., Araya, J., Pinochet, J., Narváez, D., Pantoja-Gutiérrez, S., & Urbina, M. A. (2022). Physical and anthropogenic drivers shaping the spatial distribution of microplastics in the marine sediments of Chilean fjords. Science of The Total Environment, 814, 152506. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152506

Kawai, F. (2021). The Current State of Research on PET Hydrolyzing Enzymes Available for Biorecycling. Catalysts, 11(2): 206.

Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., & Post, D. M. (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? Ecology, 88(1), 42-48. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[42:CSIRPF]2.0.CO;2

Leroux, S. J., & Loreau, M. (2008). Subsidy hypothesis and strength of trophic cascades across ecosystems. Ecology Letters, 11(11), 1147-1156.

Lusher, A., Hollman, P., & Mendoza-Hill, J. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 615. Rome, Italy.

Ortiz, P., Quiroga, E., Montero, P., Hamame, M., & Betti, F. (2021). Trophic structure of benthic communities in a Chilean fjord (45°S) influenced by salmon aquaculture: Insights from stable isotopic signatures. Marine Pollution Bulletin, 173, 113149. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113149

Perez-Venegas, D. J., Toro-Valdivieso, C., Ayala, F., Brito, B., Iturra, L., Arriagada, M., Seguel, M., Barrios, C., Sepúlveda, M., Oliva, D., Cárdenas-Alayza, S., Urbina, M. A., Jorquera, A., Castro-Nallar, E., & Galbán-Malagón, C. (2020). Monitoring the occurrence of microplastic ingestion in Otariids along the Peruvian and Chilean coasts. Marine Pollution Bulletin, 153, 110966.

Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable Isotopes in Ecosystem Studies. Annual Review of Ecology and Systematics, 18(1), 293-320.

Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. Ecology, 83(3), 703-718.

Quiroga, E., Quiñones, R., Palma, M., Sellanes, J., Gallardo, V. A., Gerdes, D., & Rowe, G. (2005). Biomass size-spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone off Chile. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 62(1-2), 217-231.

Quiroga, E., Ortiz, P., Gerdes, D., Reid, B., Villagran, S., & Quiñones, R. (2012). Organic enrichment and structure of macrobenthic communities in the glacial Baker Fjord, Northern Patagonia, Chile. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 92(1), 73-83.

Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., & Scharsack, J. P. (2021). Microplastic fibers—Underestimated threat to aquatic organisms? Science of The Total Environment, 777, 146045. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045

Riccialdelli, L., Becker, Y., Fioramonti, N., Torres, M., Bruno, D., Raya Rey, A., & Fernández, D. (2020). Trophic structure of southern marine ecosystems: A comparative isotopic analysis from the Beagle Channel to the oceanic Burdwood Bank area under a wasp-waist assumption. Marine Ecology Progress Series, 655, 1-27. https://doi.org/10.3354/meps13524

Sepúlveda, T., Andrade, C., Almonacid, E., Daza, E., Rivera, C., Vargas, C., & Aldea, C. (2024). Functional traits and ecosystem implications in the Multiple Use Marine Protected Area Almirantazgo Sound: A baseline study of scallop banks and benthic communities. Regional Studies in Marine Science, 79, 103836.

Setälä, O., Norkko, J., & Lehtiniemi, M. (2016). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. Marine Pollution Bulletin, 102(1), 95-101. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053

Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. Biotechnology Advances, 26(3), 246-265. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005

Syversen, T., Lilleng, G., Vollstad, J., Hanssen, B. J., & Sønvisen, S. A. (2022). Oceanic plastic pollution caused by Danish seine fishing in Norway. Marine Pollution Bulletin, 179, 113711. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113711

Thurber, A. R., Sweetman, A. K., Narayanaswamy, B. E., Jones, D. O. B., Ingels, J., & Hansman, R. L. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. Biogeosciences, 11(14), 3941-3963. https://doi.org/10.5194/bg-11-3941-2014

Thushari, G. G. N., Senevirathna, J. D. M., Yakupitiyage, A., & Chavanich, S. (2017). Effects of microplastics on sessile invertebrates in the eastern coast of Thailand: An approach to coastal zone conservation. Marine Pollution Bulletin, 124(1), 349-355. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.010

Törnroos, A., Bonsdorff, E., Bremner, J., Blomqvist, M., Josefson, A. B., Garcia, C., & Warzocha, J. (2015). Marine benthic ecological functioning over decreasing taxonomic richness. Journal of Sea Research, 98, 49-56. https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.04.010

Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R., & Na, G. (2019). The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety, 173, 110-117. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.113

Yaich, H., Garna, H., Besbes, S., Paquot, M., Blecker, C., & Attia, H. (2011). Chemical composition and functional properties of Ulva lactuca seaweed collected in Tunisia. Food Chemistry, 128(4), 895-901.

Zapata-Hernández, G., Sellanes, J., Mayr, C., & Muñoz, P. (2014). Benthic food web structure in the Comau fjord, Chile (42°S): Preliminary assessment including a site with chemosynthetic activity. Progress in Oceanography, 129, 149-158.

Zobkov, M. B., Esiukova, E. E., Zyubin, A. Y., & Samusev, I. G. (2019). Microplastic content variation in water column: The observations employing a novel sampling tool in stratified Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin, 138, 193-205. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.047

19 CAPITULO

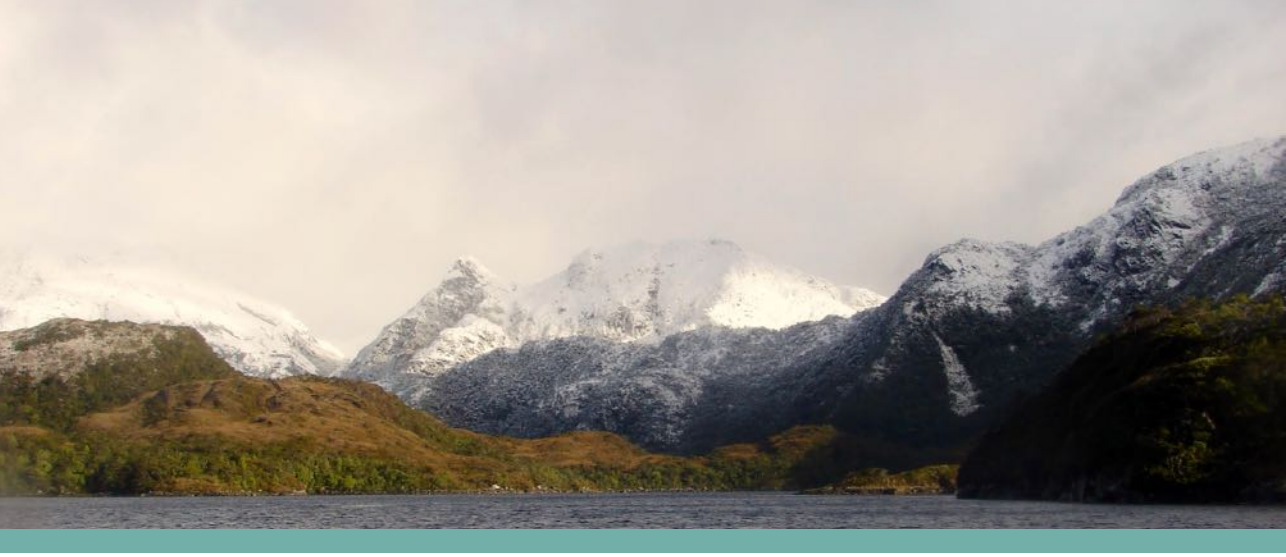
Procesos oceanográficos y biogeoquímicos en fiordos glaciados de la Patagonia austral

Juan Cañete, Bibiana Jara Vergara, Erling Johnson, Javier Díaz-Ochoa, Joaquín Carreño, Tania Figueroa, Camila Mella, Leslie Novoa, Cristóbal Rivera, Taryn Sepúlveda, Julio Salcedo-Castro, Carlos Cárdenas, Claudia Daniela Andrade & Cristian Aldea



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 582-601



CAPITULO 19: Procesos oceanográficos y biogeoquímicos en fiordos glaciados de la Patagonia austral

Juan Cañete[1,2], Bibiana Jara Vergara[1], Erling Johnson[3], Javier Díaz-Ochoa[1], Joaquín Carreño[4], Tania Figueroa[2], Camila Mella[2,4], Leslie Novoa[1,5], Cristóbal Rivera[5], Taryn Sepúlveda[5], Julio Salcedo-Castro[6], Carlos Cárdenas[3], Claudia Daniela Andrade[5] & Cristian Aldea[1,3,5]

1. Departamento de Ciencias y Recursos Naturales, Universidad de Magallanes, Chile. 2. Laboratorio de Oceanografía Biológica Austral (LOBA), Universidad de Magallanes, Chile. 3. Centro de Investigación GAIA-Antártica, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, 4. Carrera Biología Marina, Universidad de Magallanes, Chile. 5. Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Chile. 6. Department of Water and Environmental Regulation, Government of Western Australia, Australia.

RESUMEN: Los fiordos de la Región de Magallanes representan sistemas dinámicos donde convergen procesos físicos, biológicos y glaciares que determinan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas estuarinos australes. Este capítulo integra tres líneas de investigación complementarias centradas en el zooneuston del Archipiélago de Tierra del Fuego, el balance de nutrientes y los aportes de agua dulce desde glaciares de la Isla Santa Inés. Los estudios de zooneuston realizados en el marco del programa RISUE-MAG (2023–2024) muestran una influencia de los gradientes de salinidad y temperatura sobre la composición y biomasa de las comunidades planctónicas superficiales. La disminución de salinidad hacia las cabeceras de los fiordos glaciados genera ambientes estuarinos muy diluidos, con biomasa hasta 20 veces menor que en sectores con menor influencia glaciar. Las megalopas, larvas de moluscos y copépodos dominan la fracción zooneustónica,

evidenciando una alta sensibilidad a los procesos de fusión glaciar y una utilidad potencial para la vigilancia biológica del cambio climático. En paralelo, el modelo de interacciones tierra-océano en la zona costera (LOICZ) aplicado al Seno Ballena, revela un sistema biogeoquímico estable con predominio de procesos autotróficos en superficie y heterotróficos en profundidad. Las condiciones oceanográficas y el aporte glacial influyen en la redistribución del fósforo y nitrógeno, manteniendo un equilibrio funcional característico de ecosistemas bien conectados con el océano abierto. Finalmente, la estimación del aporte de agua dulce por desprendimiento ("calving") de los glaciares Snoring y Sarmiento de Gamboa confirma su relevancia en la dinámica hídrica local y en el modelado del relieve submarino. Estos resultados aportan una visión integrada de cómo los procesos glaciológicos, físicos y biológicos interactúan en los fiordos australes, aportando evidencias para el estudio de los sistemas estuarinos frente a los cambios ambientales.

