

# Análisis de vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres de Chile bajo escenarios de cambio climático

Patricio Plischoff

Agosto 2023



Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura



## Índice

|  |    |
|--|----|
| 1. Introducción.....   | 3  |
| 2. Metodología.....  | 4  |
| 2.1. Análisis de riesgo bajo escenarios de cambio climático..... | 8  |
| 2.1.1. Análisis de riesgo ARCLIM.....                            | 8  |
| 2.1.2. Modelos correlativos.....                                 | 9  |
| 3. Resultados.....   | 10 |
| 3.1. Análisis de riesgo bajo escenarios de cambio climático..... | 22 |
| 3.1.1. Análisis de riesgo ARCLIM.....                            | 22 |
| 3.1.2. Modelos correlativos.....                                 | 25 |
| 4. Conclusiones.....   | 28 |
| 5. Referencias.....  | 29 |
| 6. Anexos.....   | 30 |

## 1. Introducción

El impacto del cambio climático sobre los ecosistemas se puede evaluar desde la perspectiva funcional, a través de la respuesta de las distintas especies que componen los ecosistemas a las variaciones del clima o desde una perspectiva estructural, analizando algún componente estructural de los ecosistemas como puede ser la fisonomía de la vegetación (Luebert & Pliscoff 2017). El análisis estructural de los ecosistemas permite identificar impactos a escalas más amplias que los impactos en la función de los ecosistemas, por lo que se pueden entender de forma más simple los impactos de la variabilidad climática sobre los ecosistemas. La relación entre el clima y la vegetación es una de las bases de la biogeografía moderna, pudiendo identificarse cualquier tipo vegetacional a escala global (bioma), a partir de los patrones de la temperatura y de la precipitación (Leuschner 2005). Esta relación permite a su vez estimar el comportamiento estructural de la vegetación mediante las proyecciones futuras del cambio climático. Estableciendo el riesgo como la estimación de la magnitud de cambio de la estructura de la vegetación de los ecosistemas producto de la variabilidad futura del clima bajo diferentes escenarios de cambio climático, este enfoque fue el utilizado por ejemplo en el Atlas de riesgo climático (ARCLIM) (Pica-Telléz et al. 2020). Otra forma de abordar en forma espacialmente explícita el análisis de riesgo de los ecosistemas, es mediante los modelos de distribución o modelos correlativos, este enfoque permite estimar los cambios en las condiciones futuras climáticas de las especies, desde una perspectiva de “idoneidad o adecuación climática” (Guisan & Zimmermann 2000), identificando el cambio espacial en la idoneidad o adecuación climática es posible identificar zonas de expansión o reducción de las áreas climáticas actuales adecuadas para los ecosistemas, obteniendo así otro parámetro de vulnerabilidad relevante para la evaluación del riesgo climático futuro. El software más utilizado a nivel global para modelar la distribución potencial actual de especies y ecosistemas es el software Maxent 3.3.6 (Phillips et al. 2006). Este software utiliza un enfoque de máxima entropía para determinar la probabilidad de presencia usando puntos georreferenciados de presencia y un conjunto de variables explicativas. Este software ya ha sido utilizado para generar modelos de distribución de ecosistemas en Chile (Pliscoff et al. 2011, Bambach et al. 2013).

## 2. Metodología

### 2.1. *Análisis de riesgo bajo escenarios de cambio climático*

Para evaluar el riesgo de los ecosistemas por los efectos del cambio climático, se desarrollan dos aproximaciones basadas en enfoques metodológicos diferentes, el primero corresponde a un enfoque estático espacial, donde se evalúa el cambio del clima en una misma unidad espacial (pixel) en el tiempo, el segundo corresponde al enfoque dinámico espacial, asociado a la proyección de los modelos correlativos de variables ambientales (climáticas) que más influyen en la distribución de los ecosistemas, a continuación se detallan estas dos metodologías, y su aplicación en los ecosistemas terrestres de Chile continental.

#### 2.1.1. *Análisis de riesgo climático ARCLIM*

La primera aproximación utiliza los resultados del atlas de riesgo climático ARCLIM (<http://arclim.mma.gob.cl>), que presenta una evaluación de riesgo para la flora y fauna a partir de los cambios futuros en la temperatura promedio mensual y en las precipitaciones acumuladas anuales (Pliscoff & Uribe 2020). Esta evaluación de riesgo utiliza una base de datos de ocurrencias de flora y fauna, extrayendo los valores actuales y futuros de los parámetros climáticos de temperatura promedio y precipitación anuales por especie. Esta metodología se basa en el concepto de márgenes de seguridad en la respuesta de las especies a variaciones producto del cambio climático, a partir de la caracterización de su tolerancia actual (Gallagher *et al.* 2019). Para ello, se dividió a Chile continental en cuadrantes de 5 km (misma resolución que el modelo climático regional) y se extrajeron los valores máximos de precipitación y de temperatura para todas las especies presentes en cada cuadrante. La diferencia entre la mediana de la distribución actual de cada especie y su promedio a largo plazo (actual vs. escenario futuro) en el cuadrante define el margen de seguridad de la especie frente al cambio climático. Luego, esta métrica se puede mapear en todo Chile continental. El Riesgo al cambio climático se definirá por la fórmula,  $\text{Riesgo} = \text{Promedio (Amenaza + Exposición + Sensibilidad)}$ . Donde, **Amenaza** corresponde a la diferencia entre el clima actual y el futuro (definido para la temperatura media y precipitaciones anuales). La **Exposición** se define a partir de la categoría de conservación en la lista roja de

ecosistemas de Chile (Pliscoff, 2015), que representa la disponibilidad de superficie con vegetación natural en cada ecosistema. La **Sensibilidad** se obtiene de la multiplicación entre el margen de seguridad (la diferencia entre la mediana del límite climático observado en todas las especies presentes en un píxel y las condiciones climáticas medias a largo plazo) y la capacidad adaptativa de las especies (amplitud de nicho, que para este análisis corresponde a la amplitud climática). El **Riesgo** representa la desviación de los márgenes climáticos actuales respecto del futuro que podrían soportar el conjunto de especies de flora y fauna en un píxel de 5 km. Finalmente, se agrupan los valores de Riesgo en cuantiles, para obtener cinco niveles (muy bajo, bajo, medio, alto, muy alto) para flora y fauna por comunas a escala nacional.

### **2.1.2. Modelos correlativos**

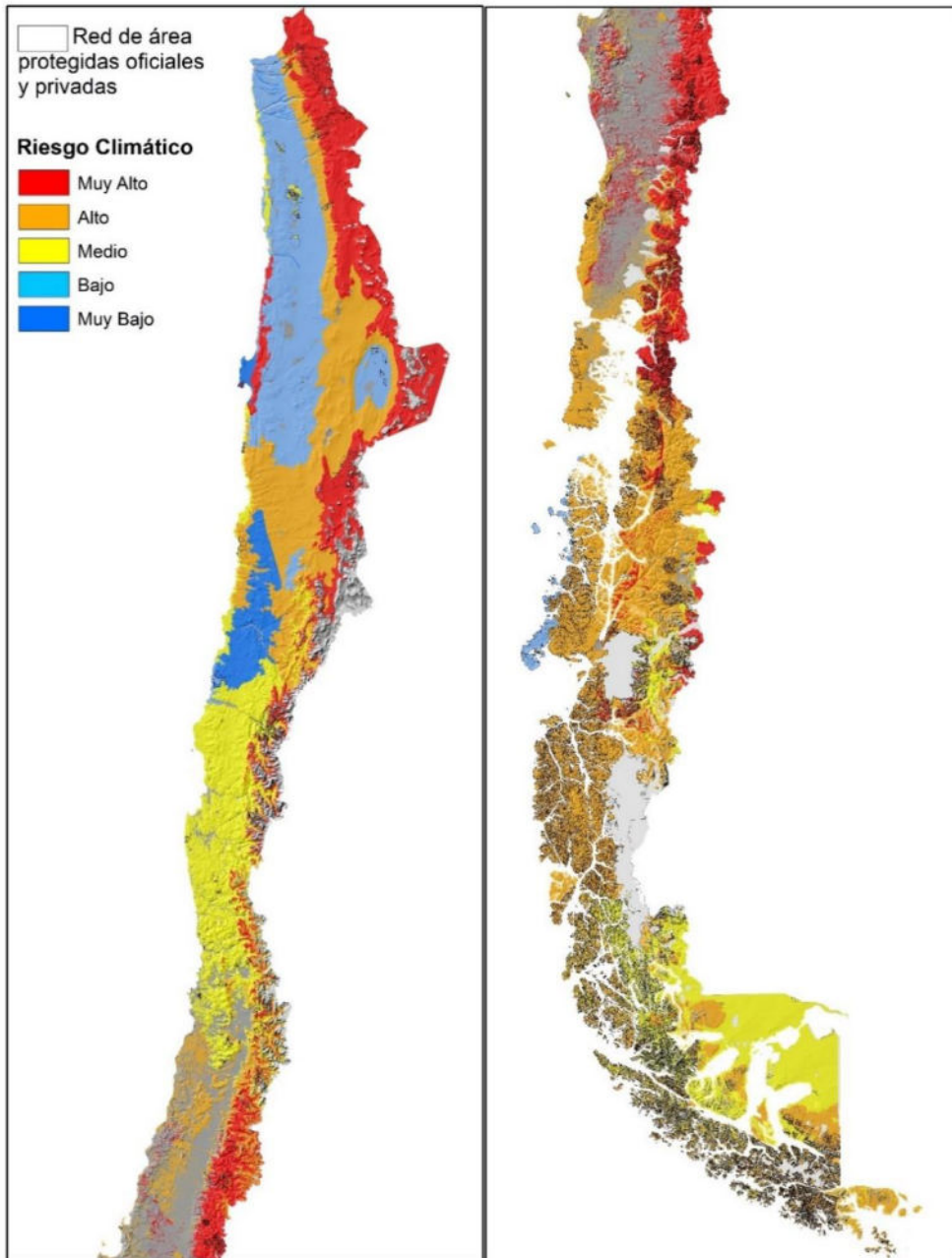
La segunda aproximación corresponde a la proyección futura de los ecosistemas a partir de la aplicación de un modelo correlativo utilizando para ellos variables climáticas. Esta aproximación permite proyectar espacialmente las áreas climáticas adecuadas de los ecosistemas bajo distintos escenarios de cambio climático. En el caso de este análisis, se realizaron las proyecciones a partir de 5 variables climáticas (variables), obtenidas de una definición de clima actual (período 1970-2000) del proyecto Worldclim (<http://worldclim.org>). Utilizando la técnica de modelos de adecuación de hábitat, Maxent (Phillips *et al.*, 2006), es posible proyectar bajo escenarios futuros las áreas adecuadas para la presencia de los ecosistemas modelados. Debido a que la unidad de análisis de ecosistemas (pisos de vegetación) tiene una resolución espacial muy detallada (escala 1:100.000), se utilizaron para las proyecciones futuras las 19 formaciones vegetacionales presentes en Chile continental. Estas formaciones corresponden a la unidad jerárquica superior en el sistema de clasificación de la *Sinopsis vegetacional y bioclimática de Chile*. Cada una de las 19 formaciones fueron proyectadas para cuatro períodos de tiempo futuros (2021-2040, 2041-2060, 2061-2080 y 2081-2100) y dos escenarios extremos de cambio climático a partir de un modelo de circulación global (HADGEM3-GC31-LL), que representa valores promedio de variabilidad para Chile dentro del último reporte de evaluación del IPCC (AR6). Los escenarios extremos de cambio climático futuro corresponden a SSP1-2.5 (escenario más optimista) y SPP5-8.5 (escenario más pesimista).

### **3. Resultados**

#### ***3.1. Análisis de riesgo bajo escenarios de cambio climático***

##### ***3.1.1. Análisis de riesgo climático ARCLIM***

Los análisis de riesgo de los ecosistemas bajo escenarios de cambio climático permitieron identificar las zonas que podrían sufrir más cambios respecto a la situación actual de sus ecosistemas. Con el primer enfoque de análisis de riesgo de los ecosistemas, se pudo identificar que 79 de los 125 ecosistemas (63%) poseen un riesgo alto o muy alto a partir de los cambios en la precipitación y temperatura que se identifican para el futuro y que modificarán la vulnerabilidad y la sensibilidad de las especies de flora y fauna en Chile continental (Anexo 1). Las zonas de muy alto riesgo se distribuyen preferentemente en los ecosistemas del altiplano y en los andinos de Chile centro-sur (Figura 1), siendo la zona comprendida entre las regiones del Maule y de la Araucanía la que concentra el mayor número de ecosistemas en muy alto riesgo (Tabla 1).



**Figura 1.** Distribución del riesgo climático en los ecosistemas de Chile continental. La escala de colores indica los distintos niveles de riesgo por ecosistema.

**Tabla 1.** Ecosistemas con riesgo muy alto de impacto del cambio climático y con representación bajo el 10 % en el escenario de protección oficial.

|    | <b>Ecosistema</b>  | <b>Región</b>                    |
|----|--|----------------------------------|
| 1  | Dunas tropicales costeras de <i>Tillandsia landbeckii</i> - <i>T. marconae</i>                                   | Arica y Parinacota - Tarapacá    |
| 2  | Bosque espinoso tropical interior de <i>Geoffroea decorticans</i> - <i>Prosopis alba</i>                         | Arica y Parinacota - Tarapacá    |
| 3  | Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana squamata</i> / <i>Festuca chrysophylla</i>                           | Tarapacá                         |
| 4  | Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana denudata</i> - <i>Chuquiraga atacamensis</i>                         | Tarapacá - Antofagasta           |
| 5  | Matorral desértico tropical-mediterráneo costero de <i>Copiapoa boliviana</i> - <i>Heliotropium pycnophyllum</i> | Antofagasta                      |
| 6  | Herbazal tropical-mediterráneo andino de <i>Chaetanthera sphaeroidalis</i>                                       | Antofagasta - Atacama - Coquimbo |
| 7  | Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Skytanthus acutus</i> - <i>Atriplex deserticola</i>               | Atacama                          |
| 8  | Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Austrocedrus chilensis</i>     | O'Higgins - Maule - Ñuble        |
| 9  | Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Discaria articulata</i>                | Maule                            |
| 10 | Herbazal mediterráneo andino de <i>Oxalis adenophylla</i> - <i>Pozoa coriacea</i>                                | Maule                            |
| 11 | Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>Persea lingue</i>                       | Maule                            |
| 12 | Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>N. obliqua</i>                           | Maule                            |
| 13 | Bosque caducifolio mediterráneo de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Persea lingue</i>                              | Ñuble - Biobío - Araucanía       |
| 14 | Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>N. obliqua</i>                  | Ñuble - Biobío                   |
| 15 | Bosque esclerofilo psamófilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> / <i>Fabiana imbricata</i>       | Ñuble - Biobío                   |
| 16 | Bosque mixto mediterráneo-templado costero de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>N. obliqua</i>                      | Biobío - Araucanía               |
| 17 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>Dasyphyllum diacanthoides</i>                | Biobío - Araucanía - Los Ríos    |
| 18 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>N. dombeyi</i>                               | Biobío - Araucanía - Los Ríos    |
| 19 | Bosque caducifolio templado costero de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>Persea lingue</i>                           | Biobío - Araucanía               |
| 20 | Bosque resinoso mediterráneo-templado andino de <i>Araucaria araucana</i> / <i>Festuca scabriuscula</i>          | Araucanía                        |
| 21 | Bosque caducifolio templado de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Laurelia sempervirens</i>                          | Araucanía - Los Ríos - Los Lagos |



