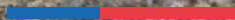
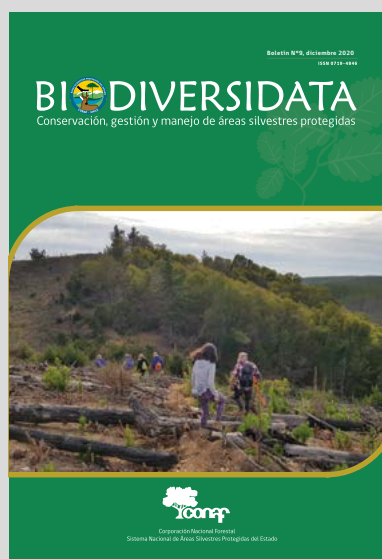


BIODIVERSIDATA

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas



Boletín anterior
N°9, diciembre 2020



Voluntarios “Programa Vive Tus Parques CONAF-INJUV”,
en el Reserva Nacional Los Ruiles, Región del Maule-Chile.

Créditos: Ítalo Pérez C.

Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-No Comercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.



Usted es libre para:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato. Adaptar — remezclar, transformar y crear a partir del material. El licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia.

Bajo los siguientes términos:

Atribución — Usted debe darle crédito a esta obra de manera adecuada, proporcionando un enlace a la licencia, e indicando si se han realizado cambios. Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo del licenciante. NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con fines comerciales. CompartirIgual — Si usted mezcla, transforma o crea nuevo material a partir de esta obra, usted podrá distribuir su contribución siempre que utilice la misma licencia que la obra original. No hay restricciones adicionales — Usted no puede aplicar términos legales ni medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros hacer cualquier uso permitido por la licencia. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> o envíe una carta a Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA 94042, USA.



Para cualquier información diríjase a:
Corporación Nacional Forestal (CONAF)
Avda. Bulnes 285, Santiago de Chile.

Director Ejecutivo Corporación Nacional Forestal - CONAF

Christian Little Cárdenas

Gerente de Áreas Silvestres Protegidas

Renzo Galgani Fonseca

Comité editorial

Editor Jefe

Moisés Grimberg Pardo

Editor Permanente

Mariano de la Maza Musalem

Felipe Sáez Quintana

Editor asociado

Nelida Pohl

Revisores colaboradores

Isla Troncoso Ilsen

Diseño y diagramación

Rodrigo Cádiz Cabezas

Editor de estilo

Javier Ramos Pinochet

Traducción

Soledad Guzmán Fuentes

Dedicatoria

Patricia Rodríguez Castillo (1972-2021)

Patricia tuvo una basta carrera en la Corporación Nacional Forestal. Se desempeñó inicialmente como funcionaria en Oficina Central, para luego trasladarse a la Región de La Araucanía a fin de cumplir la función de guardapaque de la Reserva Nacional Malalcahuello, donde tuvo un gran acercamiento con las comunidades indígenas, pasando después a ocupar el cargo como administradora de la Reserva Nacional Alto Biobío. Se destacó también como una permanente impulsora de los derechos de la mujer. Su lucha, trabajo y legado serán recordados en diversos ámbitos de la institución.

Bernardo Zentilli (1935-2021)

No obstante, toda la variedad de cargos, funciones y trabajos que tuvo Bernardo, en definitiva convergen con total abnegación, perseverancia y pasión, a un eje esencial de su sentido de vida: la defensa de la naturaleza. Su mayor contribución la realizó principalmente en la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y el Comité de Defensa de Flora y Fauna (CODEFF), instituciones pioneras en Chile del movimiento ambientalista reflejado en la labor de promoción y trabajo en favor de la conservación de la naturaleza y para el bienestar humano. Su pasión y trabajo arduo, inquieto y con coraje, por los ámbitos de la conservación ambiental y el bienestar social. Sus sueños y acciones concretas manifiestos en la frase: Por un mundo mejor... para todos.

Editorial

Y aquí vamos... las primeras diez ediciones de esta aventura que iniciamos el año 2014 con la convicción de generar un espacio de comunicación y difusión de los esfuerzos institucionales en torno a los registros de monitoreo y patrullaje, las acciones de conservación, participación, uso público y la investigación técnico y científica en torno a la administración y gestión de las unidades del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE). En este camino recorrido, ya son 182 comunicaciones publicadas, de las cuales un 62% son de autoría del personal guardaparques y técnicos de oficina, estos números confirman las expectativas y reafirman las convicciones con las que partimos este proyecto.

Hoy son muchas las instituciones y centros académicos, especialistas e investigadores que han seguido con interés la evolución del boletín y han querido compartir sus trabajos y resultados, contribuyendo de manera relevante a mejorar la información para la toma de decisiones del manejo de las áreas silvestres protegidas, lo cual agradecemos significativamente.

Biodiversidata se ha ido transformando en una herramienta técnica validada y posicionada en el país y donde de forma incipiente hemos orientando algunos esfuerzos para incluir el trabajo técnico y científico que se realiza en otras figuras de conservación existentes en Chile y el extranjero, con la intención de poner en valor y compartir los aprendizajes y experiencias más allá de SNASPE, lo que intentaremos fortalecer durante las próximas ediciones.

Damos inicio a una nueva etapa de la publicación, avanzando en su consolidación con la incorporación de nuevos/as profesionales al Comité editorial, refrescando la diagramación y diseño gráfico, y proyectando los desafíos para los próximos años como lograr la indexación y el fortalecimiento de la versión Web del boletín.

Gracias a todos y todas los que son y han sido parte de esta iniciativa.

¡Vamos por más!



Moisés P. Grimberg Pardo
Editor Jefe Boletín Biodiversidata

Índice

Artículo de investigación

Páginas

Avances en la implementación del software SMART para gestión de patrullajes en el Parque Nacional Volcán Isluga, Región de Tarapacá

Progresses in the use of SMART software for management of patrollings at Volcán Isluga National Park, Region of Tarapacá

10

Monitoreo institucional de largo plazo de la colonia reproductiva del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la isla Choros de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt

Long-term monitoring of a breeding colony of Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) at Choros island in Pingüino de Humboldt National Reserve

29

Diferencias en la ingesta de restos de origen antrópico por parte de *Lycalopex culpaeus* y *Lycalopex griseus* entre zonas de alta y baja afluencia de público en el Parque Nacional Río Clarillo

Differences in the consumption of human waste between *Lycalopex culpaeus* and *Lycalopex griseus* in areas of high and low visitors influence at Río Clarillo National Park

44

Caracterización del hábitat del matuasto (*Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso)) en el Parque Nacional Laguna del Laja

Habitat characterization of *Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso) at Laguna del Laja National Park

56

Ciencia ciudadana en la Reserva de la Biósfera Araucarias: oportunidades de gestión y educación mediante monitoreo escolar de fauna silvestre con fototrampeo.

Community science at Araucarias Biosphere Reserve: opportunities for management and education through school projects for monitoring fauna using camera traps.

65

Caracterización ecológica de las comunidades planctónicas en tres fiordos interiores del Parque Nacional Bernardo O'Higgins (Chile).

Ecological characterization of plankton populations in the inner fjords of Bernardo O'Higgins National Park (Chile)

82

Implementación de una metodología para estimar el éxito reproductivo del pingüino de Magallanes (<i>Spheniscus magellanicus</i>) en la isla Magdalena, Monumento Natural Los Pingüinos	96
Implementing a methodology to estimate breeding success of Magellanic penguins (<i>Spheniscus magellanicus</i>) on Magdalena island, at Los Pingüinos Natural Monument	
Animales domésticos ferales y sus impactos sobre la biodiversidad en el Antropoceno	105
Feral domestic animals and their impacts on biodiversity in the Anthropocene	
Macrolíquenes epífitos e indicadores rápidos de diversidad líquénica en los bosques de tipo forestal lenga (<i>Nothofagus pumilio</i>) de Chile	110
Epiphytic macrolichens and rapid bioindicators of lichen diversity in Chilean forests of <i>Nothofagus pumilio</i>	
Guardaparques marinos: una aproximación desde la gestión del Estado en las áreas silvestres protegidas costeras, marinas e insulares	127
Marine park rangers: an approach from State management in coastal, marine and island protected wild areas	

Comunicaciones cortas Páginas

Estado actual de las amenazas del pingüino de Humboldt (<i>Spheniscus humboldti</i>) en la Región de Antofagasta	141
Current status of threats to the Humboldt Penguin (<i>Spheniscus humboldti</i>) in the Region of Antofagasta	
Rutas censales y abundancias de flamencos altoandinos en la Reserva Nacional Los Flamencos y sectores aledaños, Región Antofagasta.	150
Census routes and abundance of Andean flamingo at Los Flamencos National Reserve and surrounding areas, Region of Antofagasta	

Nuevos registros de matuasto (<i>Phymaturus vociferator</i> (Pincheira-Donoso)) en el Parque Nacional Laguna del Laja, Región del Biobío	156
New records of <i>Phymaturus vociferator</i> (Pincheira-Donoso) at Laguna del Laja National Park, Region of Bío Bío	
Nuevos registros de pudú (<i>Pudu puda</i>) en su límite sur de distribución: parque La Tapera, desembocadura del río Pascua, Caleta Tortel, Región de Aysén	160
New records of <i>Pudu puda</i> in its southern range of distribution: La Tapera park, river mouth of Pascua river, Caleta Tortel, Region of Aysén	
Prospección de sitios con presencia de <i>Gaultheria nubigena</i> en el Parque Nacional Conguillío, Región de La Araucanía	164
Exploration of sites with presence of <i>Gaultheria nubigena</i> at Conguillío National Park Region of La Araucanía	
Registro relevante Páginas	
Registro de <i>Spheniscus sp.</i> con plumaje atípico en la región de Antofagasta, Chile.	171
Records of <i>Spheniscus sp.</i> with atypical feather pattern at the Region of Antofagasta, Chile	

Artículo de investigación

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 10-28 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Avances en la implementación del software SMART para gestión de patrullajes en el Parque Nacional Volcán Isluga, Región de Tarapacá

Progresses in the use of SMART software for management of patrollings at Volcán Isluga National Park, Region of Tarapacá

Jorge Valenzuela Oyarzún^{1*}

1. Jefe de Sección de Conservación, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF, Región de Tarapacá, Chile.

*jorge.valenzuela@conaf.cl

RESUMEN

En 2019 se inició la implementación del *software* SMART (Spatial Monitoring Report) en el Parque Nacional Isluga para ayudar a mejorar la eficiencia de los patrullajes. El *software* es utilizado en más de setecientas áreas protegidas en el mundo y en sesenta países, contribuyendo de manera sustancial al mejoramiento de las capacidades de los guardaparques y de la gestión de las unidades. Se elaboró un marco conceptual de referencia y reuniones de trabajo en donde se definieron los elementos necesarios para el uso del *software*, adaptándolo al contexto y realidad local. En el presente trabajo se discuten los resultados y potencialidad de la herramienta aplicada en esta unidad piloto. Los resultados ayudaron a mejorar el esfuerzo de patrullaje, detección de amenazas y registros de fauna silvestre. Dentro de los principales desafíos encontrados para el proceso fueron limitaciones de tiempo del personal y de capacidades técnicas. Los guardaparques del parque nacional demostraron un alto interés y motivación a incorporar esta nueva herramienta para apoyar la gestión de la unidad. Si bien el proceso de implementación no ha finalizado, los resultados iniciales demuestran el potencial de la herramienta para optimizar los patrullajes de los guardaparques en el territorio.

Palabras claves: SMART, patrullajes, gestión, guardaparques, áreas protegidas.

ABSTRACT

In 2019, Isluga National Park started the use of SMART (Spatial Monitoring Report) software to improve the efficiency of patrollings. This software is used by more than seven hundred protected areas around the world in sixty countries, substantially improving the work of parkrangers and the management of these protected areas. The elements needed for the use of the software and its modifications in terms of the local context were defined under a conceptual framework and workshops. The present document show the results and potentialities of this tool applied at this pilot unit. The results helped to improved the patrollings, identification of threats, and records of native fauna. The main challenges during this process were related to time constraints among the staff and technical capacities. The parkrangers of Isluga National Park demonstrated a high level of interest and motivation in the use of this tool for the management of the park. Though the activation process has not ended, the initial results showed the potential of SMART to improve patrollings in the territory.

Keywords: SMART, patrollings, management, parkrangers, protected areas.

Las áreas protegidas son importantes para conservar la biodiversidad y mantener una amplia gama de procesos ecológicos y servicios ecosistémicos (Giehl, E.L.H, *et al.*, 2017). Sin embargo, las áreas protegidas enfrentan amenazas sustanciales (Laurance, W. *et al.*, 2012), desafiando su efectividad como herramienta para la conservación (Geldmann J, *et al.*, 2013).

Schulze, K. *et al.* (2012) analizaron datos de casi dos mil áreas protegidas para identificar las amenazas más comunes que enfrentan. La cacería y los impactos negativos de las actividades recreativas fueron las amenazas más comúnmente reportadas por los administradores de las áreas protegidas, ocurriendo en 61 % y 55 %, respectivamente de todas las áreas protegidas consideradas en el estudio. Hubo diferencias geográficas distintas en el lugar donde ocurrieron estas amenazas entre países en desarrollo y desarrollados. Del análisis también se evidencio un mayor riesgo

de amenazas si se encontraban en países que sufrieron corrupción y tenían un Índice de Desarrollo Humano (IDH) más bajo.

La aplicación de las leyes y normativas en terreno es fundamental para una conservación exitosa en un área protegida, porque guardaparques en el terreno representan el principal factor disuasorio que hace que su aplicación sean efectivas, a pesar de ello, la disminución de las poblaciones y las extinciones locales, particularmente de grandes mamíferos, continúan, incluso dentro de las áreas protegidas (Critchlow, R. *et al.*, 2016).

Aunque la aplicación de la ley es crucial para reducir las actividades ilegales (Geldmann *et al.*, 2013), esta representa el principal gasto en muchas áreas protegidas (Plumptre *et al.*, 2014), lo que sugiere que aumentar la eficiencia de las actividades de patrullajes debe ser una prioridad (Critchlow, R. *et al.*, 2017).

Pocos estudios han evaluado la eficiencia con la que se distribuyen los guardaparques en terreno, aunque la evidencia disponible es limitada, esta sugiere que la eficiencia puede ser baja y es necesario planificar de mejor manera los patrullajes. Por ejemplo, Plumtre *et al.* (2014) informan que, a pesar de que el 60 % del Parque Virunga es patrullado, solo el 22 % de estos son efectivos. Del mismo modo, los estudios teóricos sugieren que se podrían lograr importantes reducciones en el gasto de operaciones y una mejor eficiencia de los recursos económicos, humanos y de equipamiento en administración de las áreas protegidas a través de mejor planificación de los patrullajes de los guardaparques (Dhanjal-Adams *et al.*, 2015).

En muchas, sino en la mayoría de las áreas protegidas, los patrullajes siguen siendo la principal herramienta de monitoreo y de vigilancia en el territorio y constituye un mecanismo relevante para los administradores de las áreas. Existen limitaciones financieras, de recursos humanos y de tiempo para administrar el personal, el equipo y la infraestructura necesarias para mantener la regularidad de patrullajes en un área determinada. Sumado a esto que en la mayoría de las áreas protegidas cuentan con un presupuesto finito, mantener el esfuerzo de patrullaje se realiza a expensas de otras actividades propias del área (Barichievy, C. *et al.*, 2017).

Cuando el patrullaje se realiza regularmente en distintos sectores de las áreas protegidas, tienen el potencial de proporcionar a los administradores información oportuna y actualizada para la toma de decisiones a corto plazo. Además, la recopilación de datos

tiene los beneficios adicionales de ser barata, aprovechando las capacidades existentes del personal de terreno y que requiere un mínimo de habilidades especializadas o equipo (Stokes, 2010).

La recopilación de datos que realizan guardaparques se puede utilizar como una herramienta para monitorear tendencias de amenazas directas o factores contribuyentes. Sin embargo, si los patrullajes no se realizan de manera sistemática en áreas donde las actividades ilegales son altas, se produce un sesgo considerable. Estas situaciones deben ser consideradas en la interpretación de los resultados de los patrullajes para cualquier análisis cuantitativo de tendencias (CITES, 2010; Stokes, 2010).

El objetivo principal de los patrullajes basados en SMART es proporcionar información regular, rápida y estandarizada sobre amenazas y desempeño de patrullaje para ayudar a administradores y administradoras a tomar decisiones informadas sobre el despliegue del personal en terreno y la asignación eficiente de recursos. Por lo tanto, el uso de SMART debe considerarse como una herramienta complementaria clave de gestión de los patrullajes bajo un enfoque de manejo adaptativo (ver figura 1) (SMART, 2015).

SMART utiliza un sistema de información geográfica (SIG) que permite a los guardaparques recolectar y organizar convenientemente información espacial sobre actividades ilegales mientras patrulla (Sintov, Seyranian, y Lyet, 2018). Esta información se ingresa en la base de datos SMART para su uso posterior en la planificación y supervisión de los patrullajes (ZSL, 2018). SMART ha sido reportado ser eficaz para reducir las



Figura 1

actividades ilegales en Rusia (Hötte *et al.*, 2016); actualmente, se usa en todas las áreas protegidas de Uganda (Critchlow *et al.*, 2016). Desde 2012 a la fecha, se ha implementado en más de setecientos cuarenta y seis áreas protegidas en sesenta países en todo el mundo y catorce gobiernos lo han adoptado como herramienta oficial de gestión de sus áreas protegidas, en Sudamérica, un ejemplo de ello es el caso de Parques Nacionales de Colombia, que en 2013 inició pilotos en algunas áreas

protegidas, avanzando en la actualidad a implementar la herramienta en más de cincuenta y dos áreas protegidas, creando una estructura institucional de soporte y mejora de los procesos de la herramienta (SMART, 2018).

Materiales y métodos

El Parque Nacional Volcán Isluga fue creado en el año 1967, sin embargo en el año 1985 se

fijaron sus límites actuales. Tiene una superficie de 174.744 ha, que abarcan precordillera y altiplano de la Región de Tarapacá. Sus objetivos de creación son la preservación y conservación de la biodiversidad asociada al ecosistema altoandino y la preservación y revalorización de la cultura aymara (CONAF, 1988).

Las amenazas identificadas en la unidad son la caza furtiva de vicuñas, presencia de perros y gatos, burros asilvestrados, quemadas no autorizadas, deterioro y pérdida del patrimonio cultural, tráfico de vehículos y drogas desde y hacia Bolivia, a través de diferentes pasos no habilitados existentes que se conectan a los caminos interiores de la unidad (CONAF, 2018).

Se utilizó el programa SMART ver 6.2.3 (<http://www.smartconservationtools.org/downloads/smart6/smart.6.2.3.RC20.win64.zip>), en donde se configuró utilizando archivos en formato *shape* de los límites de la unidad, poblados, caminos y puntos de interés.

Desarrollo de un marco para gestión de patrullajes usando SMART

Debido a sus características geográficas y escaso personal, implementar SMART en el Parque Nacional Volcán Isluga (PNVI) tiene una serie de desafíos y oportunidades más allá de los requerimientos básicos de capacitaciones técnicas y el uso del programa (CONAF 2019). Se propone un marco para la implementación de SMART, considerando los elementos mínimos que deben funcionar en conjunto para orientar a la administración de la unidad a mejorar su gestión.

Soporte institucional

Alcanzar el éxito del proceso de implementación requiere el apoyo y compromiso de administrador o administradora, guardaparques y autoridades locales desde el inicio. Esto permite asegurar el apoyo de los requerimientos necesarios como personal, equipamiento, presupuestos y priorización del uso, todo lo anterior para asegurar su continuidad en el tiempo. Wilfred (2019) reportó que estos factores son claves para avanzar en proceso de implementación de SMART en la Reserva de Fauna Silvestre Ugalla, en Tanzania.

Personal, capacitación y equipamiento

En la actualidad la dotación permanente es de un (1) administrador y un (1) guardaparque permanente, incorporando a dos (2) guardaparques transitorios por un periodo de tiempo determinado por el presupuesto asignado. Dada esta realidad es que cobra relevancia la planificación estratégica del esfuerzo de patrullaje y su gestión para garantizar el uso eficiente de los recursos limitados, el cual es un problema cada vez más urgente para la administración de la unidad. SMART proporciona información para evaluar los patrullajes, pero su ejecución debe ser planificada de forma estratégica para focalizar los esfuerzos donde sea necesario. Las capacidades del personal juegan un rol clave en el proceso, por lo que es necesario nivelar y estandarizar los parámetros mínimos respecto consideraciones técnicas del patrullaje o técnicas de monitoreo. En el caso del PNVI se han realizado a la fecha dos (2) capacitaciones en el uso de GPS y navegación, dos (2) capacitaciones sobre el uso de SMART y actividades de terreno para reforzar aspectos

sobre patrullajes. Además de las condiciones básicas de capacidad y personal se requiere de equipamiento mínimo para su utilización. El programa es descargable gratuitamente desde internet y no requiere conexión para su uso, tampoco de conocimiento de Sistema de Información Geográfico (SIG) para su uso, por lo que no representa una limitante. El PNVI cuenta con un (1) computador, dos (2) GPS y con personal con habilidades básicas de uso de ambos.

Colecta de datos en terreno

La recopilación de datos día a día, generalmente, no es una actividad estándar de la mayoría de los guardaparques (Stokes, 2010). Es por ello que, fortalecer la toma de datos en terreno es importante y para ello se debe considerar que las habilidades, la experiencia y la edad de los guardaparques tienden a variar ampliamente, incluso dentro de un mismo sitio, y sumado a la rotación de personal esta variabilidad es mayor. Se sugiere que el protocolo de recopilación de datos en patrullaje debe ser simple y optimizado para incluir información clave (previamente definida) para la unidad con el fin de minimizar el tiempo dedicado ingresando datos en terreno. La información colectada en los patrullajes permitirá elaborar reportes y análisis básicos sobre amenazas identificadas, medidas de esfuerzo de patrullaje, registros de flora y fauna, datos generales de patrullaje (número de participantes, distancia recorrida, tipo de transporte, horas patrulladas, entre otros) todos estos son claves para poder estandarizar a través de indicadores el grado de cumplimiento de la gestión de la unidad. Como estructura básica de toma de datos de terreno el equipo trabajó el diseño de un

modelo de datos (ver anexo 1) que son tomados en terreno durante los patrullajes. Finalmente, el administrador de la unidad envía de manera mensual los datos de patrullaje (ficha de patrullaje, *tracks*, *waypoints* y fotografías) vía Google Drive al encargado de datos en la oficina regional para elaboración de reportes y posterior retroalimentación con el equipo de la unidad.

Análisis y retroalimentación

Uno de los aspectos fundamentales del proceso de implementación de SMART es la retroalimentación permanente con el equipo técnico y el personal de la unidad, con el fin de analizar los resultados de los patrullajes. Esta es la principal acción a realizar para asegurar la sustentabilidad de la herramienta a lo largo del tiempo. Sin esta retroalimentación e integración en el plan operativo de la unidad, la efectividad de SMART como herramienta para mejorar los patrullajes se pierde. La generación de reportes y mapas de los patrullajes de manera automática permite visualizar de manera sencilla lo que está ocurriendo en territorio (ver figura 2)

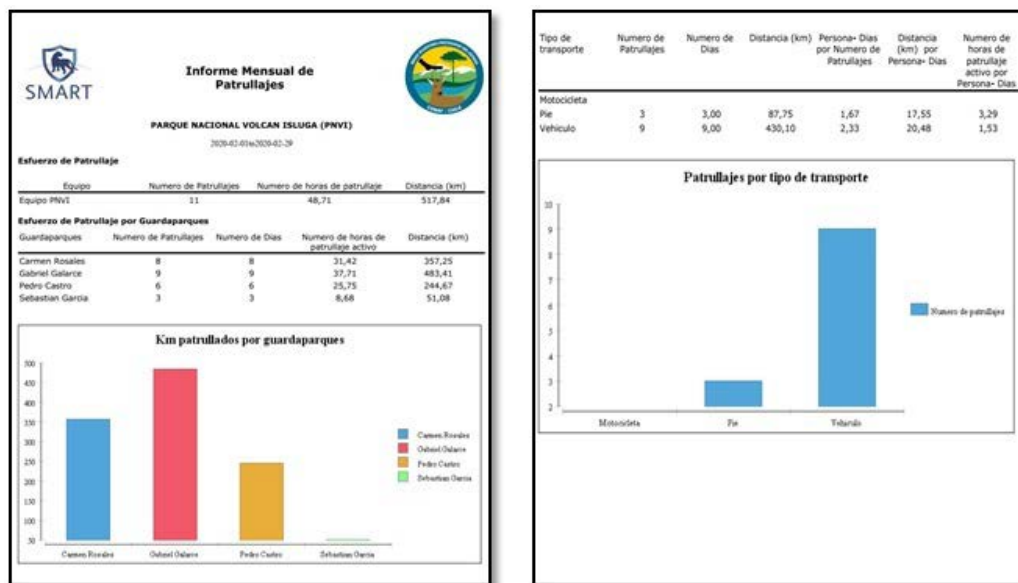


Figura 2

La figura 3 muestra un ejemplo de mapas automáticos generados a partir de los datos de patrullaje del periodo junio de 2019 a febrero de 2020 del PNVI. Se observa el esfuerzo de patrullaje para un periodo tiempo estimado, en una grilla de 1 × 1 km, color más claro, y el color más oscuro representa la intensidad de patrullaje, es decir el número de veces que el patrullaje se realizó en una

grilla especifica. Se observa que durante el invierno los patrullajes se concentraron principalmente en el sector del altiplano de la unidad y el sector precordillera no estaba siendo patrullado de manera regular. Los patrullajes en precordillera se incrementaron a partir del segundo semestre del año 2019, manteniéndolos a la fecha.

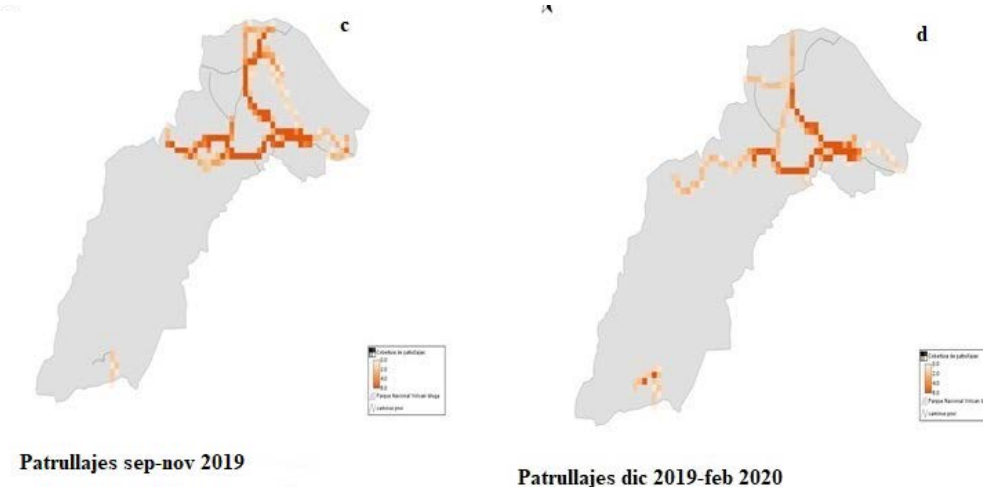
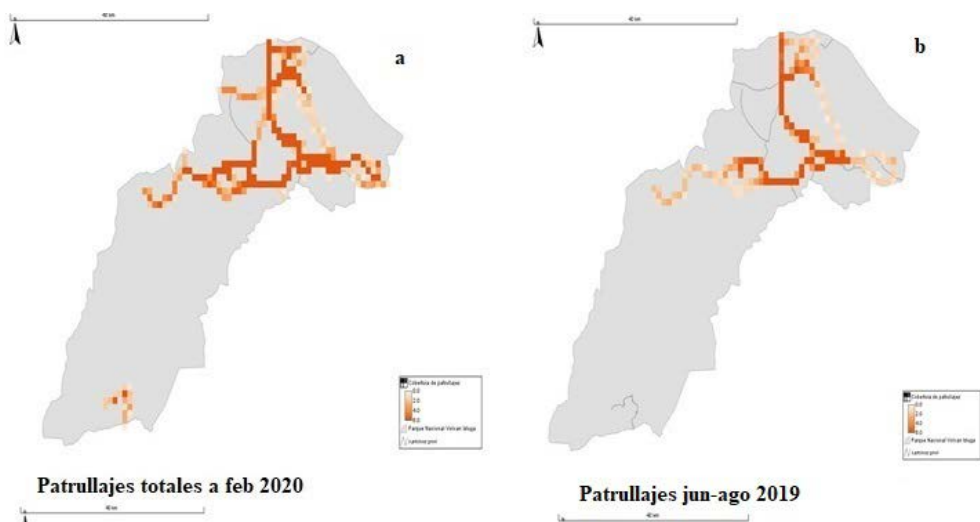


Figura 3

Resultados

El esfuerzo de patrullaje fue de cincuenta y nueve patrullajes, dieciocho fueron realizados en invierno, veinte en primavera y veintiuno en verano. Los patrullajes fueron categorizados según el mandato establecido, vigilancia y control, monitoreo y vinculación comunitaria. Cuarenta y tres patrullajes realizados fueron con objetivo de vigilancia y control, en los que se recorrieron 2174,89 km; ocho patrullajes de monitoreo, 240,89 km; y ocho patrullajes

de vinculación comunitaria, 338,39 km. Se calculó el número de patrullajes según el tipo de transporte junto la distancia recorrida por tipo de transporte utilizado (ver tabla 1). Se estimó el esfuerzo de patrullaje por cada guardaparques, según número de patrullajes realizados, días, horas y kilómetros recorridos (ver tabla 2).

Tabla 1. Esfuerzo de patrullaje según tipo de transporte. Junio de 2019 a febrero de 2020.

Tipo de transporte	Numero de patrullajes	Distancia (km)	Distancia (km) por persona	Horas de patrullaje por persona
Motocicleta	2	147,58	73,79	5,23
Pie	5	131,49	14,61	3,39
Camioneta	52	2475,10	18,20	1,96
Total	59	2754,17	106,60	10,58

Tabla 2. Esfuerzo de patrullaje por guardaparques. Junio de 2019 a febrero de 2020.

Guardaparques	Número de patrullajes	Número de días	Número de horas de patrullaje activo	Distancia (km)
Carmen Rosales	16	16	57,91	544,17
Gabriel Galarce	19	19	70,15	865,35
Juan Arias	26	26	170,40	1361,59
Sebastián García	38	38	219,72	1940,36
Pedro Castro	45	45	262,25	2240,52

De las siete amenazas identificadas para el parque, las observaciones de terreno fueron, en primer lugar, basura y desechos sólidos (21), burros ferales (9), quemadas no autorizadas (4) y tala ilegal (1) (figura 4).

La amenaza que presenta mayor alcance es basura y desechos sólidos, la cual está asociada a la existencia de caminos y poblados del parque. La presencia de burros ferales se encuentra en la zona noreste del parque en sector de la laguna Parinacota debido

a la existencia de bofedales y pastizales que les sirven de alimento. Las quemadas no autorizadas se producen en los sectores donde las comunidades realizan pastoreo de ganado y en zonas de uso agrícola (ver figura 5).