19.1 Zooneuston de fiordos con influencia glacial de la Región de Magallanes: su importancia para la vigilancia del cambio climático

Juan I. Cañete, Javier Díaz-Ochoa, Tania Figueroa & Camila Mella

El estudio del zooplancton es vital para monitorear los efectos del cambio climático, ya que los cambios en su composición, estructura y distribución se han asociado a fluctuaciones en el sistema océano-atmosférico. En la zona austral de Chile, las investigaciones en ambientes estuarinos con influencia glacial son recientes. El presente estudio aborda la necesidad de caracterizar la composición, abundancia y estructura del zooneuston (comunidad planctónica superficial) en áreas cercanas a fiordos glaciados, una escala espacial que se considera más adecuada para detectar variaciones asociadas al cambio climático.

Se proyecta que el aumento de la temperatura global provocará el derretimiento de los glaciares, lo que modificará las condiciones oceanográficas superficiales (salinidad/temperatura) en el sistema de fiordos. Estos cambios serán más evidentes en la capa superficial, afectando directamente al zooneuston, lo que resalta la importancia de estas zonas para la vigilancia del cambio climático.

La zona austral de Chile se caracteriza por la presencia de una criósfera representada por diferentes tipos de fiordos glaciados distribuidos en 3 grandes zonas: Campo de Hielo Norte (46°56′ S, 73°30′ O), Campo de Hielo Sur (49°35′S, 73°42′ O) y Campo Hielo Cordillera de Darwin (54°30′ S, 69° 20′ O). Adicionalmente, existen sectores con presencia de glaciares en el brazo occidental del Estrecho de Magallanes y sistemas de canales

como el Beagle. Estas nuevas investigaciones del zooneuston de la zona austral de Chile apoyadas por el Programa RISUE-MAG 21992 son vitales para conocer la respuesta del plancton ante la variación de la salinidad/ temperatura en fiordos conectados con los campos de hielo presentes en la Región de Magallanes, Chile.

La presente investigación buscó: i) Determinar la variabilidad de las condiciones oceanográficas en la capa neustónica a lo largo de dos sistemas de fiordos glaciados (brazo occidental del Estrecho de Magallanes y Seno Almirantazgo), y cómo estas condiciones influyen en la dinámica espacial de la biomasa zooneustónica, ii) Caracterizar la composición de las comunidades zooneustónicas en estos sistemas de fiordos glaciados, ambos insertos en Áreas Marinas Costeras Protegidas de Múltiples Usos (AMCP-MU) de Francisco Coloane y Seno Almirantazgo, y iii) Determinar si el zooneuston representa una herramienta biológica efectiva para la vigilancia del cambio climático en las capas superficiales de los estuarios y sistemas de fiordos australes de Chile. Para cumplir estos objetivos, se realizaron dos cruceros de investigación, ambos en periodo estival.

19.1.1 Crucero RISUE-MAG1 (verano, 6-14 enero 2023)

La zona de estudio comprendió los fiordos Seno Ballena y Seno Helado, en el brazo occidental del Estrecho de Magallanes, en las proximidades del AMCP-MU "Francisco Coloane" (Figura 19.1). Estos fiordos son derivados del campo de hielo de la Isla Santa Inés.

Adicionalmente, de modo comparativo se muestrearon estaciones en las cuales ha existido toma de muestras neustónicas durante los cruceros CIMAR 16 Fiordos (Cañete et al. 2016, Cañete et al. 2019, Cañete et al. 2020) y CIMAR 25 Fiordos (Cañete et al. 2020, Cañete et al. 2022) en un sector del Estrecho de Magallanes: Isla Dawson (sector norte y frente Bahía Lomas), Península de Brunswick (frente a Bahía San Nicolás), frente a Isla Capitán Aracena e Isla Carlos III.

Muestreo: Se recolectó zooneuston con una red neustónica tipo Di Salvo, mediante arrastres horizontales de 5 minutos a una velocidad de la embarcación de 0,062 km/minuto (Figura 19.2a). Esta red neustónica tiene 0,8 m de ancho de boca, una altura de 0,45 m y está dotada de una de una red de 43 µm. Tiene un peso aproximado de 10 kg. Todas las muestras fueron recolectadas durante condiciones diurnas.

Para las mediciones de las variables oceanográficas, se utilizó una sonda CTD (Sea Bird Mod 19) para medir temperatura y salinidad superficial.

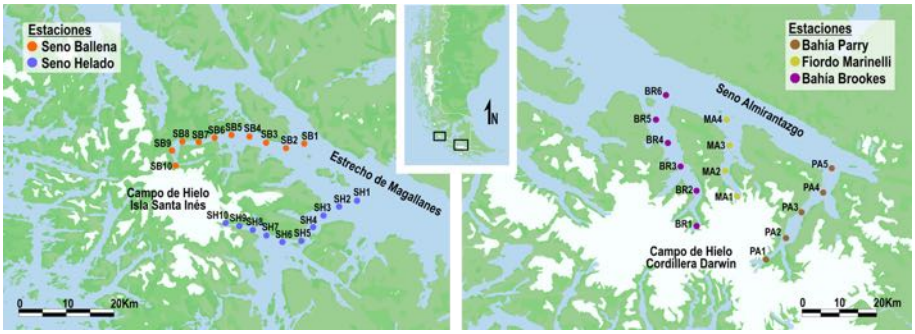


Figura 19.1 Distribución espacial estaciones de recolección de zooneuston durante el crucero RISUE-MAG1 (verano 2023, Seno Ballena y Seno Helado) y durante el crucero RISUE-MAG2 (verano 2024, Bahía Parry, Fiordo Marinelli y Bahía Brookes).

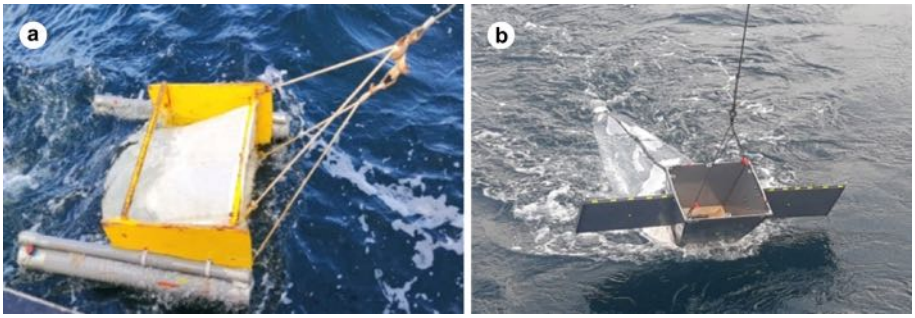


Figura 19.2 a) Red neustónica tipo Di Salvo utilizada para el muestro de las comunidades zooneustónicas durante el crucero RISUE-MAG1 (verano 2023) y b) Red neustónica tipo Manta utilizada para el muestreo del zooneuston durante el crucero RISUE-MAG2 (verano 2024).

19.1.2 Crucero RISUE-MAG2 (verano, 29 enero-2 febrero 2024)

La zona de estudio comprendio los alrededores del Seno Almirantazgo, en un sistema de fiordos derivados de la Cordillera de Darwin y cercanos al AMCP-MU "Seno Almirantazgo" (Figura 19.1). Los fiordos estudiados fueron Bahía Brookes, Marinelli y Bahía Parry.

Muestreo: Se recolectó zooneuston con una red neustónica tipo Manta mediante arrastres horizontales de 10 minutos a una velocidad de la embarcación 0,062 km/minuto (Figura 19.2b). Esta red tiene una boca de 50 x 50 cm y se encuentra dotada de una red de 300 µm de trama de poro; posee un peso aproximado de 25 kg. Todas las muestras fueron

recolectadas durante condiciones diurnas. Se usó una sonda CTD (Sea Bird Mod 19) para medir la temperatura y salinidad superficial).

Las muestras se fijaron con formalina tamponada al 5% y se analizaron en el Laboratorio de Oceanografía Biológica Austral (LOBA) de la Universidad de Magallanes. El análisis incluyó: i) Determinación de la biomasa (peso húmedo con balanza analítica), ii) Identificación taxonómica a nivel de phylum y clases, abundancia, riqueza de especies y fase de desarrollo (larva/adulto) y iii) Debido a las diferencias en la trama de las redes, en el crucero RISUE-MAG1 se analizó micro y mesozooplancton (45 µm), mientras que en el RISUE-MAG2 se analizó principalmente mesozooplancton (300 µm). Para identificar el zooplancton se utilizó la siguiente bibliografía: Boltovskoy (1982), Palma & Kaiser (1993), Todd et al. (1996), McEdwards (1995), Young (2006) y Castellani & Edwards (2017).

19.1.3 Resultados del crucero RISUE-MAG1

Condiciones Oceanográficas: La temperatura y salinidad disminuyeron drásticamente desde el centro del Estrecho de Magallanes hacia la cabecera de ambos fiordos. Estrecho de Magallanes (Centro): Temperatura cerca de 10°C y Salinidad cerca de 30,5 psu, mientras que en la cabecera de los fiordos la temperatura decreció a 6,5°C (Figura 19.3) y la salinidad a 17,5 psu (Figura 19.4). No obstante, en la cabecera del Seno Helado, la salinidad fue más alta de lo esperado (Figura 19.4).

Biomasa Zooneustónica: La biomasa fue significativamente superior en el Estrecho de Magallanes (2,2 ± 3,2 g por arrastre de 5 min) que en Seno Helado (0,67 ± 0,62 g) y Seno Ballena (0,22 ± 0,16 g) (Figura 19.5), mientras que la biomasa en el estrecho fue entre 10 y 3 veces superior a la de Seno Helado y Seno Ballena, respectivamente (Figura 19.6). De este modo, en la estación del Estrecho de Magallanes, correspondiente a la Isla Carlos III, se llegó a registrar 7,8 g de biomasa en el arrastre de 5 min (Figura 19.6).

Composición Taxonómica: en el estrecho de Magallanes existió una dominancia numérica de megalopas del crustáceo bentónico *Grimothea gregaria*, mientras en Seno Helado y Seno Ballena, la abundancia y riqueza de especies fue muy baja y decreciendo desde la boca hacia la cabeza del glaciar, coincidiendo con la disminución de temperatura y salinidad. Predominaron larvas de bivalvos, hidromedusas, larvas de gasterópodos, larvas de cirripedios (cipris) y nauplios de copépodos. Los únicos taxones holoplanctónicos en estos fiordos fueron copépodos y sifonóforos detectados en Seno Ballena.

Un hallazgo interesante se observó en la cabecera de Seno Helado,

donde se detectó una gran agregación de larvas de crustáceos muertas (posiblemente cangrejos del género *Cancer*), sugiriendo que la zona puede actuar como un sumidero o receptor de organismos transportados por el viento, mareas o las corrientes (Figura 19.7).

19.1.4 Resultados del crucero RISUE-MAG2

Condiciones Oceanográficas: Se registró una fuerte influencia de agua dulce en el Seno Almirantazgo, generando condiciones estuarinas muy diluidas. La temperatura y salinidad disminuyeron desde el centro del Seno Almirantazgo hacia el interior de los tres fiordos. En Bahía Brookes se registró una disminución de la temperatura en 2,8°C y 4,4 psu la salinidad superficial hacia los glaciares (Figura 19.3, Figura 19.4).