### 3.1.2. Modelos correlativos

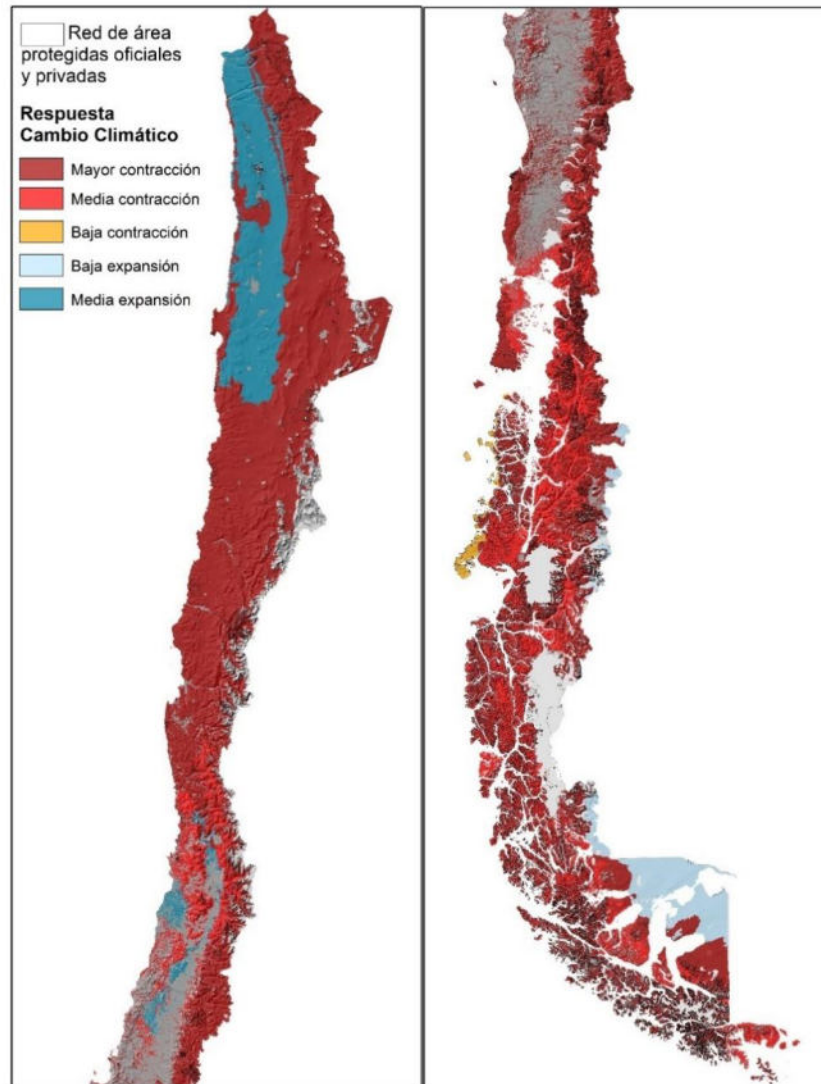
El análisis a partir de modelos correlativos nos permite identificar los cambios en el área adecuada para la distribución de los principales ecosistemas del país, agrupados en formaciones vegetacionales. Los resultados (Figuras 2 y 3) dan cuenta de que los mayores cambios se observan en las formaciones distribuidas en los extremos del país (Matorrales bajos, Estepas y Pastizales, Bosques Caducifolios y Turberas). Los ecosistemas andinos de la zona norte tienden a reducir su área adecuada en el futuro, debido al desplazamiento en altitud. Los ecosistemas desérticos se expanden latitudinalmente hacia el sur, mientras que los ecosistemas de bosque esclerófilo y espinoso tiende a desplazarse hacia zonas costeras y precordilleranas. En la Figura 2, se muestra un resumen de los cambios observados para cada formación vegetacional.

| Formación Vegetacional   | 2020-2040 |        | 2040-2060 |        | 2060-2080 |        | 2080-2100 |        |
|--------------------------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|
|                          | SSP126    | SSP585 | SSP126    | SSP585 | SSP126    | SSP585 | SSP126    | SSP585 |
| Desierto absoluto        | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↘      | ↘         | ↘      |
| Dunas de aerófitos       | →         | ↘      | →         | ↘      | →         | ↘      | ↘         | ↘      |
| Herbazal efímero         | ↘         | ↘      | ↘         | ↘      | ↘         | ↘      | ↘         | ↘      |
| Matorral desértico       | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | →      | →         | →      |
| Matorral bajo desértico  | ●         | ●      | ●         | ●      | ●         | →      | →         | →      |
| Matorral bajo de altitud | →         | →      | →         | →      | →         | →      | →         | →      |
| Herbazal de altitud      | →         | →      | →         | →      | →         | →      | →         | →      |
| Matorral espinoso        | →         | →      | →         | →      | →         | →      | →         | →      |
| Matorral esclerófilo     | ●         | ●      | →         | →      | →         | →      | →         | →      |
| Bosque espinoso          | ↘         | ↘      | ↘         | ↘      | ↘         | ↘      | ↘         | ↘      |
| Bosque esclerófilo       | ●         | ●      | ●         | ←      | ●         | ←      | ←         | ←      |
| Bosque caducifolio       | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      |
| Bosque siempreverde      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      |
| Bosque laurifolio        | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      |
| Bosque resinoso          | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      |
| Matorral caducifolio     | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      |
| Matorral siempreverde    | ●         | ●      | ●         | ●      | ●         | ●      | ↓         | ↓      |
| Turberas                 | ●         | ●      | ●         | ●      | ↓         | ↓      | ↓         | ↓      |
| Estepas y pastizales     | ●         | ●      | ●         | ●      | ←         | ←      | ←         | ←      |

**Figura 2.** Respuestas y dirección de desplazamientos de las formaciones vegetacionales a distintos periodos de proyección y escenarios de cambio climático.

Nota: Tonos cálidos indican contracción de la distribución futura y los tonos fríos indican expansión. Color verde señala estabilidad de la distribución futura. Las flechas señalan la dirección del movimiento del centroide de la distribución actual bajo escenarios futuros. El círculo da cuenta de la estabilidad. Para cada periodo de tiempo de proyección el escenario SSP126 señala una proyección optimista de las acciones para mitigar el cambio climático y el SSP585 la más pesimista.

En la Figura 3, se representa la respuesta del movimiento futuro de las áreas adecuadas de los ecosistemas, observándose una contracción para la mayoría de ellos a lo largo del país, solo se observa una expansión del área adecuada en algunos ecosistemas de la zona norte costera e interior (Desierto Absoluto), así como también en la zona central (Bosques Espinosos) y en la zona oriental de la Patagonia (Estepas).



**Figura 3.** Respuesta al cambio climático de los ecosistemas a un escenario pesimista (SSP 5-8.5) para el periodo de tiempo 2070-2100.

Nota: La escala de color señala las respuestas de movimiento de las áreas adecuadas actuales de los ecosistemas.

## 4. Conclusiones

Si bien, el cambio climático está afectando en todo el país, sus efectos se pueden observar con distinta magnitud dependiendo de la zona geográfica, los ecosistemas presentes y el periodo de tiempo sobre el cual se evalúa el impacto del cambio climático. Los dos enfoques de análisis desarrollados en este estudio, permiten tener una visión complementaria de los impactos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres de Chile continental. El primer enfoque que evalúa el riesgo climático permite identificar como las zonas con más riesgo a los ecosistemas del altiplano y de la precordillera y cordillera de la zona centro sur, entre las regiones de coquimbo y de Los Lagos, este riesgo está definido por el aumento en las temperaturas en la zona altiplánica y por la disminución en las precipitaciones en la zona centro-sur. El segundo enfoque permite tener una visión complementaria al primer análisis, ya que se puede analizar el desplazamiento de los espacios climáticos actuales donde se encuentran los ecosistemas bajo distintos periodos de tiempo futuros y diferentes escenarios de cambio climático. Los resultados indican dos conclusiones relevantes, la primera señala que los cambios más relevantes en los ecosistemas se dan en un sentido altitudinal en la zona norte y latitudinal en la zona centro-sur. Mientras que la segunda da cuenta de un espacio de cambio relativamente menor de los espacios climáticos desde la actualidad hasta el periodo correspondiente al año 2050. Además, se observa en los periodos de tiempo más lejanos una contracción de prácticamente todos los ecosistemas, independiente de la zona geográfica. Esto da cuenta de que los grandes cambios que se esperan en la temperatura (aumento de los promedios anuales) y en las precipitaciones (fuerte disminución en la zona centro-sur), van a reorganizar la distribución de los principales ecosistemas en el país. Solo en casos muy puntuales, en ecosistemas restringidos (ej. Zona costera norte o zonas de mayor altitud), se observan patrones de cambio diferentes. Los escenarios de cambio climático analizados (escenarios extremos, más optimista SSP1-2.6 y más pesimista SSP5-8.5), son relevantes solo para los periodos de tiempos más cercanos, donde se presentan resultados contrastantes por ecosistema. Hacia el periodo de tiempo más lejano (2080-2100), se observan mínimas diferencias en la magnitud y dirección de los cambios futuros.

Para mejorar este tipo de análisis en el futuro, se necesita incorporar los ecosistemas de los ámbitos marino y dulceacuícola, que no fueron incorporados en este estudio, por no poseer una clasificación válida en el primer caso y por no contar con un mapeo de unidades de ecosistemas dulceacuícolas a escala nacional. Además, queda pendiente la evaluación de la interfase marino-terrestre que es de especial relevancia en un país con una extensa línea de costa. Todos estos vacíos se pueden ir resolviendo en el tiempo, ya que existe la disponibilidad de información espacial a la escala necesaria para mapear los ecosistemas en los ámbitos faltantes. Por ejemplo, el inventario de humedales o la clasificación de ecosistemas marinos del Ministerio de Medio Ambiente.

## 5. Referencias

- Bambach, N., Meza, F. J., Gilabert, H., & Miranda, M. (2013). Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. *Regional Environmental Change*, 13(6), 1245–1257.
- Gallagher, R. V., Allen, S., & Wright, I. J. (2019). Safety margins and adaptive capacity of vegetation to climate change. *Scientific Reports*, 9(1), 1–11.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186.
- Leuschner, C. (2005) Vegetation and ecosystems. In: *Vegetation Ecology*, ed. E. van der Maarel, pp. 85–105. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Luebert, F., Pliscoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Pica-Téllez, A.; Garreaud, R.; Meza, F.; Bustos, S.; Falvey, M.; Ibarra, M.; Duarte, K.; Ormazábal, R.; Dittborn, R.; Silva, I. (2020). Informe Proyecto ARClím: Atlas de Riesgos Climáticos para Chile; Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia, Centro de Cambio Global UC and Meteodata for the Ministerio del Medio Ambiente via La Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ): Santiago, Chile.
- Pliscoff, P., Arroyo, M. T. K., & Cavieres, L. A. (2012). Changes in the main vegetation types of Chile predicted under climate change based on a preliminary study: Models, uncertainties and adapting research to a dynamic biodiversity world. *Anales Del Instituto de La Patagonia*, 40(1), 81–86.

Pliscoff, P. (2015). Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico elaborado por Patricio Pliscoff para el Ministerio del Medio Ambiente. 63 p. Santiago, Chile.

Pliscoff, P; Uribe, D. (2020). Informe Proyecto ARClím: Biodiversidad. Centro de Cambio Global UC coordinado por Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia y Centro de Cambio Global UC para el Ministerio del Medio Ambiente a través de La Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Santiago.

## 6. Anexos

## Anexo 2. Resumen de los resultados del análisis por ecosistema.

| Código | Ecosistema   | Formación               | Superficie           | Evaluación             | Riesgo           |
|--------|--|-------------------------|----------------------|------------------------|------------------|
|        |  | Vegetacional            | kilómetros cuadrados | Lista Roja Ecosistemas | Climático ARCLIM |
| P1     | Desierto tropical interior con vegetación escasa   | Desierto                | 56721,67             | En Peligro             | Bajo             |
| P2     | Dunas tropicales costeras de <i>Tillandsia landbeckii</i> - <i>T. marconae</i><br>Herbazal efímero tropical costero de <i>Nolana adansonii</i> - <i>N. lycioides</i> | Dunas de aerófitos      | 380,87               | Sin preocupación       | ND               |
| P3     | Matorral desértico tropical interior <i>Malesherbia auristipulata</i> - <i>Tarasa operculata</i>   | Herbazal efímero        | 732,24               | En Peligro             | Bajo             |
| P4     | Matorral desértico tropical interior de <i>Atriplex atacamensis</i> - <i>Tessaria absinthioides</i>  | Matorral desértico      | 528,63               | Casi Amenazado         | Alto             |
| P5     | Matorral desértico tropical costero de <i>Nolana sedifolia</i> / <i>Eulychnia iquiquensis</i>  | Matorral desértico      | 8484,28              | Vulnerable             | Bajo             |
| P6     | Matorral desértico tropical-mediterráneo costero de <i>Ephedra breana</i> / <i>Eulychnia iquiquensis</i>   | Matorral desértico      | 1288,17              | En Peligro             | Medio            |
| P7     | Matorral desértico tropical-mediterráneo costero de <i>Copiapoa boliviana</i> - <i>Heliotropium pycnophyllum</i>   | Matorral desértico      | 3051,22              | En Peligro             | Muy Alto         |
| P8     | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Gypothamnium pinifolium</i> - <i>Heliotropium pycnophyllum</i>   | Matorral desértico      | 1222,33              | En Peligro             | Muy Bajo         |
| P9     | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Euphorbia lactiflua</i> / <i>Eulychnia iquiquensis</i>   | Matorral desértico      | 807,72               | En Peligro             | Medio            |
| P10    | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Euphorbia lactiflua</i> / <i>Eulychnia saint-pieana</i>  | Matorral desértico      | 708,56               | Sin preocupación       | Medio            |
| P11    | Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Oxyphyllum ulicinum</i> - <i>Gymnophyton foliosum</i>   | Matorral desértico      | 1667,59              | En Peligro Crítico     | Alto             |
| P12    | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Heliotropium floridum</i> - <i>Atriplex clivicola</i>  | Matorral desértico      | 2790,17              | Sin preocupación       | Alto             |
| P13    | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis virgosa</i> / <i>Eulychnia breviflora</i>   | Matorral desértico      | 1253,04              | En Peligro             | Medio            |
| P14    | Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Skytanthus acutus</i> - <i>Atriplex deserticola</i>   | Matorral desértico      | 691,48               | En Peligro             | Bajo             |
| P15    | Matorral desértico tropical interior de <i>Huidobria chilensis</i> - <i>Nolana leptophylla</i>   | Matorral desértico      | 16072,71             | En Peligro             | Muy Bajo         |
| P16    | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Oxalis virgosa</i> - <i>Heliotropium stenophyllum</i>  | Matorral desértico      | 1256,47              | En Peligro             | Bajo             |
| P17    | Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Adesmia argentea</i> - <i>Bulnesia chilensis</i>  | Matorral desértico      | 2490,60              | En Peligro             | Medio            |
| P18    | Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Heliotropium stenophyllum</i> - <i>Flourensia thurifera</i>   | Matorral desértico      | 12363,55             | En Peligro             | Medio            |
| P19    | Matorral desértico mediterráneo interior de <i>Flourensia thurifera</i> - <i>Colliguaja odorifera</i>  | Matorral desértico      | 3988,03              | En Peligro             | Medio            |
| P20    | Matorral desértico mediterráneo costero de <i>Bahia ambrosioides</i> / <i>Puya chilensis</i>   | Matorral desértico      | 8739,04              | Vulnerable             | Medio            |
| P21    | Matorral bajo desértico tropical interior de <i>Adesmia atacamensis</i> - <i>Cistanthe salsoloides</i>   | Matorral desértico      | 951,63               | En Peligro             | Medio            |
| P22    |  | Matorral bajo desértico | 23454,10             | En Peligro Crítico     | Alto             |