Por otra parte, se realizaron trescientos veintisiete avistamientos de fauna. Doscientos tres corresponden a mamíferos y ciento veinticuatro a aves. Según el objetivo de patrullaje, doscientos cuarenta y siete avistamientos fueron realizados durante

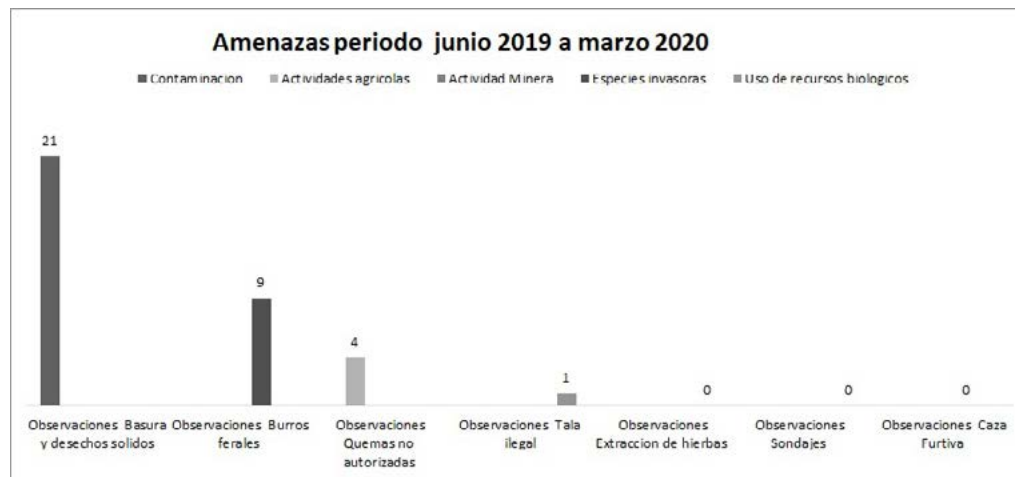


Figura 4

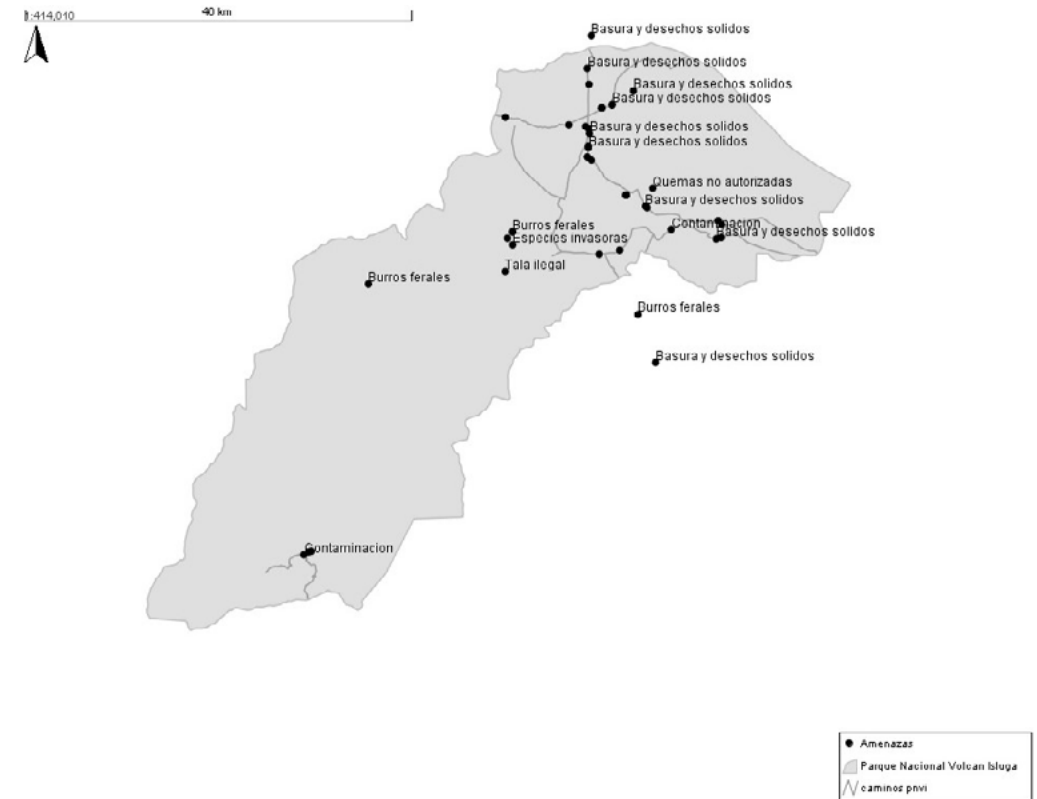


Figura 5

patrullajes de vigilancia y control, sesenta y cuatro en patrullajes de vinculación comunitaria y dieciséis en patrullajes de monitoreo. A modo de ejemplo para la especie vicuña (*V.v.mensalis*) el número de avistamientos fue de ciento noventa y seis, en que se contabilizó a 1362 individuos, seguido por la especie suri (*Rheapennatarapacensis*), con ochenta y siete avistamientos, en que se contabilizaron 611 individuos. Todas estas observaciones corresponden a registros obtenidos en patrullajes regulares y no responden a un monitoreo sistemático bajo metodologías específicas por especie. La figura 6 muestra los sectores del parque donde se encuentran las zonas con mayor frecuencia de observación de fauna.

Discusión

Este trabajo describe resultados de la primera experiencia del uso de SMART en un área silvestre protegida del Estado, el Parque Nacional Volcán Isluga, y alcanzar una gestión más eficaz fue una de las principales motivaciones para incorporar el uso de la herramienta.

Los resultados relativos al esfuerzo de patrullaje acumulado a la fecha del Parque Nacional Volcán Isluga corresponde a 110.166 ha, que equivale al 63,1 % de la superficie total de la unidad, considerando un total de cincuenta y nueve patrullajes (junio de 2019 a febrero de 2020). Los registros de fauna silvestre se concentran en el sector altiplano

de la unidad y dan cuenta las características del hábitat para la presencia de diversas especies. La presencia de fauna en esta zona del parque está determinada por la existencia de bofedales y cuerpos de agua que constituyen importantes áreas de concentración de fauna, principalmente vicuñas, suri y aves acuáticas (anexo 1). En esta zona también se registran la mayor cantidad de amenazas detectadas, tanto en eventos registrados y distribución. Esta situación se puede explicar, ya que en esta zona se encuentran la mayoría de los caminos, poblados habitados, sectores de pasos fronterizos ilegales y tránsito de vehículos, factores contribuyentes de las amenazas registradas. Debido a que la administración se encuentra en este sector y dada la mayor existencia de caminos el esfuerzo de patrullajes se concentra en esta zona.

Los resultados de esfuerzo de patrullajes muestran una cobertura suficiente de la unidad, sin embargo, falta incorporar indicadores que den cuenta de la efectividad de los patrullajes. Hotte *et al.* 2016, proponen generar indicadores que den cuenta de la calidad del patrullaje, control de amenazas y especies claves. Se requieren entre uno a tres años para desarrollar el proceso de implementación, dando seguimiento y soporte a la unidad, y entregar al equipo de guardaparques capacitaciones, equipamiento y análisis de datos. En todos los casos mencionados en este artículo, sobre la adopción de la herramienta, contaron con equipos de apoyo con dedicación casi exclusiva para dar el soporte respectivo, para el caso del PNVI se trabajó de manera autónoma y sin dedicación exclusiva a este proceso, solo con los recursos disponibles en la sección de conservación regional. Para avanzar en institucionalizar la plataforma

se requiere contar con una estructura institucional, financiera y técnica.

En cuanto a las implicancias para el manejo de la unidad, se observa que la introducción de SMART generó una mejora inmediata en el esfuerzo y calidad del patrullaje, pero el aumento proporcional es probable que comience a disminuir con el tiempo a medida que el esfuerzo alcanza una meseta limitada por el número de días laborables, número de guardaparques y otras responsabilidades del personal. Sin embargo, el análisis fue útil para identificar de manera oportuna tendencias negativas en el esfuerzo y cobertura de patrullaje, que luego fueron abordados y corregidos durante el proceso de implementación. Los indicadores de patrullaje dan cuenta del esfuerzo y cobertura de la unidad, sin embargo no es posible determinar si este esfuerzo es el adecuado, debido a que no existe parámetro a comparar debido a la falta de datos estandarizados de años anteriores. Sin embargo, la información muestra lo que está ocurriendo en territorio y permitirá evaluar las tendencias a lo largo del tiempo. Los registros de amenazas muestran una relación proporcional al número de patrullajes durante todo el periodo, estos datos deben ser interpretados con cautela debido a que no es posible compararlos con los años anteriores, pero puede ser un indicador simple a considerar para la gestión en la unidad. La implementación de SMART requiere tiempo para su desarrollo y necesita ser reevaluado periódicamente. Su utilización proporciona una herramienta que permite evaluar de forma objetiva mediante indicadores dar cuenta de la eficiencia de la gestión y administración de las áreas protegidas. Este trabajo es el primer piloto en CONAF sobre el uso de SMART y

constituye un paso importante en cuanto a la mejora de la gestión de las áreas protegidas de la región, especialmente en lo que se refiere a la optimización de los recursos económicos y humanos contribuyendo a relevar la labor de guardaparques.

Bibliografía

Barichiev, C., Munro, L., Clinning, G., Whittington-Jones, B., & Masterson, G. (2017). Do armed field-rangers deter rhino poachers? An empirical analysis. *Biological Conservation*, 209, 554-560. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.017>

Berger-Tal, O., & Lahoz-Monfort, J. J. (2018). Conservation technology: The next generation. *Conservation Letters*, 11(6), e12458. <https://doi.org/10.1111/conl.12458>

CITES (2010). Monitoring of illegal hunting in elephant range states (CoP15 Doc. 44.2, Rev. 1). [Consultado el 14 de abril 2020.] disponible on line URL: <https://cites.org/sites/default/files/eng/prog/MIKE/CoP/E-CoP15-44-02.pdf>

CONAF 1988. Plan de Manejo del Parque Nacional Volcán Isluga. Documento de trabajo 100. 224 pp.

CONAF 2019. Elaboración e implementación de un piloto para el uso de la aplicación SMART como herramienta para sistematización de observaciones y registros en patrullajes dentro del PNVI. Convenio de Desempeño Colectivo CONAF Tarapacá. 54 pp.

Critchlow, R., Plumtre, A. J., Alidria, B., Nsubuga, M., Driciru, M., Rwetsiba, A., Wanyama, F., & Beale, C. M. (2017). Improving Law-Enforcement Effectiveness and Efficiency in Protected Areas Using Ranger-collected Monitoring Data. *Conservation Letters*, 10(5), 572-580. <https://doi.org/10.1111/conl.12288>

Dhanjal-Adams, K.L., Mustin, K., Possingham, H.P. & Fuller, R.A. (2015). Optimizing disturbance management for wildlife protection: the enforcement allocation problem. *J. Appl. Ecol.*, doi: 10.1111/1365-2664.12606

Di Minin, E. & Toivonen, T. (2015). Global protected area expansion: creating more than paper parks. *Bioscience*, 65, 637-638.

Dudley, N. (Editor) 2008. Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. UICN, Gland.

Geldmann J, Barnes M, Coad L, Craigie ID, Hockings M, Burgess ND. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biol Conserv.* 2013;161: 230–238.

Giehl, E. L. H., Moretti, M., Walsh, J. C., Batalha, M. A., & Cook, C. N. (2017). Scientific Evidence and Potential Barriers in the Management of Brazilian Protected Areas. *PLOS ONE*, 12(1), e0169917. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169917>

Hötte, M. H. H., Kolodin, I. A., Bereznuk, S. L., Slaght, J. C., Kerley, L. L., Soutyrina, S. V., Salkina, G. P., Zaumyslova, O. Y., Stokes, E. J., & Miquelle, D. G. (2016). Indicators of success for smart law enforcement in protected areas: A case study for Russian Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) reserves. *Integrative Zoology*, 11(1), 2-15. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12168>

Kingston, N., MacSharry, B., de Lima, M. G., Belle, E. M. S., & Burgess, N. D. (2015). KNOWLEDGE GENERATION, ACQUISITION AND MANAGEMENT. En G. L. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary, & I. Pulsford (Eds.), *Protected Area Governance and Management* (pp. 327-352). ANU Press; JSTOR. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt1657v5d.18>

Laurance, W., Carolina Useche, D., Rendeiro, J. *et al.* Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489, 290–294 (2012). <https://doi.org/10.1038/nature11318>

Leverington F, Costa KL, Pavese H, Lisle A, Hockings M. A global analysis of protected area management effectiveness. *Environ Manage.* Springer; 2010;46: 685–698. pmid:20859627.

Liebenberg, L. 2013. *The Origin of Science*. Cape Town: CyberTracker Free pdf download at <http://www.cybertracker.org/science/books>.

Plumptre, A.J., Fuller, R.A. & Rwetsiba, A. *et al.* (2014). Efficiently targeting resources to deter illegal activities in protected areas. *J. Appl. Ecol.*, 51, 714-725.

Pringle, R. Upgrading protected areas to conserve wild biodiversity. *Nature* 546, 91–99(2017). <https://doi.org/10.1038/nature22902>

Programa de les Nacions Unides per a la Defensa del Medi. (2014). *Protected planet report 2014 tracking progress towards global targets for protected areas*. United Nations Environment Programme. http://www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/289/original/Protected_Planet_Report_2014_01122014_EN_web.pdf?1420549522

Schulze, K., Knights, K., Coad, L., Geldmann, J., Leverington, F., Eassom, A., Marr, M., Butchart, S. H. M., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2018). An assessment of threats to terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, 11(3), e12435. <https://doi.org/10.1111/conl.12435>

Sintov, N., Seyranian, V., & Lyet, A. (2018). Fostering adoption of conservation technologies: A case study with wildlife law enforcement rangers. *Oryx*, 1–5. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001533>

SMART (2015). *Parnertship Annual Report* [Consultado el 10 de marzo 2020.] disponible on line <https://smartconservationtools.org/wp-content/uploads/2016/01/SMART-2015-Annual-Report.pdf>.

SMART (2018). *Parnertship Annual Report* [Consultado el 10 de marzo 2020.] disponible on line <https://smartconservationtools.org/wpcontent/uploads/2019/07/SMART%202018%20Annual%20Report.pdf>

Spira, C., Kirkby, A. E., & Plumptre, A. J. (2019). Understanding ranger motivation and job satisfaction to improve wildlife protection in Kahuzi–Biega National Park, eastern Democratic Republic of the Congo. *Oryx*, 53(3), 460-468. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000856>

Stokes EJ (2010). Improving effectiveness of protection efforts in tiger source sites: Developing a framework for law enforcement monitoring using MIST. *Integrative Zoology* 5, 363–77.

Watson, J., Dudley, N., Segan, D. *et al.* The performance and potential of protected areas. *Nature* 515, 67–73 (2014). <https://doi.org/10.1038/nature13947>

Wilfred, P., Kayeye, H., Magige, F. J., Kisingo, A., & Nahonyo, C. L. (2019). Challenges facing the introduction of SMART patrols in a game reserve, western Tanzania. *African Journal of Ecology*, 57(4), 523-530. <https://doi.org/10.1111/aje.12634>

ZSL (2018). *Conservation technology*. Consultado el 28 de abril de 2020 Disponible on line en <https://www.zsl.org/conservation/conservation-initiatives/conservation-technology/smart-data-analysi>.

ANEXOS

En la tabla 1 se observan las categorías, subcategorías con sus respectivas variables y tipo elaboradas para la primera versión del modelo de datos del PNVI.

Categorías	Subcategoría	VARIABLES	Tipo
Actividad humana	Observación directa	Número de personas	numérico
		Lugar de origen	textual
		Sexo	árbol
		Nombres	textual
		Edad	numérico
		Acción realizada	árbol
		Observación indirecta	Tipo de rastro
	Antigüedad del rastro		árbol
	Vehículos	Tipo de vehículo	numérico
		Número de vehículos	numérico
		Patente	alfanumérico
	Extracción de vegetación	Especies afectadas	árbol
		Superficie afectada	numérico
		Cantidad	numérico
	Animales domésticos	Tipo de animal doméstico	Llama/alpaca/oveja/cabra
		Número de animales	numérico
		Acción realizada	árbol
	Quemas no autorizadas	Superficie afectada	numérico
		Especies afectadas	árbol
	Basura	Superficie afectada	numérico
		Especies afectadas	árbol

Categorías	Subcategoría	VARIABLES	Tipo
Fauna Silvestre	Registros directos	Número de machos	numérico
		Número de hembras	numérico
		Número de crías	numérico
		Número de juveniles	numérico
		solitarios	numérico
		número de indeterminados	numérico
		Total	numérico
	Acción realizada	árbol	
	Registros indirectos	Tipo de signo	Huellas/ramoneo/fecas/olor/madrigueras/nidos/vocalización
		Antigüedad del signo	Fresco/antiguo/desconocido
		Cantidad	numérico
		Causa de muerte probable	Natural/enfermedad/edad
			Antrópica/atropello/caza
			Desconocido
		Tiempo de muerte	árbol
		Edad aproximada	árbol
		Sexo	Macho/hembra
Acciones realizadas		árbol	
Total de eventos		numérico	
	Listado de especies	Vicuñas/taruca/guanaco/puma/zorro culpeo/gato andino/gato colocolo/quique/chingue/cóndor/kiula/suri/guallatas/carancho/aguilucho	
Patrimonio cultural	Registros	Nombre de lugar	textual
		Listado de construcciones	Apachetas/petroglifos/casas/pircas/calvarios/iglesias/cementerio/mirador
		Cantidad	numérico
		Total	numérico

Tabla 2. Número de observaciones mensuales de mamíferos al interior del PN Volcán Isluga

Especie	Mes	N.º de observaciones	Total de individuos
Vicuñas	Jun-19	17	108
Vicuñas	Jul-19	5	45
Vicuñas	Aug-19	23	189
Vicuñas	Sep-19	43	286
Quique	Sep-19	1	1
Vicuñas	Oct-19	7	55
Vicuñas	Nov-19	8	44
Vicuñas	Jan-20	25	205
Zorro culpeo	Jan-20	1	1
Vicuñas	Feb-20	23	159
Taruca	Feb-20	2	3
Zorro culpeo	Feb-20	1	2
Vicuñas	Mar-20	45	271
Vizcachas	Mar-20	1	5

Tabla 3. Número de observaciones mensuales de aves al interior del PN Volcán Isluga

Especie	Mes	Número de observaciones	Total de individuos
Kiula	Jun-19	1	6
Suri	Jun-19	19	131
Suri	Jul-19	2	11
Kiula	Aug-19	1	6
Suri	Aug-19	8	52
Cóndor	Sep-19	1	1
Kiula	Sep-19	1	2
Suri	Sep-19	11	81
Kiula	Oct-19	1	1
Suri	Oct-19	1	15
Kiula	Nov-19	1	3
Suri	Nov-19	11	126
Aguilucho	Jan-20	2	2
Carancho	Jan-20	1	1
Flamencos	Jan-20	4	15
Huairavo	Jan-20	1	1
Kiula	Jan-20	4	10
Suri	Jan-20	15	82

Especie	Mes	Número de observaciones	Total de individuos
Kiula	Jun-19	1	6
Suri	Jun-19	19	131
Suri	Jul-19	2	11
Kiula	Aug-19	1	6
Suri	Aug-19	8	52
Cóndor	Sep-19	1	1
Kiula	Sep-19	1	2
Suri	Sep-19	11	81
Kiula	Oct-19	1	1
Suri	Oct-19	1	15
Kiula	Nov-19	1	3
Suri	Nov-19	11	126
Aguilucho	Jan-20	2	2
Carancho	Jan-20	1	1
Flamencos	Jan-20	4	15
Huairavo	Jan-20	1	1
Kiula	Jan-20	4	10
Suri	Jan-20	15	82
Aguilucho	Feb-20	3	3
Carancho	Feb-20	2	3
Kiula	Feb-20	3	9
Suri	Feb-20	10	72
Carancho	Mar-20	4	6
Cóndor	Mar-20	2	2
Flamencos	Mar-20	1	1
Kiula	Mar-20	2	5
Suri	Mar-20	10	41

Tabla 4. Observaciones mensuales de vicuña (*V. vicugna mensalis*) al interior del PN Volcán Isluga

Mes	Machos	Hembras	Crías	Juveniles	Solitarios	Total
Jun-19	16	56	14	22	0	108
Jul-19	4	18	8	15	0	45
Aug-19	18	75	18	77	1	189
Sep-19	35	149	50	52	2	288
Oct-19	6	26	14	9	0	55
Nov-19	5	20	4	15	0	44
Jan-20	21	110	2	73	0	206
Feb-20	17	53	7	82	1	160
Mar-20	38	121	42	65	5	271

Artículo de investigación

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 29-43 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Monitoreo institucional de largo plazo de la colonia reproductiva del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la isla Choros de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt

Long-term monitoring of a breeding colony of Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) at Choros island in Pingüino de Humboldt National Reserve

Renzo Vargas-Rodríguez^{1*}, Carla Louit-Lobos^{2*}, César Chávez-Villavicencio³, Pablo Arróspide-Alonso⁴, Paulina Correa-Álvarez⁴, Paula Martínez-Palma⁵.

¹Profesional, Sección de Conservación de la Diversidad Biológica, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Región de Coquimbo, Chile.

²Jefa, Sección de Conservación de la Diversidad Biológica, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas. CONAF Región de Coquimbo, Chile.

³Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales, Coquimbo, Chile.

⁴Guardaparque, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Región de Coquimbo, Chile.

⁵Jefa del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Región de Coquimbo, Chile.

Autores de correspondencia: carla.louit@conaf.cl; renzo.vargas@conaf.cl

Resumen

El monitoreo de los objetos de conservación es importante para cualquier programa de conservación. Esto es especialmente cierto para el pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*), especie vulnerable y emblema de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt (RNPH). El objetivo del presente reporte es informar los resultados del monitoreo institucional de largo plazo de la colonia reproductiva del pingüino de Humboldt en isla Choros de la RNPH. Entre 2015 y 2019 se realizaron monitoreos a cargo del equipo de guardaparques de la reserva. En cada monitoreo se registró el número de adultos, pollos, huevos, así como el tipo de nido y la orientación de cada nido activo en veinticuatro parcelas de una hectárea distribuidas al azar. En general, la densidad de adultos y de huevos han mostrado disminuciones significativas a lo largo del periodo de monitoreo. Aunque la densidad de nidos activos no muestra diferencias significativas a lo largo del tiempo, el tamaño poblacional muestra una tendencia a la declinación. La RNPH ha demostrado su total capacidad para desarrollar el monitoreo de largo plazo con eficiencia y calidad. Hasta ahora la eliminación del conejo europeo de la isla Choros (2014) no ha producido un incremento de la colonia de pingüinos de Humboldt por lo que deben

evaluarse, complementariamente, otros factores que expliquen su declinación, para abordarlos y así garantizar la conservación de la especie.

Palabras clave:

Monitoreo, largo plazo, guardaparques, declinación, tamaño poblacional

Abstract

Monitoring the conservation objectives is crucial for any conservation program. This turns out to be specially true for the Humboldt penguin (*Spheniscus humboldti*), a vulnerable specie and the symbol of Pingüino de Humboldt National Reserve. The purpose of this report is to inform the results of the long-term monitoring carried out by CONAF at the breeding colony of Humboldt penguins at Choros island in Pingüino de Humboldt National Reserve. Between 2015 and 2019 a team of parkrangers carried out long-term monitoring of the colony, recording the number of adults, chicks, eggs, and also type and orientation of each active nest located along twenty four sample plots of one hectare each, randomly distributed. In general terms, the density of adults and eggs has shown a significant decrease during the time of monitoring. Though the density of active nests has shown no significant differences over the years of monitoring, the population size tends to decline. This protected area has prove its capacity to develop and carry out a long-term monitoring with efficiency and quality. At the moment, after removing the population of European rabbits in Choros island (2014) there has been no increase in the colony of Humboldt penguins, and therefore other factors must be considered and analyzed to explain its decreasing, thus considering different course of actions to ensure the conservation of the specie.

Keywords:

Monitoring, long-term, parkrangers, decrease, population size

Introducción

El área silvestre protegida (ASP) Reserva Nacional Pingüino de Humboldt (RNPH) está compuesta por tres islas: Chañaral, Choros y Damas, ubicadas en el límite entre las regiones de Atacama y Coquimbo. Entre la fauna que protege se encuentra el pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*), uno de los objetos de conservación (OdC) más importantes por ser el emblema de la ASP (Muñoz *et al.*, 2018). Es una especie carismática que se transformó en un foco de atención para el ecoturismo (Ellenberg *et al.*, 2006). En la isla Choros, que no permite el desembarco al turismo, habita la

colonia reproductiva más importante de esta especie en Chile (Simeone *et al.*, 2018). En la reserva, específicamente en la isla Choros, el pingüino de Humboldt se reproduce en colonias cuyos nidos son excavados bajo las rocas o vegetación (Ellenberg *et al.*, 2006). Con el fin de desarrollar un manejo adaptativo según lo estipulado en el plan de manejo de la RNPH (CONAF, 2008), se han abordado estrategias de conservación como protocolos de bioseguridad de especies de invasoras (ej.: conejo europeo [*Oryctolagus cuniculus*], hierba del rocío [*Mesembryanthemum* spp.]).

Hasta el 2014, isla Choros, estuvo invadida por conejos, los cuales fueron erradicados exitosamente, recuperando espacios para las especies nativas (Williams, 2018). Esto motivó a la dirección de la Corporación Nacional Forestal (CONAF), las jefaturas del área y la ASP, a evaluar la respuesta del pingüino de Humboldt a las estrategias de conservación, con el fin de medir el éxito de las intervenciones.

Isla Choros ha recibido una creciente atención científica frente a una amplia variedad de temas, destacando los estudios de estimaciones poblacionales (Ellenberg *et al.*, 2006; Dantas *et al.*, 2018; Mattern *et al.*, 2004). Datos recientes sugieren que las poblaciones podrían estar disminuyendo hasta en un diez por ciento anual en los últimos años (CPSG, 2020). Por tanto, es reconocida nacional e internacionalmente como una especie vulnerable (BirdLife International, 2016; MMA, 2020).

Aunque recientemente se ha propuesto como herramienta de investigación la automatización del monitoreo de objetos de conservación y amenazas, como por ejemplo ocurre con las trampas cámara, el monitoreo directo realizado por los guardaparques sigue siendo fundamental para una cabal y mejor comprensión de la ecología e historia natural de los objetos de conservación, amenazas y estrategias de manejo en las ASP.

Esto es aún más relevante en el sentido que, a pesar de que en la RNPH trabajan varios grupos de científicos especialistas en el estudio y conservación de los pingüinos, su contribución en términos de información,

aunque de alta calidad, es esporádica y dependiente del interés y motivación personal de los investigadores y de los fondos de investigación muchas veces escasos y efímeros en el largo plazo.

Es por ello importante relevar las capacidades técnicas, administrativas y humanas de la administración del SNASPE en términos de poder proveer con información constante, de calidad y oportuna para la toma de decisiones de manejo y conservación de los OdC y sus amenazas. En consecuencia, el objetivo del presente artículo es la evaluación de la abundancia y tendencia de la población de pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la RNPH. Para ello se presenta el análisis de los datos acumulados en cinco años de monitoreo de la población de pingüino de Humboldt que anida en la isla Choros y que fue realizado por el equipo de guardaparques y técnicos de CONAF.

Materiales y métodos

La isla Choros tiene una superficie de 301 ha, aproximadamente, y se ubica frente a la caleta Punta de Choros, a 6,5 km de distancia. Con longitud de 4,8 km, la isla presenta un relieve irregular, con numerosos acantilados (figura 1). El recorrido dentro de la isla no es complicado, pudiendo llegar de un extremo al otro en un lapso de tres a cuatro horas.

Debido a la gran cantidad de nidos en la isla (931 según Ellenberg *et al.*, 2006 y 2859 según Simeone *et al.*, 2018), además de factores de eficiencia en cuanto a personal y logística, se diseñó un programa de monitoreo basado en un muestreo aleatorio de los nidos de la isla Choros (Ralph *et al.*, 1996). Los muestreos se realizaron una vez al año durante la época

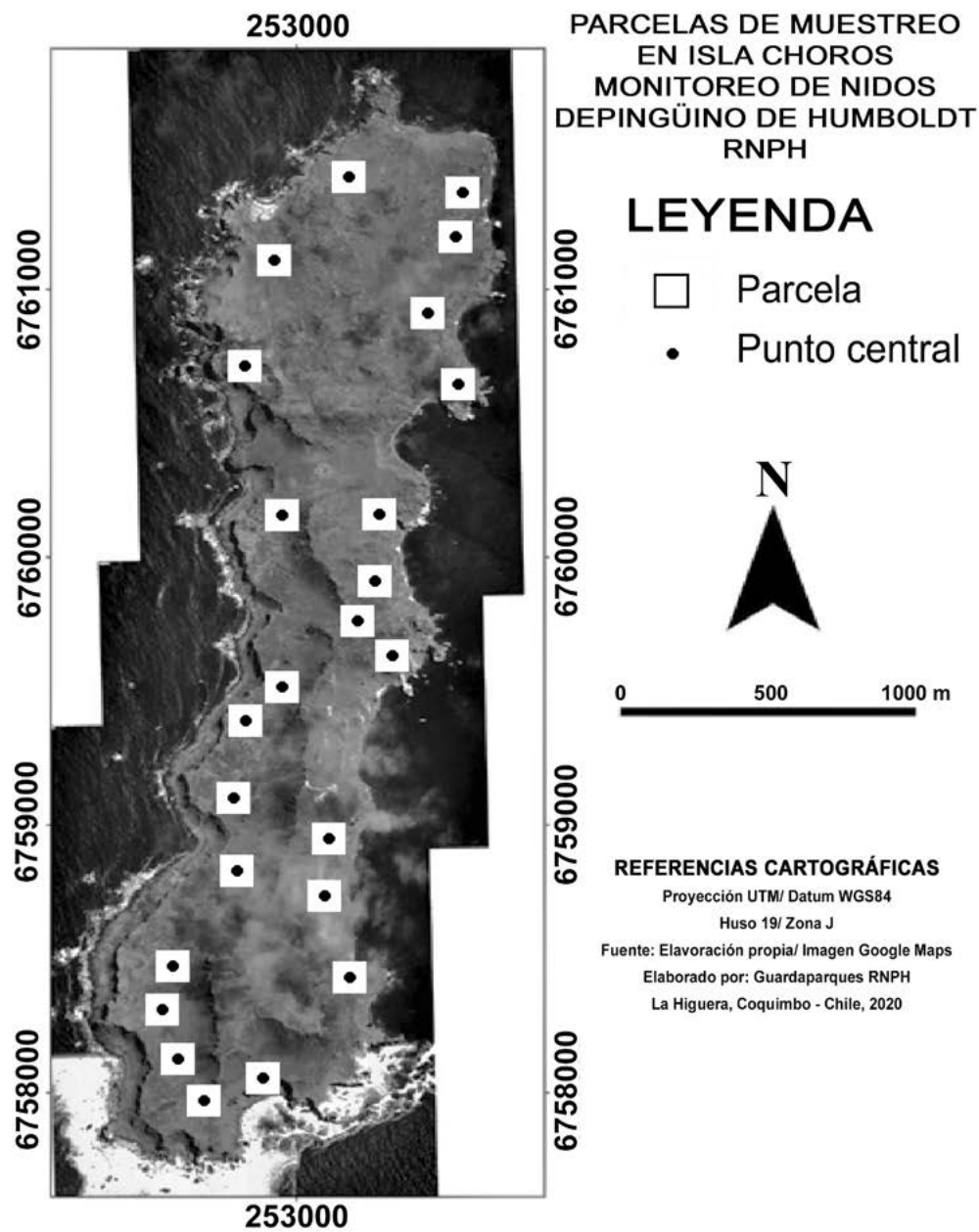


Figura 1

estival en las siguientes fechas: 9/11/2015, 14-15/11/2016, 4-5/12/17, 3-4/12/2018 y 2/12/2019. Para tal efecto, se establecieron veinticuatro puntos de manera aleatoria sobre los cuales se establecieron parcelas cuadradas de 1 ha (figura 1), que cubren cerca del 8 %

de la superficie de la isla.

En cada monitoreo se contó con un promedio de diez personas (rango de nueve a once), y cada parcela fue inspeccionada por, al menos, dos guardaparques, quienes registraron el número de: nidos activos, pollos, huevos y

adultos. Los nidos activos fueron definidos como tal a partir de la presencia de individuos adultos, polluelos o huevos presentes en los nidos. Además, en aquellos casos en los que no se registraran individuos pero que los nidos mostraran indicios de fecas, huellas y plumas frescas (nótese el requerimiento los tres criterios), entonces el nido fue reconocido como activo. En cuanto a los pollos y huevos, también se registró el número de estos siempre que fue posible, evitando perturbar el nido en caso de encontrarse con individuos nidificando. También se registraron las coordenadas, exposición y el tipo de cada nido, clasificándolos en las siguientes categorías: bajo arbusto (A), bajo roca (R), bajo cactus (c), a la intemperie (I), o una combinación de ellos.

Todos los datos registrados fueron ingresados en una base de datos general en Excel, curados para verificar la coherencia y calidad de los mismos. Además, se utilizaron tablas dinámicas para la construcción de tablas de contingencia de datos, según las variables de interés para el análisis estadístico descriptivo e inferencial.

Debido a que los datos no cumplieron con los supuestos para el uso de pruebas paramétricas (normalidad e igualdad de varianzas) (Sokal y Rohlf, 2003), los datos de adultos, pollos, huevos y nidos fueron analizados mediante el ANOVA de Medidas Repetidas de Friedman en el programa SigmaPlot V.11.0 (Systat Software, 2008). En el caso de encontrarse diferencias estadísticamente significativas, se utilizó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey para identificar los niveles que generaron la diferencia significativa (Siegel y Castellan, 1988).

El número total de pingüinos en los nidos fue

evaluado siguiendo la propuesta de Mattern *et al.*, 2004). En primer lugar, calculando la densidad de aves en cada cuadrante mediante la división del número de pingüinos registrados para el área de cada cuadrante (determinado *a priori* como 1 ha). Segundo, dado que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad, los mismos fueron transformados utilizando la raíz cuadrada de los valores para obtener homogeneidad de varianzas y ajustarse a una distribución normal. Posteriormente, los promedios de las densidades, como también sus intervalos de confianza al 95 % fueron calculados para cada año mediante la función de distribución de *T* de Student, debido al $N < 30$, utilizando el programa SigmaPlot V11 (Systat Software, 2008). Finalmente, las medias y los intervalos de confianza fueron retransformados a sus valores originales, obteniendo el valor al cuadrado de dichos parámetros y utilizándolos posteriormente para calcular los valores totales de abundancia para cada año.

Resultados

Número de individuos adultos. Se registró un total acumulado de 476 individuos adultos en las veinticuatro parcelas a lo largo de los cinco años de monitoreo. El número de individuos adultos por parcela fue variable tanto espacial como temporalmente. Espacialmente, el número de individuos promedio total por parcela fue de $4 \pm 1,93$ ind/ha, con un rango de valores promedio entre $20,4 \pm 6,73$ y 0 como máximos y mínimos valores promedio registrados en cada parcela en los cinco años. Más notable aún es la variación temporal del número de individuos entre los diferentes años. Así, para 2015 se registraron 153 individuos, con un promedio de $6,38 \pm 6,74$

ind/ha, mostrando una disminución gradual y continua del número de individuos hasta registrar $2,71 \pm 4,05$ ind/ha en 2019 (tabla 1 y figura 2). En ese sentido, la mediana de la abundancia de individuos por parcela muestra diferencias altamente significativas entre años ($\text{Chi}^2 = 14,331$; $\text{gl} = 4$, $P = 0,006$). La comparación múltiple entre los diferentes años permitió identificar que los años que difieren estadísticamente entre sí fueron el 2015 vs. 2019 (tabla 2), no encontrándose diferencias significativas entre los años intermedios.