De manera similar a lo detectado en el crucero anterior (Seno Helado y Seno Ballena, verano 2023), la biomasa zooneustónica decreció desde áreas de mayor salinidad (Bahía Brookes) hacia zonas de menor salinidad (Marinelli y Bahía Parry), con diferencias de 18 a 23 veces. La biomasa media en Bahía Brookes fue de 5,3 ± 10,7 g (por arrastre de 10 min), mientras que en Marinelli fue 0,3 ± 0,5 g y en Parry fue 0,2 ± 0,4 g. Cada fiordo mostró un comportamiento espacial diferente: en Brookes, la boca tuvo 18 veces más biomasa que la cabeza; en Marinelli, la cabeza tuvo 18 veces más biomasa que la boca; y en Parry, la biomasa decreció hacia el interior (Figura 19.5). El principal taxón que aportó biomasa en este crucero fue el phylum Cnidaria, con aporte de esqueletos gelatinosos.

La abundancia fue muy baja en este sistema de fiordos, dominando especies de pequeño tamaño (<500 µm). Los artrópodos (principalmente copépodos) fueron el grupo más abundante, contribuyendo con el 90,6% de la abundancia total; un aporte importante a la abundancia fue complementado por moscas y larvas cipris de cirripedios. La abundancia total en Bahía Brookes estuvo representada por 362 ejemplares y fue 8,5 veces superior a la de Bahía Parry (43 ejemplares).

19.1.5 Influencia de los glaciares en el zooneuston

Los resultados confirman que durante el período estival los fiordos glaciados influyen significativamente en las condiciones oceanográficas superficiales y, por lo tanto, en la composición, biomasa y estructura de las comunidades zooneustónicas en la zona austral de Chile. Esta influencia se manifiesta a través de gradientes oceanográficos, detectándose una drástica disminución de la temperatura y salinidad desde el exterior de los fiordos hacia sus cabeceras, creando condiciones de estuarios muy diluidos con temperaturas estivales cercanas a 6°C y salinidades < 20 psu. Este gradiente ambiental repercute en la existencia de gradientes

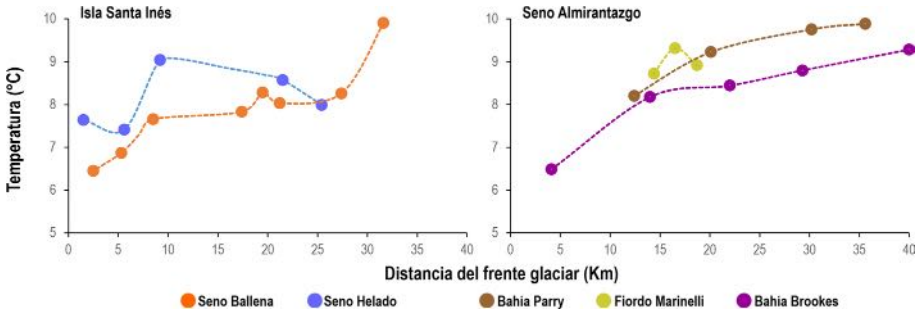


Figura 19.3 Variabilidad espacial de la temperatura superficial (1 m profundidad) registrada en el área de estudio, comenzando desde la zona más próxima al frente glaciar. Los puntos indican las estaciones realizadas.

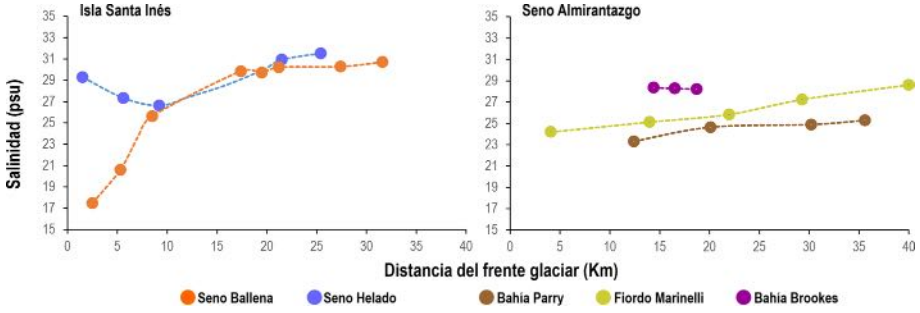


Figura 19.4 Variabilidad espacial de la salinidad superficial (1 m profundidad) registrada en el área de estudio, comenzando desde la zona más próxima al frente glaciar. Los puntos indican las estaciones realizadas.

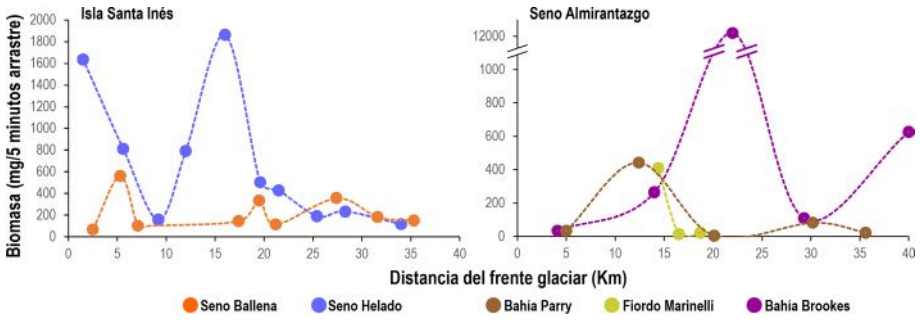


Figura 19.5 Variabilidad espacial de la biomasa zooneustónica registrada en el área de estudio, comenzando desde la zona más próxima al frente glaciar. Los puntos indican las estaciones realizadas.

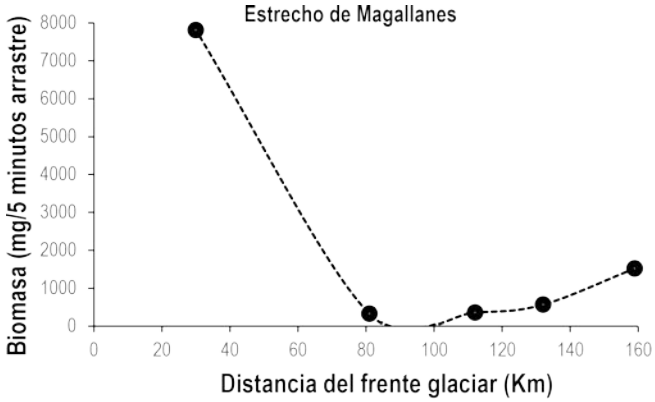


Figura 19.6 Variabilidad espacial de la biomasa zooneustónica registrada en cinco estaciones adicionales del Estrecho de Magallanes, durante el crucero RISUE-MAG1. De izquierda a derecha corresponden a: Isla Carlos III, frente a Isla Capitán Aracena, Península de Brunswick (frente a Bahía San Nicolás), e Isla Dawson (frente Bahía Lomas y sector norte). La distancia al frente glaciar fue tomada desde el Seno Ballena.

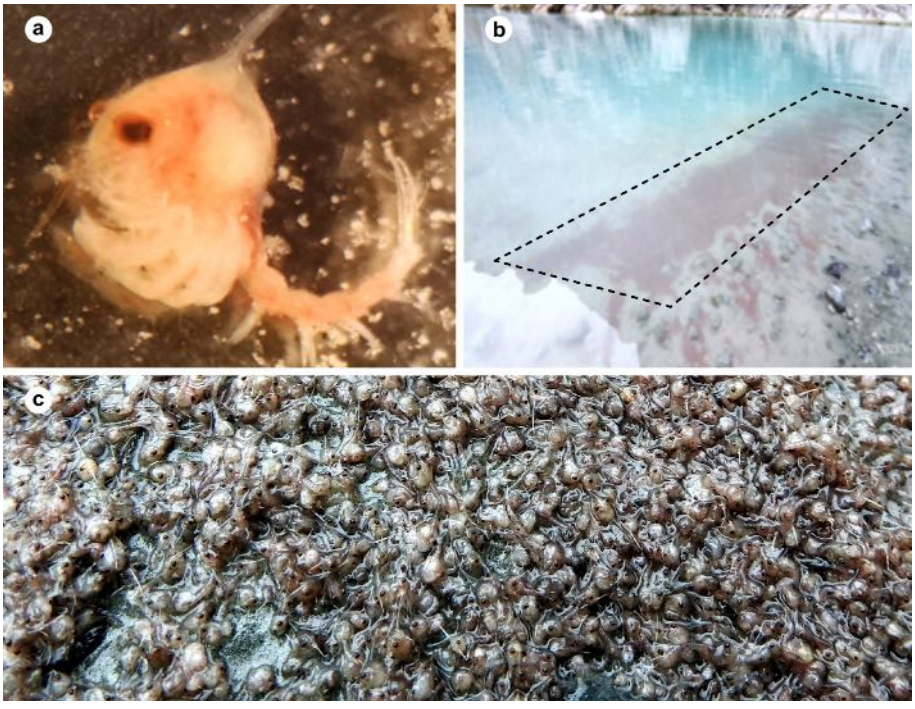


Figura 19.7 a) Vista lateral de larvas zoea de un crustáceo braquiuro detectadas en la cabeza del Seno Helado; b) larvas zoeas muertas, extendiéndose por casi un tercio del ancho de la cabeza del Seno Helado, mostrando en el recuadro una fracción de la agregación; c) sección de la agregación tomada en la playa con fotografía macro.

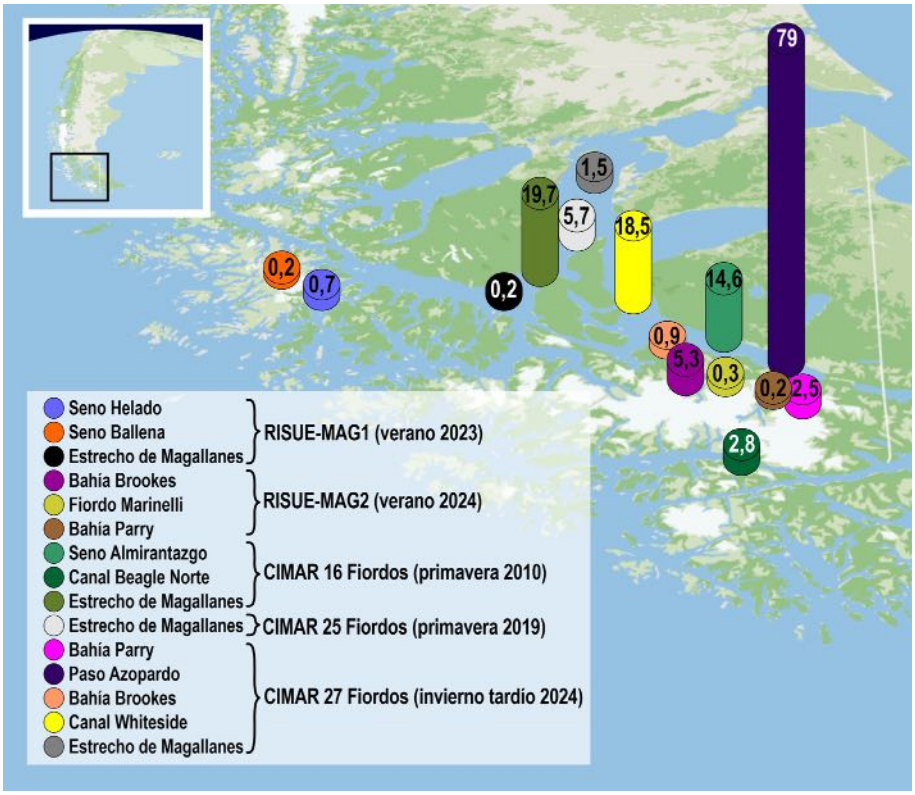


Figura 19.8 Variabilidad de la biomasa zooneustónica en el área del Estrecho de Magallanes y canales adyacentes, considerando distintos cruceros de investigación. Los cilindros y los valores grafican la biomasa promedio (g/5 minutos arrastre horizontal) y se ubican en cada área de estudio correspondiente.

bióticos donde la biomasa zooneustónica es significativamente menor en el interior de los fiordos glaciados en comparación a zonas de mayor estabilidad y valores de salinidad como el Estrecho de Magallanes. Esta biomasa es incluso 14 a 100 veces inferior a los valores registrados en otros fiordos glaciados australes, determinados en cruceros CIMAR Fiordos (Figura 19.8). Sin embargo, se detectó que uno de los problemas de utilizar la biomasa en base a peso húmedo es que la presencia de medusas, juveniles pelágicos del crustáceo *Grimothea gregaria* o poliquetos epitocos de *Platynereis magalhaensis* pueden incrementar significativamente la variabilidad ante la presencia de un solo ejemplar. La existencia de umbrales submarinos en los fiordos también puede alterar la biomasa o abundancia al influir en la agregación del zooplancton por frentes topográficos.