|     |  |                         |          |                    |          |
|-----|--|-------------------------|----------|--------------------|----------|
| P23 | Matorral bajo desértico tropical andino de <i>Atriplex imbricata</i> - <i>Acantholippia deserticola</i>        | Matorral bajo desértico | 13916,72 | Casi Amenazado     | Alto     |
| P24 | Matorral bajo desértico tropical interior de <i>Nolana leptophylla</i> - <i>Cistanthe salsoloides</i>          | Matorral bajo desértico | 14569,76 | Casi Amenazado     | Alto     |
| P25 | Matorral bajo desértico tropical-mediterráneo andino de <i>Atriplex imbricata</i>                              | Matorral bajo desértico | 9925,74  | Sin preocupación   | Alto     |
| P26 | Matorral bajo desértico mediterráneo andino de <i>Senecio proteus</i> - <i>Haplopappus baylahuen</i>           | Matorral bajo desértico | 3621,02  | En Peligro         | Medio    |
| P27 | Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Trevoa quinquinervia</i> - <i>Colliguaja odorifera</i>           | Matorral espinoso       | 874,13   | En Peligro         | Medio    |
| P28 | Matorral espinoso mediterráneo interior de <i>Puya coerulea</i> - <i>Colliguaja odorifera</i>                  | Matorral espinoso       | 492,81   | En Peligro Crítico | Medio    |
| P29 | Bosque espinoso tropical interior de <i>Prosopis tamarugo</i> / <i>Tessaria absinthiodes</i>                   | Bosque espinoso         | 429,03   | En Peligro         | Medio    |
| P30 | Bosque espinoso tropical interior de <i>Geoffroea decorticans</i> - <i>Prosopis alba</i>                       | Bosque espinoso         | 476,99   | Vulnerable         | Muy Bajo |
| P31 | Bosque espinoso tropical andino de <i>Browningia candelaris</i> - <i>Corryocactus brevistylus</i>              | Bosque espinoso         | 2128,53  | En Peligro         | Alto     |
| P32 | Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> - <i>Prosopis chilensis</i>                       | Bosque espinoso         | 1157,92  | En Peligro         | Medio    |
| P33 | Bosque espinoso mediterráneo andino de <i>Acacia caven</i> / <i>Baccharis paniculata</i>                       | Bosque espinoso         | 477,67   | En Peligro         | Medio    |
| P34 | Bosque espinoso mediterráneo costero de <i>Acacia caven</i> - <i>Maytenus boaria</i>                           | Bosque espinoso         | 2202,60  | En Peligro         | Alto     |
| P35 | Bosque espinoso mediterráneo interior de <i>Acacia caven</i> - <i>Lithraea caustica</i>                        | Bosque espinoso         | 2697,26  | En Peligro Crítico | Alto     |
| P36 | Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo costero de <i>Peumus boldus</i> - <i>Schinus latifolia</i>      | Matorral esclerofilo    | 1465,03  | En Peligro         | Medio    |
| P37 | Matorral arborescente esclerofilo mediterráneo interior <i>Quillaja saponaria</i> / <i>Porlieria chilensis</i> | Matorral esclerofilo    | 3063,54  | En Peligro         | Medio    |
| P38 | Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Kageneckia angustifolia</i> / <i>Guindilia trinervis</i>          | Bosque esclerofilo      | 4545,79  | Vulnerable         | Medio    |
| P39 | Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Cryptocarya alba</i> - <i>Peumus boldus</i>                      | Bosque esclerofilo      | 4235,53  | En Peligro         | Medio    |
| P40 | Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Cryptocarya alba</i>                  | Bosque esclerofilo      | 2624,80  | En Peligro         | Medio    |
| P41 | Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Quillaja saponaria</i> - <i>Lithraea caustica</i>                 | Bosque esclerofilo      | 2932,85  | En Peligro         | Alto     |
| P42 | Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Azara integrifolia</i>                | Bosque esclerofilo      | 2149,42  | En Peligro         | Alto     |
| P43 | Bosque esclerofilo mediterráneo interior de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Peumus boldus</i>                    | Bosque esclerofilo      | 3120,33  | En Peligro         | Alto     |
| P44 | Bosque esclerofilo mediterráneo andino de <i>Lithraea caustica</i> - <i>Lomatia hirsuta</i>                    | Bosque esclerofilo      | 1001,00  | En Peligro         | Alto     |
| P45 | Bosque esclerofilo psamófilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> / <i>Fabiana imbricata</i>     | Bosque esclerofilo      | 717,59   | En Peligro Crítico | Muy Alto |

|     |  |                      |         |                    |          |
|-----|--|----------------------|---------|--------------------|----------|
| P46 | Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus macrocarpa</i> / <i>Ribes punctatum</i>                               | Bosque caducifolio   | 880,95  | En Peligro Crítico | Medio    |
| P47 | Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Cryptocarya alba</i>                                | Bosque caducifolio   | 1801,32 | En Peligro Crítico | Alto     |
| P48 | Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Austrocedrus chilensis</i>                   | Bosque caducifolio   | 3643,41 | En Peligro         | Muy Alto |
| P49 | Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>Azara petiolaris</i>                                  | Bosque caducifolio   | 282,24  | En Peligro Crítico | Alto     |
| P50 | Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>Persea lingue</i>                                     | Bosque caducifolio   | 612,91  | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P51 | Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus glauca</i> - <i>N. obliqua</i>   | Bosque caducifolio   | 1131,46 | En Peligro         | Muy Alto |
| P52 | Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Gomortega keule</i>                                  | Bosque caducifolio   | 540,28  | En Peligro Crítico | Alto     |
| P53 | Bosque caducifolio mediterráneo de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Persea lingue</i>  | Bosque caducifolio   | 1270,27 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P54 | Bosque caducifolio templado de <i>Nothofagus obliqua</i> - <i>Laurelia sempervirens</i>  | Bosque caducifolio   | 4932,09 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P55 | Bosque mixto mediterráneo-templado costero de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>N. obliqua</i>                                    | Bosque caducifolio   | 1227,86 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P56 | Bosque caducifolio templado costero de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>Persea lingue</i>   | Bosque caducifolio   | 835,20  | En Peligro         | Muy Alto |
| P57 | Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>N. obliqua</i>                                | Bosque caducifolio   | 607,73  | En Peligro         | Muy Alto |
| P58 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>Dasyphyllum diacanthoides</i>                              | Bosque caducifolio   | 2783,06 | En Peligro         | Muy Alto |
| P59 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> - <i>N. dombeyi</i>   | Bosque caducifolio   | 2637,25 | En Peligro         | Muy Alto |
| P60 | Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> - <i>N. obliqua</i>                               | Bosque caducifolio   | 1519,37 | En Peligro         | Muy Alto |
| P61 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> - <i>Araucaria araucana</i>                                    | Bosque caducifolio   | 3282,32 | En Peligro         | Muy Alto |
| P62 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Drimys andina</i>   | Bosque caducifolio   | 3649,93 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P63 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Berberis ilicifolia</i>                                   | Bosque caducifolio   | 9650,18 | Vulnerable         | Alto     |
| P64 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Azara alpina</i>  | Bosque caducifolio   | 2722,25 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P65 | Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Ribes cucullatum</i>                                      | Bosque caducifolio   | 4756,05 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P66 | Bosque caducifolio templado-antiboreal andino de <i>Nothofagus pumilio</i> / <i>Maytenus disticha</i>                          | Bosque caducifolio   | 9484,67 | En Peligro Crítico | Alto     |
| P67 | Matorral caducifolio templado andino de <i>Nothofagus antarctica</i>   | Matorral caducifolio | 7172,46 | Sin preocupación   | Alto     |
| P68 | Matorral caducifolio templado andino de <i>Nothofagus antarctica</i> / <i>Empetrum rubrum</i>                                  | Matorral caducifolio | 2885,92 | Sin preocupación   | Alto     |
| P69 | Matorral arborescente caducifolio mediterráneo-templado oriental de <i>Nothofagus antarctica</i> / <i>Berberis microphylla</i> | Matorral caducifolio | 3285,37 | Vulnerable         | Medio    |

|     |  |                              |          |                    |          |
|-----|--|------------------------------|----------|--------------------|----------|
| P70 | Matorral arborescente caducifolio templado-antiboreal andino de <i>Nothofagus antarctica</i> / <i>Chilothrichum diffusum</i> | Matorral caducifolio         | 6755,21  | Vulnerable         | Medio    |
| P71 | Bosque laurifolio templado costero de <i>Aextoxicon punctatum</i> - <i>Laurelia sempervirens</i>                             | Bosque laurifolio            | 284,08   | En Peligro Crítico | Medio    |
| P72 | Bosque laurifolio templado costero de <i>Weinmannia trichosperma</i> - <i>Laureliopsis philippiana</i>                       | Bosque laurifolio            | 2172,07  | En Peligro         | Alto     |
| P73 | Bosque laurifolio templado interior de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>Eucryphia cordifolia</i>                               | Bosque laurifolio            | 5927,08  | Vulnerable         | Alto     |
| P74 | Bosque resinoso templado costero de <i>Araucaria araucana</i>  | Bosque resinoso de coníferas | 268,82   | En Peligro Crítico | Alto     |
| P75 | Bosque resinoso templado andino de <i>Araucaria araucana</i> - <i>Nothofagus dombeyi</i>                                     | Bosque resinoso de coníferas | 2117,40  | En Peligro         | Muy Alto |
| P76 | Bosque resinoso mediterráneo-templado andino de <i>Araucaria araucana</i> / <i>Festuca scabriuscula</i>                      | Bosque resinoso de coníferas | 1208,53  | En Peligro         | Muy Alto |
| P77 | Bosque resinoso templado costero de <i>Fitzroya cupressoides</i>   | Bosque resinoso de coníferas | 1260,16  | En Peligro Crítico | Alto     |
| P78 | Bosque resinoso templado andino de <i>Fitzroya cupressoides</i>  | Bosque resinoso de coníferas | 3096,96  | En Peligro         | Muy Alto |
| P79 | Bosque resinoso templado costero de <i>Pilgerodendron uviferum</i> - <i>Tepualia stipularis</i>                              | Bosque resinoso de coníferas | 2841,92  | En Peligro         | Alto     |
| P80 | Bosque resinoso templado costero de <i>Pilgerodendron uviferum</i> / <i>Astelia pumila</i>                                   | Bosque resinoso de coníferas | 8467,82  | Sin preocupación   | Alto     |
| P81 | Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus dombeyi</i> / <i>Gaultheria phillyreifolia</i>                          | Bosque siempreverde          | 645,96   | En Peligro         | Muy Alto |
| P82 | Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus dombeyi</i> - <i>Saxegothea conspicua</i>                               | Bosque siempreverde          | 3037,88  | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P83 | Bosque siempreverde templado andino de <i>Austrocedrus chilensis</i> - <i>Nothofagus dombeyi</i>                             | Bosque siempreverde          | 152,18   | En Peligro         | Alto     |
| P84 | Bosque siempreverde templado interior de <i>Nothofagus nitida</i> - <i>Podocarpus nubigenus</i>                              | Bosque siempreverde          | 15520,34 | Vulnerable         | Alto     |
| P85 | Bosque siempreverde templado interior de <i>Nothofagus betuloides</i> / <i>Desfontainia fulgens</i>                          | Bosque siempreverde          | 9472,08  | Sin preocupación   | Alto     |
| P86 | Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Laureliopsis philippiana</i>                        | Bosque siempreverde          | 527,54   | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P87 | Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus betuloides</i> / <i>Chusquea macrostachya</i>                           | Bosque siempreverde          | 4709,87  | En Peligro         | Alto     |
| P88 | Bosque mixto templado andino de <i>Nothofagus betuloides</i> / <i>Berberis ilicifolia</i>                                    | Bosque siempreverde          | 2530,10  | En Peligro         | Medio    |
| P89 | Bosque mixto templado-antiboreal andino de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Nothofagus pumilio</i>                          | Bosque siempreverde          | 3939,75  | Vulnerable         | Medio    |
| P90 | Bosque siempreverde antiboreal costero de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Embothrium coccineum</i>                         | Bosque siempreverde          | 7741,77  | Sin preocupación   | Medio    |
| P91 | Bosque siempreverde templado-antiboreal costero de <i>Nothofagus betuloides</i> - <i>Drimys winteri</i>                      | Bosque siempreverde          | 40343,01 | Casi Amenazado     | Alto     |
| P92 | Matorral siempreverde templado costero de <i>Pilgerodendron uviferum</i> - <i>Nothofagus nitida</i>                          | Matorral siempreverde        | 3465,12  | Sin preocupación   | Bajo     |
| P93 | Turbera templada costera de <i>Donatia fascicularis</i> - <i>Oreobolus obtusangulus</i>                                      | Turbera                      | 15357,27 | Sin preocupación   | Alto     |