Número de pollos. Se registró un total acumulado de 256 pollos en las veinticuatro parcelas de evaluación a lo largo de los cinco años de monitoreo. El número de individuos promedio total por parcela fue de $2,2 \pm 2,04$ ind/ha, con un rango de valores promedio entre $11,8 \pm 7,66$ y 0 como máximos y mínimos valores promedio registrados en cada parcela en los cinco años, respectivamente.

En cuanto a la variación temporal del número de pollos entre los diferentes años, para 2015 se registraron 43 pollos, con un promedio de $1,79 \pm 2,64$ ind/ha, alcanzando su máximo valor en el año 2017 cuando se registraron 91 individuos, con $3,79 \pm 5,48$ ind/ha para después disminuir nuevamente a un registro total de 59 y 56 individuos en los años 2018 y 2019, respectivamente, con $2,33 \pm 3,69$ pollos/ha en promedio (tabla 1 y figura 2). La mediana de la abundancia de pollos por parcela también mostró diferencias altamente significativas entre años ($\text{Chi}^2 = 16,690$; $\text{gl} = 4$, $P = 0,002$). La comparación múltiple entre los diferentes años permitió identificar que solo los años 2016 vs. 2017 muestran diferencias estadísticamente significativas (tabla 2), justamente entre los años con las mayores y menores cantidades de pollos

registradas en el periodo (16 vs. 91 individuos, respectivamente), no encontrándose diferencias significativas entre los otros años.

Número de huevos. Se registró un total acumulado de 175 huevos en las veinticuatro parcelas de evaluación a lo largo de los cinco años de monitoreo, siendo variable la cantidad tanto espacial como temporalmente. Especialmente, el número de huevos promedio total por parcela fue de $1,5 \pm 1,55$ huevos/ha, con un rango de valores promedio entre $8 \pm 6,7$ y 0 como máximos y mínimos valores promedio registrados en cada parcela en los cinco años, respectivamente.

En cuanto a la variación temporal del número de huevos entre los diferentes años, el máximo número registrado fue de 72 huevos en el año 2016, con un promedio de $3 \pm 3,99$ huevos/ha, alcanzando su mínimo valor en el año 2019 cuando se registraron solamente 8 huevos, con $0,33 \pm 0,70$ huevos/ha (tabla 1 y figura 2). En ese sentido, la mediana de la abundancia de huevos por parcela también mostró diferencias altamente significativas entre años ($\text{Chi}^2 = 24,6$; $\text{gl} = 4$, $P < 0,001$). La comparación múltiple entre los diferentes años determinó que solo el año 2016 muestra diferencias estadísticamente significativas justamente con los años de menores cantidades de huevos registradas en el periodo (22 y 8 huevos totales para 2018 y 2019, respectivamente), no encontrándose diferencias significativas entre los otros años.

Numero de nidos activos. Se registraron 639 nidos activos en las veinticuatro parcelas de evaluación a lo largo de los cinco años de monitoreo. Cabe recalcar que 218 nidos fueron determinados como activos por la presencia de indicios y no por la presencia de adultos, pollos o huevos en ellos. No obstante, todos los

Tabla 1. Parámetros de resumen de las variables medidas durante los monitoreos de CONAF en la colonia reproductiva de pingüinos de Humboldt en la isla Choros de la Reserva Nacional Pingüinos de Humboldt para el periodo 2015 – 2016. Los valores indican el promedio \pm la desviación estándar de la muestra. Para el caso de la estimación del tamaño de la población (N poblacional) los valores corresponden al promedio y los Intervalos de Confianza máximos y mínimos estimados al 95%.

Variables monitoreadas	2015	2016	2017	2018	2019	Total	Chi	P
Adultos	153	87	103	68	65	476	14,331	0,006
Densidad promedio [ind/ha]	$6,4 \pm 6,7$ *	$3,6 \pm 4,7$	$4,3 \pm 6,7$	$2,8 \pm 3,7$	$2,7 \pm 4,0$ *	$4 \pm 1,9$		
Pollos	43	16	91	59	56	265	16,69	0,002
Densidad promedio [ind/ha]	$1,8 \pm 2,6$	$0,7 \pm 1,1$ *	$3,8 \pm 5,5$ *	$2,5 \pm 4,0$	$2,3 \pm 3,7$	$2,2 \pm 2,0$		
Huevos	40	72	33	22	8	175	24,6	0,001
Densidad promedio [Huevos/ha]	$1,7 \pm 1,9$	3 ± 4 **	$1,4 \pm 2,2$	$0,9 \pm 2,7$ **	$0,3 \pm 0,7$ **	$1,5 \pm 1,5$		
Nidos activos	174	113	134	117	101	639	8,477	0,076
Densidad promedio [Nidos/ha]	$7,2 \pm 10,8$	$4,7 \pm 6,1$	$5,6 \pm 6,4$	$4,9 \pm 6,2$	$4,2 \pm 3,8$	$5,3 \pm 3$		
N poblacional	1520	947	1226	980	876	-	-	-
I.C. 95% min-max	777 - 2509	459 - 1610	666 - 1954	474 - 1667	444 - 1454	-	-	-

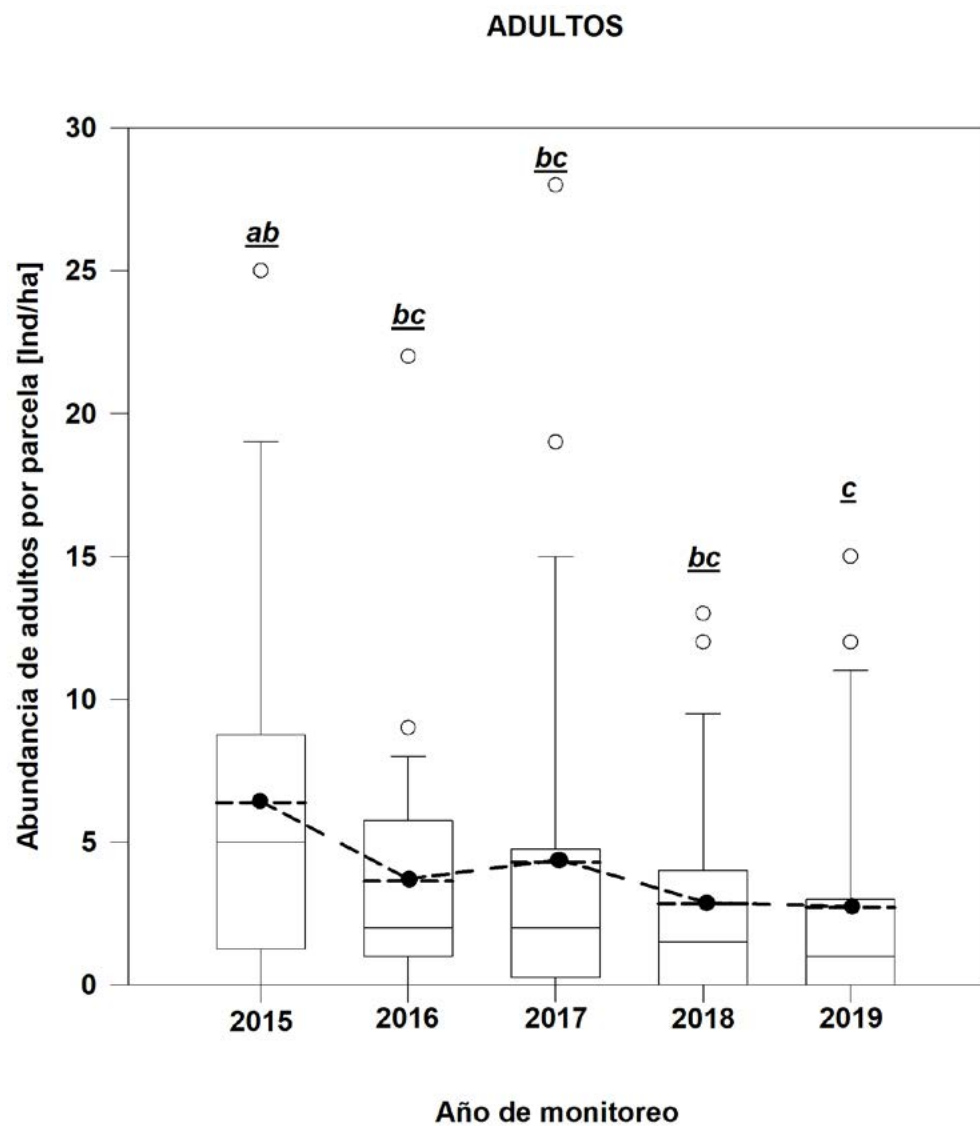


Figura 2 A

nidos considerados activos fueron incluidos en el análisis de esta variable. Espacialmente, el número de nidos activos total promedio por parcela fue de $5,3 \pm 3$ nidos activos/ha, con un rango de valores promedio entre $29 \pm 14,88$ y $0,4 \pm 0,55$ como máximos y mínimos valores promedio registrados en cada parcela en los cinco años, respectivamente. En cuanto a la variación temporal del número de individuos entre los diferentes años, el máximo número

registrado fue de 174 nidos activos en el año 2015, con un promedio de $7,25 \pm 10,78$ nidos activos/ha, alcanzando su mínimo valor en el año 2019 cuando se registraron solamente 101 nidos activos, con $4,21 \pm 4$ nidos activos/ha (tabla 1 y figura 2). La variación de la abundancia de nidos activos por parcela no mostró diferencias estadísticamente significativas entre años ($\text{Chi}^2 = 8,477$; $\text{gl} = 4$, $P = 0,076$).

Abundancia poblacional. La abundancia poblacional, estimada a partir de la densidad promedio de nidos activos, varió en promedio entre 876 y 1520 individuos estimados para toda la isla Choros para 2018 y 2015, respectivamente. Aunque los intervalos de confianza al 95 % estimados para cada año, se superponen entre ellos, indicando que no existirían diferencias significativas entre años, si se puede observar una tendencia a la declinación desde 2015 al 2019 (figura 3).

Discusión

En general, la densidad de adultos y de huevos

mostraron disminuciones significativas a lo largo del periodo de monitoreo. Aunque la densidad de nidos activos no mostró diferencias significativas a lo largo del tiempo, la densidad de pollos mostró un incremento significativo en 2017 que inmediatamente después disminuyó a niveles similares a los años anteriores al incremento y que tienden a estabilizarse en los últimos dos años. Finalmente, el tamaño poblacional mostró una tendencia a la declinación en esta ventana temporal de cinco años.

Los valores obtenidos en el presente

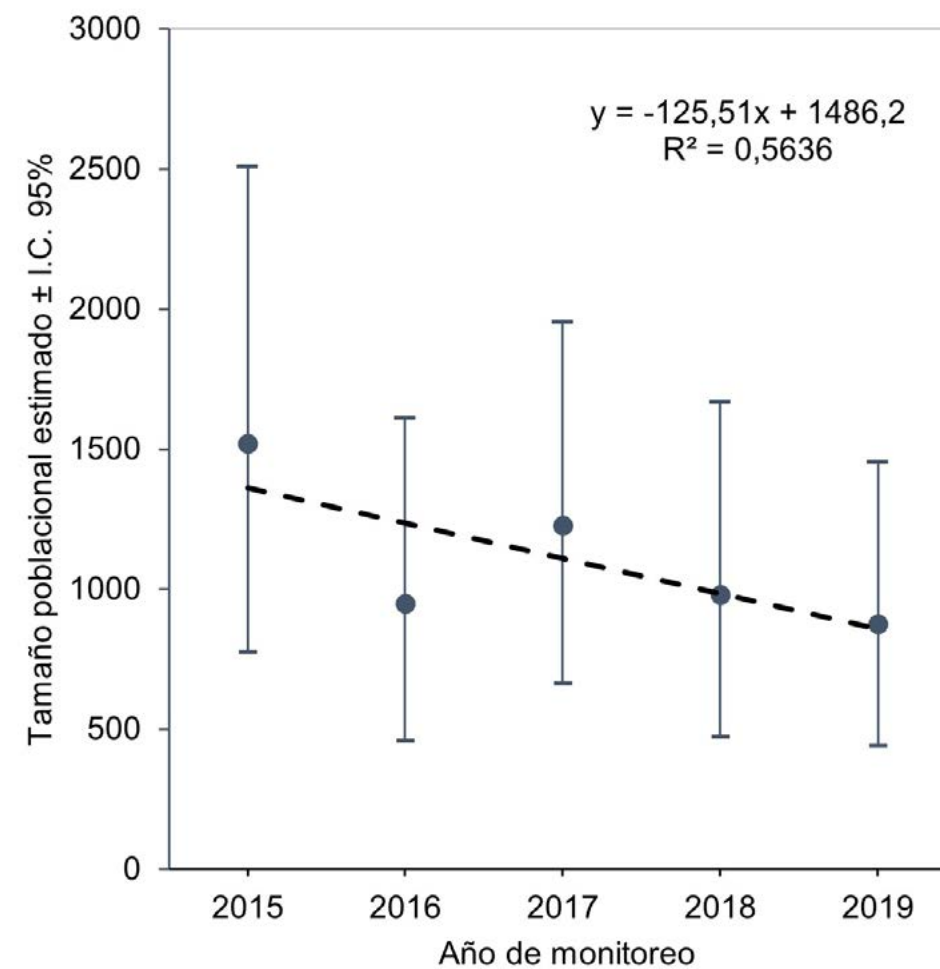


Figura 3

monitoreo se refieren fundamentalmente al tamaño de la población de individuos maduros reproductivos estimados a partir del número de nidos activos en época reproductiva (*sensu* Simeone *et al.*, 2018). Este valor promedio fue de 1110 individuos (IC 95 % = 564-1839). El tamaño poblacional estimado en nuestro estudio es relativamente menor al valor promedio estimado para la primera década de los años 2000 por Wallace & Araya (2015) pero muy cercanos a los valores promedio estimado por Vianna *et al.* (2014). Si bien, por motivos metodológicos los valores obtenidos en los diferentes estudios no son directamente comparables, lo que implica una incertidumbre respecto a los tamaños poblacionales, de igual manera sugieren que en el último quinquenio se habría producido una disminución de la población, por lo que las tendencias de declinación son esencialmente coincidentes.

Las especies nativas de aves marinas y las plantas del desierto costero prosperaron juntas, pero fuertes cambios se produjeron a principios del siglo XX cuando se introdujo el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en las islas Choros y Chañaral. Los conejos invasores alteraron el paisaje natural de las islas, consumiendo arbustos, herbáceas e incluso cactus que proporcionaban sombra y refugio a los polluelos de los pingüinos. En 2013, la CONAF, en el marco de sus competencias respecto de la conservación en ambientes terrestres, en colaboración con Island Conservation, dio el primer paso hacia una intervención significativa en la RNPH (CONAF 2020). Para restaurar el deterioro generalizado del ecosistema producto de la herbivoría, el ramoneo y la erosión provocada por esta amenaza, se eliminaron los conejos

invasores de la isla Choros y declarándose el proyecto como exitoso un año después, en 2014. Aunque, según nuestros registros cerca de un 53 % de los nidos activos están cubiertos por roca o se encuentran en intemperie, una fracción muy importante cercana al 47 % de los nidos cuentan con arbustos o cactus como cobertura, por lo que se esperaba que la eliminación de los conejos en la isla Choros produjera un mejoramiento de las condiciones de nidificación del pingüino de Humboldt, Sin embargo, esto no ha ocurrido en el marco temporal de este estudio, ya que tanto el número de individuos adultos y de huevos muestran una declinación a lo largo del tiempo. Esto, mientras la abundancia de pollos y nidos activos se observan estables, al menos en el plazo del monitoreo, por lo que sugerimos que deben investigarse complementariamente otras causas (climáticas, marinas o terrestres) de la aparente declinación para garantizar la conservación de la especie. Una explicación plausible a la respuesta inversa entre el número de huevos y pollos podría encontrarse en la variación de las fechas de monitoreo. Esto porque los primeros dos años se realizaron entre el 9 y 15 de noviembre, mientras que los últimos tres años se realizaron la primera semana de diciembre, con una diferencia de dos semanas. Esta diferencia en tiempo podría ser suficiente para que más huevos eclosionaran y fuesen registrados como pollos al menos en los últimos tres años. Aunque se ha sugerido que la erradicación de los conejos podría haber influido sobre la temporalidad en la reproducción, la anterior explicación descartaría esa posibilidad.

Vianna *et al.* (2014), dieron a conocer tendencias poblacionales de la especie desde 1980 a 2011 en Perú y Chile. En el caso particular

de isla Choros, primeramente, evidencian un incremento poblacional de aproximadamente cien a dos mil individuos entre 1980 y 1996 (dieciséis años). Posteriormente, la variación es cíclica y estable, fluctuando

entre quinientos y dos mil individuos entre 1996 y 2011 (quince años). Considerando los resultados del presente estudio, la población todavía se encontraría dentro de los rangos de variación de su ciclo estable, con una

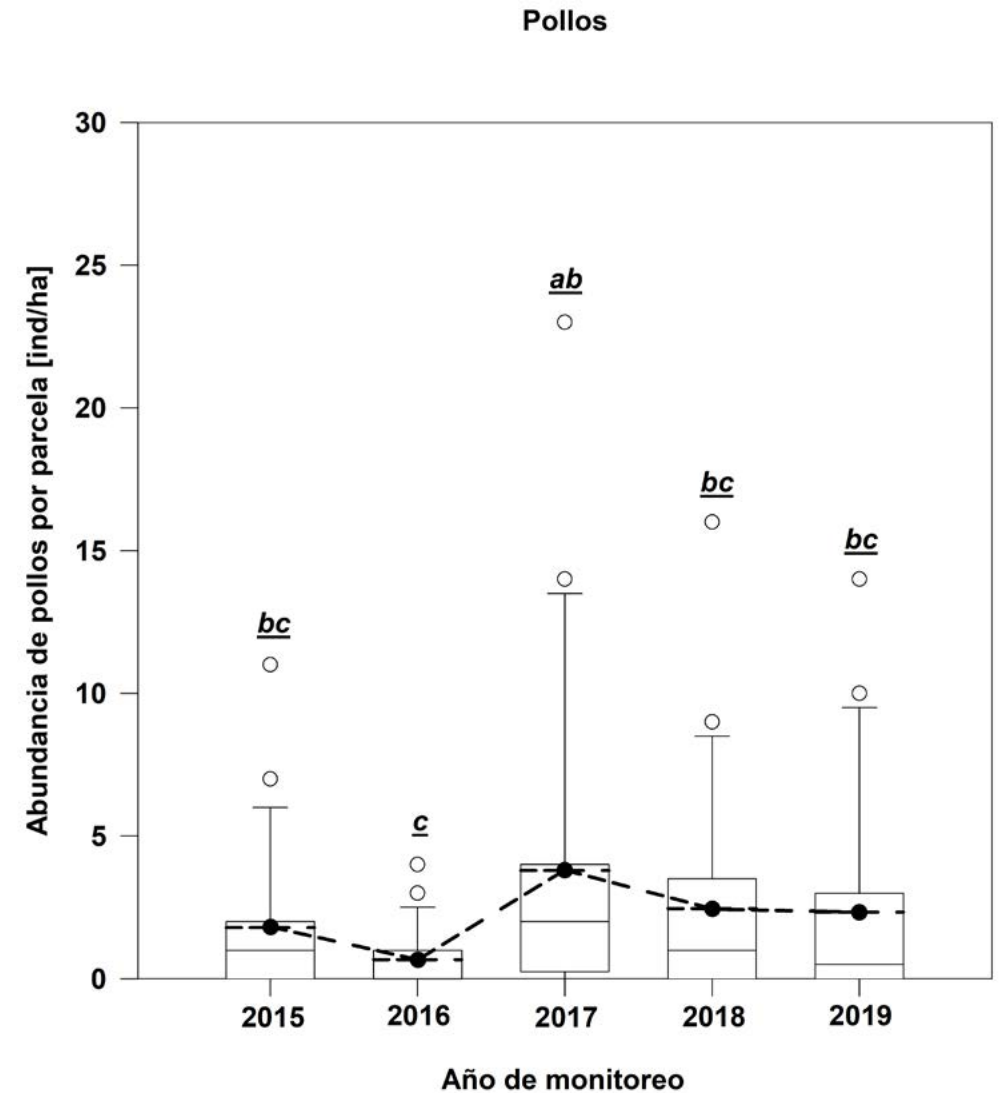


Figura 3. Tamaño poblacional estimado a partir de la densidad promedio de nidos activos de pingüinos de Humboldt monitoreados en la isla Choros de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt durante 2015 y 2019. El gráfico muestra el valor estimado \pm los intervalos de confianza (I.C.) al 95%. Las diferencias no son significativas debido a que los I.C. se superponen.

tendencia a una aparente declinación entre 2015 y 2019 (figura 2). Históricamente en isla Choros se registraron abundancias más bajas, por lo que, en el mejor escenario, la población podría encontrarse en una etapa de declinación natural, para posteriormente mostrar una nueva etapa de crecimiento poblacional si es que las condiciones naturales se mantienen como en el periodo 1996-2011. Sin embargo, en el peor escenario, podría ocurrir una declinación sostenida debido a factores externos (amenazas). Al respecto, se han registrado declinaciones a lo largo de su distribución como en punta San Juan, Perú, con una disminución del 51 % entre 1980 y 2008 (Vianna *et al.*, 2014). Además, se han reportado cifras alarmantemente bajas para la isla Chañaral, con cerca de dos mil individuos reproductivos para 2017, lo que representa una declinación del 90 % para la que fue la población reproductiva más importante de Chile (Vianna *et al.*, 2014, Wallace y Araya, 2015, Simeone *et al.*, 2018). Esto sugiere que la declinación poblacional es un escenario probable a una mayor escala.

En el mismo estudio (Simeone *et al.*, 2018) reportaron 2859 nidos activos correspondientes a 5718 individuos para la isla Choros, este dato discrepa de los 1226 individuos estimados en el presente monitoreo para dicho año. Las discordancias en los valores estimados probablemente se deban a las diferencias metodológicas, desde la obtención de los datos (cuadrantes vs. transectos) hasta en los procedimientos de estimación poblacional (extrapolación directa vs. “*distance*”) ya que se ha corroborado que la diferencia en las fechas de muestreo entre los dos equipos fue de tan solo una semana

(Simeone *et al.*, 2018 = 27-28/11/2017; CONAF = 4-5/12/2017). Esto ha sido reiteradamente reconocido en la literatura como una limitación al momento de comparar las estimaciones de múltiples estudios a lo largo del tiempo y del espacio en el que se distribuye la especie (Valdez-Velásquez *et al.*, 2013; Vianna *et al.*, 2014; Simeone *et al.*, 2018), destacando la necesidad de contar con una metodología estándar a nivel nacional y relevando la importancia del método de monitoreo de CONAF en esa dirección, así como su potencial para ser aplicado a nivel nacional en el SNASPE.

Cualquiera sea el caso que explique la actual tendencia a la declinación de la población de pingüinos de Humboldt en la isla Choros, queda claro que cualquier intervención que afecte negativamente a la población en esta etapa podría acelerar o magnificar el proceso de declinación, pudiendo llevar a las poblaciones locales a la extinción local. Más aún considerando que el estado de declinación es notablemente mayor en la isla Chañaral, disminuyendo las posibilidades de rescate desde dicha isla hacia la población de isla Choros, pudiendo llevar a la metapoblación a la extinción total.

Si bien desde las competencias del quehacer de CONAF en ambientes terrestres se había identificado la influencia de las especies invasoras (ej.: el conejo europeo) como una amenaza para los pingüinos, el manejo exitoso por su eliminación total de la isla en 2014 no ha mejorado la condición del pingüino de Humboldt en isla Choros, al menos en la ventana temporal de los últimos cinco años, a juzgar por la tendencia a la declinación en la abundancia de nidos activos y adultos. Otras

amenazas que podrían explicar el declive de esta especie y, en particular, en las poblaciones locales de la RNHP, en orden de prioridad son: 1) la degradación de sitios de alimentación; 2) la mortalidad por enfermedades; 3) las malas decisiones del uso del territorio; 4) las alteraciones en los sitios de nidificación; 5) el hostigamiento antrópico; 6) la mortalidad por pesca incidental y sobreexplotación de la pesca; y 7) el consumo humano (CONAF, 2016), mismas que serán consideradas en la adaptación del programa de monitoreo de la especie. Por lo tanto, los resultados de este estudio ayudarán a tomar mejores decisiones con respecto a la adaptación del manejo de la especie y las acciones de conservación en la RNPH en función de nuestros instrumentos de gestión como ser el plan de manejo de la reserva y el plan nacional para la conservación de la especie en Chile. A la luz de la evidencia aquí presentada, es altamente recomendable la reevaluación del estado de conservación de la especie, según el reglamento de clasificación de especies y junto con dicho antecedente, proceder a la validación del plan de recuperación, conservación y gestión de la especie, como renovados instrumentos de gestión.

La RNPH ha demostrado su total capacidad para desarrollar el monitoreo de largo plazo con eficiencia y calidad, especialmente el diseño del monitoreo ajustado a la capacidad administrativa institucional que ha sido la pieza clave de este éxito, capacitándose y aplicando el manejo adaptativo, complementando los muestreos esporádicos, aunque de alta calidad, que realiza la academia.

Recientemente se han propuesto modernas

alternativas tecnológicas como herramienta para el monitoreo sistemático de los objetos de conservación y amenazas que facilitan el trabajo y contribuyen en el incremento de esfuerzo de muestreo y monitoreo que humanamente no sería posible alcanzar, como es el caso de las cámaras trampa. Sin embargo, es evidente que no es posible abordar todas las especies al interior de las áreas silvestres protegidas de esa manera y los pingüinos son un ejemplo de la necesidad de mantener monitoreo *in situ* por parte de guardaparques, ajustando metodologías para asegurar su eficiencia. El monitoreo realizado por guardaparques sigue siendo fundamental para una cabal y mejor comprensión de la ecología e historia natural de los objetos de conservación, amenazas y estrategias de manejo en las ASP. Cuando parece que, en general, la intención del sistema es dirigir los esfuerzos de guardaparques hacia la atención de visitantes, lo que se necesita realmente es fortalecerles en las habilidades necesarias para hacer un monitoreo adecuado de largo plazo, que contribuya a un manejo adaptativo de la especie, sus amenazas y los atributos ecológicos clave de los cuales depende su viabilidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen la voluntad en el trabajo en terreno de cada uno de los miembros de guardaparques y equipo técnico del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas (DASP-CONAF) y otros colaboradores, para la realización de los censos, literalmente contra viento y marea: Cristian Céspedes, Javier Guamán, Rigoberto Montero, Rosa Aguilera, Matías Baraqui, Cristian Rivera, Gabriela López, Marianella Maldonado,

Iván Torres, Gustavo Figueroa, Elizabeth Henríquez, Dona Jeraldo, Catalina Cortés, Tiare Molina, y Rosario Cerda. Especial reconocimiento merece Diego Morales, sobre quien cayó la responsabilidad de implementar la metodología que nace el 2015 y sentar las

bases de un monitoreo de largo plazo en la isla Choros de la RNPH. Finalmente, agradecer a Guillermo Luna-Jorquera y un revisor de la revista por comentarios que ayudaron a mejorar el presente artículo.

Literatura citada.

BirdLife International. (2018). *Spheniscus humboldti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22697817A132605004. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22697817A132605004.en>. Recuperado el 24 mayo 2020.

CONAF. (2016). Plan Nacional para la Conservación del Pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en Chile. Corporación Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile. P 114.

CONAF. (2008). Plan de manejo Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Tomo A: Instrumento de gestión. Departamento de Áreas Protegidas y Medio Ambiente, Regiones de Atacama y Coquimbo. Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile. 122 p.

CPSG (2020). Planning for Vulnerable Penguin Populations in Peru and Chile. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.cpsg.org/blog/201912/planning-vulnerable-penguin-populations-peru-and-chile>. Recuperado el 24 de mayo de 2020.

Dantas, G. P., Oliveira, L. R., Santos, A. M., Flores, M. D., De Melo, D. R., Simeone, A., ... & Cardeña, M. (2019). Uncovering population structure in the Humboldt penguin (*Spheniscus humboldti*) along the Pacific coast at South America. *PloS one*, 14(5).

Ellenberg, U.; Mattern, T.; Seddon, P. y G., Luna-Jorquera. (2006). Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: The need for species-specific visitor management. *Biological Conservation* 133: 95-106.

Mattern, T., Ellenberg, U., Luna-Jorquera, G., & Davis, L. S. (2004). Humboldt Penguin census on Isla Chañaral, Chile: recent increase or past underestimate of penguin numbers?. *Waterbirds*, 27(3), 368-376.

MMA. (2020). *Spheniscus humboldti* (Meyen 1834). Inventario nacional de especies de Chile. Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de Chile. http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/ficha_indepen.aspx?EspecieId=56&Version=1. Recuperado el 24 mayo 2020

Muñoz, C. & Vega, J. M. A. & Vargas, K. & Cortés, N. (2018). El análisis de riesgo como herramienta estratégica para la conservación socio-ecológica en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Chile. *Gestión Ambiental*. 35: 13-29. 17 p

Ralph, C. J.; Geupel, G. R.; Pyle, P.; Martin, T. E.; DeSante, D. F; Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany,CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 46 p.

Rohlf, F. J., & Sokal, R. R. (2003). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. New York: Freeman.

Siegel, S., & Castellan, N. J. (1988). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill Book Company, New York.

Simeone A. C., R. P. Aguilar & G. Luna-Jorquera. 2018. Informe Final Proyecto FIPA N°2016-33: “Censo de Pingüinos de Humboldt. Corporación CULTAM. Santiago, Chile. 62 p.

Vianna, J. A., Cortes, M., Ramos, B., Sallaberry-Pincheira, N., González-Acuña, D., Dantas, G. P., ... & Luna-Jorquera, G. (2014). Changes in abundance and distribution of Humboldt penguin *Spheniscus humboldti*. *Marine Ornithology*, 42, 153-159.

Wallace, R. S., & Araya, B. (2015). Humboldt Penguin *Spheniscus humboldti* population in Chile: counts of moulting birds, February 1999-2008. *Marine Ornithology*, 43, 107-112.

Williams T. (2018). Recovery: Evicting Rabbits. Cool Green Science Blog. The Nature Conservancy. <https://blog.nature.org/science/2018/02/26/recovery-evicting-rabbits/>. Recuperado el 24 mayo 2020.

Artículo de investigación

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 44-55 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Diferencias en la ingesta de restos de origen antrópico por parte de *Lycalopex culpaeus* y *Lycalopex griseus* entre zonas de alta y baja afluencia de público en el Parque Nacional Río Clarillo

Differences in the consumption of human waste between *Lycalopex culpaeus* and *Lycalopex griseus* in areas of high and low visitors influence at Río Clarillo National Park

Autores: Carlos Zurita Redón^{*1*}, Laura Carrasco Valenzuela^{*1} y Sofía Fuenzalida Wong^{*1}

cazuritar@uc.cl

Instituciones:

^{*1} Centro de Investigación Científica Escolar (CICE)

^{*2} Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES UC)

Resumen

Se conoce como efecto antrópico al efecto causado por el humano o producto de su actividad sobre la flora y fauna de los ecosistemas. Actualmente, se han registrado efectos negativos de la actividad humana sobre la fauna en diversas reservas y parques nacionales del país, sobre todo, con el tema de la basura. En esta investigación se colectaron heces pertenecientes a zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) y zorro gris (*Lycalopex griseus*) en sectores de alta y baja afluencia de público dentro del Parque Nacional Río Clarillo (ubicado en la comuna de Pirque, Región Metropolitana) con el propósito de determinar la presencia de restos de origen antrópico dentro de ellas y poder compararlas. Se encontró que en las muestras colectadas dentro de las zonas de alta afluencia de público existe mayor presencia de estos restos que en las zonas de baja afluencia. Dentro de los restos es posible encontrar caucho, plástico, goma **EVA (etileno vinil acetato)**, bandas médicas adhesivas, entre otros, desechos que podrían tener consecuencias negativas sobre la salud de los zorros que las consumen. Es por ello que se hace necesario el fomento de campañas e iniciativas de la Corporación Nacional Forestal, CONAF, que busquen evitar que los turistas que visitan las áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE) ejerzan un efecto negativo sobre la fauna endémica de los parques y reservas del país.

Palabras claves

Lycalopex culpaeus, *Lycalopex griseus*, heces, efecto antrópico, Parque Nacional Río Clarillo.

Abstract

The influences of human activity on ecosystems of wild flora and fauna is widely known. Currently, the studies have shown the negative effects of human activity on the fauna of several national parks and reserves in Chile, specially in relation to garbage. Thus, in order to establish the presence of material or objects from human origins in the diet of Culpeo foxes (*Lycalopex culpaeus*) and Grey foxes (*Lycalopex griseus*) and then to compare results, samples of feces were collected in areas of high and low influence of visitors in Río Clarillo National Park, located in the town of Pirque, Metropolitan Region. The results showed a higher amount of particles from human waste in the samples collected from areas with a high human influence due to larger numbers of visitors compared to the samples collected in areas with low human influence. Some of the materials and objects founded in the samples were rubber, plastic, adhesive bandages, among other waste that may have negative effects on the health of the animals. Considering these results, it is fundamental to develop public campaigns and initiatives to make visitors of protected areas aware about the negative effects that their presence may have on the local fauna.