19.1.6 Vigilancia del cambio climático y escala espacial

Las investigaciones de RISUE han logrado establecer una línea de base biótica y oceanográfica de la zona epipelágica esencial para la vigilancia del cambio climático en las capas superficiales de las áreas marinas protegidas de Francisco Coloane y Seno Almirantazgo. Otro hallazgo interesante es que los fiordos glaciados representan una unidad geográfica y espacial apropiada para detectar gradientes térmicos y halinos. Estos resultados sugieren que la escala espacial apropiada para detectar estos cambios no debería superar los 50 km entre la cabeza y la boca del fiordo. En ambos cruceros efectuados, esta distancia fue menor a 35 km, permitiendo caracterizar la variabilidad que no se observa en estudios de meso o macro-escala como en aquellos efectuados a través de los cruceros CIMAR Fiordos.

19.2 Balance de nitrógeno y fósforo en Seno Ballena utilizando el modelo LOICZ

Bibiana Jara Vergara, Joaquín Carreño, Javier Díaz-Ochoa & Julio Salcedo-Castro

El entendimiento de la dinámica del flujo de nutrientes en sistemas costeros tiene gran relevancia para evaluar la "salud" ecológica y la productividad de los ecosistemas, ya que estos son los encargados de sustentar los cimientos para fomentar el crecimiento y desarrollo de distintas formas de vida. Además, permite comprender cómo estos nutrientes se movilizan a lo largo de distintas masas de agua, junto a sus interacciones entre los distintos sistemas y entornos, lo que, a su vez, permite entender el equilibrio entre estos.

En este estudio, la dinámica de los nutrientes de nitrógeno y fósforo fue estimada a través modelo LOICZ (*Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone*), herramienta que permite simular y evaluar el comportamiento de los nutrientes en sistemas costeros. Los valores de estos nutrientes fueron recopilados de diversas fuentes disponibles (SHOA y Copernicus), así como también determinados a partir de los datos obtenidos en la campaña RISUE-MAG1. Este estudio busca estimar la dinámica del flujo de nutrientes (fosfatos y nitratos) en la columna de agua de Seno Ballena, en periodo estival, considerando los aportes de agua dulce glacial y las condiciones climáticas y oceanográficas del fiordo.

La estimación de la influencia de variables atmosféricas, hidrológicas y oceanográficas locales permite estimar y comprender la dinámica del flujo de nutrientes, utilizando un modelo de balance de compartimientos (Swaney & Bongghi Hong 2009) (Figura 19.9). Este tipo de modelo

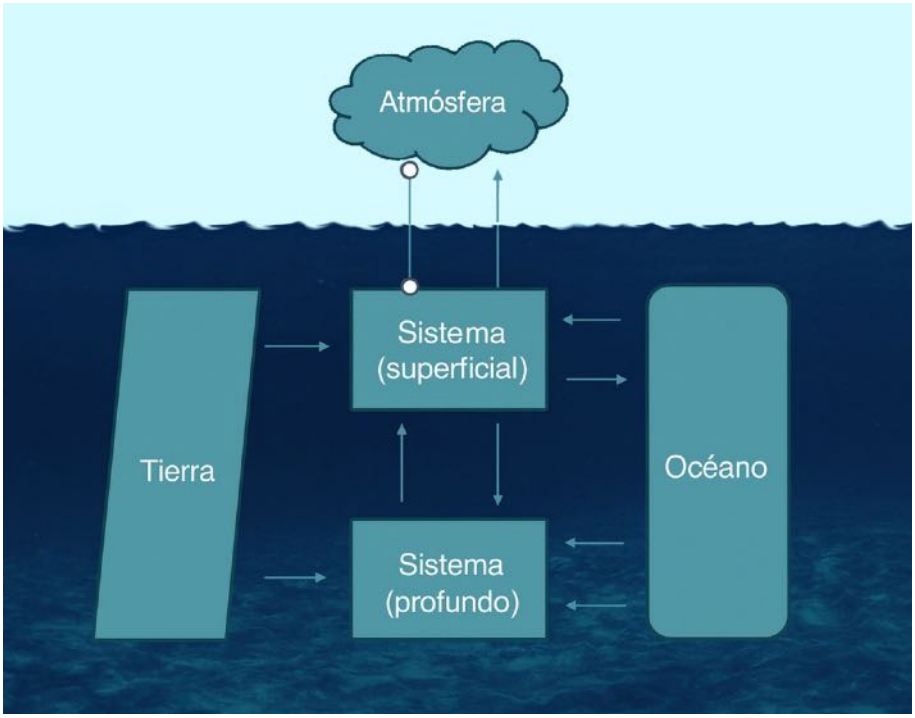


Figura 19.9 Esquema conceptual representativo del balance de compartimentos tipo LOICZ. Recuadros son compartimentos y flechas son interacciones y flujos.

permite describir la dinámica de procesos biogeoquímicos en zonas costeras semicerradas a distintas escalas geográficas, por lo cual logra ajustarse de manera adecuada a los fiordos de Chile (Guzmán & Silva 2002, Salcedo-Castro et al. 2020).

Para ejecutar el modelo LOICZ se recopilaron datos atmosféricos, oceanográficos y geológicos desde diversas fuentes. Las variables atmosféricas se obtuvieron de COPERNICUS y del crucero RISUE-MAG-1, mientras que los datos oceanográficos de Seno Ballena se recolectaron mediante CTD. Los nutrientes (Fosfatos y Silicatos) fueron determinados mediante análisis espectrofotométrico en el Laboratorio de Oceanografía (Escuela de Biología Marina de la Universidad de Magallanes).

La batimetría del fiordo se estimó combinando datos de cartas náuticas del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada (SHOA) y registros propios de ecosonda. El aporte de agua dulce por derretimiento del glaciar Snoring en Seno Ballena se estimó con datos obtenidos durante la campaña RISUE-MAG-1 (Figura 19.10).

El estudio de Seno Ballena revela una dinámica hídrica superficial

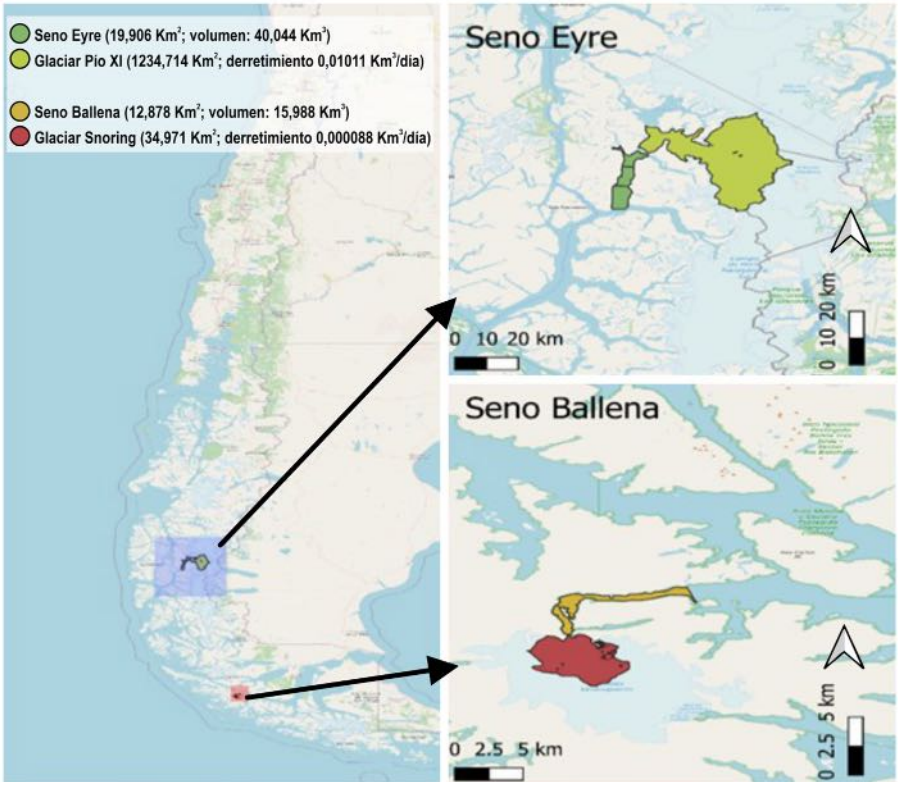


Figura 19.10 Mapa ilustrativo de los sectores estudiados, junto a sus respectivas dimensiones de área y volumen: Seno Eyre y Seno Ballena.

caracterizada por una tendencia a ceder agua hacia el océano, típica de sistemas estuarinos (Figura 19.11). Aunque esta dinámica no determina directamente el comportamiento del flujo de nutrientes, sí influye en su redistribución y flujo vertical de la fracción particulada de nutrientes (Gordon et al. 1996, Turner et al. 1998).

El Seno Ballena muestra valores negativos de ΔDIP (ΔDIP = -39,48; ver Figura 19.11) en la capa superior que implica perdida de fósforo y un NEM positivo (4185,2), lo que podría asociarse a una alta producción primaria, fenómeno también observado en zonas costeras patagónicas durante el verano (Silva et al. 2009). En la capa inferior predomina un sistema heterótrofo, de acuerdo al aumento de DIP (ΔDIP = 170,37), y un con un NEM negativo (-18059,76), lo cual sugiere un predominio de respiración y liberación de fósforo desde la materia orgánica degradada, junto con un reciclaje activo de sedimentos, favorecido por condiciones anóxicas comunes en ambientes marinos glaciares, como se ha documentado en el Seno Gallegos (Salcedo-Castro et al. 2020).