|      |   |                          |         |                    |          |
|------|---|--------------------------|---------|--------------------|----------|
| P94  | Turbera antiboreal costera de <i>Astelia pumila</i> - <i>Donatia fascicularis</i><br>Turbera templada-antiboreal costera de <i>Bolax caespitosus</i> -                          | Turbera                  | 9147,19 | Sin preocupación   | Medio    |
| P95  | <i>Phyllachne uliginosa</i><br>Turbera templada-antiboreal interior de <i>Sphagnum magellanicum</i>   | Turbera                  | 6161,83 | Sin preocupación   | Medio    |
| P96  | / <i>Schoenus antarcticus</i><br>Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana ramulosa</i> -   | Turbera                  | 4006,63 | Sin preocupación   | Alto     |
| P97  | <i>Diplostephium meyenii</i><br>Matorral bajo tropical andino de <i>Parastrephia lucida</i> - <i>Azorella compacta</i>  | Matorral bajo de altitud | 6750,50 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P98  | Matorral bajo tropical andino de <i>Parastrephia lucida</i> / <i>Festuca orthophylla</i>  | Matorral bajo de altitud | 3192,22 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P99  | Matorral bajo tropical andino de <i>Parastrephia lepidophylla</i> - <i>P. quadrangularis</i>  | Matorral bajo de altitud | 1759,86 | En Peligro         | Muy Alto |
| P100 | Matorral bajo tropical andino de <i>Azorella compacta</i> - <i>Pycnophyllum molle</i>   | Matorral bajo de altitud | 7041,61 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P101 | Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana denudata</i> - <i>Chuquiraga atacamensis</i>  | Matorral bajo de altitud | 2051,76 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P102 | Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana squamata</i> / <i>Festuca chrysophylla</i>  | Matorral bajo de altitud | 3991,86 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P103 | Matorral bajo tropical andino de <i>Fabiana bryoides</i> - <i>Parastrephia quadrangularis</i>   | Matorral bajo de altitud | 3939,58 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P104 | Matorral bajo tropical andino de <i>Mulinum crassifolium</i> - <i>Urbania pappigera</i>   | Matorral bajo de altitud | 7661,43 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P105 | Matorral bajo tropical andino de <i>Artemisia copa</i> / <i>Jarava frigida</i>  | Matorral bajo de altitud | 9210,06 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P106 | Matorral bajo tropical andino de <i>Artemisia copa</i> / <i>Jarava frigida</i>  | Matorral bajo de altitud | 2127,74 | En Peligro         | Muy Alto |
| P107 | Matorral bajo tropical andino de <i>Adesmia frigida</i> / <i>Jarava frigida</i><br>Matorral bajo tropical-mediterráneo andino de <i>Adesmia hystrix</i> - <i>Ephedra breana</i> | Matorral bajo de altitud | 3478,93 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P108 | Matorral bajo tropical-mediterráneo andino de <i>Adesmia subterranea</i> - <i>Adesmia echinus</i>   | Matorral bajo de altitud | 6537,63 | Vulnerable         | Medio    |
| P109 | Matorral bajo mediterráneo costero de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Mulinum spinosum</i>   | Matorral bajo de altitud | 5317,94 | Vulnerable         | Alto     |
| P110 | Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Nardophyllum lanatum</i>  | Matorral bajo de altitud | 55,02   | En Peligro Crítico | Medio    |
| P111 | Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Laretia acaulis</i> - <i>Berberis empetrifolia</i>  | Matorral bajo de altitud | 4068,96 | Casi Amenazado     | Muy Alto |
| P112 | Matorral bajo mediterráneo andino de <i>Chuquiraga oppositifolia</i> - <i>Discaria articulata</i>   | Matorral bajo de altitud | 5661,60 | Sin preocupación   | Alto     |
| P113 | Matorral bajo templado andino de <i>Discaria chacaye</i> / <i>Berberis empetrifolia</i>   | Matorral bajo de altitud | 3449,44 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P114 | Matorral bajo templado andino de <i>Adesmia longipes</i> - <i>Senecio bipontinii</i>  | Matorral bajo de altitud | 3420,77 | En Peligro Crítico | Muy Alto |
| P115 | Matorral bajo antiboreal andino de <i>Bolax gummifera</i> - <i>Azorella selago</i>  | Matorral bajo de altitud | 2985,74 | Sin preocupación   | Muy Alto |
| P116 | Herbazal tropical-mediterráneo andino de <i>Chaetanthera sphaeroidalis</i>  | Herbazal de altitud      | 1461,15 | Sin preocupación   | Medio    |
| P117 |   |                          | 6590,92 | En Peligro         | Muy Alto |

|      |   |                      |          |                  |          |
|------|---|----------------------|----------|------------------|----------|
| P118 | Herbazal mediterráneo andino de <i>Nastanthus spathulatus</i> - <i>Menonvillea spathulata</i> | Herbazal de altitud  | 2310,00  | Vulnerable       | Medio    |
| P119 | Herbazal mediterráneo andino de <i>Oxalis adenophylla</i> - <i>Pozoa coriácea</i>             | Herbazal de altitud  | 955,26   | En Peligro       | Muy Alto |
| P120 | Herbazal templado andino de <i>Nassauvia dentata</i> - <i>Senecio portalesianus</i>           | Herbazal de altitud  | 11227,92 | Sin preocupación | Alto     |
| P121 | Herbazal antiboreal andino de <i>Nassauvia pygmaea</i> - <i>N. lagascae</i>                   | Herbazal de altitud  | 4650,27  | Sin preocupación | Alto     |
| P122 | Estepa mediterránea-templada oriental de <i>Festuca pallescens</i> / <i>Mulinum spinosum</i>  | Estepas y Pastizales | 3147,59  | En Peligro       | Muy Alto |
| P123 | Estepa mediterránea oriental de <i>Festuca gracillima</i>                                     | Estepas y Pastizales | 6272,79  | Vulnerable       | Medio    |
| P124 | Estepa mediterránea oriental de <i>Festuca gracillima</i> / <i>Mulinum spinosum</i>           | Estepas y Pastizales | 6851,73  | Vulnerable       | Medio    |
| P125 | Estepa templada oriental de <i>Festuca gracillima</i> / <i>Chiliotrichum diffusum</i>         | Estepas y Pastizales | 7923,52  | Vulnerable       | Medio    |
| SV   | Sin vegetación  | ND                   | 66680,42 | ND               | ND       |

# ***Impactos del cambio climático en la biodiversidad Antártica y Subantártica de Magallanes***

Informe preparado por:

Tamara Contador Mejías<sup>1,2,3</sup>, Gabriel Muñoz<sup>1,3</sup>, Katherine Chávez<sup>1,3</sup>, Melisa Gañan<sup>1,2,3</sup>, Javier Rendoll-Cárcamo<sup>1,2,3</sup>

1. Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), Centro Universitario Cabo de Hornos, Universidad de Magallanes
2. Instituto Milenio de Biodiversidad de Ecosistemas Antárticos y Subantárticos (BASE)
3. Núcleo Milenio de Salmónidos Invasores Australes (INVASAL)

# Índice

|  |                                     |
|--|-------------------------------------|
| <b><i>Impactos del cambio climático en la biodiversidad Antártica y Subantártica de Magallanes</i></b> | <b><i>1</i></b>                     |
| Índice   | 2                                   |
| Introducción   | 3                                   |
| Biodiversidad en Ecosistemas Antárticos  | 8                                   |
| Ecosistemas terrestres y de agua dulce en zonas libres de hielo  | 9                                   |
| Ecosistemas marinos  | 11                                  |
| Biodiversidad en Ecosistemas de la ecorregión Subantártica de Magallanes                               | 12                                  |
| Ecosistemas terrestres y de agua dulce   | 12                                  |
| Ecosistemas marinos  | 15                                  |
| Impactos del cambio climático en ecosistemas y biota   | 16                                  |
| Impactos en ecosistemas marinos antárticos   | 16                                  |
| Impactos en ecosistemas terrestres antárticos  | 17                                  |
| Impactos en ecosistemas de la Ecorregión Subantártica de Magallanes                                    | 19                                  |
| Brechas y Soluciones   | 20                                  |
| Conservación y Gestión Ambiental:  | 21                                  |
| Investigación, Monitoreo y Digitalización:   | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |
| Educación y co-creación conocimientos:   | 22                                  |
| Referencias  | 23                                  |

## Introducción

La Ecorregión Subantártica de Magallanes (ESM) junto con la Antártida (ANT) y sus archipiélagos adyacentes, son considerados como algunos de los últimos refugios prístinos en el planeta, sirviendo como laboratorios naturales para analizar y comprender los efectos del cambio climático en sus ecosistemas y biota (Mittermeier et al. 2003, Rozzi et al. 2012). La parte más meridional de la ESM está caracterizada por archipiélagos montañosos, esculpidos por la erosión continental a lo largo de repetidos ciclos glaciales, culminando en el Último Máximo Glacial (LGM). Esta secuencia de eventos ha dado lugar a una diversidad de ecosistemas terrestres y acuáticos, marcados por acentuados gradientes de altitud y notables microclimas (Armesto et al. 1998, Rozzi et al. 2008). Las barreras físicas y climáticas han consolidado el aislamiento de esta ecorregión del sur, albergando una biodiversidad única de vertebrados, invertebrados y flora, tanto vascular como no vascular. En contraste, el continente antártico presenta sólo un 0.3% de su superficie exenta de hielo, mientras que, en la Península Antártica, esta proporción aumenta al 3% (Convey 2020). Los ecosistemas terrestres y acuáticos sirven de hábitats para invertebrados, plantas no vasculares y 2 especies de plantas vasculares, además de una rica biodiversidad de microorganismos. Estudios recientes en biología molecular sugieren que la biodiversidad antártica es remanente de la biota que perduró tras la separación de la Antártida de Gondwana. A lo largo de millones de años de aislamiento, esta biota ha evolucionado y se ha diversificado. Posterior a la desconexión geográfica de la Antártida con Sudamérica, surgieron patrones circumpolares de circulación atmosférica y oceánica, lo que intensificó el aislamiento de hábitats terrestres, evitando la colonización desde latitudes más bajas (Convey et al. 2014, 2020). Estos eventos, combinados con tendencias de enfriamiento global, llevaron a una



disminución a gran escala de la diversidad preexistente y a la radiación evolutiva de las especies que persisten en la actualidad. Aunque gran parte de la biota original se extinguió, hallazgos moleculares, filogenéticos y paleontológicos actuales indican que ciertas especies, como los dípteros quironómidos, colémbolos, tardígrados, ácaros y crustáceos dulceacuícolas persistieron y se adaptaron a las transformaciones ambientales (Allegrucci et al. 2012, Maturana et al. 2022). De manera similar, los glaciares ubicados en la ESM son altamente sensibles y contienen registros del cambio climático durante las últimas transiciones glaciales e inter-glaciales (Hulton et al. 2002). La biodiversidad actual en la Antártida y la ESM consiste en una combinación de especies que sobrevivieron a los máximos glaciales en refugios locales, que luego recolonizaron áreas libres de hielo o que llegaron a través de la dispersión inter y post-glacial desde latitudes más bajas que se encontraban libres de hielo (Pugh and Convey 2008).

Sin embargo, a pesar de su carácter prístino, estas regiones no están exentas a los impactos antropogénicos, en particular el calentamiento global, la introducción de especies exóticas y la homogeneización biocultural (Hughes et al. 2011, Huiskes et al. 2014, Rozzi et al. 2018). El entorno físico y el clima de la Antártica están cambiando particularmente rápido, impactando significativamente a la biodiversidad marina y terrestre (Cannone et al. 2022, Renault et al. 2022). Por ejemplo, desde mediados del siglo XX, la Península Antártica y la Antártida marítima han experimentado aumentos significativos en temperatura, provocando cambios físicos y ecológicos acelerados, como la aparición de nuevas áreas libres de hielo y de nuevos cuerpos de agua a lo largo de la costa y en el interior (Nędzarek and Pocięcha 2010, Quayle et al. 2013). El incremento en las temperaturas junto con la acidificación oceánica emerge como amenazas prevalentes para la conservación de determinadas especies y

ecosistemas antárticos. Aunque es factible realizar estimaciones de parámetros generales como temperatura, precipitación, acidificación oceánica y extensión del hielo marino, las proyecciones respecto al impacto en las extensas capas de hielo presentan una mayor incertidumbre (Ingels et al. 2012, Kejna et al. 2013, Anne et al. 2018). La biodiversidad del Océano Austral (SO) manifiesta características fisiológicas y particularidades en su historia de vida que incluyen un marcado endemismo y adaptaciones a temperaturas subcero. Esta especificidad en su nicho térmico resulta en una elevada sensibilidad a variaciones de temperatura (Patarnello et al. 2011, Bilyk et al. 2018, Navarro et al. 2019). Así, la biota marina de la Península Antártica constituye uno de los grupos más vulnerables a las alteraciones ambientales en el Océano Austral (Smale and Barnes 2008, Flores et al. 2012). Por ejemplo, especies de invertebrados marinos, pingüinos, krill, peces, ballenas o focas enfrentan cambios significativos en sus densidades poblacionales, patrones fenológicos y disponibilidad de alimentos, entre otros (Flores et al. 2012, Attard et al. 2012, Cimino et al. 2016, Negrete et al. 2017).

Por su parte, en la ecorregión Subantártica de Magallanes, los registros históricos evidencian variaciones en casi 100 glaciares, de los cuales el 87% ha mostrado tasas de retroceso de unos pocos metros a 278 m por año (Willis et al. 2012). Los Campos de Hielo Norte y Sur han experimentado una significativa disminución en su masa glacial. Estudios recientes estiman que la tasa de deshielo del Campo de Hielo Norte es de aproximadamente 28 a 38 km<sup>3</sup> de agua dulce anualmente. Esta contribución resulta en una elevación del nivel del mar de 0.078 a 0.105 mm/año (Rignot et al. 2003, Chen et al. 2007, 2013). Dependiendo de los modelos y escenarios utilizados, la contribución de los Andes patagónicos podría llevar a un aumento del nivel del mar de entre 4 mm y 14.4 mm, representando una de las regiones más afectadas de todas las regiones

Subantárticas (Zemp et al. 2020). En este contexto, los impactos del cambio climático en los ecosistemas y la biota subantártica son significativos. Por ejemplo, tras el incremento de la temperatura global posterior al Máximo Glacial Tardío (23,000-17,000 años atrás), las especies experimentaron desplazamientos hacia latitudes y altitudes superiores. Con el actual escenario de cambio climático global, estas tendencias en cambios de distribución podrían persistir tanto en especies marinas como terrestres (Pellizzari et al. 2017, Murcia et al. 2020, Contador et al. 2020a, Pertierra et al. 2020). Respecto a las aves, las especies migratorias muestran una mayor vulnerabilidad a los efectos del cambio climático. Las asincronías entre la disponibilidad de alimento y las fechas de arribo a las zonas reproductivas, junto con modificaciones en los patrones de precipitación en sus áreas de invernada, pueden comprometer significativamente su supervivencia (Sandvig et al. 2023). A su vez, los pastizales patagónicos enfrentan intensas presiones antropogénicas que inducen degradación, siendo el pastoreo excesivo de ganado uno de los principales factores. El cambio climático podría intensificar esta degradación mediante el incremento de temperaturas y alteraciones en los patrones de precipitación. En este contexto, se anticipa que, en el lapso de los próximos 50-100 años, habrá cambios significativos en la distribución de la vegetación (Crego et al. 2014). Diversos modelos proyectan un incremento significativo en la temperatura de ríos, lagos y turberas. Este cambio térmico podría influir directamente en la regulación de la producción de CH<sub>4</sub> y, consecuentemente, comprometer hábitats vitales para comunidades de especies aclimatadas a condiciones frías (Rendoll-Cárcamo et al. 2020, Lavergne et al. 2021, Thalasso et al. 2023). Específicamente, los insectos dulceacuícolas podrían actuar como especies centinela, ofreciendo indicadores tempranos sobre

los impactos del cambio climático (Primack et al. 2009, Contador and Kennedy 2016, Contador Mejias et al. 2023).