Keywords

Lycalopex culpaeus, *Lycalopex griseus*, feces, anthropogenic impact, Río Clarillo National Park.

Introducción

El impacto producido en ambientes naturales debido a las actividades humanas se ha hecho cada vez más evidente y preocupante. La problemática ambiental presenta dentro de sus múltiples facetas dos vertientes importantes: el manejo irracional de los recursos naturales y un manejo inadecuado de los residuos generados por los diferentes procesos antrópicos (Gordillo *et al.*, 2010). Estos desechos pueden ocasionar graves daños en los ecosistemas naturales incluida su fauna. La contaminación por desechos sólidos (basura, plásticos, vidrios, etc.) es una amenaza muy importante y se ha planteado que la ingesta de los mismos podría ser intencional, por ser confundidos con presas o bien accidental al estar adheridos a fuentes naturales de alimento (Derraik, 2002).

El Parque Nacional Río Clarillo (PNRC) presenta múltiples especies vegetales y animales que se encuentran bajo un plan de

conservación y manejo (CONAF, 1996). Entre ellas se encuentran caninos como el zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*, Molina 1782) y el zorro chilla o gris (*Lycalopex griseus*, Gray 1837) (Díaz *et al.*, 2002), cuya dieta principal consiste en micromamíferos como roedores y marsupiales, reptiles, aves menores y artrópodos (Guzmán-Sandoval *et al.*, 2007), aunque también consumen en abundancia frutos y semillas de plantas nativas (Yáñez y Jaksic, 1978; Jaksic *et al.*, 1980). como el litre (*Lithraea caustica*), un árbol abundante del matorral esclerófilo de Chile central (Rodríguez *et al.*, 1983).

Considerando que el PNRC recibe más de noventa mil visitantes al año, se estima que los desechos antrópicos pueden tener efectos negativos sobre las especies de *Lycalopex* que habitan zonas de uso público (García *et al.*, 2013). El PNRC cuenta con sectores como Peumo A y B, los Quillayes, La Tinaja, entre

otros; cada uno de ellos cuenta con zonas de alta y baja afluencia de público. En las zonas de alta afluencia (cercanas al río) los visitantes acostumbran a hacer picnic, llevar meriendas y generar desechos que, por instrucción de los guardaparques (campaña No Deje Rastros de CONAF), deben ser llevados de vuelta a la ciudad (Peña C., 2018, comunicación personal). El manejo de la basura y residuos es uno de los principales problemas que afectan a las áreas del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) considerando la gran cantidad de visitantes que reciben (CONAF, 2016).

Chile presenta un aumento de enfermedades infecciosas (virales, bacterianas o parasitarias) en especies silvestres, esto como consecuencia de la alteración de los hábitats, el aumento del contacto con humanos, animales domésticos y especies exóticas y condiciones ambientales derivadas de la contaminación y el cambio climático (Arrojo, 2002, Butler *et al.*, 2004, Medina-Vogel, 2010).

Conocer la dieta de los carnívoros es de utilidad para establecer medidas de conservación (Morales *et al.*, 2015). Existen diversas técnicas para estudiar dietas, entre ellas el análisis de heces, herramienta que permite evaluar el potencial impacto de los residuos antrópicos sobre las especies de *Lycalopex*. Mediante este análisis se pueden determinar los ítems dietarios que está consumiendo, sin invertir largas horas de observación directa ni causar perturbación en el organismo que las produce. Las heces entregan datos biológicos y ecológicos como identidad de las especies presa, comportamiento territorial, parásitos, rango de dispersión, entre otros (Chame, 2003). Los carnívoros pueden adquirir enfermedades o parásitos al alimentarse de

desperdicios generados por las personas o al entrar en contacto con animales domésticos (Arrojo, 2002; Acosta *et al.*, 2011).

Pregunta de investigación

¿Qué diferencias existen en la cantidad de desechos de origen antrópico encontrados en heces fecales de *Lycalopex* spp. entre zonas de alta y de baja afluencia de público en el Parque Nacional Río Clarillo?

Hipótesis

Dado que en los sectores de alta afluencia de público se registran frecuentemente y durante todo el año picnics, *trekking*, entre otras actividades, se espera encontrar una mayor cantidad de desechos de origen antrópico en las muestras de heces de *Lycalopex* sp. en esta zona que en las de baja afluencia de público cuyo acceso se encuentra más restringido.

Objetivo general

Comparar la presencia de restos de origen antrópico en heces de *Lycalopex* spp. entre zonas de alta y baja afluencia de público en el Parque Nacional Río Clarillo.

Objetivos específicos

1. Analizar el contenido de heces fecales de *Lycalopex* spp.
2. Determinar el porcentaje de representatividad de restos de origen antrópico en las heces.
3. Determinar las diferencias en la presencia y representatividad de restos antrópicos entre zonas de alta y baja afluencia de público.

Materiales y métodos

El trabajo de campo se desarrolló en el Parque Nacional Río Clarillo (PNRC), ubicado en la comuna de Pirque, provincia de Cordillera de la Región Metropolitana. La superficie del parque abarca 13 185 hectáreas, con un relieve de profundos valles y grandes alturas, las que oscilan entre los 850 y 3500 msnm. Su localización (punto central) es 33° 46' 00" latitud sur y 70° 27' 00" de longitud oeste.

Lycalopex griseus (Gray 1837) es un cánido del Neotrópico con una distribución en Chile desde los 17° S hasta los 54° S en Tierra del Fuego, donde ha sido introducido. En esta extensa distribución exhibe un patrón dietario amplio, el cual ha sido caracterizado en diversas localidades (Zúñiga *et al.*, 2008). Según algunos autores las tendencias dietarias de esta especie pueden variar en función de la disponibilidad de presas (Zúñiga *et al.*, 2008). *Lycalopex culpaeus* (Molina 1782), conocido como zorro culpeo, se distribuye en Chile a lo largo de todo el país, desde Tarapacá hasta Tierra del Fuego (Guzmán-Sandoval *et al.*, 2007). Se le encuentra en matorrales y estepas asociadas principalmente a la cordillera de los Andes y estribaciones cercanas (precordillera y altiplano). Se ha observado también en la costa del Pacífico en el norte de Chile. *L. culpaeus* presenta una gran amplitud de dieta. Los roedores y lagomorfos corresponden al ítem de presa más común, no obstante es capaz de utilizar variados recursos cuando la abundancia de sus presas principales disminuye (Guzmán-Sandoval *et al.*, 2007). Cabe resaltar que no existen otras especies de zorros en la zona de estudio.

La búsqueda de heces fecales de *Lycalopex* spp. se centró en los sectores del Peumo A y

B, sector La Virgen y el sector El Rodeo, los que cuentan con zonas de alta y baja afluencia de público. En las zonas de alta afluencia se concentran las mayores actividades derivadas del turismo, poseen zonas de picnic y la mayor concurrencia de visitantes. Las zonas de baja afluencia no tienen acceso libre a los visitantes y están alejadas de las zonas de uso público. Se definieron y georeferenciaron los sectores de búsqueda (tabla 1)

Tabla 1. Definición y referencia geográfica de las zonas de estudio.

Sector	Alta afluencia de público	Baja afluencia de público
Peumo A	33° 43' 39" S, 70° 28' 24" O 910 msnm	33° 43' 51" S, 70° 28' 9" O 930 msnm
Peumo B	33° 43' 45" S, 70° 28' 16" O 1010 msnm	33° 43' 45" S, 70° 28' 21" O 950 msnm
La Virgen	33° 43' 32" S, 70° 29' 8" O 890 msnm	33° 43' 31" S, 70° 28' 51" O 910 msnm
El Rodeo	33° 43' 49" S, 70° 28' 17" O 950 msnm	33° 43' 44" S, 70° 28' 25" O 970 msnm

El trabajo de campo se realizó entre marzo y septiembre de 2018 (siete salidas), recolectando heces que fueron envueltas en papel absorbente y almacenadas para su posterior análisis. Las heces de zorro tienen unas pequeñas torsiones en los extremos, mientras que las de puma tienen una forma tubular sin torsiones (Chame, 2003). Al no ser factible identificar si las heces eran de *L. griseus* o *L. culpaeus* se procedió a analizarlas en conjunto (Morales-Paredes *et al.*, 2015). Durante el análisis, las muestras fueron disgregadas, registrándose el número de la

muestra, el tipo de zona de donde provenía, presencia/ausencia de restos de origen antrópico y los ítems dietarios encontrados (tabla 2).

Se determinó el porcentaje que representan los restos antrópicos con respecto al total de las muestras recolectadas para luego dar paso a un análisis estadístico con un test de ANOVA para determinar si existían diferencias significativas o no entre las zonas de estudio.

Resultados

Se colectó un mayor número de heces en las zonas de alta afluencia de público que en las de baja (tabla 2). Similar tendencia se evidenció en el número de heces con restos antrópicos respecto del total de la muestra, el cual fue de 36,7 % en las zonas de alta afluencia y de 14,3 % en las zonas de baja afluencia (tabla 2). En las muestras se encontraron goma EVA, goma de mascar, caucho, cordel, bandas médicas adhesivas, vainas de semillas de *Pistacia vera* (pistacho) y trozos de plástico.

Tabla 2. Comparación de muestras de heces fecales de *Lycalopex spp.* entre zonas de alta y baja afluencia de público, usando como principal criterio la presencia de restos de origen antrópico (F% = porcentaje de ocurrencia).

	Alta afluencia de público	Baja afluencia de público
N.º de heces de <i>Lycalopex spp.</i>	30	21
N.º de Heces de <i>Lycalopex spp.</i> con restos de origen antrópico	11	3
F% de restos antrópicos respecto del total de la muestra	36,7	14,3

Las muestras recolectadas en las zonas de alta afluencia de público presentan mayor frecuencia relativa de restos de origen antrópico, entre los que se encontró: goma EVA, goma de mascar, corcho, restos de cordel, caucho, cinta adhesiva, venda adhesiva, cáscara de semilla de pistacho y trozos de plástico. (Tabla 2).

Tabla 3. Comparación de muestras de heces fecales de *Lycalopex spp.* entre zonas de alta y baja afluencia de público, usando como principal criterio la presencia de restos naturalmente ocurrentes en su dieta. (F% = porcentaje de ocurrencia).

	Alta afluencia de público	Baja afluencia de público
N.º de heces de <i>Lycalopex spp.</i>	30	21
Restos óseos (F%)	35,0	33,3
Restos queratinosos (pelo) (F%)	63,3	66,7
Semillas (F%)	93,3	100,0
Restos quitinosos (F%)	35,0	41,7

Entre los ítems habituales de la dieta de *Lycalopex spp.* predominan las semillas, seguidas de pelos y restos óseos (tabla 3), pertenecientes a micromamíferos (no identificados a nivel de especie). Las semillas pertenecen casi en su totalidad a litre (*Lithraea caustica*).

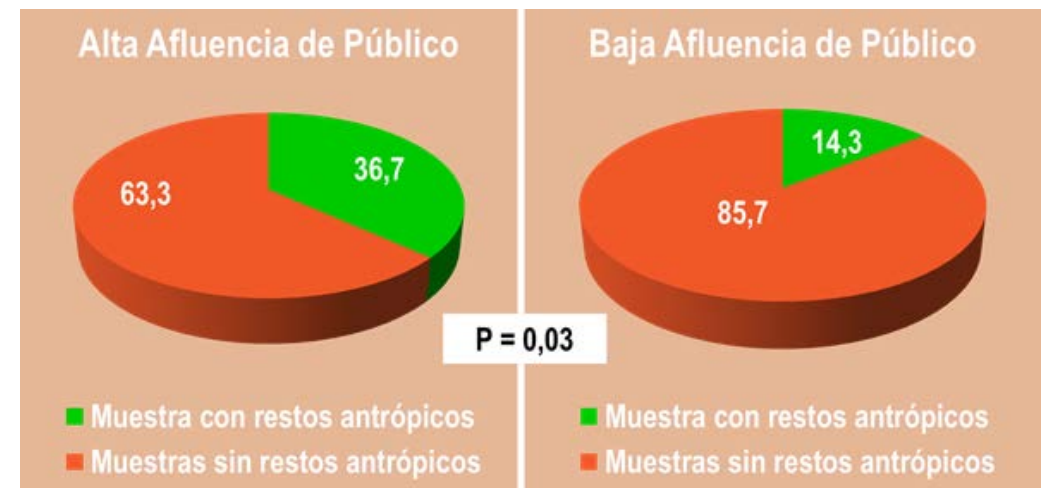


Figura 1. Comparación de las frecuencias relativas de los restos encontrados en las muestras de heces fecales de *Lycalopex sp.* entre zonas de alta y baja afluencia de público.

Las zonas de alta afluencia de público poseen mayor cantidad de muestras de heces de zorro culpeo y gris con presencia de restos de origen antrópico que las zonas de baja afluencia, esta diferencia es significativa ($P = 0,03$) evidenciada en el test de ANOVA (figura 1).

Análisis y discusión

Al analizar las muestras provenientes de ambas zonas, se encontraron restos óseos y queratinosos provenientes de micromamíferos, restos quitinosos, semillas de litre (*Lithraea caustica*). La frecuencia relativa de estos ítems dietarios es similar entre ambas zonas, como demuestra la tabla 3, por lo que se infiere que no existen diferencias significativas entre los ítems que frecuentemente forman parte de su dieta entre los sectores de alta y baja afluencia de público.

Sin embargo, la frecuencia relativa de los restos de origen antrópico en las zonas de alta afluencia de público supera significativamente aquella de las zonas de baja. Esto se debe probablemente a que en la zona de alta afluencia los zorros buscan alimento en la

basura que dejan los visitantes (CONAF, 2016).

La abundancia de heces de zorro en zonas de alta afluencia muestra una predilección por ellas, dada probablemente por la presencia de restos de origen antrópico comestibles y de fácil acceso. Este consumo de desechos de comida humana podría tener consecuencias negativas sobre el tubo digestivo del zorro (por consumo de sustancias para las cuales su sistema digestivo no está preparado) y posibles contagios de agentes patógenos provenientes de la descomposición. La ingesta de desechos puede tener efectos subletales como daños en las paredes gastrointestinales, interferencia con el metabolismo de los lípidos, bloqueo de la secreción de enzimas gástricas que generan saciedad, acumulación de gases que alteran la flotabilidad y reducción de los niveles de hormonas esteroideas, que afectan la fecundidad. Al mismo tiempo, los efectos pueden ser directamente letales, causando la muerte por obstrucción o perforación del sistema digestivo. Otros efectos posibles incluyen una reducción de la tasa de

crecimiento, prolongación de los períodos de desarrollo en sitios de mayor vulnerabilidad a la depredación y disminución de las reservas energéticas, factores que en su conjunto reducen la supervivencia (Derraik, 2002).

Existen desechos antrópicos en ambas zonas de estudio, pero muchos más en las zonas de alta afluencia (figura 1). A partir de estos datos surge la necesidad de potenciar y extender las campañas realizadas por CONAF para todas las áreas del SNASPE, solicitando a los visitantes que lleven consigo la basura que generan, por lo que resulta necesario concientizarlos sobre los posibles daños que genera su basura.

Conclusión

Es posible determinar diferencias significativas entre la presencia de desechos de origen antrópico entre zonas de alta y baja accesibilidad en el Parque Nacional Río Clarillo, encontrándose más de estos desechos en heces de *Lycalopex* spp. encontradas en zonas de alta afluencia de público. A partir de estos datos surge la necesidad de potenciar y extender campañas realizadas por CONAF para todas las unidades del SNASPE que apuntan a evitar la presencia de basura en los sectores, solicitando a los visitantes que lleven consigo la basura que generan, por lo que resulta necesario también concientizar a la población visitante de los posibles daños que genera la basura que deja en las áreas del SNASPE. Se cumplen los objetivos de trabajo y se acepta la hipótesis planteada. Se concluye de igual forma que se hace necesario incluir otras estrategias dentro del plan No Deje Rastros de CONAF, como por ejemplo, gráficas y señaléticas de advertencia dentro de los parques y reservas, chequeo

de los vehículos, prohibición de entrada con elementos desechables o plásticos de un solo uso, mayor fiscalización y multas para quienes incumplan las medidas de resguardo, encuestas para conocer la opinión de los visitantes y aumentar las conductas proambientales, sobre todo donde se pueda recoger las propias iniciativas de la gente frente a estas medidas.

Proyecciones

- A. Comparar los efectos antrópicos encontrados en el presente proyecto con otra área protegida con mayor afluencia de público, para determinar si esta mayor concurrencia potencia los efectos antrópicos.
- B. Analizar el tipo de plástico presente en las heces por medio de análisis bioquímicos para determinar el nivel de toxicidad del plástico ingerido.
- C. Comparar los restos antrópicos encontrados en heces de *Lycalopex* spp., diferenciándolos de restos orgánicos y de inorgánicos.

Bibliografía

ACOSTA G., CHALMERS W., CUNNINGHAM A., CLEVELAND S., AMP HANDEL I. 2011. Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo región of Chile. *Veterinary microbiology*, 152(3), 247-257.

ARROJO. 2002. Parásitos de animales silvestres en cautiverio en Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 9(2), 118-120.

BUTLER, J.; TOIT, J.; BINGHAM, J. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biol Conserv* v.115, n.3. pp: 369-378.

CHAME M. 2003. Terrestrial Mammal Feces: a Morphometric Summary and description. Vol. 98 (Suppl. I): 71-94.

CONAF (1996). Plan de manejo Reserva Nacional Río Clarillo. Documento de trabajo n° 247, Unidad de gestión Patrimonio Silvestre, Corporación Nacional Forestal CONAF Región Metropolitana, Santiago. 115 pp.

CONAF. 2016. Estadísticas de visitantes para unidades del SNASPE para el año 2015. Gerencia de áreas administrativas y medio ambiente. Unidad de planificación y control de gestión.

DERRAIK, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44:842-852.

DÍAZ I., SARMIENTO C., ULLOA L., MOREIRA R., NAVIA R., VÉLIZ E., PEÑA C. 2002. Vertebrados terrestres de la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile central: representatividad y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 433-448.

GARCÍA C., SANDOVAL N., SILVA A., GODOY-GÜINAO J., DÍAZ I., 2013. Consumo de residuos y desechos de origen antrópico por zorros (*Lycalopex* sp.) en la Reserva Nacional Río Clarillo, Región Metropolitana, Chile.

GORDILLO A., ELÍAS R., HERNÁNDEZ M., GALINDO E., OTAZO E., PRIETO F. 2010. Evaluación regional del impacto antrópico sobre aire, agua y suelo. Caso: huasteca hidalgüense, México. *Rev. Int. Contam. Ambient* vol.26 no.3 México.

GUZMÁN-SANDOVAL J., SIELFELD W., FERRÚ M. 2007. Dieta de *Lycalopex culpaeus* en el extremo Norte de Chile (Región de Tarapacá).

JAKSIC F., SCHLATTER R., YAÑEZ J., 1980. Feeding ecology of central Chilean foxes, *Dusicyon culpeus* and *Dusicyon griseus*, *Journal Mammalogy* 61: 254-260.

MEDINA-VOGEL, G. 2010. Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres. *Arch. Med. Vet.*, v. 42, n. 1. Valdivia, Chile.

MORALES-PAREDES C., VALDIVIA C., SADE S. 2015. La frugivoría por cánidos nativos (*Lycalopex* sp.) y alóctonos (*Canis lupus familiaris*) reduce la germinación de semillas de Litre (*Lithraea caustica*) en Chile central.

RODRIGUEZ R., MATHEI O., QUEZADA M. 1983. Flora arbórea de Chile. Concepción, Chile. Editorial de la Universidad de Concepción. 408 p.

YAÑEZ J., JAKSIC F., 1978. Rol ecológico de los zorros (*Dusicyon*) en Chile Central. *Anales del Museo Nacional de Historia Natural* 11:105-111.

ZUÑIGA A., MUÑOZ-PEDREROS A., FIERRO A. 2008. Dieta de *Lycalopex griseus* en la depresión intermedia del sur de Chile.

ANEXOS

Fotografías del trabajo de campo



Equipo de trabajo en el Parque Nacional Río Clarillo. De izquierda a derecha: Sofía Fuenzalida (investigadora), Carlos Zurita (director CICE), Brandon Marcus (coordinador CICE), Laura Carrasco (investigadora)



Estudiantes recolectan muestras de heces al interior del Parque Nacional Río Clarillo



Restos de origen antrópico encontrados en heces de *Lycalopex sp.*



Restos de origen antrópico encontrados en heces de *Lycalopex sp.*



Zorro gris o chilla (*Lycalopex griseus*).



Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*)



Caracterización del hábitat del matuasto (*Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso)) en el Parque Nacional Laguna del Laja

Habitat characterization of *Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso) at Laguna del Laja National Park

Segundo Necul^{1*}, Juan Iruira¹, Ana Hinojosa², Sofía San Martín³ y Diego Peña⁴.

¹Guardaparque del Parque Nacional Laguna del Laja, Región del Biobío.

²Encargada de la Sección de Conservación de la Diversidad Biológica, CONAF Región del Biobío.

³Estudiante de Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, Universidad de Concepción.

⁴Estudiante de Geología, Universidad de Concepción.

*segundo.necul@conaf.cl

Resumen

El Parque Nacional Laguna del Laja es la única área protegida en la Región del Biobío que alberga una población de *Phymaturus vociferator*, especie catalogada en peligro crítico de extinción. En el presente trabajo, se hace una aproximación a las características del hábitat de esta especie, que explica la presencia del matuasto en el parque, para lo cual se evaluaron veinticinco puntos en aspectos vegetacionales y geológicos. Se registró un total de nueve puntos con presencia de matuasto, la mayor abundancia se encontró en los sectores El Memorial, valle de la Luna, Polvorín y curva El Candado. En los veinticinco puntos se registraron sesenta y cinco especies de flora, los géneros que se registraron con mayor frecuencia y que coinciden con la presencia del matuasto son *Berberis*, *Baccharis*, *Rosa* y *Rumex*, sin embargo, se observó que en algunos puntos que presentaron mayor abundancia de matuasto no hubo necesariamente una gran riqueza de flora. Además, los puntos donde se encontraron matuastos coinciden con la presencia de rocas de mayor tamaño y con un alto número de grietas. Tras lo cual, se concluye que la presencia de rocas de gran tamaño sumado a una alta presencia de grietas es el factor que mejor explica la presencia del matuasto.

Palabras claves: matuasto, parque, laguna del Laja, geología.

Abstract

Laguna del Laja National Park is the only protected area in the Region of Biobío with a population of *Phymaturus vociferator*, which is classified as endangered species. This document presents an approach of the characteristics of the habitat of the species that explain its presence in the park. For this purpose twenty five spots were analyzed in terms of vegetation and geology. A total of

nine spots registered the presence of *Phymaturus vociferator*, with the highest abundance at the areas of El Memorial, Valle de la Luna, Polvorín y Curva El Candado. Sixty five species of flora were registered at the twenty five spots. The most frequent genera of flora that relate to the presence of *Phymaturus vociferator* are *Berberis*, *Baccharis*, *Rosa* and *Rumex*, however it was observed that some spots with major abundance of *Phymaturus vociferator* did not have a great abundance of flora. Also, the spots where *Phymaturus vociferator* was found coincided with the presence of big rocks that also have a great number of crevices. Therefore, the conclusion was that the abundance of big rocks in addition to an important number of crevices are the features that better explain the presence of *Phymaturus vociferator*.

Keywords: *Phymaturus vociferator*, park, Laguna del Laja, geology.

Introducción

El Parque Nacional Laguna del Laja fue creado mediante Decreto Supremo 652 del 25 de junio de 1958, del Ministerio de Agricultura. Esta es la única área silvestre protegida de la Región del Biobío que posee la categoría de parque nacional y que recibe la mayor cantidad de visitas al año (CONAF, 2019). Se encuentra en los faldeos del volcán Antuco, sierra Velluda y valle del Río Laja, destacándose por sus características geológicas, la belleza del paisaje y la infraestructura turística que atrae a los visitantes. Además de su importancia recreativa, el parque es un lugar destinado para la educación e investigación científica. En cuanto a su importancia ecológica, se destaca la presencia de cuarenta y seis especies de aves, doce de mamíferos, cinco de reptiles, cuatro de anfibios y tres de peces. Por otro lado, la vegetación presente corresponde a las formaciones estepa altoandina y bosques caducifolios altoandinos (CONAF 1993), encontrándose ciento noventa y cuatro especies vegetales (Rondanelli *et al.*, 2000). Las acciones de origen antrópicas como la presencia de infraestructura hotelera y la mala gestión de los desechos militares han provocado un aumento en los taxones con problemas de conservación (Rondanelli *et al.*, 2000).

La especie más representativa del Parque Nacional Laguna del Laja es el matuasto, *Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso), reptil declarado en peligro crítico (DS 16/2016 de la MINSEGPRES) (Necul *et al.*, 2018), que habita en formaciones rocosas de origen volcánico, específicamente rocas de composición basalto andesítico que estén provistas de grietas o fracturas, las cuales utiliza como refugio (Pincheira-Donoso, 2004). La vegetación predominante es de carácter herbáceo y en menor grado arbustivo, predominando los géneros, *Echium* y *Verbascum*, pero también vegetación conformada por *Baccharis*, *Berberis*, *Rosa* y *Rumex* (Pincheira-Donoso, 2004).

En este parque nacional se ha avanzado en el mapeo de los lugares en que habita esta especie y en el conteo de individuos. Si bien se tenía conocimiento de la presencia de ella en el parque, el año 2017 se realizó el primer monitoreo en distintos puntos a lo largo de un transecto en la ruta Q-45, luego el 2019 se complementó este trabajo con una nueva prospección, la cual abarcó más superficie monitoreada alrededor de la ruta Q-45. Finalmente, el 2020 se realizó una caracterización del hábitat en donde se encuentra *P. vociferator*. Esta especie se

distribuye en cuatro sectores a lo largo de la ruta internacional Q-45 que cruza el parque y en la base de la sierra Velluda, estimándose que la superficie de extensión de presencia es de 60,49 ha, y el hábitat potencial de 322,6 ha (Necul *et al.*, 2018).

El presente trabajo, tuvo como objetivo conocer en mayor detalle el hábitat que explicaría la presencia del matuasto en los sectores observados en el Parque Nacional Laguna del Laja.

Materiales y métodos

El área de estudio corresponde al Parque Nacional Laguna del Laja, situado en la comuna de Antuco, Región del Biobío, entre los 37° 22'-37° 28' de latitud sur y 71° 16'-71° 26' de longitud oeste (figura 1). Esta área protegida posee una superficie de 11.600 ha, que van desde los 944 msnm hasta los 3585 msnm. Se encuentra en una zona de transición entre el clima mediterráneo y el templado húmedo, que presenta veranos secos y nieve durante el invierno. Existe un camino interno (ruta Q-45) que cruza el parque y forma parte de la ruta hacia el paso internacional Pichachén

(CONAF, 1993). Los ecosistemas presentes en el parque corresponden al bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de *Nothofagus pumilio* y *N. obliqua*; bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus alpina* y *N. dombeyi*; bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio* y *Azara alpina*; y el matorral bajo templado andino de *Discaria chacaye* y *Berberis empetrifolia* (Luebert y Pliscoff, 2017).

El presente estudio se enfoca específicamente en la caracterización del hábitat del matuasto ubicado alrededor de la ruta Q-45, dicha zona es catalogada principalmente como de uso extensivo. Este monitoreo se llevó a cabo los días 12 y 13 de febrero de 2020, a través de un transecto de 12,5 km a lo largo de la ruta Q-45, realizando una caracterización geológica y vegetal del hábitat del matuasto cada 500 m. Para la identificación de los rasgos geológicos se utilizaron instrumentos como martillo, lupa y rayador y se consultó a Thiele *et al.*, (1998), mientras que la caracterización de la vegetación se realizó utilizando como apoyo guías de campo para identificar adecuadamente cada especie en las cercanías de la roca donde se observaba al

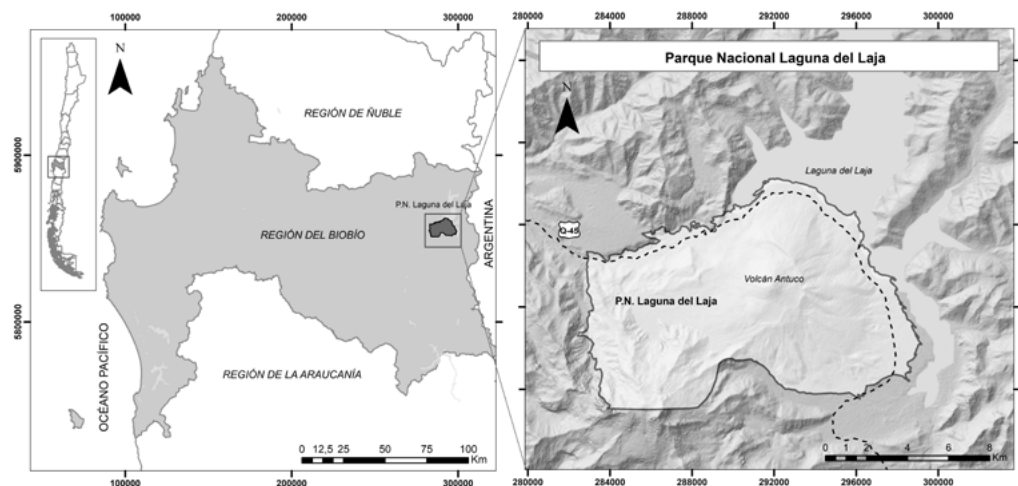


Figura 1. Mapa de ubicación del Parque Nacional Laguna del Laja.

matuasto (Ardiles *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2014; Hoffmann, 1982; Hoffmann *et al.*, 1988; Rodríguez *et al.*, 2009; Rodríguez *et al.*, 2018). Se contabilizó un total de veinticuatro puntos a lo largo de este transecto. Al día siguiente, en el punto veinticinco se caracterizó el hábitat de la población de matuastos presente en el sector de sierra Velluda, a 12 km de la ruta mencionada. De manera complementaria se contabilizó la cantidad de matuastos observados en los diferentes puntos de prospección. El listado de especies de flora encontrada fue digitalizado y posteriormente se elaboró una base de datos que fue validada y depurada por los profesionales del área silvestre protegida.

Se registraron las coordenadas de los veinticinco puntos en UTM, las cuales fueron traspasadas al computador, y a continuación dichos datos fueron ordenados sistemáticamente para su uso en la generación de cartografía. A partir de los puntos registrados se elaboró un mapa en el software ArcGis® versión 10.4 (figura 2).

Resultados y discusión

El levantamiento de datos vegetacionales y geológicos se realizó en veinticinco puntos en total, veinticuatro ubicados a lo largo de la ruta Q-45 y el punto veinticinco, alejado de esta ruta, ubicado en sector sierra Velluda (figura 2, tabla 1).

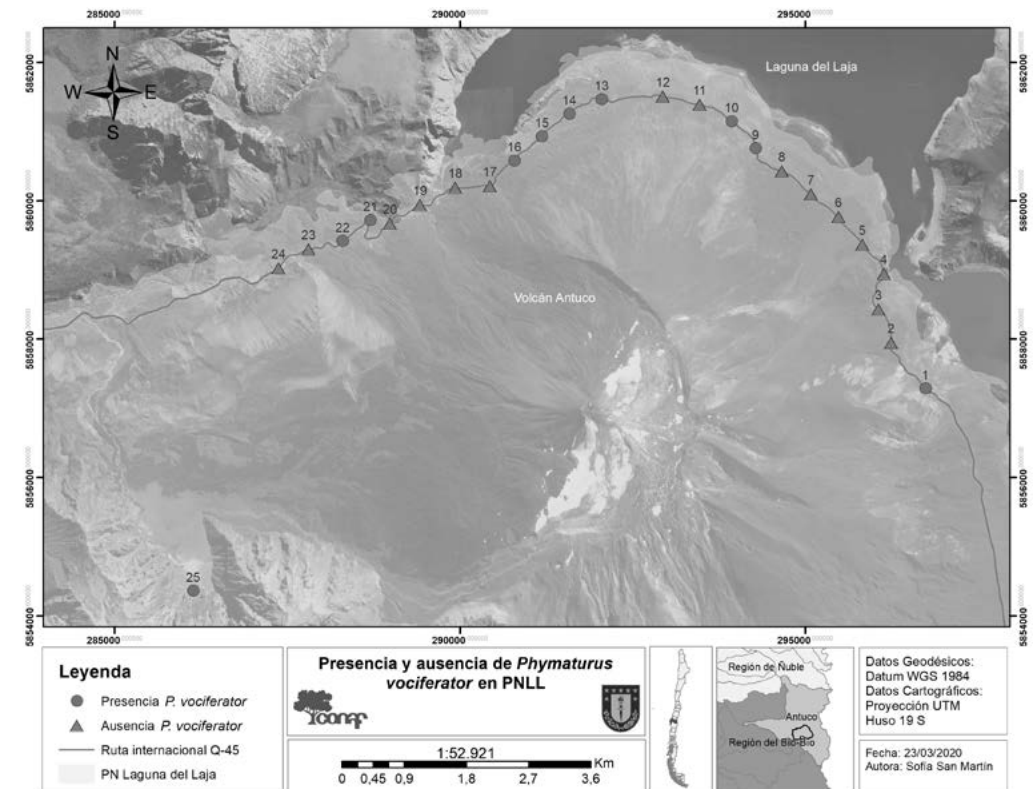


Figura 2. Mapa de ubicación de los 25 puntos de caracterización vegetal y geológico a lo largo de la ruta Q-45 y sierra Velluda. Se indican aquellos puntos que coincidieron con presencia de matuasto.