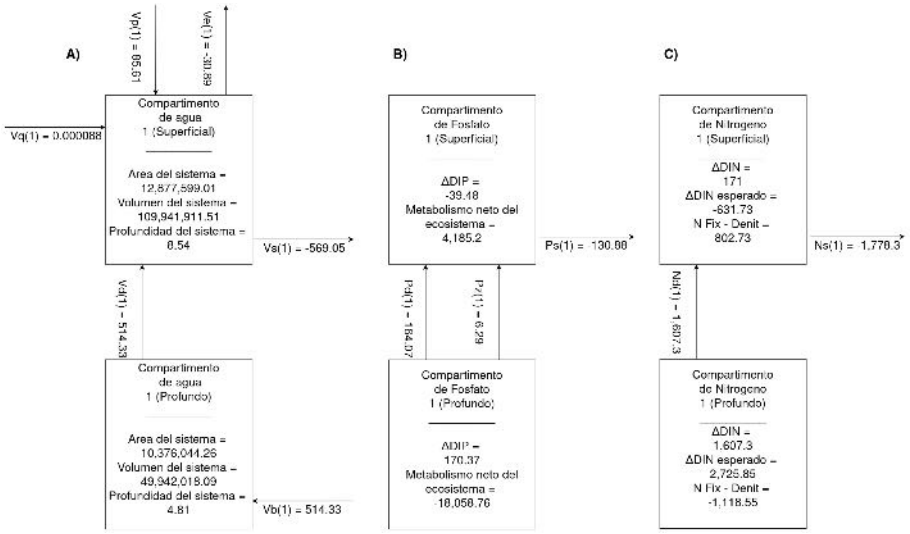


Figura 19.11 Resultados modelo LOICZ de Seno Ballena. A) Flujo de agua, B) Flujo de fósforo y C) Flujo de nitrógeno.

El modelo LOICZ indica que el Seno Ballena muestra valores positivos pero bajos de ΔDIN (171), lo que sugiere un aumento en la disponibilidad de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN), lo que podría reflejar un bajo consumo de nitrógeno o un aporte externo desde el glaciar, aunque esta hipótesis no puede confirmarse por falta de datos (Oliver et al. 2020).

En la capa inferior, se observa un incremento moderado (1607,3) de ΔDIN, cuyo valor real (1607,3) es menor que el esperado (2725,85). Por otra parte, este nivel presenta valores negativos de N fix-Denit (-1118,25), lo que sugiere una mayor eficiencia en la remoción de nitrógeno, similar a sistemas bien oxigenados (Semkin et al. 2023), y es coherente con observaciones en el Seno Gallegos (Salcedo-Castro et al. 2020).

19.3 Cuantificación del aporte de agua dulce de los glaciares y batimetría de los fiordos Seno Ballena y Seno Helado.

Erling Johnson, Claudia Daniela Andrade, Cristian Aldea, Leslie Novoa, Cristóbal Rivera, Taryn Sepúlveda & Carlos Cárdenas

Las recientes estimaciones globales de la pérdida de masa en glaciares y casquetes polares muestran un déficit significativo para muchas regiones cubiertas de hielo en todo el mundo. Si bien es un tema que se encuentra ampliamente estudiado aún existen gran incertidumbre con respecto al impacto que las descargas de un glaciar tienen en ríos, lagos o fiordos. Por lo tanto, el principal foco de trabajo es la cuantificación del aporte de

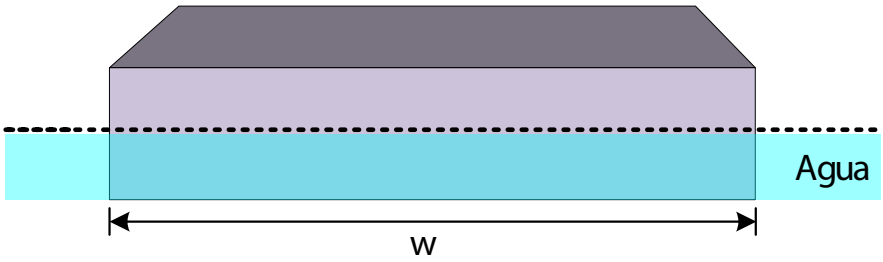


Figura 19.12 Esquema que presenta la metodología para obtener al área frontal del glaciar.

agua dulce de los glaciares y el posible impacto en su ecosistema marino proglaciar.

El principal objetivo es obtener el volumen de hielo que el glaciar entrega a su afluente, este fenómeno se denominada "calving" (Q_c) o ablación frontal. Para obtener este parámetro se utiliza la fórmula para estudios de continuidad de una masa de hielo, la cual presenta una integral a lo largo del frente del glaciar "f" (Schaefer et al. 2015)Falvey, Casassa, & Rignot, 2015:

$$Q_C = \int u_c \text{whdf}$$

Donde: "w" y "h" son directamente obtenidos de la morfología del glaciar según el ancho y profundidad del hielo en un corte lateral cercano al frente (Figura 19.12), "u_c" se conoce como tasa de desprendimiento y se asocia directamente a la velocidad del glaciar y su retroceso. Todas estas variables se encuentran en función de la posición en el frente del glaciar. Un desafío importante es la obtención de la profundidad de hielo "h", en nuestro caso se obtendrá la batimetría (h_1), un modelo digital de terreno que entregue la elevación del glaciar (h_2) gracias a métodos fotogramétricos con drones y una medición del ancho del frente del glaciar (w) por imágenes satelitales.

La tasa de desprendimiento u_c se define como el volumen de hielo que se desprende por unidad de tiempo y por unidad de área vertical en el frente del glaciar. Es posible realizar el cálculo a partir de la velocidad del hielo en el frente, u_T, menos la tasa de retroceso del hielo dl/dt (Stuefer et al. 2007):

$$U_c = U_T - \frac{dl}{dt}$$

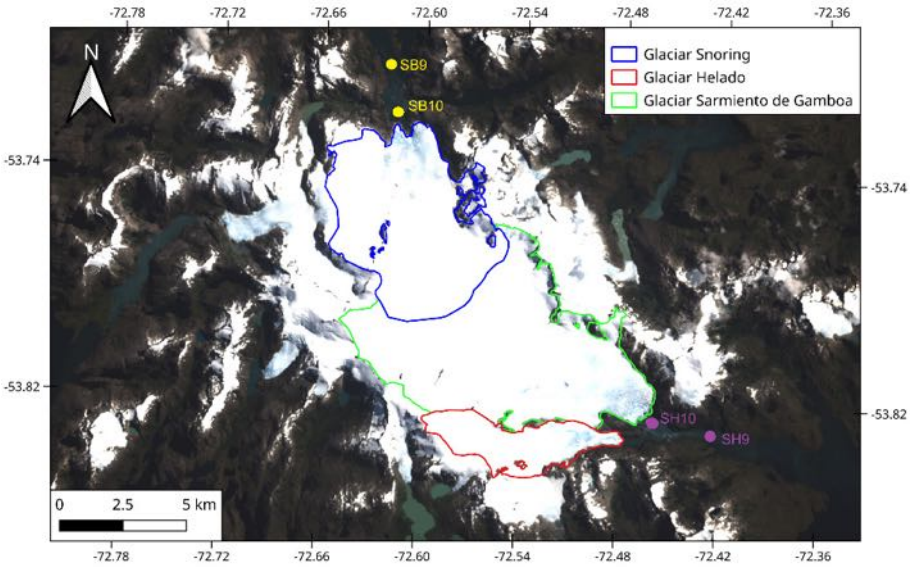


Figura 19.13 Mapa de la zona de trabajo con los glaciares cercanos sobre una imagen Landsat 8, se indican, las cuencas de los glaciares relevantes y los puntos de recolección de muestras.

El área investigada son dos glaciares del campo de hielo Isla Santa Inés (Figura 19.13), un pequeño campo de hielo ubicado en la Región de Magallanes con una extensión de 149,31 ± 1,84 km^2, el cual ha sido muy poco estudiado, pero posee características climatológicas y dinámicas que lo hacen ser un lugar con información muy valiosa para su entorno.

El retroceso reportado de acuerdo con la literatura (Gurdiel et al. 2022) y nuestro estudio del glaciar Snoring y Sarmiento de Gamboa es prácticamente nulo (Figura 19.14, Figura 19.15), por tanto, se puede asumir que la tasa de desprendimiento (u_c) es aproximadamente igual a la velocidad del flujo de hielo (u_T) de cada glaciar.

El modelo de elevación para estimar el parámetro (h_2) se obtuvo mediante fotogrametría con un dron, el cual sobrevoló ambos glaciares en estudio con un plan de vuelo que comprendió una cobertura total de cada frente, para asegurar la geolocalización de estos modelos se utilizó un GPS geodésico, generando los puntos de control. La batimetría del frente de cada glaciar que permite obtener el parámetro (h_1) fue realizada con un ecosonda, estos datos fueron interpolados para producir un ráster unificado que facilite el análisis.

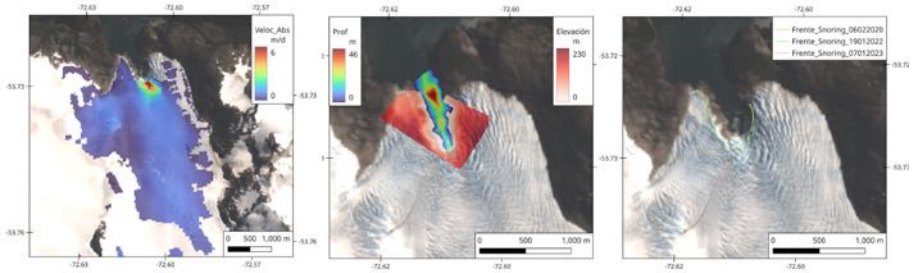


Figura 19.14 Velocidad (Izquierda), elevación y batimetría (centro) y cambio del frente (derecha) del glaciar Snoring.

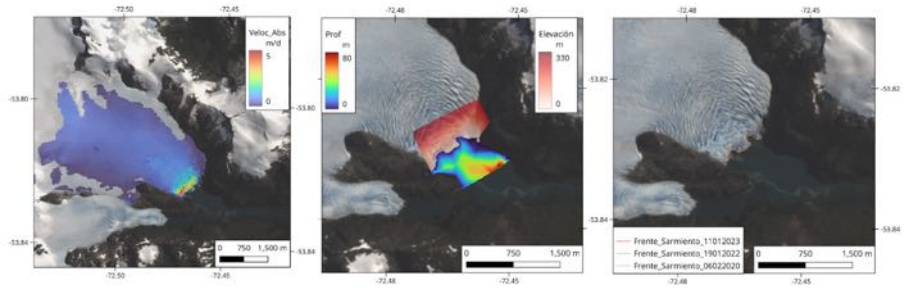


Figura 19.15 Velocidad (Izquierda), elevación y batimetría (centro) y cambio del frente (derecha del glaciar Sarmiento de Gamboa

Es posible observar los resultados de la velocidad del glaciar en conjunto con el modelo digital de terreno y la batimetría, para los glaciares Snoring (Figura 19.14) y Sarmiento de Gamboa (Figura 19.15) en el campo de hielo Isla Santa Inés para el año 2023. Además, en la figura mencionada se adiciona el cambio frontal para los glaciares mencionados en los años 2020 y 2022.