En síntesis, la ecorregión Subantártica de Magallanes y la Antártida, junto con sus archipiélagos circundantes, representan zonas de inestimable valor biocultural, sirviendo como laboratorios naturales para la comprensión de los efectos del cambio climático a escala local, regional y global. Mientras que estas regiones han albergado una biodiversidad única y adaptaciones específicas fruto de millones de años de evolución y aislamiento, enfrentan desafíos emergentes debido a los impactos antropogénicos, particularmente el calentamiento global y la introducción de especies invasoras. Las alteraciones en temperatura, la acidificación oceánica y otros fenómenos climáticos están provocando cambios rápidos en la biodiversidad terrestre y marina. Estas tendencias, reflejadas en el retroceso glacial, la elevación del nivel del mar y la alteración de hábitats esenciales se prevén intensificar en las próximas décadas. Adicionalmente, factores como la introducción de especies exóticas, el pastoreo excesivo (en zonas de la ESM) y la alteración de los patrones de precipitación ejercen presión adicional sobre estos ecosistemas. Estos cambios ponen de manifiesto la necesidad urgente de monitorear, investigar y adoptar medidas de conservación eficaces para estas regiones, garantizando su protección y preservación ante la actual emergencia climática. A continuación, se presenta una breve descripción de la biota antártica y subantártica, ilustrando los principales impactos del cambio climático en especies y ecosistemas. Finalmente, se discute sobre las principales brechas de conocimiento que existen en torno a esta problemática y se proponen medidas para contribuir a solucionarlas.

## Biodiversidad en Ecosistemas Antárticos

El continente antártico alberga una rica biodiversidad terrestre predominantemente localizada en áreas costeras que están exentas de hielo. De acuerdo a la literatura, se identifican tres zonas biogeográficas principales (Chown and Convey 2016):

- 1. Islas Subantárticas:** Constituidas por un conjunto de islas y archipiélagos aislados situados en el Océano Austral, al norte del Frente Polar Antártico. Estas islas, como el archipiélago de las Georgias del Sur y el Archipiélago Diego Ramírez, experimentan una marcada influencia oceánica y registran temperaturas positivas durante 6-12 meses del año, con un rango térmico de  $-10^{\circ}\text{C}$  a  $25^{\circ}\text{C}$ .
- 2. Antártida Marítima:** Localizada en las áreas costeras occidentales de la Península Antártica, se encuentra igualmente al norte del Frente Polar. Aunque posee una influencia oceánica significativa similar a las islas subantárticas (Convey, 2020), su rango térmico varía entre  $-40^{\circ}\text{C}$  y  $10^{\circ}\text{C}$ , con temperaturas positivas observadas entre 1-4 meses anualmente.
- 3. Antártida Continental:** Esta región abarca la vasta extensión del continente, englobando toda la Antártida Oriental. A pesar de su extenso territorio, sus hábitats terrestres son escasos, destacando zonas como los Dry Valleys. No presenta meses con temperaturas por encima del punto de congelación y su rango térmico oscila entre  $-48^{\circ}\text{C}$  y  $-12^{\circ}\text{C}$ .

Cada una de estas zonas presenta biota y condiciones particulares, que se describen brevemente a continuación. Sin embargo, esta distinción relativamente amplia entre la Antártica Continental, la Antártica Marítima y las Islas Subantárticas ha sido significativamente refinada a través de la

identificación de 16 *Regiones Biogeográficas de Conservación Antártica*, las cuales son distintas biológicamente entre sí (Terauds and Lee 2016) y que proporcionan un marco sistemático para la gestión de la conservación en la Antártica y los ecosistemas subantárticos (Colesie et al. 2023). En este informe, se mantiene la división basada en las tres zonas biogeográficas descritas arriba, para facilitar la organización de la información con respecto a los impactos del cambio climático descritos en estas zonas.

### **Ecosistemas terrestres y de agua dulce en zonas libres de hielo**

Los ecosistemas terrestres antárticos son únicos debido a la predominancia de vegetación no vascular, caracterizados por la presencia de comunidades criptogámicas, compuestas por algas, briofitas, líquenes, algas eucariotas y cianobacterias (Robinson et al. 2003, Schroeter et al. 2007). Las plantas vasculares están representadas por *Deschampsia antarctica* y *Colobanthus quitensis*, las cuales también se encuentran en las zonas Subantárticas y en Sudamérica (Convey 2020, Znój et al. 2022). Aunque la diversidad de especies es reducida, las densidades poblacionales son notablemente altas. Las redes tróficas son simples, con un limitado número de depredadores. En términos geográficos, la vegetación se concentra principalmente en zonas costeras (menos de 150 metros de altitud) y en altitudes más elevadas (Convey 2020). La vegetación no vascular es poiquilohídrica, lo que significa que equilibran su contenido de agua con la humedad del aire circundante y la humedad, permitiéndoles desecarse y reactivarse solo cuando las condiciones son favorables (Proctor and Tuba 2002). Además, las algas terrestres criotolerantes en la Antártida tienen fases de enquistamiento, que les permiten permanecer en estado latente bajo condiciones extremas (Davey et al. 2019). Por lo tanto, el estado fisiológico de la vegetación no vascular refleja sus condiciones ambientales inmediatas. Como resultado, la distribución,

biomasa y diversidad de la vegetación en la Antártida se puede interpretar como un reflejo directo de las condiciones climáticas de los hábitats (Schroeter et al. 2007, Convey et al. 2014). Por su parte, los ecosistemas acuáticos presentan una estructura simple, conformados por lagos y esteros de carácter estacional que pueden estar parcial o completamente cubiertos por hielo (Heywood 1972, Vincent and Laybourn-Parry 2008). Su biodiversidad está dominada por microorganismos y micro-artrópodos, entre los que se cuentan copépodos, nematodos, tardígrados, rotíferos y protozoos (Chown et al. 2015). Una característica distintiva es la presencia de tapetes microbianos, esenciales en estos ecosistemas y zonas semi-húmedas. Estas comunidades microbianas desempeñan funciones críticas en la colonización primaria y estabilización de suelos, facilitando la sucesión y colonización por otras especies (Ellis-Evans 1996, Vincent and Laybourn-Parry 2008). Aunque están distribuidos en todo el territorio antártico, los tapetes microbianos son particularmente prominentes en la Antártida Marítima. Estos ecosistemas se presentan mayoritariamente en las islas Shetland del Sur y la Península Antártica, zonas consideradas como como potenciales refugios del Plio-Pleistoceno, hipótesis respaldada por su rica biodiversidad de invertebrados, que presenta altos niveles de endemismo (Maturana et al. 2019b, Convey 2020, Maturana et al. 2022). Esta zona alberga especies únicas, entre las que se incluyen las dos especies de insectos nativos antárticos (*Parochlus steinenii* y *Belgica antarctica*), crustáceos (*Branchinecta gainii*, *Boeckella poppei*), ácaros oribátidos, colémbolos, diatomeas, rotíferas y musgos (Benoit et al. 2007, Angélica Casanova-Katny and Cavieres 2012, Maturana et al. 2019a, Gañan et al. 2021, Spacht et al. 2021, Contador Mejias et al. 2023).

## **Ecosistemas marinos**

El Océano Austral juega un rol vital en el sistema global de circulación oceánica, ya que interactúa con la circulación de aguas profundas de los océanos Pacífico, Atlántico e Índico. La Corriente Circumpolar Antártica, circula continuamente alrededor del continente, impulsada por fuertes vientos del oeste, sin barreras terrestres (Griffiths 2010). Cerca del continente, los vientos orientales giran en sentido horario, como en los mares de Ross y Weddell, que originan la Corriente Costera Antártica (Rintoul 2007, Yamazaki et al. 2023). Pese a que tradicionalmente se reconocía al Océano Austral como una región con fauna limitada debido a los ambientes extremos (Chown et al. 2015), investigaciones recientes, en especial el proyecto *Census of Marine Life*, han contribuido a identificar a más de 8.000 especies marinas en el Océano Austral, siendo la mayoría bentónicas (De Broyer et al. 2014, Chown et al. 2015). En general, la diversidad marina tiende a disminuir hacia los polos, especialmente en el hemisferio norte (Witman and Roy 2009). Sin embargo, la diversidad en el Océano Austral es comparable con otros hábitats templados y tropicales, siendo particularmente destacable los grupos como hexacorales, picnogónidos y briozoos (De Broyer et al. 2014). A su vez, la biota presenta una elevada endemidad, con un 50-97% de las especies de determinados grupos siendo exclusivas de las biorregiones antárticas (Griffiths 2010, Chown et al. 2015, Griffiths and Waller 2016). El principal aporte energético para estas comunidades es la producción fitoplanctónica superficial, que se descompone en el ciclo microbiano bentónico (Griffiths 2010, Siegfried et al. 2013). Aunque existen modelos de redes tróficas que describen el flujo de energía desde el fitoplancton hasta consumidores superiores como peces, ballenas y aves marinas, estos modelos por lo general simplifican o ignoran interacciones complejas, como por ejemplo el rol de las comunidades microbianas en el reciclaje de nutrientes (Siegfried et al. 2013, Gutt et al. 2021). A su vez, los organismos bentónicos, a pesar



de ser un componente rico de la red trófica en cuanto a número de macro-especies, aún se encuentra poco estudiado (Griffiths and Waller 2016, Rosenfeld et al. 2023). Estas características subrayan la importancia de profundizar en las investigaciones sobre la evolución de su fauna y las posibles adaptaciones e impactos frente al cambio ambiental global.

### **Biodiversidad en Ecosistemas de la ecorregión Subantártica de Magallanes**

Como se mencionó anteriormente, la ecorregión Subantártica de Magallanes, se encuentra inmersa dentro de los bosques templados del sur de Sudamérica (Mittermeier et al. 2003). Se extiende desde 47° a 56° de latitud sur, a lo largo de canales y archipiélagos únicos en el mundo, sobrepasando por casi 10° a los últimos ecosistemas forestados de Nueva Zelandia y Australia (Rozzi et al. 2012). Como consecuencia, el bioma de los bosques templados presentes en la ESM, incluyendo humedales y ecosistemas dulceacuícolas y marinos, no tiene un equivalente latitudinal en el planeta, y, por lo tanto, es insustituible a nivel de bioma.

#### **Ecosistemas terrestres y de agua dulce**

Los ecosistemas terrestres se encuentran en una zona de archipiélagos que abarca más de 10.000 km<sup>2</sup> y que alberga los bosques más australes del mundo, conservando sobre el 70% de su vegetación original (Mittermeier et al. 2003), siendo considerados un hotspot de biodiversidad de musgos y líquenes a nivel planetario (Rozzi et al. 2008). Por sus bosques fluyen ríos y lagos formados durante el Cuaternario por la retracción de glaciares y capas de hielo que cubrieron la mayor parte del territorio durante el Último Máximo Glacial, entre 23,000 y 19,000 años atrás (Hulton et al. 2002). Los ecosistemas de ríos y lagos de la ecorregión Subantártica de Magallanes contienen las aguas más limpias del planeta y en ellos habita una diversidad única de vertebrados,

invertebrados y plantas no vasculares y vasculares, ya que importantes barreras topográficas y climáticas han aislado a esta ecorregión de los bosques subtropicales más cercanos (Armesto et al. 1998, Rendoll-Cárcamo et al. 2023). Las aves son el grupo de vertebrados más diversos de estos bosques (Rozzi and Jimenez 2014, Sandvig et al. 2023). En particular, los estudios de largo plazo llevados a cabo en el Sitio de Monitoreo Socio-Ecológico de Largo Plazo Parque Omora (Parque Omora SESELP), han permitido registrar por más de 20 años los patrones de variación inter-anual de abundancia y composición de los ensamblajes de aves de la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos (CHBR). De esta forma, se han descrito al menos 60 especies de aves paseriformes, de las cuales sólo el 30% son migratorias (Pizarro et al. 2012, Rozzi and Jimenez 2014, Reyes-Arriagada et al. 2015, Jara et al. 2020). Por otro lado, la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos está dominada por mamíferos invasores que superan en número a sus contrapartes nativas (Schüttler et al. 2019, 2022). Los mamíferos invasores silvestres y domésticos de libre movimiento (es decir, propiedad, abandonados, asilvestrados) superan en número a sus contrapartes nativas en la CHBR (12 vs. 10 especies), y muchas aves que anidan en el suelo se ven afectadas por depredadores introducidos, particularmente en islas que carecen de depredadores terrestres nativos. Los invertebrados terrestres y dulceacuícolas han sido poco estudiados en el Hemisferio Sur y en particular en la ESM (Contador et al. 2012). Sin embargo, estudios recientes han revelado la presencia de una biota con adaptaciones únicas y potencialmente sensibles a los impactos del cambio climático representada por los Ordenes Diptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichocera, Odonata y Coleoptera, entre otros (Rendoll-Cárcamo et al. 2020, Contador et al. 2020b). Estos grupos, a su vez, en general, corresponden a los registros más australes de su distribución conocida (i.e Archipiélago Diego Ramírez, Isla

Hornos, etc.) (Contador et al. 2020b, Rosenfeld et al. 2023). En particular, la entomofauna del archipiélago Diego Ramírez muestra una similitud limitada con otras islas subantárticas, salvo con las Islas Georgias del Sur (Contador et al. 2020b). Sin embargo, la biota que las vincula parece tener un origen Gondwánico (i.e *Telmatogeton*, *Mecysmauchenius*, *Friesea*), lo que sugiere la existencia de antiguas conexiones biogeográficas vicariantes (Chown and Convey 2016). La biota terrestre templada y subantártica se originó hace más de 40 millones de años debido a las conexiones entre Australia-Nueva Zelanda y Sudamérica a través de la Antártida. La desintegración de Gondwana ha llevado a procesos de especiación y a una biota con alta diversidad y endemismo. Factores como la dispersión y vicarianza se han atribuido a patrones de distribución circumantártica. Así, se han identificado varias especies con distribución circumantártica, incluyendo el género *Cryptopygus* que tiene representantes en la Antártida (Contador et al. 2020b). Investigaciones adicionales en estas regiones podrían aportar más información sobre los orígenes gondwánicos de la fauna antártica. Por otro lado, los ecosistemas de turberas alcanzan su mayor expresión en esta zona, en donde se encuentran las mayores extensiones del hemisferio sur (Rozzi et al. 2012). Al extremo sur de la región, en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos (RBCH), estos ecosistemas presentan importantes cambios a nivel de microclima a lo largo de gradientes altitudinales extremos y de corta distancia. El efecto modulador del océano disminuye drásticamente con la altitud y la línea arbórea aparece a sólo 600 metros sobre el nivel del mar, generando importantes laboratorios naturales para el estudio del cambio climático global (Contador et al. 2015, Rendoll Cárcamo et al. 2019). El monitoreo continuo de las variables climáticas y los censos de la flora y fauna presente en los archipiélagos Cabo de Hornos y Diego Ramírez, por ejemplo, son fundamentales para proveer

una línea de base para el monitoreo a largo plazo que permita detectar, y eventualmente mitigar, los impactos del cambio socio-ambiental global sobre la biodiversidad en estos frágiles ecosistemas (Contador et al. 2014, 2015, Rendoll Cárcamo et al. 2019, Cárcamo et al. 2020).