Nº Punto/ matuasto	Atributos geológicos	Atributos vegetacionales
Punto 1 / matuasto (+)	Sedimentos volcánicos de tamaño milimétrico, con rodados de rocas volcánicas de mayor tamaño, que superan el metro de diámetro, aparentemente de composición basalto-andesítica.	<i>Acaena leptacantha</i> , <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> ; <i>Cortaderia rudiusscula</i> , <i>Gaultheria</i> spp., <i>Senecio pachyphyllos</i> y una especie que no se logró identificar.
Punto 2 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos, como escoria y basaltos de tamaño milimétrico a centimétrico, con escasos rodados de rocas volcánicas de mayor tamaño.	<i>Adesmia</i> spp. y <i>Phacelia secunda</i> .
Punto 3 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos, como escoria y basaltos de tamaño milimétrico a centimétrico, con rocas que no superan los 30 cm de diámetro.	Algunos individuos de <i>Phacelia secunda</i> .
Punto 4 / matuasto (-)	Se observan coladas de lava basálticas de grandes volúmenes de tipo <i>pahoehoe</i> , de composición basalto-andesítica, con sedimentos volcánicos que rodea todo el lugar. Las rocas presentes no presentan fisuras.	<i>Acaena leptacantha</i> , <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Haplopappus</i> spp., <i>Maihuea poeppigii</i> , <i>Rosa rubiginosa</i> , <i>Rumohra adiantiformis</i> y <i>Rumex acetosella</i> .
Punto 5 / matuasto (-)	Grandes rocas de composición basalto-andesítica, mayores al metro de diámetro, rodeadas de sedimentos volcánicos de carácter poroso debido a la presencia de escoria volcánica.	Desprovisto de vegetación, solo se registra <i>Ephedra chilensis</i> .
Punto 6 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos de centímetros con presencia de rodados volcánicos de composición basalto-andesítica que alcanzan el metro de diámetro, presumiblemente debido al fraccionamiento del material por efecto de la topografía.	<i>Danthonia</i> spp., <i>Ephedra chilensis</i> , <i>Phacelia secunda</i> , <i>Senecio pachyphyllos</i> .
Punto 7 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos, con escasos rodados que no superan el metro de diámetro con una composición basalto-andesítica.	<i>Acaena leptacantha</i> , <i>Adesmia</i> spp., <i>Cortaderia rudiusscula</i> , <i>Festuca magellanica</i> , <i>Senecio pachyphyllos</i> .
Punto 8 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos, con escasos rodados que no superan el metro de diámetro con una composición basalto-andesítica.	<i>Ephedra chilensis</i> , <i>Phacelia secunda</i> , <i>Pozoa volcanica</i> , <i>Senecio chionophylus</i> .
Punto 9 / matuasto (+)	Afloramiento volcánico de coladas de lavas basalto-andesíticas de tipo <i>aa</i> de grandes dimensiones de carácter amorfo, con diversas grietas generadas por planos estructurales debilitados por el proceso <i>ice-wedging</i> .	<i>Agrostis</i> spp., <i>Baccharis</i> spp., <i>Blechnum microphyllum</i> , <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Escallonia rubra</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Mutisia oligodon</i> , <i>Orites myrtoidea</i> , <i>Quinchamalium chilense</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Senecio chionophylus</i> , <i>Rumohra adiantiformis</i> , <i>Verbascum thapsus</i> .
Punto 10 / matuasto (+)	Afloramiento de gran espesor correspondiente a colada de lava de tipo "aa" de composición basalto-andesítica y presenta diversos planos estructurales debilitados.	<i>Agrostis</i> spp., <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Blechnum microphyllum</i> , <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Mutisia oligodon</i> , <i>Orites myrtoidea</i> , <i>Quinchamalium chilense</i> , <i>Senecio chionophylus</i> , <i>Vicia graminea</i> , <i>Viola volcanica</i> .

Nº Punto/ matuasto	Atributos geológicos	Atributos vegetacionales
Punto 11 / matuasto (-)	Sedimento volcánico de composiciones basalto-andesítico, de tamaño milimétrico, con rodados volcánicos que no superan los 30 cm de diámetro.	<i>Acaena leptacantha</i> , <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Mutisia oligodon</i> , <i>Senecio poeppigii</i> .
Punto 12 / matuasto (-)	Sedimento volcánico de composición basalto-andesítico, de tamaño milimétrico, con escasos rodados volcánicos que no superan los 30 cm de diámetro.	<i>Agrostis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Pozoa volcanica</i> y <i>Senecio poeppigii</i> .
Punto 13 / matuasto (++)	Afloramiento de coladas de lavas de composición basalto-andesítico con un espesor aproximado de 20-30 m de altura. Las rocas poseen una serie de grietas, que a diferencia del punto 1 se formaron por efecto del agua conocido como <i>ice-wedging</i> .	<i>Rumex acetosella</i> en forma abundante.
Punto 14 / matuasto (+)	Afloramiento de coladas de lava de tipo <i>aa</i> de composición basalto-andesítico.	<i>Aira caryophyllea</i> , <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Blechnum microphyllum</i> , <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Haplopappus</i> spp., <i>Orites myrtoidea</i> y una especie sin identificar.
Punto 15 / matuasto (+)	Sedimento volcánico de composición basalto-andesítico, y llega a superar los 3 cm de diámetro. También se aprecia una serie de rodados de gran tamaño, llegando incluso a medir más de 10 m de diámetro.	<i>Aira caryophyllea</i> , <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Blechnum microphyllum</i> , <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Cortaderia rudiusscula</i> , <i>Gaultheria</i> spp., <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Orites myrtoidea</i> , <i>Rumex acetosella</i> ; y una especie que no se logró identificar.
Punto 16 / matuasto (+)	Afloramiento de coladas de lava de tipo <i>aa</i> de composición basalto-andesítico de aproximadamente 3 m de altura y una serie de rodados en la parte superior del afloramiento.	<i>Aira caryophyllea</i> , <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Blechnum microphyllum</i> , <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Escallonia rubra</i> , <i>Gaultheria</i> spp., <i>Nothofagus dombeii</i> , <i>Orites myrtoidea</i> y una especie sin identificar.
Punto 17 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos de escoria y basaltos de textura porosa y apariencia vítrea de tamaño variado, que van desde el centímetro hasta los 50 cm de diámetro.	<i>Rumex acetosella</i> y <i>Verbascum thapsus</i> .
Punto 18 / matuasto (-)	Abundante escoria.	<i>Rumex acetosella</i> y <i>Senecio chionophylus</i> .
Punto 19 / matuasto (-)	Afloramiento de colada de lava de tipo <i>aa</i> de composición basalto-andesítico, con su base con techos porosos y vítreos. También rodados de gran tamaño con un diámetro aproximado de 2 m.	<i>Cortaderia rudiusscula</i> , <i>Chusquea culeou</i> , <i>Festuca magellanica</i> , <i>Fuchsia magellanica</i> , <i>Malus domestica</i> , <i>Phacelia secunda</i> , <i>Pinus radiata</i> , <i>Pyrus</i> spp., <i>Ribes punctatum</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Senecio chionophylus</i> , <i>Verbascum thapsus</i> .
Punto 20 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos de composición basalto-andesítico de tamaño variado que no supera el metro de diámetro. Posee aspecto poroso y vítreo.	<i>Acaena leptacantha</i> , <i>Adesmia emarginata</i> , <i>Ephedra chilensis</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Rosa rubiginosa</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Senecio chionophylus</i> .

Nº Punto/ matuasto	Atributos geológicos	Atributos vegetacionales
Punto 21 / matuasto (+)	Afloramiento aproximado de 5 m de altura, que corresponde a una colada de lava de tipo <i>aa</i> de composición basalto-andesítico, la parte porosa observada corresponde al techo de la colada de lava debido a su aspecto vítreo con grietas en la zona inferior de estas coladas.	<i>Acaena leptacantha</i> , <i>Adesmia</i> spp., <i>Cortaderia rudiusscula</i> , <i>Ephedra chilensis</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Senecio chionophylus</i> .
Punto 22 / matuasto (+)	Coladas de lavas con una altura máxima de 3 m, de composición basalto-andesítica de tipo <i>aa</i> con grietas ideales para el refugio de los matuastos. Esta colada posee una textura porosa y aspecto vítreo, además de planos estructuralmente debilitados formados posteriormente por el proceso <i>ice-wedging</i> .	<i>Adesmia</i> spp., <i>Baccharis</i> spp., <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Danthonia</i> sp., <i>Orites myrtoidea</i> .
Punto 23 / matuasto (-)	Sedimentos volcánicos de composición basalto-andesítico de no más de 30 cm de diámetro y coladas de lavas en el camino.	Gran abundancia de <i>Adesmia</i> spp., <i>Danthonia</i> spp., <i>Rumex acetosella</i> , <i>Spartium junceum</i> .
Punto 24 / matuasto (-)	Las rocas desaparecen, debido a la abundante vegetación presente principalmente de tipo arbustiva.	<i>Aristotelia chilensis</i> , <i>Austrocedrus chilensis</i> , <i>Discaria serratifolia</i> , <i>Fabiana imbricata</i> , <i>Lomatia hirsuta</i> , <i>Rosa rubiginosa</i> , <i>Spartium junceum</i> .
Punto 25 / matuasto (++)	Roca de 50 m de altura, aproximadamente, que corresponde a una pared volcánica de composición basáltica, muy alterada y agrietada por planos estructurales debilitados para refugiarse.	<i>Acaena ovalifolia</i> , <i>Adesmia emarginata</i> , <i>Adiantum sulphureum</i> , <i>Agrostis</i> spp.; <i>Baccharis</i> spp., <i>Berberis chilensis</i> , <i>Buddleja globosa</i> , <i>Calceolaria</i> spp., <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Cheilanthes glauca</i> , <i>Crepis capillaris</i> , <i>Chusquea culeou</i> , <i>Cortaderia rudiusscula</i> , <i>Discaria serratifolia</i> , <i>Ephedra chilensis</i> , <i>Equisetum bogotense</i> , <i>Eryngium paniculatum</i> , <i>Escallonia rubra</i> , <i>Festuca magellanica</i> , <i>Fuchsia magellanica</i> , <i>Gunnera tinctoria</i> , <i>Haplopappus</i> spp., <i>Mimulus luteus</i> , <i>Orites myrtoidea</i> , <i>Oursia poeppigii</i> , <i>Nothofagus pumilio</i> , <i>Rosa rubiginosa</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Rumohra adiantiformis</i> , <i>Senecio</i> spp., <i>Trifolium repens</i> , <i>Vicia graminea</i> , <i>Vittia pachyloma</i> , <i>Wendtia gracilis</i> .

En relación con los resultados, en nueve de los veinticinco puntos se registró presencia de matuasto, los que coinciden con la existencia de rocas de tamaño importante con presencia de grietas (figura 3). Los puntos sin registro de matuasto, no poseen rocas, son muy pequeñas o no poseen grietas (figura 4), lo que coincide lo descrito por Pincheira-Donoso (2004), quien describe que esta especie habita

en formaciones rocosas de origen volcánico, provistas de grietas o fracturas.

El origen de las grietas es diverso, desde el proceso de desgasificación de volátiles que quedan atrapados en la roca y que al salir dejan agujeros (Anderson *et al.*, 1984), como ocurre en el punto 1, hasta la presencia de planos estructuralmente debilitados, que en conjunto a la acción del agua (*ice-wedging* o



Figura 3. Guardaparque fotografía a un ejemplar de matuasto en el punto 13..

frost shattering) produce o aumenta el tamaño de grietas (McGreevy, 1981), como ocurre en los puntos 9, 10, 13, 15, 22 y 25. No obstante, la causa que más predomina en el parque es la superposición de coladas de lava de tipo *aa* (puntos 9, 10, 13, 14, 15, 16, 21 y 22) (fotografía 2), ya que corresponden a zonas porosas y agrietadas (Harris *et al.*, 2017) que los matuastos aprovechan para refugiarse, observándose principalmente en el sector noroeste del volcán Antuco.

En relación con la vegetación acompañante, en las áreas caracterizadas se determinaron en total treinta y tres familias, cincuenta y seis géneros y sesenta y seis especies. Con respecto a la riqueza de especies, esta varió en cada punto, dependiendo principalmente de las condiciones del sitio, las especies que se registraron con mayor frecuencia fueron *Rumex acetosella*, *Berberis empetrifolia*, y *Baccharis* spp. Del total de especies que se

logró determinar, cuarenta y dos corresponden a especies nativas, mientras que doce son introducidas y dos endémicas.

Se registraron entre una y trece especies vegetales a lo largo de los veinticuatro puntos de la ruta Q-45 lo que se atribuye a que este parque se caracteriza por tener un suelo de texturas gruesas, con baja capacidad de retención de agua y escasa materia orgánica (Rondanelli *et al.*, 2000), lo cual impide que la vegetación pueda establecerse adecuadamente en algunos lugares o genera que el proceso de sucesión vegetal sea lento. La excepción la constituye el punto 25 en sierra Velluda, donde se registraron treinta y cinco especies herbáceas diferentes, probablemente debido a que presenta agua en forma continua.

Si bien, en los puntos con presencia de matuasto se registró la presencia de herbáceas de los géneros *Berberis*, *Baccharis*, *Rosa* o *Rumex*, lo que coincide con lo descrito por



Ciencia ciudadana en la Reserva de la Biósfera Araucarias: oportunidades de gestión y educación mediante monitoreo escolar de fauna silvestre con fototrampeo.

Community science at Araucarias Biosphere Reserve: opportunities for management and education through school projects for monitoring fauna using camera traps.

María-José González¹, Felipe Ortega^{2*}, Tatiana Vuskovic³, Claudia Ríos³, Andrea Opazo⁴ y Nicolás Gálvez⁴

¹ Ingeniera en Recursos Naturales, Universidad de La Frontera.

² Guardaparque, Parque Nacional Villarrica, CONAF, Región de La Araucanía.

³ Equipo de ejecución, proyecto Explora.

⁴ Pontificia Universidad Católica de Chile, campus Villarrica, Área de Ciencias Naturales y Centro de investigación en Desarrollo Local.

*felipe.ortega@conaf.cl

Resumen

Una oportunidad para el estudio de fauna silvestre corresponde al monitoreo escolar. El objetivo de este artículo es relevar el aporte de tres proyectos escolares de monitoreo de fauna silvestre al conocimiento de las zonas de amortiguación y transición de la Reserva de Biósfera Araucarias (RBA), en temáticas de interés para la institucionalidad ambiental. Se analizaron registros de grandes mamíferos obtenidos por cincuenta cámaras trampa durante el año 2019, alrededor del Parque Nacional Villarrica (PNV). Se determinó origen y categoría de conservación para cada especie registrada, curva de acumulación de especies, tasa de detección de especies por escuela y patrones de actividad. Se detectaron siete especies nativas, cuatro introducidas, siete domésticas y una no determinada. La curva de acumulación demuestra que se logró describir la comunidad de fauna local con la cantidad de cámaras utilizada. Se detectó con mayor frecuencia a especies introducidas y domésticas, por sobre las nativas. Las especies detectadas mostraron principalmente patrones de actividad nocturno y crepuscular. Los estudiantes fueron capaces de reflexionar sobre tenencia responsable de mascotas y disminución y alteración del hábitat de la fauna por expansión de asentamientos humanos. Las cámaras trampa resultaron ser efectivas para registrar a las especies de mamíferos descritas en el plan de manejo del PNV, las cuales también fueron detectadas fuera de esta área protegida. Se demuestra el aporte de estos proyectos escolares de ciencia ciudadana a la planificación de áreas silvestres protegidas y a la conservación de fauna nativa.

Palabras claves: reserva de la biósfera, escuelas, cámaras trampa, indagación, ciencia ciudadana.

Pincheira-Donoso (2004), comprobando en terreno el consumo de *Berberis empetrifolia* basado en la observación de heces de matuasto con semillas de color morado, como también el de hojas de trébol en el sector de Sierra Velluda.

No obstante, no se observó una relación directa entre la riqueza de especies vegetales con la presencia del matuasto, ya que los puntos donde no había matuastos, presentaron una a siete especies vegetales diferentes, incluyendo las que consume esta especie y los puntos que sí registraron matuastos, la presencia de herbáceas varió entre una a treinta y cuatro especies diferentes, en los puntos 13 y 25, respectivamente, cuyos puntos coinciden con presentar el mayor número de ejemplares de matuastos (señalados con signos ++) en el presente trabajo, lugares que sí coinciden con existencia de rocas de gran tamaño y con grietas.

Por lo anterior, lo que mejor explica la presencia del matuasto en el Parque Nacional Laguna del Laja son las rocas de gran tamaño y agrietadas. Es decir, entre más grande y agrietada sea, mayor superficie disponible presenta para que el matuasto se refugie de depredadores y de las condiciones extremas del invierno cordillerano, siendo la vegetación, secundaria a esto.

Agradecimientos

Este trabajo no sería posible sin el apoyo en lo logístico de todos los colegas del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas de la Región del Biobío, Alberto Bordeu, Francisca Ravanal, Juan Carlos Bascur y Miguel Infante.

Literatura citada

Anderson, A.T., Swihart, G.H., Artioli, G., Geiger, C.A., 1984. Segregation vesicles, gas filter-pressing, and igneous differentiation. *The Journal of Geology* 92, 55–72.

Ardiles, V. Cuvertino, J. y Osorio, F. (2008). *Guía de campo briófitas de los bosques templados australes de Chile. Una introducción al mundo de los musgos, hepáticas y antocerotes que habitan los bosques de Chile*. Concepción, Chile: Ed. Corporación Chilena de la Madera.

Fuentes, N. Sánchez, P. Pauchard, A. Urrutia, J. Cavieres, L. y Marticorena, A. (2014). *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: Una guía de campo*. Concepción, Chile: Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB).

Harris, A. J., Rowland, S. K., Villeneuve, N., & Thordarson, T. (2017). Pāhoehoe, ‘a ‘ā, and block lava: an illustrated history of the nomenclature. *Bulletin of Volcanology*, 79(1), 7.

Hoffmann, A. 1982. *Flora silvestre de Chile. Zona araucana*. Santiago de Chile: Eds. Fundación Claudio Gay.

Hoffmann, A. Kalin, M. Liberona, F Muñoz, M. y Watson J. (1998). *Plantas altoandinas en la flora silvestre de Chile*. Santiago de Chile: Eds. Fundación Claudio Gay.

Abstract

School projects for monitoring wild fauna can be an opportunity for studying fauna. The current paper illustrates the contribution of three school projects for monitoring fauna and gather important information regarding buffer and transition zones at Araucarias Biosphere Reserve, on relevant subjects for environmental management. The students analyzed records of large mammals captured by fifty camera traps located around Villarrica National Park, during the year of 2019. Through the analysis, the students determined origin and conservation status, accumulation curve, detection rate, and behavior patterns for each of the species registered by the cameras. The results showed seven native species, four invasive species, seven domestic species, and one unidentified specimen. The accumulation curve proved to be a good description of the local fauna in accordance to the number of camera traps. Also, it was possible to determine the frequency of invasive and domestic species in relation to native species. In terms of activity patterns, the recorded species were mainly nocturnal and crepuscular. In addition, the students had the opportunity to consider the importance of responsible pet ownership and habitat loss as a result of urbanization projects. The camera traps were effective for recording mammal species described in the management plan of Villarrica National Park. These species were also identified outside the protected area. Therefore, it was demonstrated the important contribution of school projects on community science for the management of protected areas and conservation of native fauna.

Keywords: biosphere reserve, schools, camera traps, research, community science.

Introducción

Un 20 % de las especies de mamíferos existentes en el mundo presenta graves problemas de conservación (Baillie *et al.*, 2004), principalmente a causa de la pérdida y fragmentación de su hábitat (Brook *et al.*, 2008). Esto, sumado a la introducción de especies exóticas puede ocasionar la desaparición de fauna nativa de sus hábitats y provocar efectos negativos para la actividad humana en el funcionamiento de los ecosistemas y en los servicios ambientales que proveen (Galetti y Dirzo, 2013; Gardner *et al.*, 2019).

En Chile, cerca del 30 % de los mamíferos se encuentra bajo algún grado de amenaza (MMA, 2018), y en muchos casos existe

un bajo porcentaje de protección de sus hábitats dentro de áreas protegidas, siendo además áreas que no cumplen con lo que los grandes mamíferos necesitan para mantener poblaciones viables. Es por esto que resulta imprescindible ampliar esta protección en áreas boscosas y otros ambientes naturales que rodean las áreas protegidas con el apoyo de los propietarios de las mismas (Simonetti, 1995; Simonetti y Mella, 1997; Armesto *et al.*, 1998). Sin embargo, es un hecho que en tierras privadas, así como también en áreas protegidas, existen amenazas, especialmente para los grandes mamíferos como transmisión de enfermedades entre animales silvestres y domésticos (Simonetti, 1995; Napolitano, 2015; Sacristán *et al.*, 2019), competencia

y depredación (principalmente por perros y gatos) (Sepúlveda *et al.*, 2014; Young *et al.*, 2011), caza ilegal (Iriarte y Jaksic, 2012) e intensificación del uso de la tierra (Gálvez *et al.*, 2018).

El bosque templado, presente en la RBA constituye un hábitat fundamental a nivel mundial para la conservación de biodiversidad. Esto se debe en parte al alto endemismo de especies de flora y fauna, ecosistemas boscosos únicos con alta presencia de mutualismos y alto grado de amenaza y reducción de su cobertura por la actividad humana a través de actividades como agricultura, explotación forestal, uso no sustentable de sus recursos, presión inmobiliaria, parcelaciones, etc. (Mittermeier *et al.*, 2011). Estos bosques proveen recursos alimenticios y hábitat para la fauna (Celis-Diez *et al.*, 2011) y su superficie se ha reducido y fragmentado a causa de la agricultura, explotación forestal y uso no sustentable de sus recursos (Echeverría *et al.*, 2006).

Las reservas de la biósfera se crearon dentro del Programa el Hombre y la Biosfera (MAB-UNESCO) en la década del setenta del siglo pasado. En ellas se han diseñado y puesto a prueba modelos de desarrollo regional sustentable, incorporando la población en un marco de protección del ambiente (Moreira-Muñoz y Borsdorf, 2014). Estas presentan una zonificación que incluye tres zonas conectadas. La primera corresponde a las zonas núcleo, que sirven para la protección de la naturaleza bajo un esquema tradicional. Su objetivo es el de conservar los hábitats naturales y la intervención humana se permite de manera muy limitada. El aprovechamiento de las zonas núcleo está reglamentado en

muchos casos a través de categorías de protección fijadas legalmente como parques nacionales o reservas naturales. Allí es donde investigadores pueden observar los procesos dinámicos dentro de los ecosistemas naturales. A continuación, y colindantes o rodeando a aquellas, están las zonas de amortiguación, donde es posible el desarrollo de actividades y aprovechamientos tales como ganadería, agricultura, uso forestal, turismo, pudiendo en general considerarse todo tipo de actividades en la medida que no afecten la zona núcleo, de ahí la idea de “amortiguar”. La tercera zona, de transición, es contigua a su vez a la zona de amortiguación y está enfocada al uso múltiple. Considera actividades productivas que deben desarrollarse bajo un enfoque de sostenibilidad y se aceptan áreas urbanizadas (Borsdorf y Araya-Rosas, 2014).

La RBA ocupa los sectores preandino y andino de la Región de La Araucanía en una gran superficie de casi 11.500 km², equivalente a un poco más de un tercio de la superficie regional. Incluye las diez áreas protegidas que conforman los núcleos con 2716 km², la zona de amortiguación con 3728 km² y la zona de transición con cerca de 5000 km² (Gedda, 2014). Esta se inserta dentro de la ecorregión valdiviana. A nivel de fauna, la ecorregión destaca también por sus altos niveles de endemismo, que alcanza a un 45 % de todos los vertebrados, incluyendo el 76 % de los anfibios, 50 % de los peces de agua dulce, 36 % de los reptiles, 33 % de los mamíferos, y 30 % de las aves (Armesto *et al.*, 1996).

Un pilar fundamental para el desarrollo en las zonas de amortiguación y transición es la realización de educación ambiental,

en conjunto con metodologías de ciencia ciudadana. Este enfoque permite al público participar de la investigación científica y se potencia con la educación ambiental, al fomentar conexiones entre personas y la naturaleza donde viven (Cosquer *et al.*, 2012; Toomey y Domroese, 2013; Schuttler *et al.*, 2018), lo que proporciona un medio para recopilar datos a largo plazo y a gran escala, necesarios en el monitoreo de biodiversidad (Cooper *et al.*, 2007; Bonney *et al.*, 2009). Un mayor conocimiento y conciencia de la biodiversidad local, permite a los participantes notar cambios y patrones en la naturaleza donde viven, lo que rompe el ciclo de la indiferencia ante la biodiversidad y conduce a un comportamiento ambiental y cambios de actitud debido a la observación cuidadosa y recopilación de datos de forma intencional (Cosquer *et al.*, 2012; Toomey y Domroese, 2013; Johnson *et al.*, 2014; Forrester *et al.*, 2017; Schuttler *et al.*, 2018). Esto sugiere que, al involucrar a estudiantes y profesores en el proceso científico de investigación es posible mejorar la comprensión del conocimiento científico, hacer nuevos descubrimientos y fomentar una cultura de entusiasmo por la ciencia (Dunn *et al.*, 2016) y hace posible que los estudiantes aprendan de la biodiversidad que vive en su entorno (Schuttler *et al.*, 2019). De esta manera, el monitoreo de fauna silvestre mediante ciencia ciudadana y los esfuerzos de educación ambiental facilitan el monitoreo y la investigación a largo plazo tanto dentro como fuera de las áreas silvestres protegidas, es decir, en las zonas de amortiguación y transición. Por otra parte, la ciencia ciudadana y la vinculación escolar con su entorno y recursos naturales son una

oportunidad de unir esfuerzos de conservación e investigación entre diversas instituciones públicas y privadas.

El objetivo de este artículo es mostrar los resultados de tres proyectos escolares de monitoreo de fauna silvestre, ejecutados durante el 2019 en zonas de amortiguación y transición de la RBA, mediante el proyecto Explora (ED220040). Se describen las preguntas particulares realizadas por cada establecimiento sobre la fauna silvestre, los métodos utilizados y los principales resultados. En base a ellos se evaluó el aporte de proyectos escolares, de monitoreo de fauna silvestre, al conocimiento de la RBA en temáticas específicas que puedan ser de interés para la toma de decisiones. Finalmente, se demuestra que proyectos escolares-ciudadanos pueden aportar a la planificación de áreas silvestres protegidas en su rol de contribuir a la conservación de los recursos naturales, especialmente para el hábitat de la vida silvestre.

Materiales y métodos

Este estudio con fototrampeo se desarrolló con la participación de estudiantes de tres escuelas rurales de las regiones de La Araucanía y Los Ríos, ubicadas alrededor del Parque Nacional Villarrica (zona núcleo de la RBA) y en áreas de amortiguación y transición de la RBA (figura 1). Participaron estudiantes de 4.º a 6.º básico de la Escuela Candelaria (Pucón), 1.º medio del Colegio Pucón (Pucón) y 7.º básico de la Escuela Padre Enrique Römer (Coñaripe, Panguipulli).

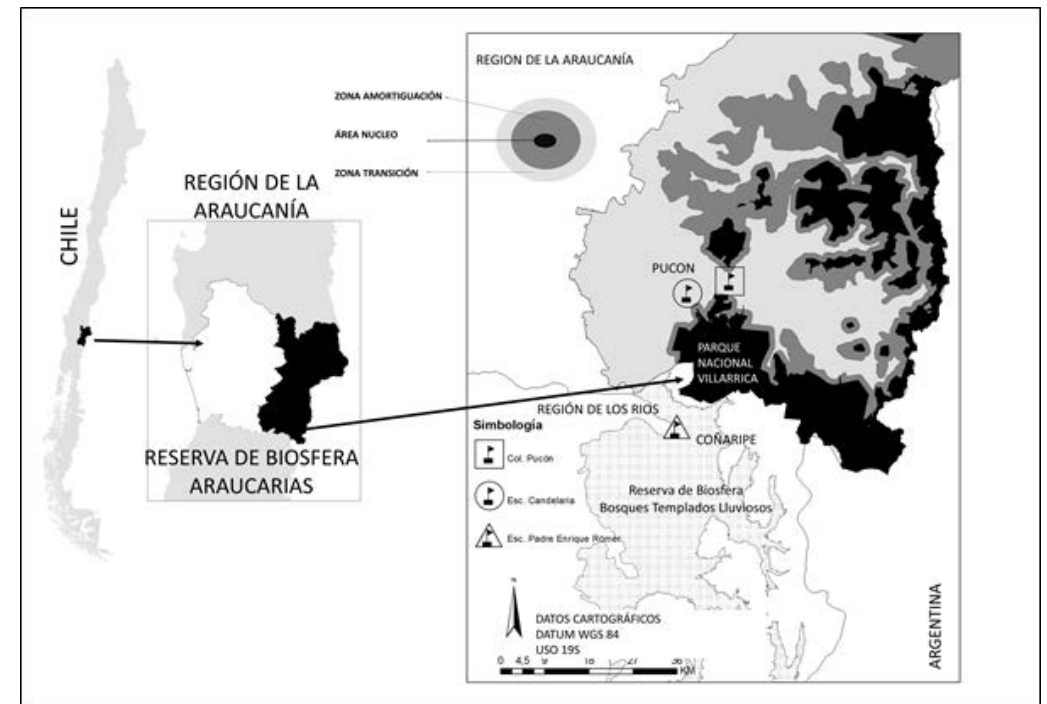


Figura 1. Mapa de ubicación Reserva de Biósfera Araucarias.

Cada escuela realizó su estudio particular con fototrampeo, donde los estudiantes pudieron vincular sus objetivos de aprendizaje de diferentes asignaturas con la indagación de nuevos resultados a partir de sus investigaciones. Cada investigación buscaba responder preguntas propias:

- ¿existen diferencias en la diversidad de mamíferos detectados dentro de las áreas silvestres protegidas y los mamíferos detectados cerca de la escuela?, Escuela Candelaria;
- ¿qué diferencias se pueden establecer entre las especies de fauna silvestre que transitan al interior del bosque y a orilla de la carretera?, Colegio Pucón;
- ¿qué impacto tiene un gradiente altitudinal desde zonas urbanas hasta las áreas silvestres protegidas en la comunidad de mamíferos silvestres?, Escuela P. E. Römer.

Los participantes de cada establecimiento fijaron un diseño particular para responder sus preguntas (Gálvez *et al.*, 2020). Los estudiantes de la Escuela Candelaria establecieron su área de estudio en dos fragmentos de bosque continuo, dentro y fuera del PNV, con la instalación de diez cámaras en el parque y cinco cerca de la escuela. Los estudiantes del Colegio Pucón fijaron su área de estudio en dos fragmentos dentro de la zona de transición de la RBA y cercanos al colegio, instalando diez cámaras trampa en un sector de bosque-matorral a 10 m de la carretera S-905 (ruta Pucón-Caburgua) y otras diez en un bosque interior a 2 km de la ruta. Por su parte los estudiantes de la Escuela P.E.Römer ubicaron su área de estudio en dos fragmentos (20 y > 200 ha) a lo largo de un gradiente altitudinal que inicia en la zona urbana precordillerana de Coñaripe y continúa hasta el PNV, instalando

veinte cámaras equitativamente en cuatro sitios del gradiente altitudinal.

Cada cámara trampa fue instalada para registrar la presencia de mamíferos, a una altura aproximada de 30 cm del suelo, sin usar atractor olfativo y con una configuración de cámara en modo híbrido, para tomar tres fotos y un video de cinco segundos por cada detección. Las estaciones de muestreo se instalaron en bordes de sendero, al interior o borde de bosques en zonas rurales, a una distancia de al menos 200 m entre estación. El muestreo comenzó entre abril y mayo de 2019, con cincuenta y cinco cámaras trampa en total, marca Bushnell, modelo Trophy Cam HD. El número de cámaras trampa utilizado fue de quince por la Escuela Candelaria y veinte por Colegio Pucón y la Escuela P.E. Römer. Durante el muestreo se realizó una revisión de las cámaras trampa para recopilar la información obtenida, cambiar las tarjetas SD y revisar las pilas. El muestreo terminó entre septiembre y octubre de 2019. Durante el retiro de cámaras se registró el robo de cinco equipos (dos de la Escuela Candelaria y tres de la Escuela P. E. Römer), por lo que quedó un total de 50.

Para procesar los datos, primero se ingresaron las fotos en el *software* eMammal (figura 2), que permite examinar las fotos en secuencias separadas e identificar qué especies y cuántos individuos hay presentes en cada secuencia de fotos.