Finalmente aplicando los algoritmos descritos en el apartado anterior, la tasa de calving del glaciar Snoring es 0,032 km^3/año y por parte del glaciar Sarmiento de Gamboa 0,081 km^3/año. A modo de comparación para identificar el orden de magnitud de estas contribuciones de agua dulce fría, podemos mencionar que, de acuerdo con el CEDEUS (Centro de Desarrollo Urbano Sustentable), la cantidad de agua potable consumida por el área metropolitana de Concepción corresponde a 0,048 km^3/año.

Estos resultados pueden ser contrastados con la población del braquiópodo *Magellania venosa*, la cual en Seno Ballena registró en los puntos SB9 y SB10, 2 y 22 individuos respectivamente, mientras que, en Seno Helado, en SH9 se encontraron 34 y SH10 solo 1. Esto sugiere un posible impacto del calving en las comunidades cercanas.

19.4 Conclusiones

Debido a la sensibilidad de la comunidad zooneustónica a las variaciones de salinidad y temperatura provocadas por el deshielo en los sistemas de fiordos glaciados, hace necesario proseguir las investigaciones de manera permanente para determinar si el zooneuston es una herramienta biológica adecuada para la vigilancia del cambio climático en los estuarios y sistemas de fiordos australes de Chile.

En relación con el balance de nitrógeno y fósforo, el Seno Ballena presenta una dinámica biogeoquímica estable, con baja exportación de nutrientes y alta eficiencia en la remoción de nitrógeno mediante desnitrificación. Su equilibrio puede estar influenciado por la conectividad con el océano y los aportes glaciares. Aunque limitaciones en los datos afectan la precisión del modelo LOICZ, los resultados destacan la necesidad de monitorear estos sistemas ante el cambio climático, ya que el derretimiento glaciar podría alterar la remineralización y la calidad del hábitat. Futuros estudios deben incluir mediciones in situ y modelos de alta resolución para validar y profundizar estos hallazgos.

Respecto al impacto de los glaciares en su ecosistema marino circundante, es un tema de estudio relevante, dado el presente escenario de cambio climático global. En particular, es necesario profundizar la investigación que verifique la conexión existente entre las comunidades marinas y los glaciares circundantes. Las regiones de Aysén y Magallanes son un laboratorio natural, en el cual es propicio el desarrollo de dichas investigaciones, dado el alto número de glaciares del tipo calving y la importancia de las comunidades marinas en la economía regional.

Agradecimientos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile). J. Cañete agradece el aporte de los proyectos CIMAR CONA C16F-10-14 (2010), C25F-19-06 (2019) y C27F-24-07 (2024). E. Johnson agradece las imágenes satelitales de radar al proyecto HYD2671, suscrito con la agencia espacial alemana (DLR).

19.5 Referencias

Antezana T (1999) Plankton of southern Chilean fjords: trends and linkages. Scientia Marina 63(S1):69–80.

Boltovskoy D (ed) (1981) Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con zooplancton marino. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, pp. 587–679.

Cañete JI, Gallardo C, Olave C, Romero MS, Figueroa T & Haro D (2016) Abundance and spatial distribution of neustonic copepodites of *Microsetella rosea* (Harpacticoida: Ectinosomatidae) along the western coast of Magellan, southern Chile. Latin American Journal of Aquatic Research 44:576–587.

Cañete JI, Gallardo CS, Medina A, Díaz-Ochoa J, Olave C & Figueroa T (2019) Abundance and spatial distribution of Polygordius (Polychaeta: Polygordiidae) neustonic exolarvae in estuaries from southern Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 47:19–33.

Cañete JI, Cárdenas C, Frangópulos M, Aguilar X & Díaz-Ochoa J (2020) Importance of remote sensing for the study of spatial dynamics of estuarine neuston from southern Chile. In: 2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS). IEEE, pp. 554–557.

Cañete JI, Cárdenas C, Aldea C & Díaz-Ochoa J (2022) Biodiversidad y estructura de la comunidad neustónica en Chile: contribución de los cruceros CIMAR a la vigilancia del cambio climático mediante el plancton superficial del Pacífico Sur Oriental. Exposición en el Taller de Celebración de los 25 años de Cruceros CIMAR, Comité Oceanográfico Nacional (CONA), Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada y Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile, 11 noviembre 2022.

Castellani C & Edwards M (2017) Marine plankton. Oxford University Press, Oxford, 678 pp.

Ferreyra A & González HE (2023) The Sub-Antarctic Beagle Channel marine ecosystem: a regional and comprehensive sentinel of global change. Journal of Marine Systems 241:103914.

Gordon DC, Bourdeau P, Mann KH, Ong J-E, Silvert WL, Smith SV, Wattayakorn G, Wulff F & Yanagi T (1996) LOICZ biogeochemical modelling guidelines. LOICZ/R&S/05-5, Texel, The Netherlands, 96 pp.

Guglielmo L & Ianora A (eds) (1995) Atlas of marine zooplankton: Straits of Magellan. Springer-Verlag, Berlin, 253 pp.

Gurdiel I, Rada C, Malz P, Braun M & Casassa G (2022) Glacier inventory and recent variations of Santa Inés Icefield, southern Patagonia. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 54(1):202–220.

Guzmán D & Silva N (2002) Caracterización física y química y masas de agua en los canales australes de Chile entre Boca del Guafo y Golfo Elefantes (Crucero CIMAR-4 Fiordos). Ciencia y Tecnología del Mar 25:45–76.

Hays GC, Richardson AJ & Robinson C (2005) Climate change and marine plankton. Trends in Ecology and Evolution 20:337–344.

Iriarte JL, Pantoja S & Daneri G (2014) Oceanographic processes in Chilean fjords of Patagonia: from small to large-scale studies. Progress in Oceanography 129:1–7.

Lange H, Casassa G, Ivins ER, Schröder L, Fritsche M, Richter A, Groh A & Dietrich R (2014) Observed crustal uplift near the Southern Patagonian Icefield constrains improved viscoelastic Earth models. Geophysical Research Letters 41:805–812.

Mann KH & Lazier JR (1991) Dynamics of marine ecosystems: biological–physical interactions in the oceans. Blackwell, Malden, Massachusetts.

McEdward L (ed) (1995) Ecology of marine invertebrate larvae. CRC Press, Boca Raton, 480 pp.

Oliver H, Castelao RM, Wang C & Yager PL (2020) Meltwater-enhanced nutrient export from Greenland's glacial fjords: a sensitivity analysis. Journal of Geophysical Research: Oceans 125:e2020JC016185.

Palma S & Kaiser K (1993) Plancton marino de aguas chilenas. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Valparaíso, 151 pp.

Pantoja S, Iriarte JL & Daneri G (2011) Oceanography of the Chilean Patagonia. Continental Shelf Research 31:149–153.

Pineda-Metz S & Montiel A (2021) Seasonal dynamics of meroplankton in a subantarctic fjord (Southern Patagonia, Chile). Polar Biology 44:875–886.

Ratnarajah I, Abu-Alhaija R, Atkinson A, Batten S, Bax NJ, Bernard KS, Canonico G, Cornils A, Everett JD, Grigoratou M, Ishak NHA, Johns D, Lombard F, Muxagata E, Ostle C, Pitois S, Richardson AJ, Schmidt K, Stemmann L, Swadling KM, Yang G & Yebra L (2023) Monitoring and modelling marine zooplankton in a changing climate. Nature Communications 14:564.

Salcedo-Castro J, Montiel A & Barría K (2020) Balance LOICZ de nitrógeno y fósforo para un área marina proglacial: influencia de la variación pluviométrica en el flujo de nutrientes. Revista de Biología Marina y Oceanografía 55:191–201.

Schaefer M, Machguth H, Falvey M, Casassa G & Rignot E (2015) Quantifying mass balance processes on the Southern Patagonia Icefield. The Cryosphere 9(1):25–35.

Semkin P, Pavlova G, Lobanov V, Barabanshchikov Y, Kukla S, Sagalaev S, Shvetsova M, Shkirnikova E, Tishchenko P, Tibenko E, Ulanova O & Tishchenko P (2023) Nutrient flux under the influence of meltwater runoff from volcanic territories and ecosystem response of Vilyuchinskaya and Avachinskaya Bays in southeastern Kamchatka. Journal of Marine Science and Engineering 11:1299.

Sievers HA & Silva N (2008) Masas de agua y circulación en los canales y fiordos australes. En: Silva N & Palma S (eds) Progress in the oceanographic knowledge of Chilean interior waters, from Puerto Montt to Cape Horn, pp. 53–58. Escuela

de Ciencias del Mar, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso.

Silva N, Guzmán D & Valdenegro A (2009) Aysén Sound, Chile. En: Swaney DP & Bongghi H (eds) LOICZ budget toolbox documentation, Rev. 1. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21001.95846

Silva N & Palma S (eds) (2008) Progress in the oceanographic knowledge of Chilean interior waters, from Puerto Montt to Cape Horn. Escuela de Ciencias del Mar, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso.

Stuefer M, Rott H & Skvarca P (2007) Glaciar Perito Moreno, Patagonia: climate sensitivities and glacier characteristics preceding the 2003/04 and 2005/06 damming events. Journal of Glaciology 53(180):3–16.

Todd CD, Laverack MS & Boxshall G (1996) Coastal marine zooplankton: a practical manual for students. Cambridge University Press, Cambridge, 106 pp.

Turner RK, Lorenzoni I & Adger WN (1998) Towards integrated modelling and analysis in coastal zones: principles and practice. LOICZ Core Project Office, Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Texel, The Netherlands.

Valdenegro A & Silva N (2003) Caracterización oceanográfica física y química de la zona de canales y fiordos australes de Chile entre el Estrecho de Magallanes y Cabo de Hornos (CIMAR 3 Fiordos). Ciencia y Tecnología del Mar 26(2):19–60.

Young CM (2006) Atlas of marine invertebrate larvae. Elsevier Academic Press, Amsterdam, 640 pp.