### **Ecosistemas marinos**

La combinación de características geográficas, geomorfológicas e hidrológicas en los fiordos patagónicos conforma una rica y única comunidad megabentónica compuesta por alrededor de 1,650 especies de organismos identificados (Häussermann and Försterra 2007). Estas comunidades se distinguen por su alta diversidad de especies endémicas, gracias al aislamiento de los fiordos y condiciones ambientales únicas. Varias de las especies que se encuentran en esta zona, se encuentran al límite norte de su distribución geográfica, lo que las hace especialmente sensibles a los efectos asociados del cambio climático (Betti et al. 2021). En las costas de los archipiélagos Diego Ramírez, Cabo de Hornos y alrededores, predominan los sustratos de terrazas, constituyentes de grandes extensiones rocosas. Estos ambientes son considerados sitios estables para el hábitat de organismos bentónicos como moluscos y macroalgas (Ojeda et al. 2019) que presentan altos niveles de diversidad y endemismo (Häussermann and Försterra 2007). A su vez, grupos como los briozoos y moluscos, presentan un patrón de riqueza de especies y distribución singular: con el aumento de la latitud, se registra una disminución de los ámbitos de distribución latitudinal y un aumento de diversidad (González-Wevar et al. 2011, Rozzi et al. 2017, González-Wevar et al. 2023, Rosenfeld et al. 2023). Los moluscos constituyen uno de los grupos más representativos y diversos de los ambientes bentónicos en la provincia Magallánica, con aproximadamente 397 especies descritas, de las cuales un 35% es endémica a

la zona (Rosenfeld et al. 2015). Por otro lado, al igual que los moluscos, las macroalgas presentan un patrón de riqueza de diversidad que aumenta hacia latitudes altas, alcanzando un máximo en la región de los canales subantárticos (Rosenfeld et al. 2015, Ojeda et al. 2019, Marambio et al. 2020). Se han documentado al menos 234 especies de macroalgas (principalmente Rhodophyta), lo que corresponde a más del 50% del total de especies de macroalgas descritas en Chile (Ramírez 2010).

### **Impactos del cambio climático en ecosistemas y biota**

Como se mencionó anteriormente, los ecosistemas antárticos y subantárticos proporcionan oportunidades únicas para investigar los efectos del cambio ambiental global sobre la biota. No obstante, existe una brecha significativa en el conocimiento sobre cómo responden o responderán los distintos grupos taxonómicos y sus ambientes a dichos efectos (Rosenfeld et al. 2023). A continuación, se describen algunos de los principales impactos descritos en la literatura.

#### **Impactos en ecosistemas marinos antárticos**

El cambio climático está ejerciendo presiones significativas en los ecosistemas marinos antárticos. Se ha registrado un aumento en la temperatura del agua del mar, disminución en la salinidad y acidificación. De manera paralela, se ha observado un aumento en la radiación UV-B, que puede tener efectos perjudiciales sobre el fitoplancton, reduciendo su capacidad fotosintética y, en consecuencia, afectando la productividad primaria marina (Fabri-Ruiz et al. 2020). A estas transformaciones se suma una alteración considerable en los patrones de hielo marino: el calentamiento global está impulsando el colapso de plataformas de hielo y el retroceso de glaciares costeros, lo que redundará en la exposición de vastas áreas del lecho marino a la

producción primaria (Fillinger 2013). Estos cambios pueden afectar la disponibilidad de nutrientes en las aguas superficiales, lo que influiría en la productividad del fitoplancton, modificaría los patrones de distribución vertical de especies y, por ende, alteraría la estructura y dinámica de los ecosistemas marinos (Constable et al. 2014). La dinámica de las corrientes oceánicas también se ve afectada, con potenciales consecuencias sobre la dispersión larvaria y la conectividad de poblaciones de especies marinas. Por ejemplo, en el mar de Scotia, las densidades de krill antártico han disminuido en aproximadamente un 30% desde 1980 (Constable et al. 2014). Este declive, estrechamente ligado a la reducción del hielo marino, repercute directamente en especies dependientes del krill, como ballenas, pingüinos Adélie y focas. En un contexto similar, tanto los pingüinos emperador como las focas de Weddell, que dependen estrechamente del hielo marino, podrían ver mermadas sus poblaciones y su éxito reproductivo (Trivelpiece et al. 2011, Jenouvrier et al. 2014, Fretwell et al. 2023). Además, el bacalao antártico, una especie de gran relevancia comercial, podría experimentar desplazamientos en su distribución y variaciones en su abundancia debido a los cambios térmicos y en las corrientes oceánicas (Constable et al. 2014). Finalmente, se ha registrado que diversas especies marinas están reajustando sus rangos de distribución en busca de aguas más frías. Este movimiento tiene el potencial de alterar significativamente la composición de las comunidades biológicas y las interacciones ecosistémicas en la región (Constable et al. 2014).

### **Impactos en ecosistemas terrestres antárticos**

El cambio climático y sus manifestaciones, como la pérdida de hielo, están generando efectos mixtos sobre la biodiversidad en la región antártica. Si bien algunos impactos resultan perjudiciales para ciertas especies, otros han favorecido la expansión y adaptación de distintos

organismos. Por ejemplo, en áreas que han experimentado desglaciación reciente, se han documentado nuevos establecimientos de especies de briofitas. Especies como *Polytrichum longisetum* Sw. ex Brid. y *P. piliferum* Hedw., que no se habían registrado previamente en ciertos sectores, ahora se encuentran prosperando en estos ambientes (Smith 1996). Respecto a la flora vascular, las dos especies nativas de la región, *Deschampsia antarctica* y *Colobanthus quitensis*, han aumentado su cobertura y distribución en diversos sitios, probablemente en correlación con el aumento de las temperaturas (Cannone et al. 2016, 2022). Sin embargo, los impactos pueden ser negativos, presentando dificultades de adaptación y supervivencia de la flora antártica. Por ejemplo, exposición creciente a la radiación UV-B, relacionada con la formación de la capa de ozono y la disminución de la cobertura de nubes, también puede tener consecuencias negativas para la flora antártica (Singh et al. 2018). Sumado al aumento de temperatura, la conectividad hacia la Antártica ha aumentado las posibilidades de ingreso, asentamiento y expansión de especies exóticas. Por ejemplo, la mosca *Trichocera maculipennis*, de origen Holártico, fue introducida en las islas sub-Antárticas de Kerguelen y recientemente en la isla Rey Jorge (islas Shetland del Sur) (Potocka and Krzemińska 2018). A su vez, *T. regelationis* fue introducida a las islas Georgias del Sur y en la actualidad se encuentra ampliamente distribuida en ambientes naturales (Frenot et al. 2005). Finalmente, el díptero *Eretmoptera murphyi*, nativo de las islas Georgias del Sur, fue accidentalmente introducido a la Antártica Marítima (Signy Island) en 1960 y actualmente es considerada una especie invasora en esta región (Bartlett et al. 2020). En cuanto a los impactos en especies nativas, se espera que las especies nativas de moscas *Parochlus steinenii* y *Belgica antarctica*, amplíen su distribución hacia zonas más frías, como la Península

Antártica y/o sufran cambios en sus patrones fenológicos (Benoit et al. 2007, Harada et al. 2014, Contador et al. 2020a, Pertierra et al. 2021, Contador Mejias et al. 2023).

### **Impactos en ecosistemas de la Ecorregión Subantártica de Magallanes**

Los bosques templados del sur de Sudamérica presentan las aguas lluvias más limpias del planeta, debido en parte a que se encuentran fuera de las corrientes de aire que transportan contaminantes industriales generados en el HN (Hedin et al. 1995, Rozzi et al. 2012). Las precipitaciones en estas regiones presentan las concentraciones de nitrato más bajas del planeta (Weathers and Likens 1997), por lo que los ecosistemas dulceacuícolas de la RBCH son ideales para realizar estudios comparativos de procesos biogeoquímicos, especialmente contrastándolos con sus homólogos del HN, bajo condiciones atmosféricas similares a aquellas que existían antes de la revolución industrial (Hedin et al. 1995). Sin embargo, existe un vacío de información con respecto al estado de los ecosistemas dulceacuícolas en estas remotas regiones, en cuanto a nuestro conocimiento de los patrones climatológicos, hidrológicos y de impactos en la biota generados por el cambio climático (Contador et al. 2012). Esto representa una brecha crítica en la cobertura planetaria del monitoreo del cambio global, puesto que los ecosistemas y biodiversidad terrestre, dulceacuícola y marina de Cabo de Hornos serían particularmente vulnerables debido a tres razones: (1) la forma cónica del sur de Sudamérica que culmina en punto con una superficie terrestre extremadamente reducida, (2) la carencia de otras masas terrestres en latitudes equivalentes en el hemisferio sur y (3) la separación de los archipiélagos de Cabo de Hornos por aproximadamente 1.000 kilómetros de Antártica hace que frente al calentamiento global la biodiversidad encuentre una barrera oceánica que puede ser infranqueable para un desplazamiento hacia latitudes más altas donde podrían



mantener su nicho térmico subpolar (Rozzi et al. 2020, Buma et al. 2021, Rendoll-Cárcamo et al. 2023). En este contexto, el Parque Omora SESELP ha contribuido significativamente a disminuir esta brecha, estudiando la biodiversidad poco percibida de los ecosistemas subantárticos de Magallanes a través de enfoques inter y transdisciplinarios (Rozzi et al. 2012, Contador et al. 2023, Rosenfeld et al. 2023). El sur de Sudamérica es un laboratorio natural clave para estudiar la variabilidad del clima y su rol en las respuestas de la biota austral, dada su proximidad con el continente antártico ofrece una oportunidad única para examinar los efectos combinatorios que sistemas atmosféricos de los océanos Pacífico, Atlántico y Antártico ejercen sobre el clima de esta región (Schneider et al. 2003, Aravena y Luckman 2009).

### **Brechas y Soluciones**

A pesar de los notables avances en el conocimiento con respecto a los impactos del cambio climático en la biodiversidad Antártica y Subantártica en recientes décadas, es crucial subrayar que todavía hay extensas áreas y hábitats que han sido insuficientemente explorados y estudiados, atribuido en gran medida a su remota ubicación y a la dificultad de acceso (Brandt et al. 2014, Rosenfeld et al. 2015, 2023, Griffiths and Waller 2016, Rozzi et al. 2020). En este sentido, es necesario facilitar el acceso a estos sitios para mejorar los catastros de biodiversidad existentes, monitorear los impactos del cambio climático en largo y plazo y comprender sus efectos en los ecosistemas y su biota. Comprender los impactos del cambio climático en la biodiversidad es esencial en la agenda global, por lo que el IPBES 7 estableció un nuevo programa de trabajo (2019-2030), en el cual, uno de sus primeros objetivos fue analizar la relación entre biodiversidad y cambio climático. Dentro de los principales desafíos en la conservación de la

biodiversidad Antártica y Subantártica se encuentra en incorporar adecuadamente el conocimiento científico en las políticas de conservación. La mayoría de la investigación en estas regiones se realiza a nivel local, principalmente por los países integrantes del Sistema del Tratado Antártico (ATS). Solo mediante la colaboración internacional podremos identificar amenazas específicas y proponer soluciones adecuadas. Por ello, es imperativo que los centros de investigación compartan sus hallazgos de manera efectiva con las y los responsables de la toma de decisiones y participen activamente en organizaciones internacionales. A su vez, se requiere el desarrollo de políticas públicas orientadas a 1) la creación de estrategias de conservación y gestión ambiental de estos ecosistemas, 2) asegurar la implementación de programas y centros de investigación que puedan realizar investigación, monitoreo y digitalización de la información con perspectiva de género, inter y transdisciplinaria de largo plazo y 3) fomentar programas de educación y de transferencia que permitan compartir los conocimientos generados con las comunidades locales, regionales y globales. Proponemos las siguientes acciones específicas, ordenadas en orden de prioridad:

**1. Investigación, Monitoreo y Digitalización:**

- 1.1. Establecer estaciones de monitoreo de largo plazo en áreas críticas para observar el impacto del cambio climático.
- 1.2. Impulsar la creación y difusión de bases de datos sobre biodiversidad de forma abierta y transparente.
- 1.3. Fomentar la colaboración entre científicas/os a nivel local, regional, nacional e internacional.

## **2. Conservación y Gestión Ambiental:**

- 2.1. Promover el desarrollo y manejo de nuevas áreas protegidas, marinas y terrestres, con un enfoque biocultural, particularmente en la ecorregión sub-Antártica de Magallanes.
- 2.2. Implementar protocolos efectivos para minimizar los impactos antropogénicos en zonas importantes para la conservación biocultural.
- 2.3. Reafirmar el compromiso con el Tratado Antártico, garantizando actividades sostenibles en la región.

## **3. Educación y co-creación conocimientos:**

- 3.1. Implementar programas educativos para contribuir a una mejor comprensión de la importancia de estas regiones, su biota y los impactos del cambio climático.
- 3.2. Generar instancias de co-creación de conocimientos involucrando activamente a las comunidades locales, particularmente en la ecorregión sub-Antártica de Magallanes.
- 3.3. Compartir la información científica generada a nivel local, regional y nacional para mejorar prácticas de gestión y tomar decisiones informadas.

## Referencias

- Allegrucci, G., G. Carchini, and P. Convey. 2012. Evolutionary geographic relationships among orthocladine chironomid midges from maritime Antarctic and sub-Antarctic islands. *Biological journal of the Linnean Society*. Linnean Society of London.
- Angélica Casanova-Katny, M., and L. A. Cavieres. 2012. Antarctic moss carpets facilitate growth of *Deschampsia antarctica* but not its survival. *Polar biology* 35:1869–1878.
- Anne, C., F. Chloé, D. Anatole, and M. Camille. 2018. Governing the Southern Ocean: The science-policy interface as thorny issue. *Environmental science & policy* 89:23–29.
- Armesto, J. J., R. Rozzi, C. Smith-Ramírez, and M. T. K. Arroyo. 1998. Conservation targets in south American temperate forests. *Science (New York, N.Y.)* 282:1271–1272.
- Attard, C. R. M., L. B. Beheregaray, K. C. S. Jenner, P. C. Gill, M.-N. Jenner, M. G. Morrice, K. M. Robertson, and L. M. Möller. 2012. Hybridization of Southern Hemisphere blue whale subspecies and a sympatric area off Antarctica: impacts of whaling or climate change? *Molecular ecology* 21:5715–5727.
- Bartlett, J. C., P. Convey, and S. A. L. Hayward. 2020. Surviving the Antarctic winter-Life Stage Cold Tolerance and Ice Entrapment Survival in The Invasive Chironomid Midge *Eretmoptera murphyi*. *Insects* 11.
- Benoit, J. B., G. Lopez-Martinez, and M. A. Elnitsky. 2007. Moist habitats are essential for adults of the Antarctic midge, *Belgica antarctica*(Diptera: Chironomidae), to avoid dehydration. *European Journal of*.
- Betti, F., F. Enrichetti, G. Bavestrello, A. Costa, A. Moreni, M. Bo, P. Ortiz Saini, and G. Daneri. 2021. Hard-bottom megabenthic communities of a Chilean fjord system: Sentinels for climate change? *Frontiers in marine science* 8.