El etiquetado de fotos se realizó a través de talleres participativos con estudiantes, utilizando el mismo *software*. Luego, las fotos fueron almacenadas temporalmente en servidores de la plataforma digital de eMammal para ser revisadas por el equipo del

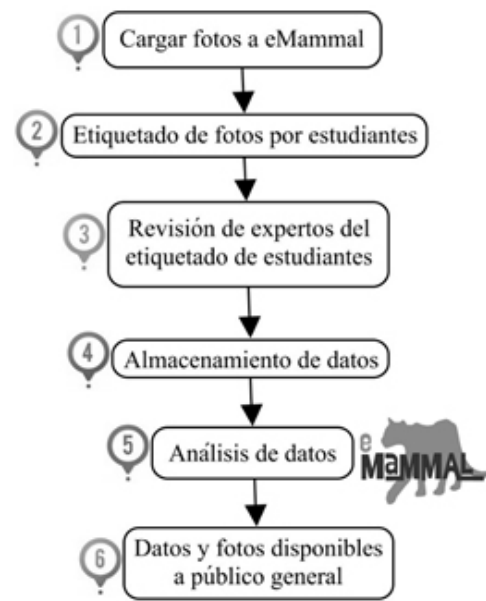


Figura 2. Etapas del procesamiento de datos. Fuente: modificado de <https://emammal.si.edu/>.

proyecto (revisión experta). Posteriormente, las fotos y datos se almacenaron en el depósito de datos del Instituto Smithsonian al que se puede acceder en <https://emammal.si.edu/araucaria-biosphere-reserve-southern-chile-wildlife-monitoring>.

La base de datos fue descargada desde el sitio web de eMammal, que también proporciona diferentes *scripts* para análisis de datos en el *software* R (<https://www.r-project.org/>). Con la utilización de los *softwares* libres R y Excel, se obtuvo para cada escuela: listado de especies detectadas, tasa de detección de especies (indica la actividad de una especie en determinado lugar, que para ser comparable entre diferentes áreas, debe calcularse por períodos de tiempo iguales, para este caso se utilizó una estandarización de cien días), curva de acumulación de especies (indica para este caso, el número de especies presentes en

el área de estudio en función de la cantidad de cámaras trampa utilizadas) y patrones de actividad (indica horario de mayor actividad de cada especie en la zona y época de estudio).

Se clasificaron las especies registradas en las categorías: nativa, introducida y doméstica, según las definiciones de MMA (2019), CONAMA (2008) y Valadez (2003), respectivamente. Los patrones de actividad se obtuvieron para especies con once o más registros independientes separados cada sesenta minutos (Monroy-Vilchis *et al.*, 2009) y utilizando las categorías de; diurno (fotografía con luz solar observable), nocturno (sin luz solar, entre 6:00 a 8:00) y crepuscular (entre 18:00 a 20:00) (Monroy-Vilchis *et al.*, 2011). En casos puntuales se evaluó la interacción temporal entre especies a través de la estimación de la densidad de Kernel, que representa la superposición entre la densidad de probabilidad del patrón de actividad de la especie, que varía entre 0 (sin superposición) y 1 (superposición completa) (Ridout y Linkie, 2009; Meredith y Ridout, 2018). El esfuerzo total de muestreo se obtuvo multiplicando el número total de cámaras por el total de días de muestreo.

Resultados

En este proyecto participaron sesenta y dos estudiantes y cinco guardaparques, quienes realizaron en total siete actividades al aire libre y dieciséis talleres en el aula. Con un esfuerzo de muestreo total de siete mil un días de cámaras trampa, se obtuvieron 281 GB de información entre 87.659 fotos y 19.938 videos. Se registraron diecinueve (19) especies de mamíferos (tabla 1); siete (7) especies nativas, cuatro (4) introducidas, siete (7) domésticas y una (1) silvestre no

determinada. En esta última categoría se agruparon los roedores como *Rodentia* sp., debido a la dificultad en su identificación. Se debe destacar que se registraron las nueve (9) especies de mamíferos grandes nativos descritos para el PNV. Las especies *Lycalopex griseus* y *L. culpaeus* fueron agrupadas como *Lycalopex* sp., *Oryctolagus cuniculus* (conejo europeo) y *Lepus europaeus* (liebre europea) fueron agrupadas como *Lagomorpha* sp., por su fenotipo similar y la dificultad que esto implica para identificar correctamente a las especies en fotos nocturnas.

La curva de acumulación de especies (figura 3) muestra que fueron doce las especies silvestres detectadas (excluye animales domésticos) y que se logró describir a la comunidad de fauna local con la cantidad de cámaras del proyecto, dado que la curva muestra una tendencia a una asíntota. La curva de acumulación de especies particular de cada escuela arrojó que tanto la Escuela Candelaria como el Colegio Pucón detectaron al 95 % de las especies, utilizando trece cámaras-trampa, y la Escuela P. E. Römer, lo logró con quince cámaras.

En general, la actividad (es decir, tasa de detección) de especies domésticas e introducidas fue más de veinte veces mayor a la de especies nativas, y en el caso de algunas especies (perro, vaca, lagomorfos) hasta más de cien veces superior, a excepción de las especies de *Lycalopex* sp. (figura 4). La actividad de especies nativas fue similar en los tres establecimientos. Las detecciones más altas fueron de lagomorfos en Escuela Candelaria (figura 4-A), lagomorfos y vacas en Colegio Pucón (figura 4-B), y de perro y vaca en Escuela P. E. Römer (figura 4-C). Se observó una gran cantidad de

Tabla 1. Resultados del monitoreo a través de cámaras trampa en cada establecimiento. Se indica número de detecciones por especie y categoría de conservación según la UICN.

Especie	Col. Pucón	Esc. Candelaria	Esc. P.E. Römer	Origen	Categoría de conservación
<i>Bos taurus</i> (vaca)	611	0	248	Doméstica	No aplica
<i>Canis lupus familiaris</i> (perro)	389	148	306	Doméstica	No aplica
<i>Capra aegagrus hircus</i> (cabra)	0	18	58	Doméstica	No aplica
<i>Cervus elaphus</i> (ciervo rojo)	0	1	0	Introducida	No aplica
<i>Conepatus chinga</i> ^a (chingue)	0	2	10	Nativa	PM
<i>Equus caballus</i> (caballo)	0	0	1	Doméstica	No aplica
<i>Felis silvestris catus</i> (gato)	9	160	56	Doméstica	No aplica
<i>Galictis cuja</i> ^a (quiique)	1	1	0	Nativa	PM
<i>Gallus gallus domesticus</i> (gallo)	0	1	0	Doméstica	No aplica
<i>Lagomorpha</i> sp. (lagomorfo)	997	809	207	Introducida	No aplica
<i>Leopardus guigna</i> ^a (güiña)	4	0	9	Nativa	Vulnerable
<i>Lycalopex</i> sp. ^a (zorros)	553	299	159	Nativa	PM
<i>Myocastor coypus</i> ^a (coipo)	3	0	0	Nativa	PM
<i>Neovison vison</i> (visón)	0	0	1	Introducida	No aplica
<i>Ovis orientalis aries</i> (oveja)	1	126	4	Doméstica	No aplica
<i>Pudu pudu</i> ^a (pudú)	1	1	1	Nativa	CA
<i>Puma concolor</i> ^a (puma)	0	10	16	Nativa	PM
<i>Rodentia</i> sp. (roedor)	121	15	83	Silvestre	-
<i>Sus scrofa</i> (jabalí)	105	0	7	Introducida	No aplica
<i>Homo sapiens sapiens</i> (humano)	126	116	710	-	No aplica

^a = Especies descritas para el PN Villarrica en su plan de manejo (CONAF, 2013).
PM = Preocupación menor. CA = Casi amenazado.

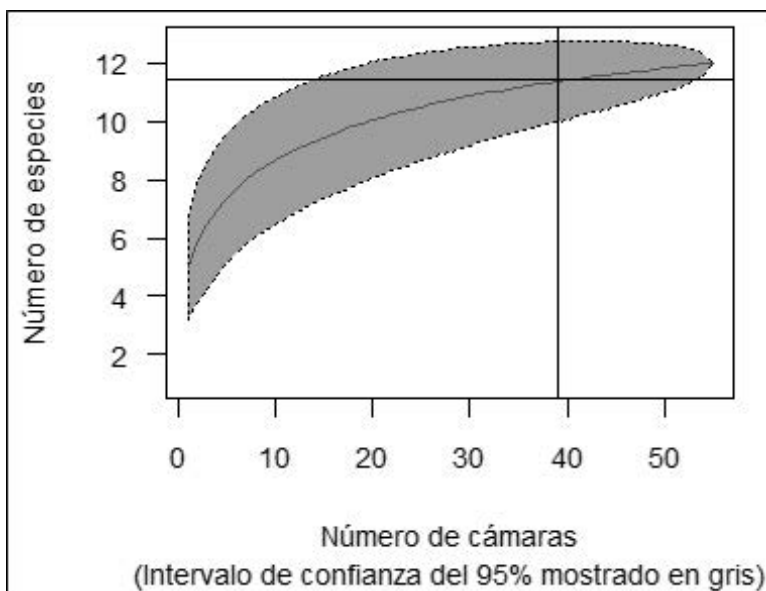


Figura 3. Curva de acumulación de especies general.

detecciones de personas en la Escuela P. E. Römer, siendo casi seis veces mayor que en los otros establecimientos. Se observó que la actividad de perros, gatos, lagomorfos y ganado doméstico estuvo presente en los tres establecimientos, superando con creces la actividad de especies nativas, solo comparable con la actividad de especies de *Lycalopex* sp.

La actividad de las especies güiña, pudú, chingue, coipo, quiique y puma fue la más baja detectada de las especies nativas. Sin embargo, zorros chilla y culpeo se detectaron en frecuencias similares a la de especies domésticas. De las introducidas, el jabalí fue la especie detectada en menor frecuencia, solo comparable con la de especies nativas.

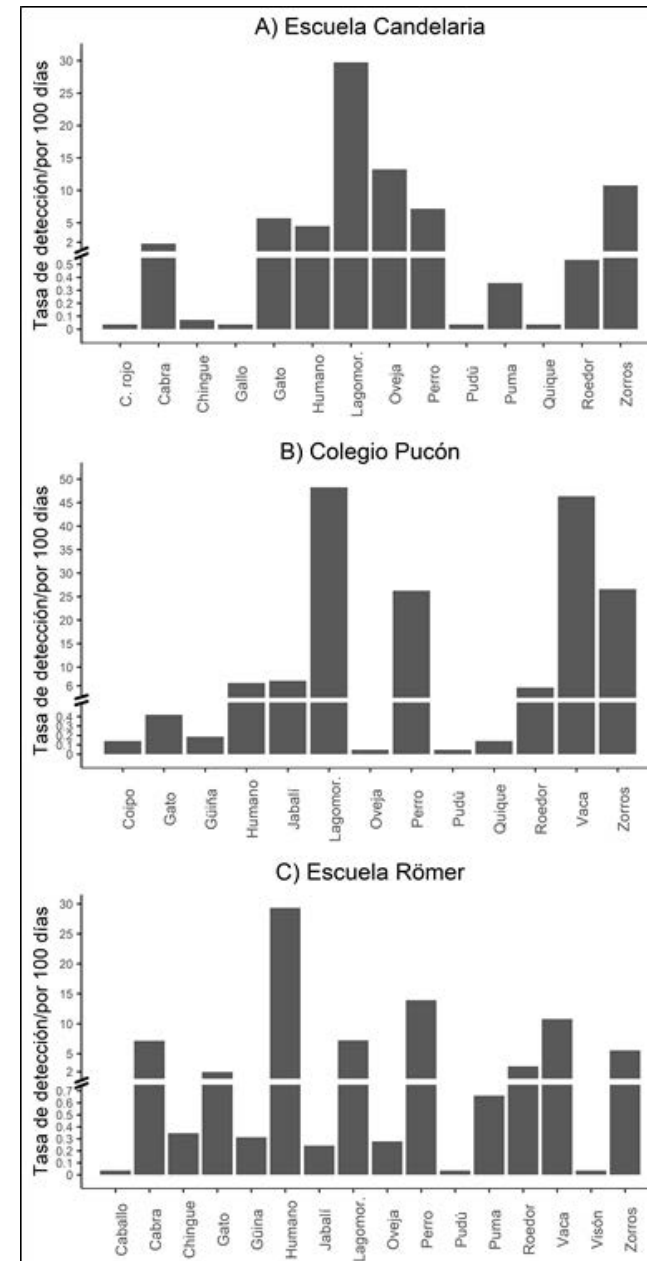


Figura 4. Tasas de detección de especies estandarizado a cien días para la Escuela Candelaria (A), Colegio Pucón (B) y Escuela Padre Enrique Römer (C). El eje y muestra el valor de la tasa de detección, el eje x muestra las diferentes especies detectadas.

Las mayores superposiciones de patrones de actividad (figura 5) se observaron entre güiña y gato doméstico, y puma y lagomorfos, que mostraron actividad predominantemente nocturna y crepuscular, al igual que chingue y

jabalí. Los zorros mostraron una superposición de patrones de mediana a baja actividad con perros domésticos. Se observó un patrón de actividad nocturno y crepuscular para zorros, y diurno y crepuscular para perros.

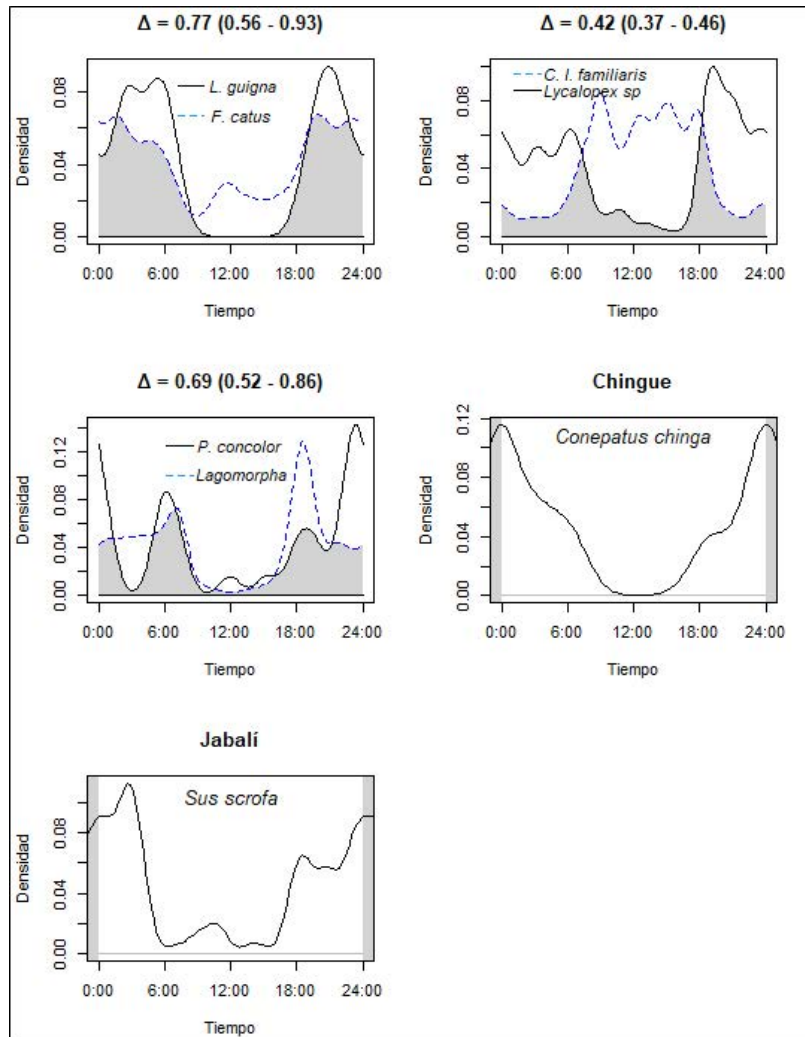


Figura 5. Patrones de actividad. De arriba hacia abajo y de izquierda a derecha: entre güiña y gato doméstico, zorros y perro doméstico, puma y lagomorfos, chingue y jabalí. Eje y muestra la densidad de probabilidad del patrón de actividad de la especie y el eje x muestra las horas del día. Líneas negra continua y azul discontinua representan el patrón de actividad de las especies. En los primeros tres gráficos el área gris representa la superposición de actividad entre las especies que se comparan. Δ corresponde al índice de densidad de Kernel.

Discusión

La realización de proyectos escolares de monitoreo de fauna en el marco de ciencia ciudadana puede aportar en al menos cuatro aspectos que apuntan a la efectividad de los esquemas de reserva de biósfera para la sustentabilidad de los territorios: 1) develar problemáticas de conservación de fauna en la zona de amortiguación y transición de las RBA; 2) generar bases de datos públicas para toma de decisiones o análisis científicos; 3) involucrar a futuras generaciones y comunidades escolares en problemáticas de fauna silvestre con la posibilidad de ser agentes de cambio; y 4) establecer planes de monitoreo a largo plazo.

Levantamiento de problemáticas de fauna silvestre en la RBA

Los resultados obtenidos develan problemáticas de la fauna silvestre descritas a nivel mundial (Galetti y Dirzo, 2013; Gardner *et al.*, 2019), pero aportando a un mayor entendimiento a nivel local y en un contexto de reserva de la biósfera. Se detectó una constante presencia de especies introducidas (lagomorfos) y domésticas (perros y gatos) distribuyéndose en los mismos sectores que las especies nativas tanto dentro como fuera del PNV. Las imágenes obtenidas evidenciaron una interacción negativa de perros con fauna nativa (Muñoz-Pedrerros y Yáñez, 2000), lo que, en conclusiones de los estudiantes, supone un riesgo para la conservación de estas especies debido a la dispersión de enfermedades y competencia por recursos o depredación, demostrando la importancia de la tenencia responsable. Los patrones de actividad indican que la fauna silvestre es mayormente crepuscular y nocturna, dato

importante al considerar que también se registró una alta frecuencia de registros de personas. Se registró pudú y güiña, especies nativas con problemas de conservación, en la zona de amortiguación de la RBA, en borde de carretera, posiblemente a causa de la degradación del bosque nativo interno y la alta actividad de especies domésticas. Todo esto evidencia la importancia de estudiar de manera conjunta tanto las áreas protegidas como las zonas de amortiguación y transición, pues en ellas están interactuando animales silvestres, domésticos y humanos, lo que podría representar una amenaza para la biodiversidad.

Base de datos para la gestión

Cada una de las escuelas logró generar una base de datos con la rigurosidad de toma de datos que tiene el potencial para ser de apoyo en procesos de toma de decisiones y análisis científico. Dicha base de datos está disponible en un repositorio de acceso libre al que cualquiera puede acceder y realizar preguntas que estime de interés. Se vislumbra que la información disponible y detallada en este artículo es un aporte para el plan de gestión de un territorio de importancia para la conservación y la sustentabilidad como lo son las reservas de biósfera, en concreto se cuenta con evidencia de especies dentro y fuera de la zona núcleo, en este caso el Parque Nacional Villarrica, dichos registros permiten confirmar la presencia o la permanencia de especies de alto valor como lo son los carnívoros nativos, además se obtuvo datos de presencia de especies introducidas, lo que obliga a elaborar medidas para su control. Por otra parte, el levantamiento de información por parte de

estudiantes-habitantes de la reserva de biósfera les permite generar reflexiones en diferentes temáticas como la tenencia responsable de mascotas y la disminución y alteración del hábitat de la fauna por el crecimiento y cercanía de asentamientos humanos. Estas bases de datos permiten finalmente tomar decisiones de forma conjunta entre actores locales y administradores de los territorios.

Conectando la RBA con comunidades escolares

Al involucrar comunidades escolares se pueden obtener múltiples beneficios asociados a la realización de actividades al aire libre y metodologías de aprendizaje basado en proyectos, como una mejora en la percepción de bienestar general, desarrollar conductas proambientales (Chawla, 2015) y motivación por el aprendizaje continuo (Educación 2020, s.f.) Por otra parte, el aprendizaje basado en proyectos (ABP) aporta a la alfabetización científica, por medio de una transformación en las prácticas de enseñanza de las ciencias, que estén orientadas a entregar a los alumnos un rol mucho más protagónico, en donde el aprendizaje es entendido como un proceso activo en el cual la exploración, la reflexión y la resolución de problemas ocupan lugares centrales (González-Weil *et al.*, 2012) lo que facilita la construcción del conocimiento y el desarrollo de competencias científicas en estudiantes (Furman y Podestá, 2010). Las reflexiones a las cuales llegó el alumnado de cada escuela descrita anteriormente, y en mayor profundidad en Gálvez *et al.* (2020), muestran el potencial para que estudiantes se conecten con su territorio, a través de un aprendizaje profundo y significativo que le permita desarrollar una visión crítica e

informada, para la toma de decisiones. Aplicar la metodología ABP no es fácil ni rápido de aplicar en el ámbito escolar convencional, dado que tanto estudiantes como docentes deben asumir responsabilidades y acciones poco comunes e incluso se deben asegurar espacios colaborativos entre asignaturas (Hung *et al.*, 2008). Para esto se sugiere considerar que es necesario tomar resguardos para no saltarse etapas en la ejecución de aprendizaje basado en proyecto en una escuela (Gálvez *et al.*, 2020). No obstante, se considera prioritario que cada proyecto tenga una etapa de evaluación posterior para determinar el nivel de aprendizajes significativos de los estudiantes, como también la motivación o barreras de los docentes para ejecutar este tipo de proyectos con el fin de dilucidar sus impactos más allá de la información biológica.

Monitoreo a largo plazo

El monitoreo a largo plazo de fauna es una herramienta importante de gestión de áreas bajo algún grado de protección (Jenks *et al.*, 2011). El largo plazo implica, además, el involucramiento en el tiempo de los estudiantes y profesores que hoy investigan a través del fototrampeo y que en el futuro serán parte de la gestión de los territorios desde diversas organizaciones y plataformas.

Si bien en un territorio cohabitan múltiples actores con intereses diferentes sobre los recursos naturales los elementos en común permiten fijar objetivos de largo plazo, lograr una relación directa entre la gestión de las áreas silvestres protegidas (ASP) y las comunidades escolares en un marco de monitoreo de fauna puede ser una estrategia con múltiples beneficiarios. La administración del área protegida levanta información y

las escuelas realizan actividades educativas con pertinencia territorial. Se reconoce que hay algunas piedras de tope como conseguir fuentes de financiamiento para los equipos y gastos operacionales.

La Corporación Nacional Forestal (CONAF) ejecuta actualmente monitoreo en algunas ASP del país (Valencia, 2019), con este monitoreo se busca determinar la efectividad del manejo, dicha misión es factible de ampliar a la ciudadanía como lo presentado en esta investigación. En el caso de la RBA y dado que el proyecto Explora dejó a las escuelas con un set de veinte cámaras trampa cada una, hay un potencial único para continuar con el monitoreo en el largo plazo, involucrando cada vez más a la ciudadanía en el cuidado y posterior beneficios de los servicios ecosistémicos que la biodiversidad brinda a la sociedad.

Conclusión

Las experiencias de ciencia ciudadana, en las que se involucran estudiantes y profesores en el aprendizaje de monitoreo de fauna silvestre, facilita la recopilación de datos a largo plazo que puede ser utilizado por científicos y aportar al estudio de la biodiversidad local (Cooper *et al.*, 2007; Schuttler *et al.*, 2019). El trabajo colaborativo entre actores locales como escuelas vecinas a las áreas protegidas en este caso, e instituciones públicas como CONAF, sería de gran apoyo para la conservación de la fauna nativa y de beneficio mutuo para estudiantes, docentes y guardaparques, pues podrían adquirir conocimientos e información valiosa.

Agradecimientos

Al financiamiento mediante el proyecto de Divulgación y Valoración de la Ciencia y Tecnología 2018-2019 de Explora CONICYT Monitoreo escolar de fauna silvestre en la Reserva de la Biósfera Araucarias: ciencia ciudadana y aprendizaje basado en proyectos, código ED220040. A los guardaparques involucrados Marcos Matus, Eliecer Ñancuñil, Juan Salazar y Nemo Ortega. A las escuelas Candelaria, Padre Enrique Römer y Colegio Pucón, sus directivos, equipo docente y a los estudiantes de los distintos cursos, como también a sus apoderados por confiar en el proyecto. Y a todos los propietarios que nos permitieron instalar dispositivos en sus terrenos.

Literatura citada

- Araya, P. (2009). El modelo de reserva de biósfera e instrumentos para su utilización sostenible. El caso de Chile. Programa de Cooperación Sur-Sur. Documentos de trabajo N° 39. Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe.
- Armesto, J. J., Rozzi, R., Smith-Ramirez, C., & Arroyo, M. T. (1998). Conservation targets in South American temperate forests. *Science*, 282(5392), 1271-1271.
- Baillie, J. E., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S. N. (2004). 2004 IUCN Red List of Threatened Species: A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xxiv + 191 pp.
- Bonney, R., Cooper, C. B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K. V., & Shirk, J. (2009). Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *BioScience*, 59(11), 977-984.
- Borsdorf, A., & Araya-Rosas, P. (2014). El modelo de Reservas de la Biosfera: conceptos, características e importancia. *Reservas de la Biosfera de Chile, Laboratorio para la Sustentabilidad*, 4-20.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in ecology & evolution*, 23(8), 453-460.
- Celis-Diez, J. L., Ippi, S., Charrier, A. y Garín, C. (2011). Fauna de los bosques templados de Chile. Guía de campo de los vertebrados terrestres. Ediciones Corporación Chilena de la Madera, Concepción, Chile.
- Chawla, L. (2015). Benefits of Nature Contact for Children. *Journal of Planning Literature*, 30(4), 433-452.
- CONAF. (2013). Plan de Manejo Parque Nacional Villarrica. 2da Edición 2013. Departamento Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal. Región de La Araucanía, Chile.
- CONAMA. (2008). Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos. Ocho Libros Editores. Santiago, Chile.
- Cooper, C. B., Dickinson, J., Phillips, T., & Bonney, R. (2007). Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems. *Ecology and Society*, 12(2).
- Cosquer, A., Raymond, R., & Prevot-Julliard, A. C. (2012). Observations of everyday biodiversity: a new perspective for conservation? *Ecology and Society*, 17(4).
- Dunn, R. R., Urban, J., Cavelier, D., & Cooper, C. B. (2016). The tragedy of the unexamined cat: Why K-12 and university education are still in the dark ages and how citizen science allows for a Renaissance. *Journal of microbiology & biology education*, 17(1), 4.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation*, 130(4), 481-494.
- Educación 2020. (s.f). Aprendizaje basado en proyectos. URL: <http://educacion2020.cl/aprendizaje-basado-en-proyecto/>
- Forrester, T. D., Baker, M., Costello, R., Kays, R., Parsons, A. W., & McShea, W. J. (2017). Creating advocates for mammal conservation through citizen science. *Biological Conservation*, 208, 98-105.
- Furman, M., y De Podestá, M. E. (2010). La aventura de enseñar Ciencias Naturales. Aique Grupo Ed.
- Galetti, M., & Dirzo, R. (2013). Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163, 1-6.
- Gálvez, N., Guillera-Arroita, G., St. John, F. A., Schüttler, E., Macdonald, D. W., & Davies, Z. G. (2018). A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *Journal of applied ecology*, 55(3), 1393-1405.
- Gálvez, N., González, M.J., Ríos, C., Vuskovic, T., Bañales-Seguel, C., Opazo, A., ... y Schuttler, S. (2020). Monitoreo escolar de fauna silvestre: Guía docente para realizar un proyecto científico escolar mediante foto-trampeo. Proyecto Explora CONICYT (ED 220040) de Valoración y Divulgación de la Ciencia y la Tecnología 2018-2019. Descargable en www.centrodesarrollolocal.uc.cl
- Gardner, C. J., Bicknell, J. E., Baldwin-Cantello, W., Struebig, M. J., & Davies, Z. G. (2019). Quantifying the impacts of defaunation on natural forest regeneration in a global meta-analysis. *Nature communications*, 10(1), 1-7.
- Gentleman, R. & Ihaka, R. (1993). R (Version 3.6.2). Windows, Macintosh, Unix & GNU/Linux. Auckland: The R Foundation.
- González-Weil, C., Cortéz, M., Bravo, P., Ibaceta, Y., Cuevas, K., Quiñones, P., ... & Abarca, A. (2012). La indagación científica como enfoque pedagógico: estudio sobre las prácticas innovadoras de docentes de ciencia en EM (Región de Valparaíso). *Estudios pedagógicos (Valdivia)*, 38(2), 85-102.
- GORE Araucanía. (2013). Plan de gestión 2013-2022 Reserva de la Biósfera Araucarias, Chile. División de Planificación y Desarrollo Regional.
- Gedda, M (2014) Reserva de la Biósfera Araucarias: la puesta en valor de su patrimonio como herramienta de conservación y desarrollo turístico sostenible. En: A., Moreira-Muñoz y A., Borsdorf (eds) Reservas de la Biósfera de Chile: Laboratorios para la Sustentabilidad. Academia de Ciencias de Austriaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía, Santiago, serie Geolibros 17: 164-186.
- Hung, W., Jonassen, D. H., & Liu, R. (2008). Problem-based learning. *Handbook of research on educational communications and technology*, 3(1), 485-506.
- Iriarte, A. y Jaksic, F. (2012). Los carnívoros de Chile. Ediciones Flora y Fauna Chile y CASEB, P.U. Católica de Chile. 260pp.
- IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. URL: <https://www.iucnredlist.org>
- Jenks, KE., Chanteap, P., Cutter, P., Lynam, AJ., Howard, J. & Leimgruber, P. (2011). Using Relative Abundance Indices from Camera- Trapping to Test Wildlife Conservation Hypotheses: An Example from Khao Yai. *Tropical Conservation Science* 4:113-131.
- Johnson, M. F., Hannah, C., Acton, L., Popovici, R., Karanth, K. K., & Weinthal, E. (2014). Network environmentalism: Citizen scientists as agents for environmental advocacy. *Global Environmental Change*, 29, 235-245.

- Meredith, M. & Ridout, M. (2018). Overview of the overlap package. R-project. 1-9.
- MMA. (2019). Inventario nacional de especies en Chile. Ministerio del Medio Ambiente. URL: <http://especies.mma.gob.cl/>
- MMA. (2018). Nómina de Especies según Estado de Conservación Chile, 14.º Proceso de Clasificación de Especies. Ministerio del Medio Ambiente. URL: <https://clasificacionspecies.mma.gob.cl/>.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In *Biodiversity hotspots* (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Moreira-Muñoz A. y Troncoso, J. (2014). Representatividad biogeográfica de las Reservas de la Biosfera de Chile. En: A., Moreira-Muñoz y A., Borsdorf (eds) *Reservas de la Biosfera de Chile: Laboratorios para la Sustentabilidad*. Academia de Ciencias Austriaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía, Santiago, serie Geolibros 17: 24-61.
- Monroy-Vilchis, O., Urios, V., Zarco-González, M. & Rodríguez-Soto, C. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59(2), 145-157.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L. y Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383.
- Moreira Muñoz, A. y Borsdorf, A. (2014). *Reservas de la Biosfera de Chile: Laboratorios para la Sustentabilidad*. Instituto de Geografía.
- Muñoz-Pedrerros, A., & Yáñez, J. (2000). *Mamíferos de Chile*. CEA Ediciones, Valdivia.
- Napolitano, C. (2015). Patógenos emergentes y ambientes perturbados: Detección molecular en la interfase animales domésticos-silvestres. *Avances en Ciencias Veterinarias*, pág. 194.
- Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337.
- Sacristán, I., Acuña, F., Aguilar, E., García, S., López, M. J., Cevitanes, A., ... & Millán, J. (2019). Assessing cross-species transmission of hemoplasmas at the wild-domestic felid interface in Chile using genetic and landscape variables analysis. *Scientific reports*, 9(1), 1-14.
- Schuttler, S. G., Sorensen, A. E., Jordan, R. C., Cooper, C., & Shwartz, A. (2018). Bridging the nature gap: can citizen science reverse the extinction of experience? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(7), 405-411.
- Schuttler, S. G., Sears, R. S., Orendain, I., Khot, R., Rubenstein, D., Rubenstein, N., ... & Kays, R. (2019). Citizen science in schools: students collect valuable mammal data for science, conservation, and community engagement. *Bioscience*, 69(1), 69-79.
- Sepúlveda, M. A., Singer, R. S., Silva-Rodríguez, E., Stowhas, P., & Pelican, K. (2014). Domestic dogs in rural communities around protected areas: conservation problem or conflict solution? *PLoS one*, 9(1).
- Simonetti, J. A. (1995). Wildlife conservation outside parks is a disease-mediated task. *Conservation Biology*, 9(2), 454-456.
- Simonetti, J. A., & Mella, J. E. (1997). Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 213-220.
- Toomey, A. H., & Domroese, M. C. (2013). Can citizen science lead to positive conservation attitudes and behaviors? *Human Ecology Review*, 50-62.
- Valadez, R. (2003). *La domesticación animal*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Antropológicas. 2da Edición, Ediciones Plaza y Valdés. México DF.
- Valencia, D. (2019) Monitoreo de Objetos de Conservación del SNASPE. Contexto y alcances. Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas, CONAF. Seminario ‘Innovaciones tecnológicas de las economías APEC para la evaluación y protección de los ecosistemas forestales’ Seminario llevado a cabo en Talca, Chile.
- Young, J. K., Olson, K. A., Reading, R. P., Amgalanbaatar, S., & Berger, J. (2011). Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience*, 61(2), 125-132.