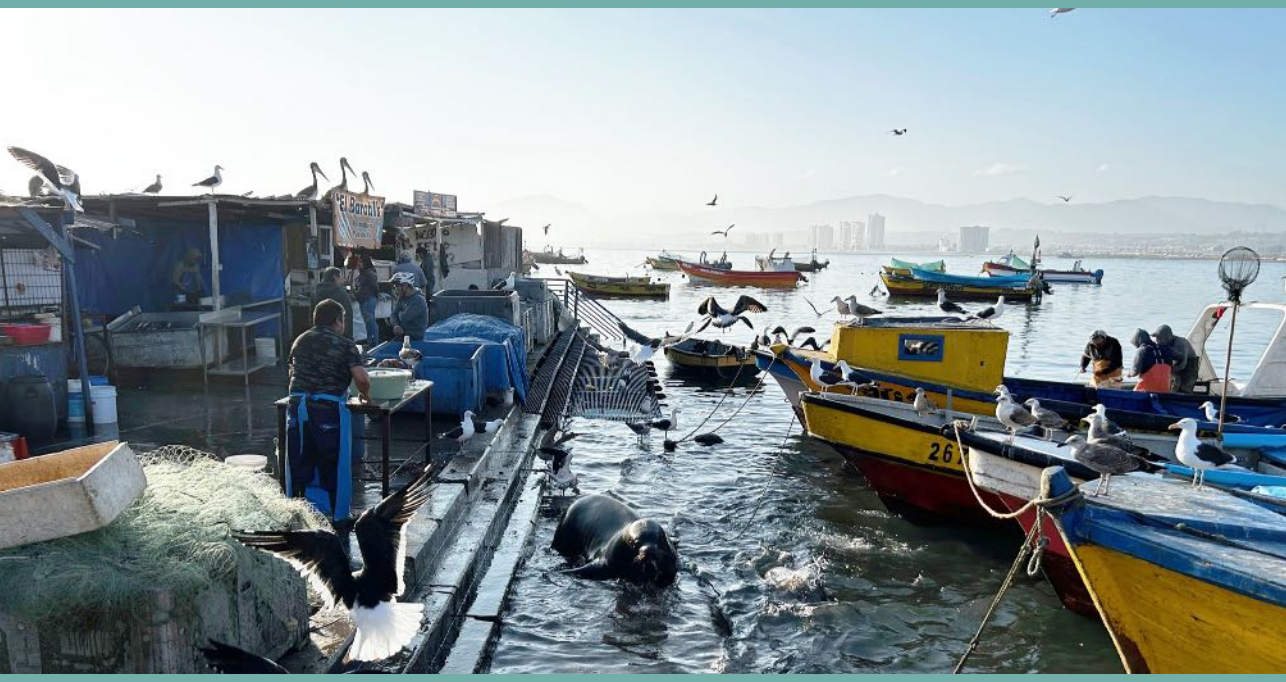
Zaitsev Y (2009) Neuston of seas and oceans. En: Liss PS & Duce RA (eds) The sea surface and global change, pp. 519–540. Cambridge University Press, Cambridge.



20 CAPITULO

Aves marinas y cambio climático: Un ave endémica (*Pelecanus thagus*) de la corriente de Humboldt como estudio de caso

Jaime Cursach Valenzuela & Carlos Zuleta-Ramos



Sustentabilidad y Cambio Climático en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

Rosalino Fuenzalida, Carlos Zuleta-Ramos & Cristian Aldea (eds)
Ediciones CUECH-RISUE 2026: 604-611



CAPITULO 20: Aves marinas y cambio climático: *Pelecanus thagus* un ave endémica de la corriente de Humboldt como estudio de caso

Jaime Cursach Valenzuela[1] & Carlos Zuleta-Ramos[2]

1. Fundación Conservación Marina, Puerto Montt, Chile. 2. Departamento de Biología, Universidad de La Serena, Chile & Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, España.

RESUMEN: En las últimas décadas, varias especies marinas han comenzado a modificar sus rangos de distribución en respuesta a cambios ambientales observables en la costa chilena. Este capítulo examina este proceso a través de la distribución del pelícano (*Pelecanus thagus*), integrando censos poblacionales, modelaciones ecológicas, registros reproductivos y conocimiento local para comprender su reciente avance hacia el sur de Chile. Con evidencia recopilada entre 2018 y 2024, se describe cómo una especie antes restringida al norte y centro del país comenzó a establecer presencia regular y nidificar en zonas más meridionales. El conjunto de métodos empleados permitió documentar un desplazamiento geográfico consistente y socialmente perceptible.

20.1 Contexto general y antecedentes

El efecto más estudiado del cambio climático sobre las especies y los ecosistemas, es el desplazamiento de las especies, hábitats y comunidades hacia los polos o altitudes mayores respecto de sus emplazamientos actuales (Murphy & Weiss 1992, Segan et al. 2016, Advani 2023). Estos cambios son relevantes para Chile, dado que éste es el tercer país de

América del Sur con el mayor porcentaje de endemismo y con una alta biodiversidad relativa (Simonetti et al. 1995). Muchas de estas especies se encuentran ya en condiciones vulnerable de conservación (Valientes-Olivares & Imbernón-Vergara 2018, MMA 2024). Considerando la escasa proporción y representación de las unidades silvestres protegidas del país, el cambio climático podría agravar la pérdida de biodiversidad en varios ecosistemas del país.

El cambio climático afecta cada vez más a las aves marinas, ya que actúa negativamente sobre varios componentes de su adecuación y su estado de conservación, por lo que se ha convertido en la tercera amenaza más importante, después de las especies exóticas invasoras y la captura incidental (Croxall et al. 2012, MMA-National Audubon Society 2025). A su vez, una gran proporción de aves marinas (e.g. del sistema de la corriente de Humboldt) se alimenta en un rango relativamente estrecho de niveles tróficos, principalmente de zooplancton de mayor tamaño, pequeños peces pelágicos o calamares los cuales tambiés son afectados por el cambio climático (Quillfeldt & Masello 2013).

El pelícano peruano, *Pelecanus thagus*, es un ave marina endémica del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH) de Sudamérica. Su área de distribución se extiende por la costa del Pacífico, desde el sur de Ecuador, a través de Perú, hasta el sur de Chile (Martínez-Piña 2023). Sin embargo, su distribución reproductiva no es continua a lo largo de la costa, sino que está localizada en ciertas islas costeras, desde la isla Santa Clara (3º S), en el sur de Ecuador, hasta la isla Mocha (38º S), en el centro de Chile (Housse 1945, Vinueza et al 2015).

El presente trabajo nace desde una larga experiencia de investigación, que tomó más tiempo del proyectado, como suele ocurrir en la ciencia cuando se busca comprender fenómenos complejos. Fue necesario integrar diversas disciplinas (ecología, modelación, saberes locales, y narrativas territoriales) para interpretar señales de un cambio profundo en el ecosistema marino-costero. Este capítulo describe cómo, a través de una secuencia de investigaciones científicas, entrevistas a expertos y pescadores, y trabajo colaborativo en terreno, se logró documentar y validar un fenómeno ecológico de gran relevancia: la expansión del rango de distribución espacial y reproductivo del Pelícano (*Pelecanus thagus*) hacia el sur de Chile, como respuesta directa al cambio climático. Lo que comenzó como una predicción modelada en 2018, se confirmó empíricamente en 2022, y se reforzó con percepciones locales y expertas que coinciden en una misma conclusión: el pelícano está expandiendo

su rango de distribución geográfica, y lo está haciendo más rápido de lo previsto.

Todo este trabajo se basa en los resultados obtenidos por Cursach et al. (2018, 2019, 2021, 2024), que fueron publicados de forma parcial en función de los avances obtenidos, y en esta oportunidad (por primera vez) son presentados de forma integral en este capítulo. Durante décadas, *Pelecanus thagus* fue considerado una especie emblemática del norte y centro de Chile (Figura 15.1), ligada a las corrientes frías del Sistema de Corriente de Humboldt. Su presencia en el sur de Chile era ocasional, casi anecdótica. Pero algo comenzó a cambiar. En las costas del sur del país, observadores locales, pescadores artesanales y científicos comenzaron a notar una presencia más frecuente de pelícanos: primero como visitantes, luego como residentes, y finalmente como un ave marina nidificante. ¿Era una expansión natural? ¿Una anomalía? ¿O una señal de algo más profundo?

La investigación que siguió no fue rápida, fácil ni lineal. Como ocurre con los procesos científicos que buscan comprender fenómenos complejos, tomó años de trabajo, observación paciente y colaboración interdisciplinaria. Se combinaron censos poblacionales, modelaciones ecológicas, entrevistas a comunidades costeras y análisis de escenarios climáticos. Cada disciplina aportó una pieza del rompecabezas. Los resultados fueron evidentes y sorprendentes: *Pelecanus thagus* estaba expandiendo su rango de distribución espacial y reproductivo hacia el sur de Chile, colonizando islotes y roqueríos que antes no ocupaba. Esta expansión no era casual, sino una respuesta directa al cambio climático.

20.2 Distribución potencial de *Pelecanus thagus* bajo diferentes escenarios de cambio climático

En el estudio publicado en la revista PeerJ (Cursach et al. 2019), se modeló la distribución potencial del pelícano en el Sistema de Corriente de Humboldt bajo dos escenarios de cambio climático (RCP 2,6 y RCP 8,5). Utilizando más de 4.800 registros georreferenciados y el algoritmo MaxEnt, se identificaron variables clave como la temperatura diurna y la productividad marina. Los resultados fueron claros: bajo un escenario moderado, el Pelícano podría expandir su rango reproductivo hacia el sur, encontrando condiciones favorables en zonas australes. Bajo un escenario severo, se proyectaba una contracción significativa. Donde las costas del sur de Chile emergían como un posible refugio climático para la especie. Este trabajo fue pionero en anticipar desplazamientos ecológicos inducidos por el cambio climático sobre aves marino-costeras



Figura 20.1 Bandada de pelícanos (*Pelecanus thagus*) en la caleta de Punta de Choros (Región de Coquimbo). Fuente: Elaboración propia.

endémicas. Pero la pregunta persistía: ¿cuándo ocurriría este cambio? ¿Sería perceptible en el corto plazo?

20.3 Registro más austral de *Pelecanus thagus* en Chile

En febrero de 2022, en los Islotes Farallones de Carelmapu (41°S), se documentó el registro reproductivo más austral de pelícano y el piquero (*Sula variegata*), ambas aves marinas endémicas del Sistema de Corriente de Humboldt. Se estimaron 114 polluelos y 39 volantones de Pelícano. Este hallazgo, publicado en la Revista de Biología Marina y Oceanografía (Cursach et al. 2024), confirmó que la expansión proyectada ya estaba ocurriendo, en un tiempo menor al previsto. La evidencia era contundente: el pelícano no solo estaba presente, sino que estaba reproduciéndose activamente en una zona donde antes no lo hacía.

20.4 Situación poblacional de *Pelecanus thagus* y percepción de los pescadores artesanales

En paralelo a lo señalado en el epígrafe anterior, se desarrolló un diagnóstico de la población de *Pelecanus thagus* en Chile, identificando sitios de nidificación y vacíos de información, donde, además, los ornitólogos nacionales percibían una disminución de su abundancia en las costas del norte y centro del país, con un aumento poblacional hacia el sur de Chile (Cursach et al. 2018). Este trabajo fue clave para establecer una línea base y reconocer que el fenómeno no era aislado ni anecdótico. Era parte de una transformación más amplia, que requería colaboración científica y territorial.

En el año 2021, se publicó un estudio basado en entrevistas a 77 pescadores artesanales de zonas costeras del norte, centro y sur de Chile (Cursach et al. 2021). Mientras en el norte y centro del país se percibía estabilidad o disminución de la población, en la zona sur la mayoría reportaba un aumento significativo en la abundancia de Pelícanos. Sus testimonios coincidían con los modelos y las observaciones científicas, revelando que el conocimiento local sobre el Pelícano variaba según la experiencia territorial, el acceso a información y la relación con el paisaje. Esta dimensión social permitió comprender que el cambio climático no solo transforma ecosistemas, sino también narrativas, memorias y formas de habitar la costa (Cursach et al. 2021).