- Bilyk, K. T., L. Vargas-Chacoff, and C.-H. C. Cheng. 2018. Evolution in chronic cold: varied loss of cellular response to heat in Antarctic notothenioid fish. *BMC evolutionary biology* 18:143.
- Buma, B., A. Holz, I. Diaz, and R. Rozzi. 2021. The world's southernmost tree and the climate and windscapes of the southernmost forests. *Ecography* 44:14–24.
- Cannone, N., M. Guglielmin, P. Convey, M. R. Worland, and S. E. Favero Longo. 2016. Vascular plant changes in extreme environments: effects of multiple drivers. *Climatic change* 134:651–665.
- Cannone, N., F. Malfasi, S. E. Favero-Longo, P. Convey, and M. Guglielmin. 2022. Acceleration of climate warming and plant dynamics in Antarctica. *Current biology*:1–8.
- Cárcamo, J. R., M. Gañán, R. Mackenzie, S. Troncoso, J. Troncoso, T. Contador, R. Rozzi, and P. Convey. 2020. Macroinvertebrados dulceacuícolas del Parque Nacional Yendegaia, Chile: resolviendo brechas de conocimiento sobre la biodiversidad de la Reserva de la Biosfera Cabo de Horn. *Anales del Instituto de la Patagonia* 48:23–37.
- Chen, J. L., C. R. Wilson, and B. D. Tapley. 2013. Contribution of ice sheet and mountain glacier melt to recent sea level rise. *Nature geoscience* 6:549–552.
- Chen, J. L., C. R. Wilson, B. D. Tapley, D. D. Blankenship, and E. R. Ivins. 2007. Patagonia Icefield melting observed by Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE). *Geophysical research letters* 34.
- Chown, S. L., A. Clarke, C. I. Fraser, S. C. Cary, K. L. Moon, and M. A. McGeoch. 2015. The changing form of Antarctic biodiversity. *Nature* 522:431–438.
- Chown, S. L., and P. Convey. 2016. Antarctic Entomology. *Annual review of entomology* 61:119–137.
- Cimino, M. A., H. J. Lynch, V. S. Saba, and M. J. Oliver. 2016. Projected asymmetric response of Adélie penguins to Antarctic climate change. *Scientific reports* 6:28785.
- Colesie, C., C. V. Walshaw, L. G. Sancho, M. P. Davey, and A. Gray. 2023. Antarctica's vegetation in a changing climate. *Wiley interdisciplinary reviews. Climate change* 14.

- Constable, A. J., J. Melbourne-Thomas, S. P. Corney, K. R. Arrigo, C. Barbraud, D. K. A. Barnes, N. L. Bindoff, P. W. Boyd, A. Brandt, D. P. Costa, A. T. Davidson, H. W. Ducklow, L. Emmerson, M. Fukuchi, J. Gutt, M. A. Hindell, E. E. Hofmann, G. W. Hosie, T. Iida, S. Jacob, N. M. Johnston, S. Kawaguchi, N. Kokubun, P. Koubbi, M.-A. Lea, A. Makhado, R. A. Massom, K. Meiners, M. P. Meredith, E. J. Murphy, S. Nicol, K. Reid, K. Richerson, M. J. Riddle, S. R. Rintoul, W. O. Smith Jr, C. Southwell, J. S. Stark, M. Sumner, K. M. Swadling, K. T. Takahashi, P. N. Trathan, D. C. Welsford, H. Weimerskirch, K. J. Westwood, B. C. Wienecke, D. Wolf-Gladrow, S. W. Wright, J. C. Xavier, and P. Ziegler. 2014. Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. *Global change biology* 20:3004–3025.
- Contador Mejias, T., M. Gañan, J. Rendoll-Cárcamo, C. S. Maturana, H. A. Benítez, J. Kennedy, R. Rozzi, and P. Convey. 2023. A polar insect's tale: Observations on the life cycle of *Parochlus steinenii*, the only winged midge native to Antarctica. *Ecology* 104:e3964.
- Contador, T. A., J. H. Kennedy, and R. Rozzi. 2012. The conservation status of southern South American aquatic insects in the literature. *Biodiversity and conservation* 21:2095–2107.
- Contador, T., M. Gañan, G. Bizama, G. Fuentes-Jaque, L. Morales, J. Rendoll, F. Simoes, J. Kennedy, R. Rozzi, and P. Convey. 2020a. Assessing distribution shifts and ecophysiological characteristics of the only Antarctic winged midge under climate change scenarios. *Scientific reports* 10:9087.
- Contador, T., and J. Kennedy. 2016. The life histories of *Meridialaris chiloeensis* (Demoulin, 1955) (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) and *Gigantodax rufescens* (Edwards, 1931) (Diptera: Simuliidae) on a Magellanic sub-Antarctic island (55°S). *Aquatic insects* 37:145–158.
- Contador, T., J. H. Kennedy, R. Rozzi, and J. O. Villarroel. 2015. Sharp altitudinal gradients in Magellanic Sub-Antarctic streams: patterns along a fluvial system in the Cape Horn Biosphere Reserve (55°S). *Polar biology* 38:1853–1866.

- Contador, T., J. Kennedy, J. Ojeda, and P. Feinsinger. 2014. Ciclos de vida de insectos dulceacuícolas y cambio climático global en la ecorregión subantártica de Magallanes: investigaciones ecológicas a largo plazo en el Parque Etnobotánico Omora, Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. *Bosque*.
- Contador, T., J. Rendoll, R. Mackenzie, S. Rosenfeld, O. Barroso, R. Rozzi, B. Goffinet, J. Kennedy, and P. Convey. 2020b. Comunidades de invertebrados terrestres del archipiélago Diego Ramírez (56°31'S), el sitio de estudios ecológicos de largo plazo más austral de América: Diversidad y afinidades con las islas subantárticas del océano austral. *Anales del Instituto de la Patagonia* 48:83–98.
- Contador, T., J. Rendoll-Cárcamo, M. Gañan, J. Ojeda, J. Kennedy, P. Convey, and R. Rozzi. 2023. Underwater with a Hand Lens: Ecological Sciences and Environmental Ethics to Value Freshwater Biodiversity. Pages 53–69 *in* R. Rozzi, A. Tauro, N. Avriel-Avni, T. Wright, and R. H. May Jr, editors. *Field Environmental Philosophy: Education for Biocultural Conservation*. Springer International Publishing, Cham.
- Convey, P. 2020. Current Changes in Antarctic Ecosystems.
- Convey, P., E. M. Biersma, A. Casanova-Katny, and C. S. Maturana. 2020. Refuges of Antarctic diversity. Pages 181–200 *Past Antarctica*. Elsevier.
- Convey, P., S. L. Chown, A. Clarke, D. K. A. Barnes, S. Bokhorst, V. Cummings, H. W. Ducklow, F. Frati, T. G. A. Green, S. Gordon, H. J. Griffiths, C. Howard-Williams, A. H. L. Huiskes, J. Laybourn-Parry, W. B. Lyons, A. McMinn, S. A. Morley, L. S. Peck, A. Quesada, S. A. Robinson, S. Schiaparelli, and D. H. Wall. 2014. The spatial structure of Antarctic biodiversity. *Ecological monographs* 84:203–244.
- Crego, R. D., C. K. Nielsen, and K. A. Didier. 2014. Climate change and conservation implications for wet meadows in dry Patagonia. *Environmental conservation* 41:122–131.

- Davey, M. P., L. Norman, P. Sterk, M. Huete-Ortega, F. Bunbury, B. K. W. Loh, S. Stockton, L. S. Peck, P. Convey, K. K. Newsham, and A. G. Smith. 2019. Snow algae communities in Antarctica: metabolic and taxonomic composition. *The New phytologist* 222:1242–1255.
- De Broyer, C., P. Koubbi, H. Griffiths, and S. A. Grant. 2014. Biogeographic atlas of the Southern Ocean. Scientific Committee on Antarctic Research Cambridge.
- Ellis-Evans, J. C. 1996. Microbial diversity and function in Antarctic freshwater ecosystems. *Biodiversity & Conservation* 5:1395–1431.
- Fillinger, L. 2013. Impact of climate change on the distribution of sponges and cold water corals in the Antarctic and Subantarctic. Staats-und Universitätsbibliothek Bremen.
- Flores, H., A. Atkinson, S. Kawaguchi, B. A. Krafft, G. Milinevsky, S. Nicol, C. Reiss, G. A. Tarling, R. Werner, E. Bravo Rebolledo, V. Cirelli, J. Cuzin-Roudy, S. Fielding, J. A. van Franeker, J. J. Groeneveld, M. Haraldsson, A. Lombana, E. Marschoff, B. Meyer, E. A. Pakhomov, A. P. Van de Putte, E. Rombolá, K. Schmidt, V. Siegel, M. Teschke, H. Tonkes, J. Y. Toullec, P. N. Trathan, N. Tremblay, and T. Werner. 2012. Impact of climate change on Antarctic krill. *Marine ecology progress series* 458:1–19.
- Frenot, Y., S. L. Chown, J. Whinam, P. M. Selkirk, P. Convey, M. Skotnicki, and D. M. Bergstrom. 2005. Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 80:45–72.
- Fretwell, P. T., A. Boutet, and N. Ratcliffe. 2023. Record low 2022 Antarctic sea ice led to catastrophic breeding failure of emperor penguins. *Communications Earth & Environment* 4:1–6.
- Gañan, M., T. Contador, J. Rendoll, F. Simoes, Carolina Pérez, G. Graham, S. Castillo, J. Kennedy, and P. Convey. 2021. Records of *Parochlus steinenii* in the Maritime Antarctic and sub-Antarctic regions. *ZooKeys* 1011:63–71.



- González-Wevar, C. A., M. C. de Aranzamendi, N. I. Segovia, S. Rosenfeld, C. S. Maturana, C. R. Molina, P. Brickle, C. N. Gardenal, R. Bastida, and E. Poulin. 2023. Genetic footprints of Quaternary glacial cycles over the patterns of population diversity and structure in three *Nacella* (Patellogastropoda: Nacellidae) species across the Magellan province in southern South America. *Frontiers in marine science* 10.
- González-Wevar, C. A., B. David, and E. Poulin. 2011. Phylogeography and demographic inference in *Nacella (Patinigera) concinna* (Strebel, 1908) in the western Antarctic Peninsula. *Deep-sea research. Part II, Topical studies in oceanography* 58:220–229.
- Griffiths, H. J. 2010. Antarctic marine biodiversity--what do we know about the distribution of life in the Southern Ocean? *PloS one* 5:e11683.
- Griffiths, H. J., and C. L. Waller. 2016. The first comprehensive description of the biodiversity and biogeography of Antarctic and Sub-Antarctic intertidal communities. *Journal of biogeography* 43:1143–1155.
- Gutt, J., E. Isla, J. C. Xavier, B. J. Adams, I.-Y. Ahn, C.-H. C. Cheng, C. Colesie, V. J. Cummings, G. di Prisco, H. Griffiths, I. Hawes, I. Hogg, T. McIntyre, K. M. Meiners, D. A. Pearce, L. Peck, D. Piepenburg, R. R. Reisinger, G. K. Saba, I. R. Schloss, C. N. Signori, C. R. Smith, M. Vacchi, C. Verde, and D. H. Wall. 2021. Antarctic ecosystems in transition - life between stresses and opportunities. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 96:798–821.
- Harada, E., R. E. Lee, D. L. Denlinger, and S. G. Goto. 2014. Life history traits of adults and embryos of the Antarctic midge *Belgica antarctica*. *Polar biology*.
- Häussermann, V., and G. Försterra. 2007. Large assemblages of cold-water corals in Chile: a summary of recent findings and potential impacts. *Bulletin of marine science* 81:195–207.
- Hedin, L. O., J. J. Armesto, and A. H. Johnson. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76:493–509.

- Heywood, R. B. 1972. Antarctic limnology: a review. *British Antarctic Survey Bulletin*.
- Hughes, K. A., J. E. Lee, M. Tsujimoto, S. Imura, D. M. Bergstrom, C. Ware, M. Lebouvier, A. H. L. Huiskes, N. J. M. Gremmen, Y. Frenot, P. D. Bridge, and S. L. Chown. 2011. Food for thought: Risks of non-native species transfer to the Antarctic region with fresh produce. *Biological conservation* 144:1682–1689.
- Huiskes, A. H. L., N. J. M. Gremmen, D. M. Bergstrom, Y. Frenot, K. A. Hughes, S. Imura, K. Kiefer, M. Lebouvier, J. E. Lee, M. Tsujimoto, C. Ware, B. Van de Vijver, and S. L. Chown. 2014. Aliens in Antarctica: Assessing transfer of plant propagules by human visitors to reduce invasion risk. *Biological conservation* 171:278–284.
- Hulton, N. R. J., R. S. Purves, R. D. McCulloch, D. E. Sugden, and M. J. Bentley. 2002. The Last Glacial Maximum and deglaciation in southern South America. *Quaternary science reviews* 21:233–241.
- Ingels, J., A. Vanreusel, A. Brandt, A. I. Catarino, B. David, C. De Ridder, P. Dubois, A. J. Gooday, P. Martin, F. Pasotti, and H. Robert. 2012. Possible effects of global environmental changes on Antarctic benthos: a synthesis across five major taxa. *Ecology and evolution* 2:453–485.
- Jara, R. F., R. D. Crego, M. D. Samuel, R. Rozzi, and J. E. Jiménez. 2020. Nest-site selection and breeding success of passerines in the world's southernmost forests. *PeerJ* 8:e9892.
- Jenouvrier, S., M. Holland, J. Stroeve, M. Serreze, C. Barbraud, H. Weimerskirch, and H. Caswell. 2014. Projected continent-wide declines of the emperor penguin under climate change. *Nature climate change* 4:715–718.
- Kejna, M., A. Arażny, and I. Sobota. 2013. Climatic change on King George Island in the years 1948–2011. *Polish Polar Research* 34:213–235.
- Lavergne, C., P. Aguilar-Muñoz, N. Calle, F. Thalasso, M. S. Astorga-España, A. Sepulveda-Jauregui, K. Martinez-Cruz, L. Gandois, A. Mansilla, R. Chamy, M. Barret, and L. Cabrol. 2021. Temperature

- differently affected methanogenic pathways and microbial communities in sub-Antarctic freshwater ecosystems. *Environment international* 154:106575.
- Marambio, J., S. Rosenfeld, and J. P. Rodríguez. 2020. Siete nuevos registros de macroalgas para el archipiélago Diego Ramírez (56 31's): el valor del nuevo parque marino como sumidero de carbono y .... *Anales del Instituto de*.
- Maturana, C. S., E. M. Biersma, A. Díaz, C. González-Wevar, T. Contador, P. Convey, J. A. Jackson, and E. Poulin. 2022. Survivors and colonizers: Contrasting biogeographic histories reconciled in the Antarctic freshwater copepod *Boeckella poppei*. *Frontiers in ecology and evolution* 10.
- Maturana, C. S., S. Rosenfeld, J. Naretto, P. Convey, and E. Poulin. 2019a. Distribution of the genus *Boeckella* (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Centropagidae) at high latitudes in South America and the main Antarctic biogeographic regions. *ZooKeys* 854:1.
- Maturana, C. S., S. Rosenfeld, J. Naretto, P. Convey, and E. Poulin. 2019b. Distribution of the genus *Boeckella* (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Centropagidae) at high latitudes in South America and the main Antarctic biogeographic regions. *ZooKeys* 854:1–15.
- Mittermeier, R. A., C. G. Mittermeier, T. M. Brooks, J. D. Pilgrim, W. R. Konstant, G. A. B. da Fonseca, and C. Kormos. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:10309–10313.
- Murcia, S., P. Riul, F. Mendez, J. P. Rodríguez, S. Rosenfeld, J. Ojeda, J. Marambio, and A. Mansilla. 2020. Predicting distributional shifts of commercially important seaweed species in the Subantarctic tip of South America under future environmental changes. *Journal of applied phycology* 32:2105–2114.
- Navarro, J. M., K. Paschke, A. Ortiz, L. Vargas-Chacoff, L. M. Pardo, and N. Valdivia. 2019. The Antarctic fish *Harpagifer antarcticus* under current temperatures and salinities and future scenarios of climate change. *Progress in oceanography* 174:37–43.