Caracterización ecológica de las comunidades planctónicas en tres fiordos interiores del Parque Nacional Bernardo O'Higgins (Chile).

Ecological characterization of plankton populations in the inner fjords of Bernardo O'Higgins National Park (Chile)

Pereda Raúl^{1*}, Pérez Daniel², Montiel Américo² y Paredes Felidor¹

¹ Corporación Nacional Forestal (CONAF), Caleta Tortel, Chile.

* raul.pereda@conaf.cl.

² Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes Punta Arenas, Chile.

Resumen

La información que provee este trabajo representa los primeros datos sobre la comunidad pelágica en los fiordos Témpano, Bernardo y Ofhidro. Este trabajo contribuye al conocimiento ecológico de estas comunidades escasamente estudiadas y que son de importancia para el ecosistema costero frío del Parque Nacional Bernardo O'Higgins. Por lo que el objetivo del presente estudio fue caracterizar la comunidad pelágica (fitoplancton y zooplancton) por medio de la determinación de su composición taxonómica, abundancia relativa, biodiversidad y distribución en tres fiordos al interior del parque; fiordos **Témpano** (48,72° S, 74,04° O), Bernardo (48,57° S, 73,93° O) y Ofhidro (48,40° S, 73,84° O). En febrero de 2020 se realizó una expedición a bordo de la L/M Agüilaf, durante esa expedición se recolectaron dieciocho muestras de fitoplancton y dieciocho de zooplancton.

Se registró un total de veinticinco taxones de organismos pelágicos, trece especies de fitoplancton y doce taxones de zooplancton. En las muestras de fitoplancton, *Dinophysis* sp. fue la especie más frecuente registrándose en el 83 % de las muestras. En las muestras de zooplancton, el taxón holoplanctónico más frecuente fue *Copepoda*, el cual se registró en el 72 % del total de las muestras, y el taxón meroplanctónico más frecuente fue el de las larvas de cirrípedos (33%). La comunidad pelágica del fiordo Ofhidro se caracterizó por presentar los valores más altos de abundancia y biodiversidad tanto en fitoplancton (2543 ± 1603 (DE) cel. por lance; doce especies) como en zooplancton (367 ± 17 ind. por lance; doce taxones). Estos patrones son posiblemente organizados por la presencia de las descargas de agua dulce y de hielo proveniente de los glaciares presentes en algunos fiordos investigados.

Palabras clave: fitoplancton, zooplancton, proglaciar, biodiversidad.

Abstract

The present work shows the first data on the pelagic community located in Témpano, Bernardo, and Ofhidro fjords. The results are a contribution to the ecologic data of these scarcely studied communities that have an important role in the cold coastal ecosystem of Bernardo O'Higgins National Park. Thus, the study was focused on establishing the characteristic of the pelagic community (phytoplankton and zooplankton) by determining its taxonomic composition, relative abundance, biodiversity and distribution along three fjords located in Bernardo O'Higgins National Park: Témpano (48.72° S, 74.04° W), Bernardo (48.57° S, 73.93° W) and Ofhidro (48.40° S, 73.84° W). During a maritime expedition, carried out on February 2020, were collected eighteen samples of phytoplankton and eighteen samples of zooplankton.

The results showed twenty five taxa of pelagic organisms composed by thirteen species of phytoplankton and twelve taxa of zooplankton. The samples of phytoplankton were mainly composed by *Dinophysis* sp. that appeared in 83% of the samples. In relation to the zooplankton samples, the most frequent holoplankton was Copepoda, registered in 72% of the total samples, and the most frequent meroplankton taxa were larvae of cirripedia, that corresponded to 33%. The pelagic community in Ofhidro fjord showed the highest values of abundance and biodiversity for both phytoplankton - 2543 ± 1603 (SD) cell per catch; twelve species - and zooplankton - 367 ± 17 ind. per catch, twelve taxa. These patterns may be subjected to the presence of freshwater and ice from the glaciers found at some of the fjords included in the research.

Keywords: phytoplankton, zooplankton, proglacial, biodiversity.

Introducción:

El Parque Nacional Bernardo O'Higgins (PNBO), ubicado entre 47° 56' y 51° 36' de latitud sur, y entre 73° 04' y 75° 41' de longitud oeste fue creado mediante decreto supremo n.º 264 el 22 de julio de 1969 e incluye como parte del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) a sus respectivas porciones marinas (Ley n.º 19.300, art. 36). Dentro de sus características más conspicuas se destaca que su superficie consta de 3.525.901 ha., por lo que es el parque nacional más grande de Chile y en su interior se ubica el Campo Patagónico de Hielo Sur. Además, este parque alberga un ecosistema de fiordos-canales altamente intrincado y geográficamente complejo. Dada las presencias de numerosos glaciares y ríos de

origen glaciar, las aguas interiores del PNBO presentan una circulación de tipo estuarina (Pinochet y Salinas, 1996; Cáceres y Gudiño, 2009). De acuerdo a su origen y composición, las masas de agua adyacente al PNBO se clasifican en agua subantártica modificada, agua subantártica ecuatorial subsuperficial y agua estuarina (Sievers y Silva, 2006).

En las aguas interiores del PNBO, las comunidades pelágicas (que en este trabajo incluyen al fitoplancton y zooplancton) han sido estudiadas en forma intermitente y esporádicamente en el tiempo, ya sea por medio de expediciones científicas internacionales (e.g. *HMS Challenger* (1873-1876); *R/V Hero 72-4b* (1972)), nacionales

(e.g. CIMAR-FIORDOS 2, 14 y 20) y, también, por estudios puntuales (e.g. Guzmán y Campodónico, 1972; Meerhoff *et al.*, 2014 entre otros).

Uno de los estudios pioneros sobre las comunidades de fitoplancton del PNBO fue realizado frente a puerto Edén (Guzmán y Campodónico, 1972). Estos autores describieron que la composición taxonómica de la comunidad de fitoplancton, la cual está constituida por cincuenta y tres especies fitoplanctónicas (treinta y siete de diatomeas, quince de dinoflagelados y una de silicoflagelado). Posteriormente, Vera *et al.*, (1996), basado en muestras obtenidas durante la expedición CIMAR 2, describen que la comunidad fitoplanctónica está constituida por sesenta y tres especies (cincuenta y nueve de diatomeas, veintitrés dinoflagelados y una de silicoflagelado). Avaria *et al.*, (1999) describen que la composición taxonómica de la comunidad de microfitoplancton está constituida por setenta y siete especies (cuarenta y cuatro de diatomeas, treinta y dos dinoflagelados y una de silicoflagelado). La mayoría de ellas registradas previamente para para las aguas entorno al PNBO.

En el caso de los estudios sobre zooplancton de las aguas adyacentes e interiores del PNBO, Arcos (1972) describe la presencia de cuatro especies de copépodos calanoideos obtenidos en muestras de la expedición *Hero*. Posteriormente, Avaira (1999), basado en muestras obtenidas en el crucero CIMAR-FIORDO 2, especifica la presencia de incidental de zooplancton en redes de fitoplancton. En este estudio describe la presencia de once grupos taxonómicos de zooplancton; copépodos calanoideos y harpacticoides, estomatóforos,

apendicularias, cladóceros, rotíferos y cinco tipos de formas larvales pertenecientes a decápodos, briozoos, cirripedios, bivalvos y equinodermos. Palma (2006) resume que para el área comprendida entre golfo de Penas y el estrecho de Magallanes se registran un total de nueve especies de sifonóforos, seis de quetognatos, tres de cladóceros y cinco de eufáusidos (Palma *et al.*, 1999; Rosenberg y Palma, 2003; Mujica y Medina, 2000; Landaeta *et al.*, 2011).

En este contexto, el estudio sobre los aspectos ecológicos de las comunidades plantónicas tales como la biodiversidad y distribución en las aguas adyacentes e interiores del PNBO es un tema inconcluso y, dado el cambio climático, toma aun mayor relevancia para ser realizado.

Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue caracterizar la comunidad pelágica (fitoplancton y zooplancton) por medio de la determinación de su composición taxonómica, abundancia relativa, distribución y biodiversidad en tres fiordos interiores del Parque Nacional Bernardo O'Higgins.

Materiales y método

Área de estudio

El área de estudio incluyó a tres fiordos interiores en el PNBO; fiordos Témpano (48,72° S, 74,04° O), Bernardo (48,57° S, 73,93° O) y Ofhidro (48,40° S, 73,84° O). El fiordo Témpano es una cuenca marina tipo glaciar cuyo largo máximo es de 27 km, en su desembocadura llega a medir 4,3 km de ancho, en su sección media tiene un ancho de 1,1 km y en la sección final mide 1 km de ancho. El fiordo Bernardo también es una cuenca glaciar, tiene una longitud de 44,3

km, en la desembocadura alcanza 2,6 km de ancho, mientras que en su sección media y terminal alcanza a medir 2,7 km y 2 km de ancho, respectivamente. Finalmente, el fiordo Ofhidro, es una cuenca de tipo glaciofluvial y su longitud máxima es de 19 km. El ancho de la desembocadura es de 1 km, en su sección media tiene 1,5 km y en la sección terminal llega a medir 1,6 km de ancho. En términos batimétricos, el fiordo Témpano llega a tener una profundidad de 150 m, mientras que los fiordos Bernardo y Ofhidro alcanzan una profundidad aproximada de 120 y 125 m (Pereda, obs. personal), respectivamente.

Trabajo de campo

Las muestras fueron obtenidas entre el 3 y 5 de febrero de 2020 durante una expedición a

bordo de la L/M Agüilaf en donde se visitaron los tres fiordos. Durante la expedición se recolectaron dieciocho muestra de fitoplancton y dieciocho muestras de zooplancton (treinta y seis en total), ambos sets de muestras se recolectaron mediante redes de 250 µm y 500 µm tamaño de malla, respectivamente (tabla 1; figura 1).

En cada uno de los fiordos se realizaron tres estaciones (Estación 1: Interior; Estación 2: Medio y Estación 3: Exterior) (figura 1; tabla 1). Por cada estación se recolectaron muestras de fito/zooplancton a una profundidad superficial (0 m) y a 10 m de profundidad. Seguidamente, todas las muestras fueron fijadas con formalina al 5 %, guardadas y etiquetadas en sus respectivos frascos de polietileno para su análisis en el laboratorio.

Tabla 1. Lista de estaciones, posición geográfica y tipo de red obtenidos durante la expedición (Z = Red de zooplancton F = Red de fitoplancton)

Fecha (feb. 2020)	Fiordo	Área	Estación	Tipo de red	Latitud (°)	Longitud (°)	Profundidad (m)
3	Bernardo	Interior	B1	Z	-48,643207	-73,802461	0
3	Bernardo	Interior	B1	Z	-48,643207	-73,802461	10
3	Bernardo	Medio	B2	Z	-48,557708	-73,968547	0
3	Bernardo	Medio	B2	Z	-48,557708	-73,968547	10
3	Bernardo	Exterior	B3	Z	-48,585012	-73,924406	0
3	Bernardo	Exterior	B3	Z	-48,585012	-73,924406	10
4	Ofhidro	Interior	O1	Z	-48,523290	-73,801514	0
4	Ofhidro	Interior	O1	Z	-48,523290	-73,801514	10
4	Ofhidro	Medio	O2	Z	-48,408655	-73,872695	0
4	Ofhidro	Medio	O2	Z	-48,408655	-73,872695	10
4	Ofhidro	Exterior	O3	Z	-48,411262	-73,962368	0
4	Ofhidro	Exterior	O3	Z	-48,411262	-73,962368	10
5	Tempano	Interior	T1	Z	-48,722206	-73,971283	0
5	Tempano	Interior	T1	Z	-48,722206	-73,971283	10
5	Tempano	Medio	T2	Z	-48,698201	-74,158122	0
5	Tempano	Medio	T2	Z	-48,698201	-74,158122	10
5	Tempano	Exterior	T3	Z	-48,673971	-74,327330	0
5	Tempano	Exterior	T3	Z	-48,673971	-74,327330	10

Fecha (feb. 2020)	Fiordo	Área	Estación	Tipo de red	Latitud (°)	Longitud (°)	Profundidad (m)
3	Bernardo	Interior	B1	F	-48,643207	-73,802461	0
3	Bernardo	Interior	B1	F	-48,643207	-73,802461	10
3	Bernardo	Medio	B2	F	-48,557708	-73,968547	0
3	Bernardo	Medio	B2	F	-48,557708	-73,968547	10
3	Bernardo	Exterior	B3	F	-48,585012	-73,924406	0
3	Bernardo	Exterior	B3	F	-48,585012	-73,924406	10
4	Ofhidro	Interior	O1	F	-48,523290	-73,801514	0
4	Ofhidro	Interior	O1	F	-48,523290	-73,801514	10
4	Ofhidro	Medio	O2	F	-48,408655	-73,872695	0
4	Ofhidro	Medio	O2	F	-48,408655	-73,872695	10
4	Ofhidro	Exterior	O3	F	-48,411262	-73,962368	0
4	Ofhidro	Exterior	O3	F	-48,411262	-73,962368	10
5	Tempano	Interior	T1	F	-48,722206	-73,971283	0
5	Tempano	Interior	T1	F	-48,722206	-73,971283	10
5	Tempano	Medio	T2	F	-48,698201	-74,158122	0
5	Tempano	Medio	T2	F	-48,698201	-74,158122	10
5	Tempano	Exterior	T3	F	-48,673971	-74,327330	0
5	Tempano	Exterior	T3	F	-48,673971	-74,327330	10

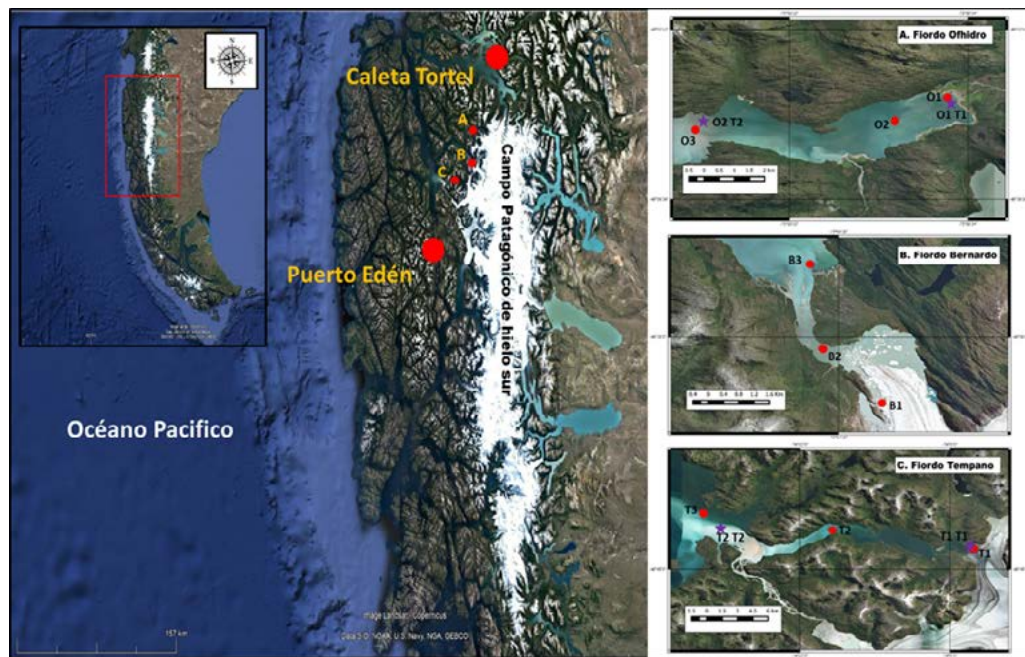


Figura 1. Área, zonas de estudio y estaciones de muestreo.

Análisis de laboratorio

Todas las muestras fueron analizadas bajo el uso de un microscopio óptico binocular, se extrajo la tercera parte de la muestra total para su observación con el uso de un gotero se midió el volumen con una probeta (Woelfl, S, Caputo L, García-Chicote J. y P. de Los Ríos, 2018). Posterior a la separación todos los organismos fueron identificación al nivel más bajo posible. Seguidamente, cada taxón fue contabilizado, en el caso del fitoplancton se obtuvo el número de células por lance. Mientras que en el caso del zooplancton se obtuvo el número de individuos por lance.

Análisis de los datos

La abundancia relativa se determinó indirectamente usando la frecuencia de ocurrencia muestral, la cual calcula la cantidad de veces con la cual un taxón ocurre en el total de muestras ($N = 18$).

La diversidad se calculó usando curva de muestreo de rarefacción y extrapolación (R/E) basada en el tamaño de la muestra para la riqueza de especies que puede ser rarificada a tamaños de muestra más pequeños o extrapolada a un tamaño de muestra más grande, guiada por una estimación de la riqueza de especies asintóticas (Colwell *et al.*, 2012). Estos cálculos se realizaron por medio de usando el *software* EstimateS 9.0 (Colwell, 2017).

El patrón de distribución se determinó usando análisis multivariado de ordenación y clasificación. Para ello los datos número de individuos (número de células en el caso del fitoplancton) se transformaron a presencia ausencia (1 y 0) y se utilizó el índice de similitud de Jaccard (Magurran, 1988). El resultado del análisis de similitud se representó mediante un escalamiento multidimensional no métrico nMDS. Estos

análisis se realizaron mediante el programa PRIMER-6 (Plymouth,UK, Clarke y Gorley, 2006)). Debido a bajo número de individuos, las muestras de fiordo Bernardo fueron excluidas de este análisis.

Resultados

Fitoplancton

En total se registraron trece especies de fitoplancton. En donde *Dinophysis* sp. fue la especie más frecuente registrándose en el 83 % de las muestras. Seguida por *Coscinodiscus* sp. con 78 %, *Protoperidinium* sp. y *Dictyocha* sp. con 67 % y *Ditylum* sp. con 61 %. Las restantes ocho especies presentaron porcentajes inferiores al 50 % (figura 2).

El fiordo Ofhidro presentó el promedio de abundancia más alto (2543 ± 1603 cel. por lance) seguido por el fiordo Témpano ($1562,3 \pm 644$). Mientras que el fiordo Bernardo presentó el valor promedio más bajo (188 ± 229). En el fiordo Témpano los mayores valores de abundancia se registraron a 10 m de profundidad. Mientras en el fiordo Ofhidro solo la estación intermedia siguió ese patrón, en las estaciones del frente y exterior, las muestras de la superficie presentaron los mayores valores de abundancia respecto a las de 10 m de profundidad (figura 3). En el caso del fiordo Bernardo, el escaso número de células no permitió esta comparación.

Concerniente a la biodiversidad, el fiordo Ofhidro presentó el mayor número de especies esperado ($12,21 \pm 0,63$), seguido por el fiordo Témpano ($11,21 \pm 0,37$) y el fiordo Bernardo presentó el menor número de especies esperado (figura 4). Concerniente a la distribución espacial del fitoplancton, el análisis de similitud y consecuente nMDS no mostró agrupaciones claramente definidas (figura 5).

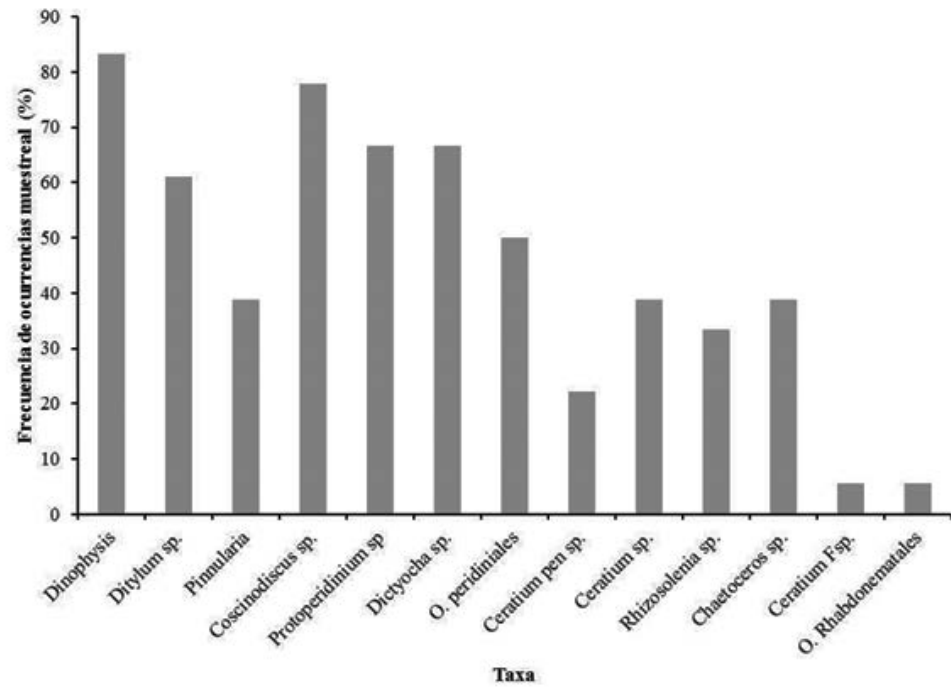


Figura 2. Composición taxonómica y frecuencia relativa por especie de fitoplancton.

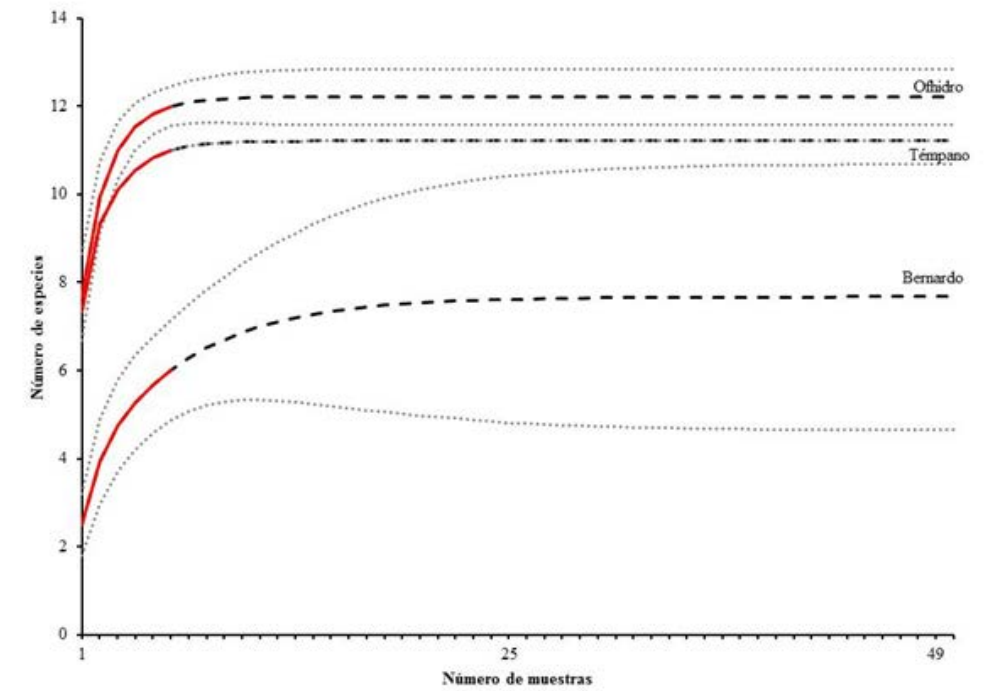


Figura 4. Número de especies esperado. En línea roja, número de muestras observado (N = 6 por fiordo); línea entrecortada corresponde a los valores de especies extrapoladas a 50 muestras; y línea punteada, desviación estándar.

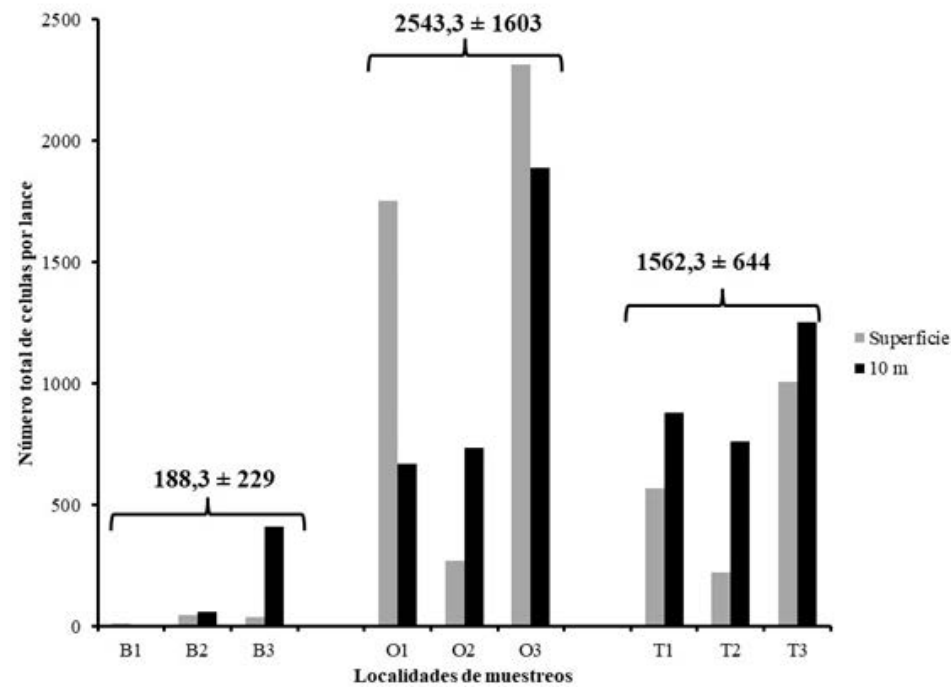


Figura 3. Abundancia por localidad de muestreo fiordo Bernardo (B), fiordo Ofhidro (O) y fiordo Témpano (T). Valores sobre las columnas indican el promedio y su desviación estandar.

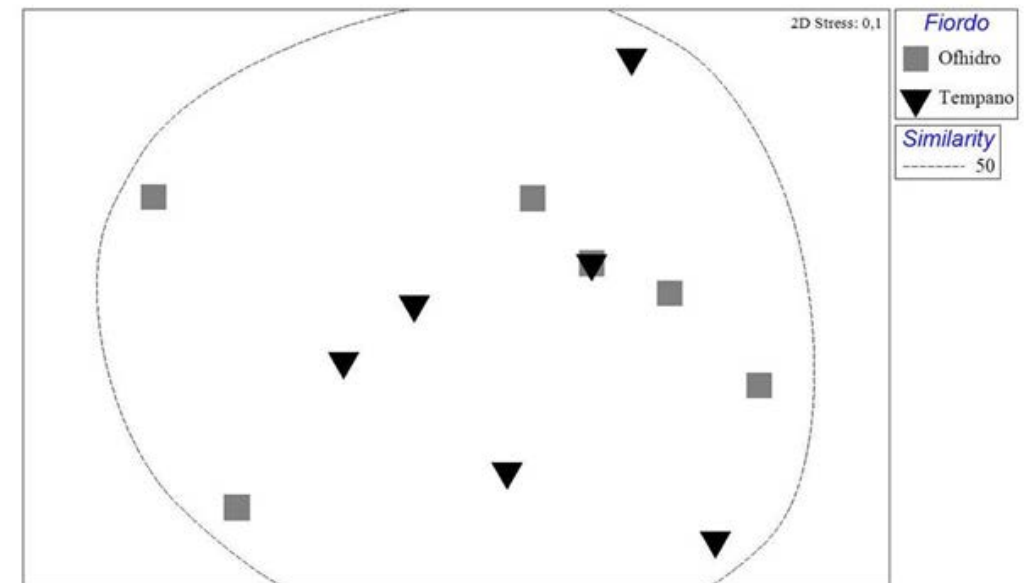


Figura 5. Escalamiento multidimensional basado en datos de presencia/ausencia de valores de fitoplancton. La línea entrecortada corresponde al 50 % de similitud.

Zooplankton

En total se registraron doce taxones de zooplankton. Cinco pertenecientes al holoplancton, cinco correspondieron al grupo del meroplancton y dos a los gelatinoplancton. En el caso del holoplancton, el taxón más frecuente fue *Copepoda* registrándose en el 72 % de las muestras seguido por *Cladocera* (67 %) y *Appendicularia* (56 %). En el caso del meroplancton, las larvas de cirripedios fueron las más frecuentes (33 %) seguidas por las larvas de artrópodos (11 %), las larvas zoea, brachiuro y *pluteus* presentaron un 6 % cada una. Para el caso del gelatinoplancton, las hidromedusas presentaron una frecuencia de 33 % del total de muestras seguida por los sifonóforos con 6 % (figura 6).

El fiordo Ofhidro presentó el valor de abundancia promedio más alto (367 ± 17 ind. por lance) para fiordo Témpano (260 ± 61) y para el fiordo Bernardo (44 ± 24). En la estación intermedia y exterior del fiordo Ofhidro, los mayores valores de abundancia se presentaron en la muestra de 10 m, mientras que en las estaciones del frente del fiordo el mayor valor se registró en las muestras de la superficie. Las estaciones del fiordo Témpano siguieron el mismo patrón que las del fiordo Ofhidro (figura 7). En el caso del fiordo Bernardo, el escaso número de individuos no permitió esta comparación. Concerniente a la biodiversidad, el fiordo Ofhidro presenta el mayor número de especies

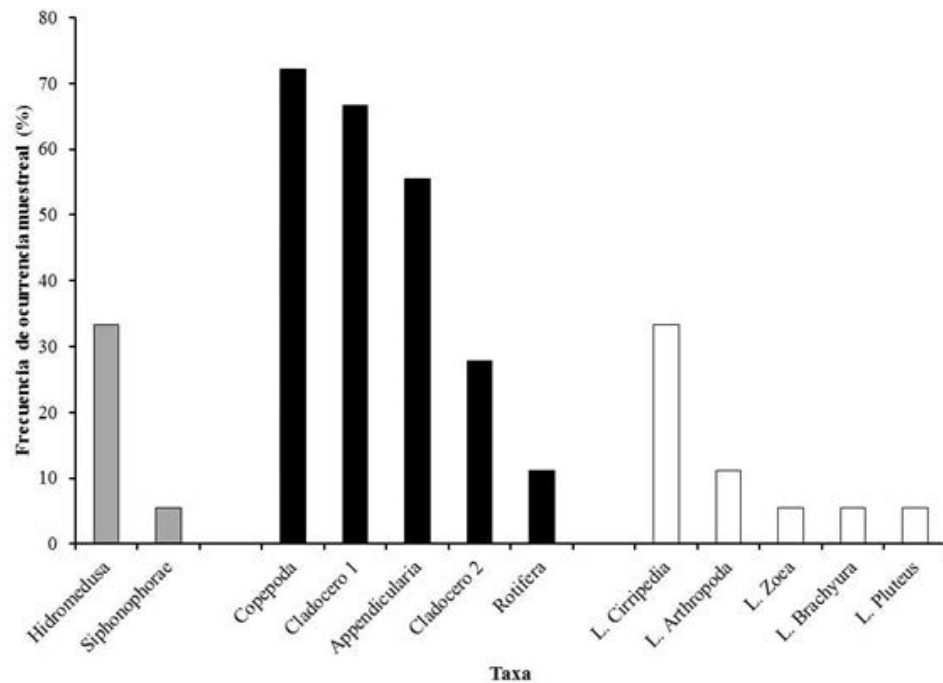


Figura 6. Composición taxonómica y frecuencia relativa por taxón (N = 18).

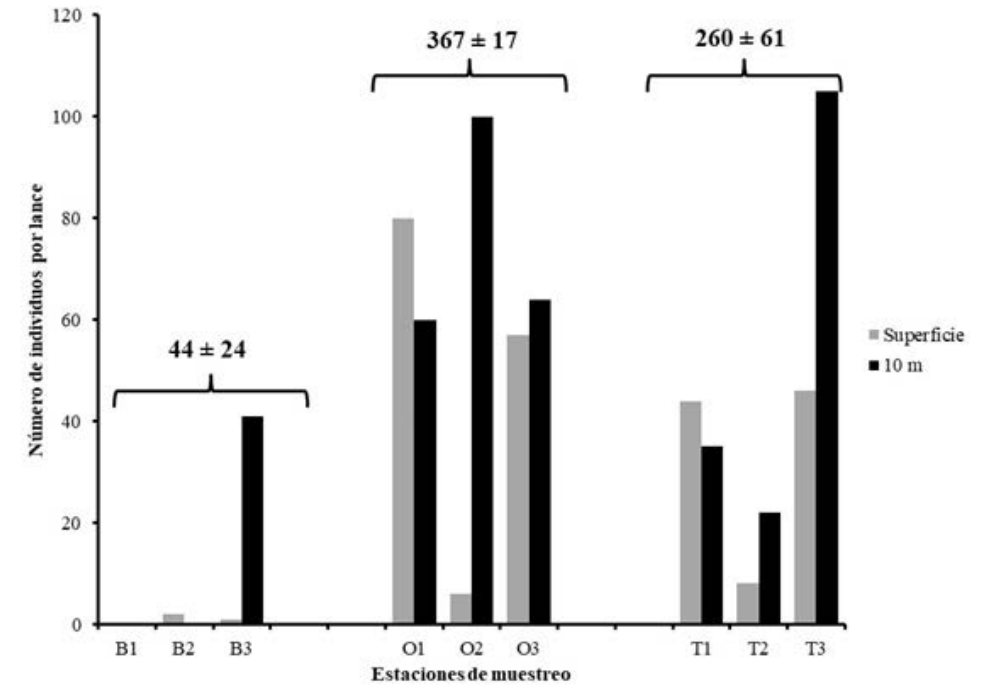


Figura 7. Abundancia por localidad de muestreo: fiordo Bernardo (B), fiordo Ofhidro (O) y fiordo Témpano (T). Valores sobre las columnas indican el promedio y su desviación estándar.

esperado: doce (12), seguido por el fiordo Témpano, mientras que fiordo Bernardo presentó el menor número de taxones esperado (figura 8).