20.5 Reflexiones sobre *Pelecanus thagus* y el cambio climático

Así, *Pelecanus thagus* se convirtió en un indicador biocultural: una especie que refleja cambios ecológicos, pero también activa preguntas comunitarias sobre el futuro del mar, la pesca, y la conservación. Su distribución hacia el sur no es solo biológica, sino también simbólica. Nos recuerda que adaptarse es posible, pero también que observar, registrar y dialogar son formas de cuidar.

Dentro de las implicancias ecológicas y territoriales de este descubrimiento, la expansión del rango de distribución espacial y reproductiva del pelícano permite plantear las siguientes preguntas de investigación: ¿Qué efectos tiene la presencia del pelícano sobre otras especies de aves costeras en términos de competencia, depredación o desplazamiento?, ¿Cómo se modifican las redes tróficas y las dinámicas ecológicas con la llegada del pelícano?, ¿Qué oportunidades y desafíos plantea esta expansión para la pesca artesanal y el uso local de recursos marinos?, ¿Cómo se articulan los distintos niveles de gestión (local, regional, nacional) frente a fenómenos ecológicos emergentes como este?, ¿Qué mecanismos de gobernanza colaborativa pueden fortalecer la respuesta ante nuevas dinámicas ecológicas?

La expansión del rango de distribución del pelícano hacia el sur de Chile es también una metáfora de adaptación, observación y cuidado. Nos recuerda que el cambio climático ya está aquí, transformando silenciosamente nuestros paisajes y nuestras relaciones con ellos. Pero también nos muestra que es posible responder con inteligencia colectiva, con ciencia situada y con compromiso territorial.

Esta narrativa no es solo una secuencia de artículos. Es un proceso vivo y dinámico, construido desde la observación, la escucha y el compromiso.

Es una muestra de cómo la ciencia puede anticipar, validar y transformar. Y de cómo el territorio, cuando se convierte en evidencia, puede guiar nuestras decisiones más allá de los modelos. En tiempos de cambio climático, necesitamos más narrativas como esta. Historias que unan ciencia y comunidad, que reconozcan la urgencia sin perder la esperanza, y que nos inviten a conservar no solo especies, sino también vínculos, memorias y futuros posibles con las comunidades humanas.

Así como *Pelecanus thagus* encontró nuevos lugares para reproducirse, nosotros podemos encontrar nuevas formas de habitar, proteger y conservar nuestras costas. El estudio que comenzó con una observación se convirtió en conocimiento, y ese conocimiento nos permitirá comprender algunas facetas del cambio climático, que ahora puede convertirse en acción para adaptarnos a un futuro que debemos preveer.

20.6 Conclusiones

La expansión de *Pelecanus thagus* hacia el sur de Chile revela un proceso ecológico que combina plasticidad biológica, disponibilidad ambiental y nuevas condiciones en la zona costera. El registro reproductivo en islotes australes confirma que este desplazamiento no es episódico, sino parte de una tendencia sostenida que ya está modificando el paisaje y la diversidad de aves marinas en la región. Las percepciones locales aportan matices que enriquecen la interpretación ecológica y abren líneas de trabajo orientadas a comprender efectos tróficos, interacciones con otras especies y desafíos de manejo. El fenómeno invita a fortalecer la colaboración entre ciencia y comunidades para anticipar cambios futuros en las costas de Chile.

Agradecimentos: Proyecto Sistema Articulado de Investigación en Cambio Climático y Sustentabilidad (PFUE-RED21992, MINEDUC, Chile).

20.7 Referencias

Advani NK (2023) Assessing species vulnerability to climate change, and implementing practical solutions. Biological Conservation 286: 110284.

Croxall JP, Butchart SHM, Lascelles B, Stattersfield AJ, Sullivan B, Symes A, Taylor P (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conservation International 22:1-34.

Cursach JA, Arriagada A, Rau JR, Ojeda J, Bizama G & Becerra A (2019) Predicting the potential distribution of the endemic seabird *Pelecanus thagus* in the Humboldt Current Large Marine Ecosystem under different climate change scenarios. PeerJ 7: e7642.

Cursach JA, Delgado C, Cárdenas-Vejar J, Pfeifer A, Barrientos M, Delgado-Pfeifer F, Delgado-Pfeifer M & Balboa Figueroa L (2024) Islotes Farallones de Carelmapu: Sitio de alto valor para la reproducción de aves marinas en el sur de Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía 59(1): 74–80.

Cursach JA, Rau JR, Gelcich S & Rodríguez-Maulén J (2018) Situación poblacional del Pelícano Peruano (*Pelecanus thagus*) en Chile: prospección inicial. Ornitología Neotropical 29: 77–89.

Cursach JA, Rau JR, Ther-Ríos F, González PS, García-León C, Rodríguez-Maulén J, Gelcich S & Brañas F (2021) Los pescadores artesanales de tres zonas costeras de Chile difieren en su percepción acerca de la situación poblacional del pelícano de Humboldt (*Pelecanus thagus*). Revista Chilena de Ornitología 27(2): 71–76.

Housse R (1945). Las aves de Chile en su Clasificación Moderna, su Vida y Costumbres. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Martínez-Piña D (2023). Aves de Chile: Guía de Campo. Museo Ediciones, Santiago, Chile.

MMA (2024). Lista de especies nativas según estado de conservación. 19º Proceso. Ministerio del Medio Ambiente (MMA), Santiago, Chile (http://www.mma.gob.cl/ clasificacionespecies).

MMA-National Audubon Society (2025). Plan de Acción para la Conservación de Aves Marinas en Chile. Estrategia Nacional de Conservación de Aves 2021-2030. Ministerio del Medio Ambiente & National Audubon Society, Santiago, Chile.

Murphy DD & Weiss SB (1992) Effects of climate change on biological diversity in western North America: species losses and mechanisms. En: Peters RL & TE Lovejoy (eds) Global Warming and Biological Diversity: 355-368. Castleton, Hamilton Printing. New York, USA.

Quillfeldt P & Masello JF (2013) Impacts of climate variation and potential effects of climate change on South American seabirds-a review. Marine Biology Research 9:337-357.

Segana DB, Murray KA & Watson JEM (2016) A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to hábitat loss-climate change interactions. Global Ecology and Conservation 5: 12–21.

Simonetti JA, Kalin-Arroyo MT, Spotorno AE & Lozada E (eds) (1995) Diversidad Biológica de Chile. CONICYT, Santiago, Chile.

Valientes-Olivares M & Imbernón-Vergara D (2018) Plan de Acción de Cambio Climático Aves y Biodiversidad para Chile. Comité Nacional Pro Defensa de la Fauna y Flora (CODEFF), Birdlife International y National Audubon Society. Santiago, Chile.

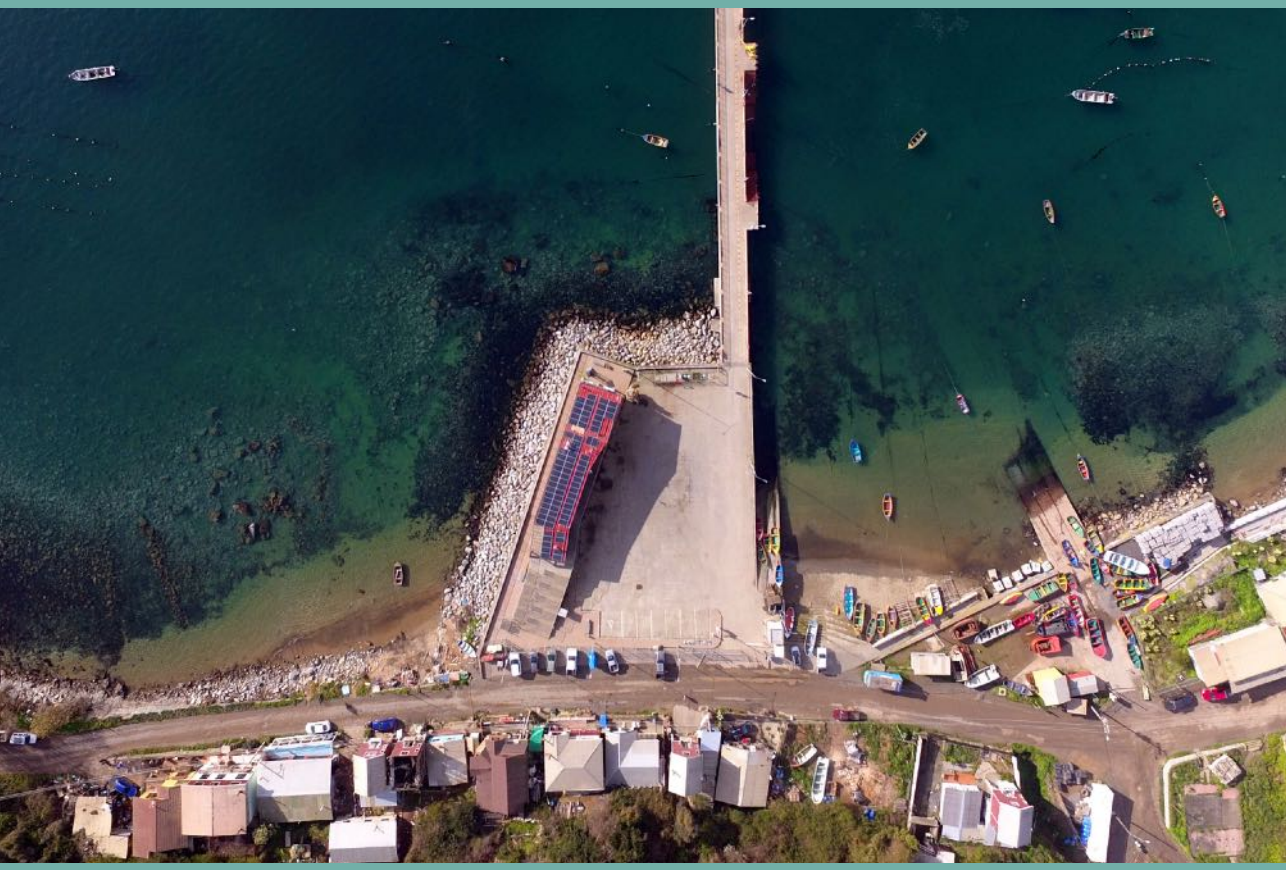
Vinueza GS, Sornoza F, Yáñez Muñoz MH (2015) Primer registro de anidación del pelícano peruano *Pelecanus thagus* (Pelecaniformes: Pelecanidae) en Ecuador. Avances en Ciencias e Ingenierías 7: B4-B6.



Sustentabilidad y Cambio Climático

en Zonas Litorales de Chile y Ecosistemas Adyacentes

ISBN: 978-956-425-313-8



Universidad de Antofagasta

UNIVERSIDAD ARTURO PRAT DEL ESTADO DE CHILE

Universidad de La Serena Chile

Universidad de Valparaíso Chile

Universidad de Playa Ancha

Universidad de O'Higgins

Universidad del Bío-Bío

Universidad De Los Lagos

Universidad de Magallanes Chile