- Nędzarek, A., and A. Pocięcha. 2010. Limnological characterization of freshwater systems of the Thomas Point Oasis (Admiralty Bay, King George Island, West Antarctica). *Polar science* 4:457–467.
- Negrete, P., M. Sallaberry, G. Barceló, K. Maldonado, F. Perona, R. A. R. McGill, P. Quillfeldt, and P. Sabat. 2017. Temporal variation in isotopic composition of *Pygoscelis* penguins at Ardley Island, Antarctic: Are foraging habits impacted by environmental change? *Polar biology* 40:903–916.
- Ojeda, J., J. Marambio, S. Rosenfeld, T. Contador, R. Rozzi, and A. Mansilla. 2019. Seasonal changes of macroalgae assemblages on the rocky shores of the Cape Horn Biosphere Reserve, Sub-Antarctic Channels, Chile. *Aquatic botany* 157:33–41.
- Patarnello, T., C. Verde, G. di Prisco, L. Bargelloni, and L. Zane. 2011. How will fish that evolved at constant sub-zero temperatures cope with global warming? Notothenioids as a case study. *BioEssays: news and reviews in molecular, cellular and developmental biology* 33:260–268.
- Pellizzari, F., M. C. Silva, E. M. Silva, A. Medeiros, M. C. Oliveira, N. S. Yokoya, D. Pupo, L. H. Rosa, and P. Colepicolo. 2017. Diversity and spatial distribution of seaweeds in the South Shetland Islands, Antarctica: an updated database for environmental monitoring under climate change scenarios. *Polar biology* 40:1671–1685.
- Pertierra, L. R., P. Escribano-Álvarez, and M. Á. Olalla-Tárraga. 2021. Cold tolerance is similar but heat tolerance is higher in the alien insect *Trichocera maculipennis* than in the native *Parochlus steinenii* in Antarctica. *Polar biology* 44:1203–1208.
- Pertierra, L. R., N. I. Segovia, D. Noll, P. A. Martinez, P. Pliscoff, A. Barbosa, P. Aragón, A. Raya Rey, P. Pistorius, P. Trathan, A. Polanowski, F. Bonadonna, C. Le Bohec, K. Bi, C. Y. Wang-Claypool, D. González-Acuña, G. P. M. Dantas, R. C. K. Bowie, E. Poulin, and J. A. Vianna. 2020. Cryptic speciation in gentoo penguins is driven by geographic isolation and regional marine conditions: Unforeseen vulnerabilities to global change. *Diversity & distributions* 26:958–975.

- Pizarro, J. C., C. B. Anderson, and R. Rozzi. 2012. Birds as marine–terrestrial linkages in sub-polar archipelagic systems: avian community composition, function and seasonal dynamics in the Cape Horn Biosphere Reserve (54–55°S), Chile. *Polar biology* 35:39–51.
- Potocka, M., and E. Krzemińska. 2018. *Trichocera maculipennis* (Diptera)—an invasive species in Maritime Antarctica. *PeerJ* 6:e5408.
- Primack, R. B., I. Ibáñez, H. Higuchi, S. D. Lee, A. J. Miller-Rushing, A. M. Wilson, and J. A. Silander. 2009. Spatial and interspecific variability in phenological responses to warming temperatures. *Biological conservation* 142:2569–2577.
- Proctor, M. C. F., and Z. Tuba. 2002. Poikilohydry and homoihydry: antithesis or spectrum of possibilities? *The New phytologist* 156:327–349.
- Pugh, P. J. A., and P. Convey. 2008. Surviving out in the cold: Antarctic endemic invertebrates and their refugia. *Journal of biogeography* 35:2176–2186.
- Quayle, W. C., P. Convey, L. S. Peck, C. J. Ellis-Evans, H. G. Butler, and H. J. Peat. 2013. Ecological responses of maritime antarctic lakes to regional climate change. Pages 159–170 *Antarctic Peninsula Climate Variability: Historical and Paleoenvironmental Perspectives*. American Geophysical Union, Washington, D. C.
- Ramírez, M. E. 2010. FLORA MARINA BENTÓNICA DE LA REGIÓN AUSTRAL DE SUDAMÉRICA Y LA ANTÁRTICA. *Anales del Instituto de la Patagonia* 38:57–71.
- Renault, D., C. Leclerc, M.-A. Colleu, A. Boutet, H. Hotte, H. Colinet, S. L. Chown, and P. Convey. 2022. The rising threat of climate change for arthropods from Earth's cold regions: Taxonomic rather than native status drives species sensitivity. *Global change biology* 28:5914–5927.
- Rendoll Cárcamo, J., T. Contador, M. Gañán, C. Pérez Troncoso, A. Maldonado Márquez, P. Convey, J. Kennedy, and R. Rozzi. 2019. Altitudinal gradients in Magellanic sub-Antarctic lagoons: the effect of elevation on freshwater macroinvertebrate diversity and distribution. *PeerJ* 7:e7128.

- Rendoll-Cárcamo, J., T. Contador, P. Convey, and J. Kennedy. 2020. Sub-Antarctic Freshwater Invertebrate Thermal Tolerances: An Assessment of Critical Thermal Limits and Behavioral Responses. *Insects* 11.
- Rendoll-Cárcamo, J., M. Gañán, R. I. Madriz, P. Convey, and T. Contador. 2023. Wing reduction and body size variation along a steep elevation gradient: a case study with Magellanic sub-Antarctic mayflies and stoneflies. *Frontiers in ecology and evolution* 11.
- Reyes-Arriagada, R., J. E. Jiménez, and R. Rozzi. 2015. Daily patterns of activity of passerine birds in a Magellanic sub-Antarctic forest at Omora Park (55°S), Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Polar biology* 38:401–411.
- Rignot, E., A. Rivera, and G. Casassa. 2003. Contribution of the Patagonia Icefields of South America to sea level rise. *Science* 302:434–437.
- Rintoul, S. R. 2007. Rapid freshening of Antarctic Bottom Water formed in the Indian and Pacific oceans. *Geophysical research letters* 34.
- Robinson, S. A., J. Wasley, and A. K. Tobin. 2003. Living on the edge - plants and global change in continental and maritime Antarctica. *Global change biology* 9:1681–1717.
- Rosenfeld, S., C. Aldea, A. Mansilla, J. Marambio, and J. Ojeda. 2015. Richness, systematics, and distribution of molluscs associated with the macroalga *Gigartina skottsbergii* in the Strait of Magellan, Chile: A biogeographic affinity study. *ZooKeys*:49–100.
- Rosenfeld, S., C. S. Maturana, M. Gañán, J. Rendoll Cárcamo, A. Díaz, T. Contador, C. Aldea, C. Gonzalez-Wevar, J. Orlando, and E. Poulin. 2023. Revealing the hidden biodiversity of Antarctic and the Magellanic Sub-Antarctic Ecoregion: A comprehensive study of aquatic invertebrates from the BASE Project. *Biodiversity Data Journal* 11:e108566.

- Rozzi, R., J. J. Armesto, B. Goffinet, and W. Buck. 2008. Changing lenses to assess biodiversity: patterns of species richness in sub-Antarctic plants and implications for global conservation. *Frontiers in ecology and the environment*.
- Rozzi, R., J. J. Armesto, J. R. Gutiérrez, F. Massardo, G. E. Likens, C. B. Anderson, A. Poole, K. P. Moses, E. Hargrove, A. O. Mansilla, J. H. Kennedy, M. Willson, K. Jax, C. G. Jones, J. B. Callicott, and M. T. K. Arroyo. 2012. Integrating ecology and environmental ethics: Earth stewardship in the southern end of the Americas. *Bioscience* 62:226–236.
- Rozzi, R., R. D. Crego, T. Contador, E. Schüttler, S. Rosenfeld, R. Mackenzie, O. Barroso, E. A. Silva-Rodríguez, X. Álvarez-Bustos, A. Silva, I. Ramírez, J. Mella, J. Herreros, J. Rendoll-Cárcamo, J. Marambio, J. Ojeda, F. Méndez, K.-P. Moses, J. Kennedy, S. Russell, B. Goffinet, L.-G. Sancho, F. Berchez, B. Buma, F. Aguirre, L. Sánchez-Jardón, E. Barros, R. A. Vásquez, M. T. K. Arroyo, E. Poulin, F. Squeo, J. J. Armesto, A. Mansilla, and F. Massardo. 2020. Un centinela para el monitoreo del cambio climático y su impacto sobre la biodiversidad en la cumbre austral de América: La nueva red de estudios a largo Plazo Cabo de Hornos. *Anales del Instituto de la Patagonia* 48:45–81.
- Rozzi, R., and J. E. Jimenez. 2014. *Magellanic Sub-Antarctic Ornithology: First Decade of Long-Term Bird Studies at the Omora Ethnobotanical Park, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile*. University of North Texas Press.
- Rozzi, R., F. Massardo, A. Mansilla, F. A. Squeo, and E. Barros. 2017. *Parque Marino Cabo de Hornos-Diego Ramírez*.
- Rozzi, R., R. H. May, F. S. Chapin, F. Massardo, M. C. Gavin, I. J. Klaver, A. Pauchard, M. A. Nuñez, and D. Simberloff. 2018. Biocultural Homogenization: A Wicked Problem in the Anthropocene. Pages 21–47 *From Biocultural Homogenization to Biocultural Conservation*. Springer International Publishing, Dordrecht.

- Sandvig, E. M., C. S. Quilodrán, T. A. Altamirano, F. Aguirre, O. Barroso, J. Rivero de Aguilar, M. Schaub, M. Kéry, R. A. Vásquez, and R. Rozzi. 2023. Survival rates in the world's southernmost forest bird community. *Ecology and evolution* 13:e10143.
- Schroeter, B., L. Sancho, and T. Allan Green. 2007. Plant Life in Antarctica. Page Functional Plant Ecology, Second Edition. CRC Press.
- Schüttler, E., R. D. Crego, L. Saavedra-Aracena, E. A. Silva-Rodríguez, R. Rozzi, N. Soto, and J. E. Jiménez. 2019. New records of invasive mammals from the sub-Antarctic Cape Horn Archipelago. *Polar biology* 42:1093–1105.
- Schüttler, E., L. Saavedra-Aracena, and J. E. Jiménez. 2022. Spatial and temporal plasticity in free-ranging dogs in sub-Antarctic Chile. *Applied animal behaviour science* 250:105610.
- Siegfried, W. R., P. R. Condy, and R. M. Laws. 2013. Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs. Springer Science & Business Media.
- Singh, J., R. P. Singh, and R. Khare. 2018. Influence of climate change on Antarctic flora. *Polar science* 18:94–101.
- Smale, D. A., and D. K. A. Barnes. 2008. Likely responses of the Antarctic benthos to climate-related changes in physical disturbance during the 21st century, based primarily on evidence from the West Antarctic Peninsula region. *Ecography* 31:289–305.
- Smith, R. I. L. 1996. Introduced plants in Antarctica: Potential impacts and conservation issues. *Biological conservation* 76:135–146.
- Spacht, D. E., J. D. Gantz, J. J. Devlin, E. A. McCabe, R. E. Lee Jr, D. L. Denlinger, and N. M. Teets. 2021. Fine-scale variation in microhabitat conditions influences physiology and metabolism in an Antarctic insect. *Oecologia* 197:373–385.
- Terauds, A., and J. R. Lee. 2016. Antarctic biogeography revisited: updating the Antarctic Conservation Biogeographic Regions. *Diversity & distributions* 22:836–840.



- Thalasso, F., B. Riquelme, A. Gómez, R. Mackenzie, F. J. Aguirre, J. Hoyos-Santillan, R. Rozzi, and A. Sepulveda-Jauregui. 2023, February 20. Technical note: Skirt-chamber – An open dynamic method for the rapid and minimally-intrusive measurement of greenhouse gas emissions from peatlands.
- Trivelpiece, W. Z., J. T. Hinke, A. K. Miller, C. S. Reiss, S. G. Trivelpiece, and G. M. Watters. 2011. Variability in krill biomass links harvesting and climate warming to penguin population changes in Antarctica. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:7625–7628.
- Vincent, W. F., and J. Laybourn-Parry. 2008. *Polar Lakes and Rivers: Limnology of Arctic and Antarctic Aquatic Ecosystems*. Oxford University Press.
- Willis, M. J., A. K. Melkonian, M. E. Pritchard, and A. Rivera. 2012. Ice loss from the southern Patagonian ice field, south America, between 2000 and 2012. *Geophysical research letters* 39.
- Witman, J. D., and K. Roy. 2009. *Marine Macroecology*. University of Chicago Press.
- Yamazaki, K., S. Aoki, and K. Mizobata. 2023. Diffusion of circumpolar Deep Water towards Antarctica. *Journal of geophysical research. Oceans* 128.
- Zemp, M., M. Huss, E. Thibert, N. Eckert, R. McNabb, J. Huber, M. Barandun, H. Machguth, S. U. Nussbaumer, I. Gärtner-Roer, L. Thomson, F. Paul, F. Maussion, S. Kutuzov, and J. G. Cogley. 2020. Author Correction: Global glacier mass changes and their contributions to sea-level rise from 1961 to 2016. *Nature* 577:E9.
- Znój, A., J. Gawor, R. Gromadka, K. J. Chwedorzewska, and J. Grzesiak. 2022. Root-associated bacteria community characteristics of Antarctic plants: *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis*-a comparison. *Microbial ecology* 84:808–820.