El análisis de similitud y consecuente nMDS no mostró agrupaciones claramente definidas, por lo que las muestras representarían una sola comunidad (figura 9).

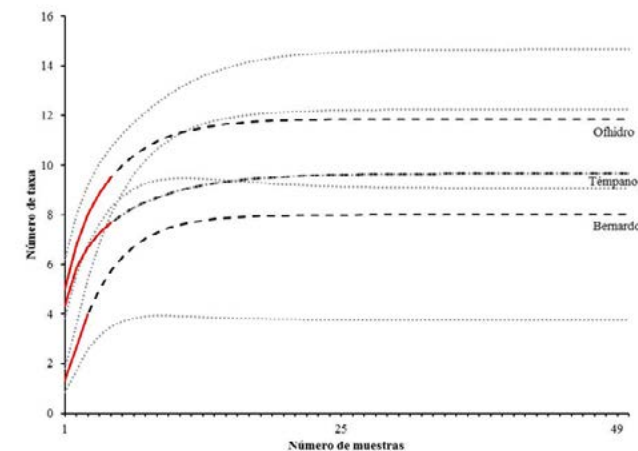


Figura 8. Número de especies esperado. En línea roja, número de muestras observado (N = 6 por fiordo); línea entrecortada corresponde a los valores de especies extrapoladas a 50 muestras; y línea punteada, desviación estándar.

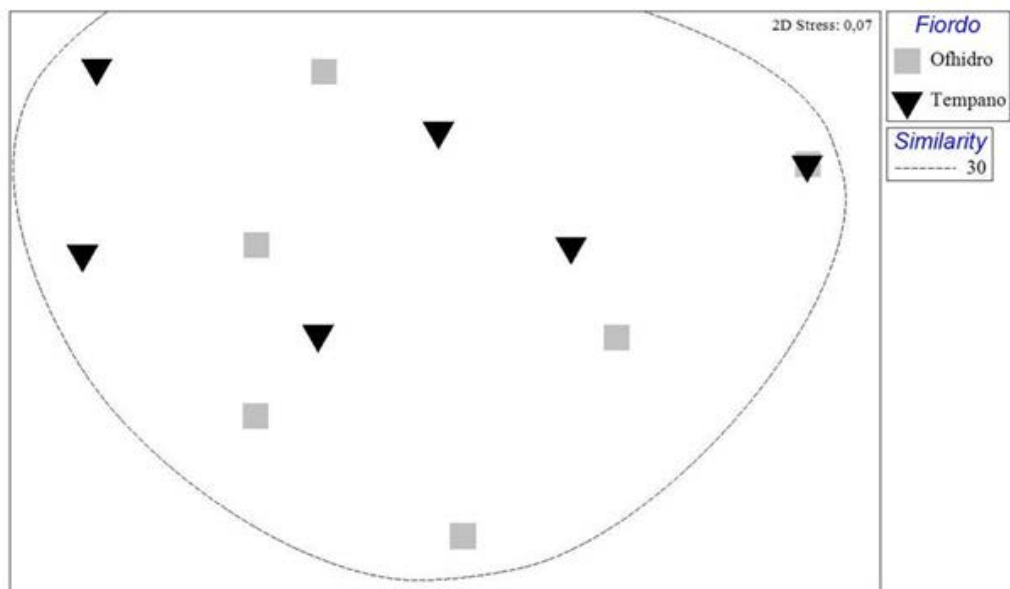


Figura 9. Escalamiento multidimensional basado en datos de presencia/ausencia de valores de zooplancton. La línea entrecortada corresponde al 30 % de similitud.

Discusión

El PNBO es considerado como una de las *áreas* con menor impacto humano (Sanderson *et al.*, 2002), y consecuentemente, es un área que se conserva en un estado inalterado (Inostroza *et al.*, 2016). Las aguas adyacentes e interiores a este parque no son una excepción, debido a que presenta solo dos centros humanos de muy baja densidad poblacional y con un impacto por parte de la pesquería artesanal más bien focalizado. En el contexto de los fiordos y canales chilenos, estas aguas presentan la menor prospección científica. De hecho, la información que provee este trabajo representa los primeros datos sobre la comunidad pelágica en los fiordos Témpano, Bernardo y Ofhidro.

Concerniente a la composición taxonómica de la comunidad pelágica presente en el área de estudio, esta presentó una alta similitud con la composición taxonómica descrita para las aguas adyacentes al PNBO (Guzmán y

Campodónico, 1972; Vera *et al.*, 1996; Avaria *et al.*, 1999). En el caso del zooplancton la presencia de los copépodos como grupo dominante en el holoplancton y las larvas de cirripedios como grupo dominante en el meroplancton coincide con lo registrado por otras investigaciones para la zona cercana al PNBO (Palma, 1999; Landaeta *et al.*, 2013; Meerhoff *et al.*, 2014).

Por otro lado, la comunidad pelágica del fiordo Ofhidro presentó los mayores valores de abundancia y biodiversidad tanto en fitoplancton como en el zooplancton. El fiordo Témpano presentó valores abundancia y biodiversidad intermedios, mientras que la comunidad pelágica del fiordo Bernardo se caracterizó por presentar los valores más bajos de abundancia y biodiversidad tanto en fitoplancton como zooplancton (figuras 3 y 7), aunque no son estadísticamente significativos. Este patrón de abundancia y biodiversidad se

podría deber a las características glaciares de cada uno de los fiordos. En el caso del fiordo Ofhidro es de características glaciofluviales (es decir en la parte terminal existe la presencia de ríos y el glaciar ha retrocedido por lo cual no tiene contacto con el agua del fiordo). Por el contrario tanto los fiordos Témpano como Bernardo son de características glaciares (es decir presenta un glaciar activo en su sección terminal). Esta diferencia estructural determina fuertemente las características oceanográficas de las aguas del fiordo, ya que en un fiordo glaciofluvial se presenta una mayor tasa de sedimentación que la de uno glaciar (Hodson *et al.*, 1997; Landaeta *et al.*, 2012).

La distribución vertical de la comunidad pelágica presentó una alta heterogeneidad entre los fiordos y entre dos estratos de profundidad. En el caso del fitoplancton en los fiordos Ofhidro, la concentración de celular fue mayor en las muestras de superficie que en la de 10 m de profundidad tanto en las estaciones interior como exterior. Inversamente, en el fiordo Témpano, las mayores abundancias fueron siempre en las muestras de 10 m de profundidad (figura 3). Esto se pudo deber a la presencia de hielo y descarga de agua dulce, los cuales producen la típica capa de agua estuarina de baja temperatura y salinidad que disminuyen la concentración de fitoplancton de la superficie. En el caso del zooplancton, las muestras superficiales del interior en los fiordos Ofhidro y Témpano, presentaron las mayores abundancias. Un patrón inverso se presentó entre las estaciones intermedia y afuera de ambos fiordos (figura 7). Este patrón heterogéneo puede ser explicado por la presencia a la alta dinámica oceanográfica, la profundidad de la picnoclina, las descargas

de agua dulce por ríos o la cantidad de hielo que descarga el glaciar (Hodson *et al.*, 1997; Landaeta *et al.*, 2012; Meerhoff *et al.*, 2014). Finalmente, este trabajo contribuye al conocimiento de estas comunidades escasamente estudiadas y que son de gran interés para la conservación y manejo de estos ecosistemas costeros fríos adyacentes e interiores del PNBO.

Agradecimientos

Este trabajo es la primera contribución en el marco del convenio de cooperación CONAF Región de Aysén-Universidad de Magallanes.

Literatura citada

- Avaria, S., Jorquera, L., Muñoz, P., y Vera, P. (1999). Distribución del microfitoplancton marino en la zona de aguas interiores comprendidas entre el golfo de Penas y el estrecho de Magallanes, Chile, en la primavera de 1996 (Crucero Cimar-Fiordo 2). *Ciencia y Tecnología del Mar*, 22, 81-110.
- Cáceres, M.A., Gudiño, V., 2009. Vertical Distribution of Temperature and Salinity between Penas Gulf and Concepción Channel. Preliminary Report of CIMAR-Fjords 14. Comité Oceanográfico Nacional, pp. 21-44.
- Clarke, K. R., Clarke, K. R., Gorley, K. N., Clarke, K., & Gorley, R. (2006). PRIMER v6: user manual/tutorial.
- Colwell, R. K. (2017). EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from simples, version 9.0 <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., & Longino, J. T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of plant ecology*, 5(1), 3-21.
- Guzmán, L., y Campodónico, I. (1972). Fitoplancton de red en Puerto Edén, Chile (26 de marzo al 2 de abril de 1971). *Anales del Instituto de la Patagonia*.
- Hodson, A. J., Tranter, M., Dowdeswell, J. A., Gurnell, A. M., & Hagen, J. O. (1997). Glacier thermal regime and suspended-sediment yield: a comparison of two high-Arctic glaciers. *Annals of Glaciology*, 24, 32-37.
- Inostroza, L., Zasada, I., & König, H. J. (2016). Last of the wild revisited: assessing spatial patterns of human impact on landscapes in Southern Patagonia, Chile. *Regional Environmental Change*, 16(7), 2071-2085.
- Landaeta, M. F., Bustos, C. A., Palacios-Fuentes, P., Rojas, P., y Balbontín, F. (2011). Distribución del ictioplancton en la Patagonia austral de Chile: potenciales efectos del deshielo de Campos de Hielo Sur. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(2), 236-249.
- Landaeta, M. F., López, G., Suárez-Donoso, N., Bustos, C. A., & Balbontín, F. (2012). Larval fish distribution, growth and feeding in Patagonian fjords: potential effects of freshwater discharge. *Environmental Biology of Fishes*, 93(1), 73-87.
- Magurran A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*, 179 pp. Princeton University Press, New Jersey.
- Meerhoff, E., Tapia, F. J., & Castro, L. R. (2014). Spatial structure of the meroplankton community along a Patagonian fjord—The role of changing freshwater inputs. *Progress in oceanography*, 129, 125-135.
- Ministerio de Medio Ambiente. Ley No. 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente, Artículo N° 36, marzo 1994.
- Mujica, A., & Medina, M. (2000). Distribución y abundancia de larvas de crustáceos decápodos en el zooplancton de los canales australes. Proyecto Cimar-Fiordo 2. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 23, 49-68.

Palma, S. (2008). Zooplankton distribution and abundance in the austral Chilean channels and fjords. Silva, N., Palma, S. (Eds.), *Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos*. Comité Oceanográfico Nacional—Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 53-58.

Pinochet, P., y Salinas, S. (1996). Estructura térmica y salina de fiordos y canales adyacentes a Campos de Hielo Sur. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 19, 93-122.

Rosenberg, P., y Palma, S. (2003). Cladóceros de los fiordos y canales patagónicos localizados entre el golfo de Penas y el estrecho de Magallanes. *Investigaciones marinas*, 31(1), 15-24.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904.

Sievers, H. A., y Silva, N. (2006). Masas de agua y circulación en los canales y fiordos australes. Silva, N., Palma, S. (Eds.), *Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos*. Comité Oceanográfico Nacional Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 53-58.

Vera, P., Avaria, S., y Muñoz, P. (1996). Composición y distribución del fitoplancton de los fiordos adyacentes a Campos de Hielo Sur y su relación con algunos parámetros oceanográficos. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 19, 73-92.

Woelfl, S., Caputo L., García-Chicote J. y P. de Los Ríos. 2018. *Manuales para la bioindicación: Zooplancton*. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Edición Manuales Sociedad Chilena de Limnología 1: 45 págs.



Implementación de una metodología para estimar el éxito reproductivo del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la isla Magdalena, Monumento Natural Los Pingüinos

Implementing a methodology to estimate breeding success of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) on Magdalena island, at Los Pingüinos Natural Monument

Claudia Godoy Reyes¹, Roberto Fernández Burdiles², Luis Muñoz Peralta²

¹ Profesional, Monumento Natural Los Pingüinos, Corporación Nacional Forestal, Región de Magallanes.

² Guardaparque, Monumento Natural Los Pingüinos, Corporación Nacional Forestal, Región de Magallanes.

*claudia.godoy@conaf.cl, cgodoyr@hotmail.com

Resumen

El éxito reproductivo de las aves marinas puede influir en la tasa de reclutamiento de individuos reproductores de una colonia y su determinación puede entregar información de las condiciones medioambientales. Para su estimación se pueden utilizar metodologías que tienen ventajas y desventajas, las que deben ser consideradas para su implementación. En la temporada 2019-2020 se realizó en isla Magdalena, Monumento Natural Los Pingüinos, una estimación del éxito reproductivo a través de dos metodologías: un monitoreo periódico de nidos, que además entregó la información de fechas de las etapas reproductivas para implementar una segunda metodología a través de la evaluación de parcelas circulares distribuidas en la isla. Se evaluaron cincuenta y siete parcelas de 100 m², registrándose ciento veinte nidos activos con huevos y en el monitoreo de nidos, se registraron doscientos ocho nidos activos con huevos durante la temporada. Se obtuvo un éxito reproductivo de 1,32 y 1,25 polluelos por nido, respectivamente. Se necesita de un estudio a largo plazo para comparar ambos métodos en isla Magdalena. Para implementar una metodología de monitoreo es necesario conocer las ventajas y desventajas de cada una de ellas y puede ser una herramienta para utilizar en colonias de difícil acceso en la Región de Magallanes. La estimación del éxito reproductivo debería asociarse a otros estudios para saber las causas de su variación a largo plazo y permitir tomar decisiones en las medidas de manejo de la población de pingüinos.

Palabras claves: éxito reproductivo, pingüino de Magallanes, isla Magdalena, parcelas circulares, nidos activos, monitoreo de nidos

Abstract

Seabird breeding success may influence on the recruitment rate of breeders in a colony, and being able to determine this degree of success can provide information on the environmental conditions. There are different methodologies to assess this target, and their advantages and disadvantages should be considered before their implementation. Thus, a estimation of breeding success was carried out during the season 2019-2020 in Magdalena island, at Los Pingüinos Natural Monument, using two methodologies: a periodic monitoring of nests that provided information on the dates of breeding stages, to then apply a second methodology through the assessment of fifty seven circular plots distributed over an area of 100 m² on the island. This assessment showed one hundred twenty active nests with eggs. On the other hand, the results of the nests monitoring recorded two hundred eight active nests with eggs. Both methodologies showed a breeding success of 1.32 and 1.25 chicks per nest respectively. A long term study is needed to compare both methods at Magdalena island. To determine and apply a monitoring methodology it is necessary to know the advantages and disadvantages of each one of them, to then use it as a tool in colonies with difficult access at the Region of Magallanes. The estimation of breeding success should be associated to other studies to identify the causes of long term variations and allow the decision making in terms of management measures for the penguin population.

Keywords: breeding success, Magellanic penguin, Magdalena island, circular plots, active nests, monitoring nests.

Introducción

El número de aves en una colonia está determinado por la sobrevivencia de los adultos y de su tasa de reproducción, la producción de juveniles y su reclutamiento durante su madurez reproductiva. La declinación de la población de una especie podría, entre otros factores, deberse a una disminución del éxito reproductivo y este, depende en gran parte de las condiciones medioambientales en el área de reproducción y alimentación (Boersma y Rebstock, 2014) y a su vez puede indicar las condiciones de los ecosistemas marinos (Hinke *et al.*, 2018).

La información obtenida del éxito reproductivo y la fenología reproductiva son importantes para el manejo y la conservación de aves marinas (Hinke *et al.*, 2018). En la mayor parte de los estudios de éxito reproductivo del

pingüino de Magallanes se utiliza el monitoreo constante de nidos distribuidos en diferentes áreas de una colonia, lo que conlleva la revisión durante toda la temporada de un cierto número de nidos. Este tipo de monitoreo puede aportar datos de las fechas en que ocurren las diferentes etapas reproductivas y posibles causas de pérdida de huevos y polluelos. Otra metodología es la planteada por Rebstock y Boersma (2017), que consiste en realizar dos evaluaciones dentro de la temporada en parcelas distribuidas dentro del área ocupada por la colonia. Esto es importante de considerar si no se cuenta con personal suficiente o dedicado a estas tareas en un área silvestre protegida, pero una limitante de este método es realizarlo en las fechas correspondientes, ya que pueden existir diferencias interanuales

del ciclo reproductivo, que induzcan un error sobreestimando o subestimando el éxito reproductivo.

El Monumento Natural Los Pingüinos (MNLN) está formado por isla Magdalena e isla Marta, en donde nidifican cinco especies de aves marinas con tamaños poblacionales desde una veintena hasta aproximadamente veinte mil pares y pueden ser contados hasta mil doscientos lobos marinos. En Magdalena nidifica el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), que es el principal atractivo turístico en la isla y el objeto de conservación más importante del MNLN.

Allí la población reproductora de pingüinos ha tenido un descenso de 85,4 % durante los últimos años y no se saben las causas específicas, mientras que el éxito reproductivo se encuentra dentro de los rangos descritos para la especie y para la isla (Godoy *et al.*, 2019). Debido a la declinación poblacional, CONAF comenzó un monitoreo de la población en la temporada 2019-2020 con la idea de contar con datos propios para el manejo de la población y capacitar al personal permanente de la isla para obtenerlos. El objetivo de este trabajo es estimar el éxito reproductivo del pingüino de Magallanes a través de la implementación de un método que implica solo dos evaluaciones en la temporada y compararlo con el monitoreo constante de nidos, que ha sido utilizado desde hace algunos años en el MNLN. Además, se discuten las ventajas y desventajas de ser aplicados en el MNLN y en otras colonias de pingüinos de Magallanes.

Materiales y métodos

El pingüino de Magallanes *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781), se reproduce desde los 55° S hasta los 60° S, en el sector del océano Pacífico desde Chiloé hasta islas Diego Ramírez, en el canal Beagle y por el sector del océano Atlántico hasta los 40° S, incluyendo las islas Malvinas o Falklands. Los machos comienzan a llegar en septiembre para arreglar su nido, y luego llegan las hembras para formar las parejas. En general, la postura de dos huevos comienza en octubre y se extiende hasta noviembre y la eclosión ocurre entre noviembre y diciembre. La crianza se extiende hasta febrero y los polluelos volantes se independizan desde los cuarenta y nueve a ciento veinte días. Luego del período reproductivo las aves adultas realizan una muda de plumas previo a la migración (Boersma *et al.*, 2015).

En Magdalena, los pingüinos nidifican solo en cuevas y se distribuyen en toda la isla, donde existen diferentes hábitats y densidades poblacionales (figura 1). Durante los años 2011, 2014, 2017 y 2018, a través de un estudio externo y con apoyo de CONAF, se realizaron estimaciones poblacionales con el uso de parcelas circulares distribuidas en diferentes áreas de la isla y además se realizaron monitoreos periódicos de nidos, con lo cual se pudo estimar el éxito reproductivo por temporada. El monitoreo periódico de nidos permite obtener fechas de eventos reproductivos y, a su vez, establecer las fechas adecuadas para la estimación poblacional y para una segunda evaluación de las parcelas circulares, que es antes que los polluelos comiencen a dejar la colonia, lo que en años anteriores no fue siempre en fechas adecuadas.



Figura 1: Pingüino de Magallanes en etapa de incubación. Se puede observar uno de sus huevos bajo el abdomen. En isla Magdalena es difícil observar los huevos sin levantar a los animales durante el registro debido a que lo incuban sobre sus patas.

Para el presente estudio se determinó aumentar el número de parcelas para representar de mejor manera la distribución en toda la isla e incluir diferentes hábitats. Se revisaron un total de cincuenta y siete parcelas circulares de 100 m², que también se utilizaron para estimar la población de pingüinos. En cada una se registró el contenido de los nidos, clasificándolos en inactivos (sin contenido) y activos (presencia de pingüinos, huevos o polluelos) (figura 2). Los nidos en isla Magdalena son muy profundos, hasta más de 3 m y en algunas áreas las entradas de las cuevas son muy estrechas, por lo que se debe asegurar la presencia o ausencia de contenidos y en casi todos los casos, fue necesario el uso de linterna. Esto requirió una capacitación previa del personal permanente del MNLN para realizar la actividad.



Figura 2: Registro del contenido de un nido en una parcela de la isla. Según la profundidad y tamaño de entrada de la cueva a veces es necesario una revisión en posiciones que permitan observar el contenido. Se observa la marca (estaca) de la parcela circular que permite un seguimiento a largo plazo.

El monitoreo de nidos consiste en revisar su contenido cada seis a quince días y se registra el número de pingüinos presentes, el sexo, el número de huevos o polluelos y se puede determinar posibles causas de pérdida de huevos o polluelos en cada nido. Esta temporada los datos comenzaron a registrarse solo después del 15 de octubre de 2021 en setenta y un nidos marcados en temporadas anteriores, los cuales se utilizaron para determinar la fecha óptima de estimación poblacional, ya que más del 80 % presentaba huevos. Para obtener la segunda evaluación de parcelas se utilizaron todos los nidos monitoreados (n = 208) hasta el fin de la temporada.

Con esta información la evaluación de las parcelas circulares se realizó el 20 de octubre de 2020 y el 17 y 18 de enero de 2021.

Para la estimación del éxito reproductivo, en ambos métodos, se dividió el número de polluelos totales por el total de nidos que presentaban huevos (en todas las parcelas o en el total de nidos monitoreados).

Resultados

Durante octubre se registraron todos los nidos en el área delimitada de las parcelas circulares, encontrando nidos con huevos en el 75,4 % de ellas (n = 120).

En enero de 2020 se contabilizaron un total de ciento cuarenta y ocho (148) polluelos para todas las parcelas. Por lo tanto, el éxito reproductivo observado en las parcelas correspondió a 1,32 polluelos por nido. Cabe destacar, debido a que la postura puede extenderse hasta noviembre, que se encontró un 0,08 % más de nidos activos que los nidos activos con huevo registrados en octubre, por lo que se realizó un ajuste de los datos

obtenidos, agregando los nuevos nidos al recuento inicial.

Los nidos monitoreados que presentaron huevos durante la temporada fueron doscientos ocho (208) y el total de polluelos que se independizaron fueron doscientos sesenta y uno (261), obteniéndose un éxito reproductivo de 1,25 polluelos por nido.

Discusión y conclusiones

El éxito reproductivo obtenido por ambos métodos para la temporada 2019-2020 se encuentra dentro de los rangos descritos para la especie (0,03 a 1,96 polluelos por nido) (Boersma *et al.*, 2015). En isla Magdalena se ha descrito anteriormente un rango de 0,31 a 1,96 polluelos por nido en, al menos, doce temporadas (Radl y Culik, 1999; Bingham y Hermmann, 2008, Godoy *et al.*, 2019).

El hecho que se haya encontrado un número muy bajo de nidos activos nuevos con polluelos en la segunda evaluación de las parcelas, indicaría que la fecha en que se realizó la evaluación fue durante el máximo de postura y no debería ser considerado como una sobreestimación del éxito reproductivo (Rebstock y Boersma, 2017).

Es importante considerar en este caso que los datos obtenidos del éxito reproductivo por estos dos métodos son similares y válidos, pero difícil de comparar estadísticamente con un solo año obtenido por CONAF en la isla.

Las diferencias interanuales de los eventos reproductivos podrían estar influenciados por factores como la disponibilidad de alimento y eventos naturales al igual que sucede en otras colonias (Boersma *et al.*, 1990; Boersma y Rebstock, 2014), por lo que el monitoreo de nidos siempre debe realizarse para las otras evaluaciones y debería comenzar al menos

cuando llegan los pingüinos a isla Magdalena, después del 15 de septiembre. Es interesante notar que las fechas de postura y de ida al mar de los polluelos de la presente temporada, en que no hubo ningún tipo de evento de oscilación meteorológica (ENSO), fue muy similar al año 2011 cuando se presentó un moderado efecto de La Niña (ggweather.com, 2020; Godoy, datos no publicados).

La evaluación a través de parcelas para obtener el éxito reproductivo tiene algunas ventajas y desventajas (ver detalles en Rebstock y Boersma, 2017) que deben ser consideradas antes de implementarse y necesita de otra información de terreno, dada por el monitoreo de nidos.

Las principales ventajas de la evaluación de parcelas son: que se utiliza información obtenida en otras actividades, como es la estimación de la población; que las parcelas están distribuidas en gran parte de la isla, por lo que es un reflejo de lo que ocurre en ella; que se requiere de poco personal (dos personas mínimo); y que a largo plazo entrega información fidedigna de la dinámica poblacional. En tanto, la desventaja es que se requiere de la información de la fecha de postura de huevos y emplume de los polluelos, antes que se independicen, para realizarlo en las fechas que corresponda, debido a variaciones interanuales, por lo que implica un monitoreo exhaustivo en octubre/mediados de noviembre y enero en isla Magdalena.

El monitoreo de nidos durante toda la temporada, según los objetivos que tenga el estudio, entrega información detallada de los rangos de las fechas de las etapas reproductivas y permite determinar si las pérdidas son de huevos o de polluelos. Una desventaja es que se necesita de personal dedicado a obtener

esta información y, si se quieren obtener más datos como la causa de pérdidas de huevos y polluelos, personal especializado (Hincke *et al.*, 2018). Además, se deben tener nidos monitoreados en diferentes áreas de la isla para representar lo mejor posible las densidades, tipos de cueva y hábitat. Lo último puede ser complicado para el personal permanente, ya que puede ser programado en días de mucha visitación o de malas condiciones climáticas en isla Magdalena, por lo que debe ser siempre planificado.

Al contar con la información de las fechas reproductivas en isla Magdalena por el monitoreo continuo, la evaluación por medio de parcelas podría ser aplicada en colonias cercanas a isla Magdalena, en las que no haya grandes diferencias en las etapas reproductivas y en que no exista investigación o personal permanente o sean de difícil acceso.

Sumado a la estimación del éxito reproductivo, cualquiera sea su metodología, se deberían considerar otros estudios para conocer las causas determinantes tanto en tierra como en el mar de este éxito, ya que puede estar determinado por muchas variables externas y de los propios individuos. De esta manera, los datos permitirían establecer si son necesarias medidas de manejo de la población y en el caso de isla Magdalena, de la visitación.

Agradecimientos

Agradecemos a Alejandra Silva, jefa de la Sección de Conservación de la Diversidad Biológica de la Región de Magallanes por sus sugerencias y revisión del escrito. A Lilla Matté que realizó la práctica profesional de Medicina Veterinaria por la ayuda en la obtención de datos. A Ricardo Cid, administrador del MNLP por la gestión logística.

Literatura citada

Bingham, M., Herrmann, T. M. 2008. Magellan Penguin (*Spheniscidae*) Monitoring results for Magdalena Island (Chile) 2000-2008. *Anales Instituto Patagonia*. 36 (2): 19-32

Boersma, P.D., Stokes, D.L., Yorio, P. M. 1990. Reproductive variability and historical change of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) at Punta Tombo, Argentina. En: Davis, L, Daby, J, Ed. *Penguin Biology*. San Diego, CA: Academic Press. 15-43

Boersma, P.D., Rebstock, G.A. 2014. Climate change increases reproductive failure in magellanic penguins. *PLoS ONE* 9(1): e85602. Doi:10.1371/journal.pone.0085602.

Boersma, P.D., García-Borboroglu, P., Frere, E., Godoy Reyes, C., Kane, O., Pozzi, L. M., Pütz, K., Raya Rey, A., Rebstock, G. A., Simeone, A., Smith, J., Van Buren, A., Yorio, P. 2015. Pingüino de Magallanes. En: Eds. García-Borboroglu, P. y Boersma, P.D. *Pingüinos Historial Natural y Conservación*. Vásquez Mazzini Editores. 368 pp.

Hinke, J. T., Barbosa, A., Emmerson, L. M., Hart, T., Juárez, M. A., Korczak-Abshire, M., Millinevsky, G., Santos, M., Trathan, P. N., Watters, G. M., Southwell, C. 2018. Estimating nest-level phenology and reproductive success of colonial seabirds using time-lapse cameras. *Methods Ecol Evol* 00: 1-11 DOI: <https://doi.org/10.1111/2014-210X.13015>

Radl, A., Culik, B.M. 1999. Foraging behavior and reproductive success in Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*): a comparative study of two colonies in southern Chile. *Mar. Biol.* 133:381-393

Rebstock, G.A., Boersma, P.D. 2017. Comparing reproductive success of a colonial seabird the Magellanic Penguin, estimates by coarse-and fine- scale temporal sampling. *The Condor* 119 (2):225-238. DOI: <http://dx.doi.org/10.1650/CONDOR-16-123.1>

<https://ggweather.com/enso/oni.htm>. 20 de Marzo de 2020.

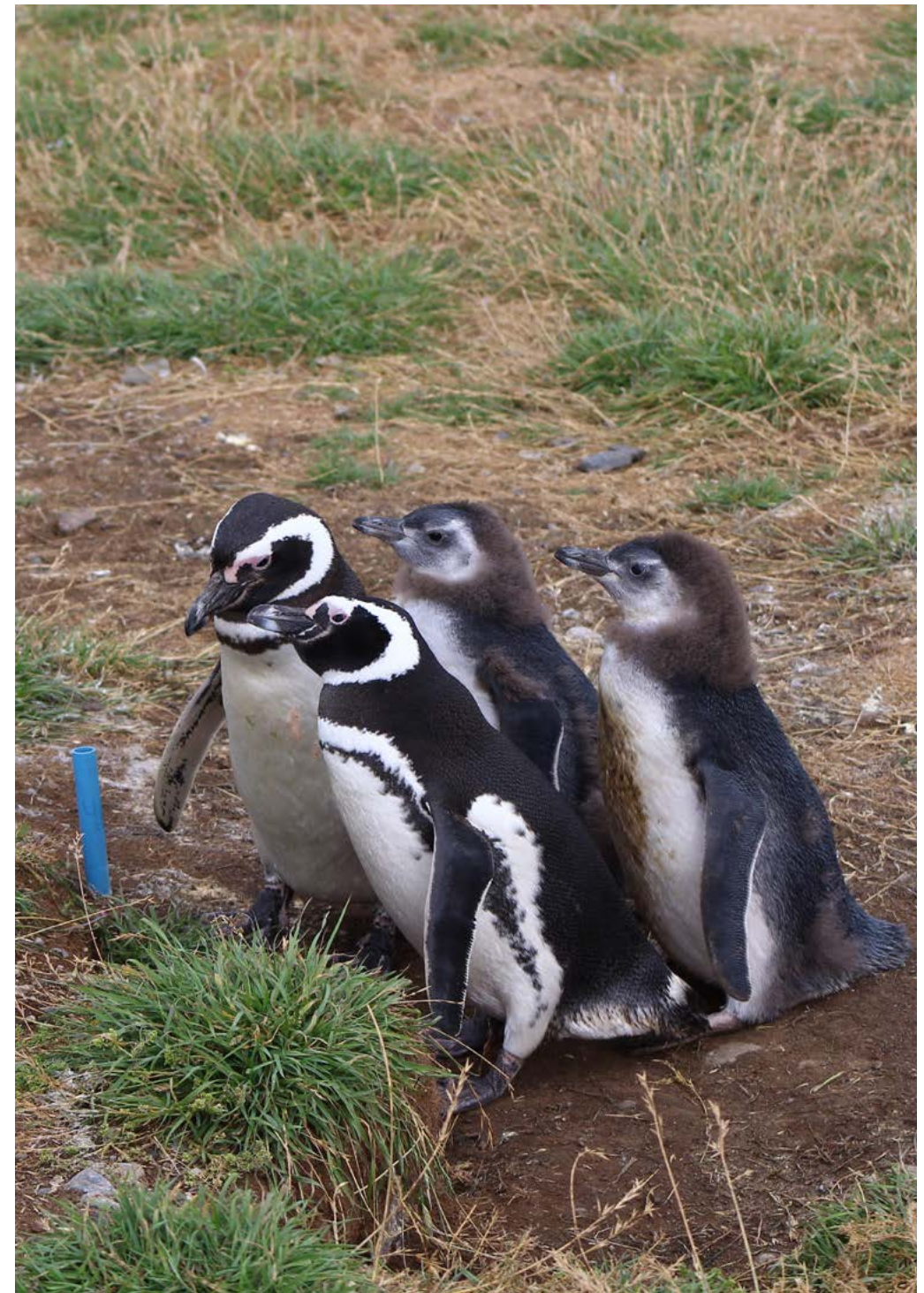


Figura 3: Pareja de pingüinos de Magallanes con dos polluelos emplumados en buena condición previo a su independencia. El nido está marcado con una estaca de PVC que se mantiene en buena condición en el tipo de suelo de la isla.

ANEXOS



Artículo de investigación

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 105-109 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Animales domésticos ferales y sus impactos sobre la biodiversidad en el Antropoceno

Feral domestic animals and their impacts on biodiversity in the Anthropocene

Rocío Almuna^{1,3}, José Tomás Ibarra^{1,4,5} y Cristián Bonacic^{2,4*}

1 Co-Laboratorio ECOS (Ecosistema-Complejidad-Sociedad), Centro de Desarrollo Local (CEDEL), Campus Villarrica, Pontificia Universidad Católica de Chile.

2 Laboratorio Fauna Australis, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.

3 Centro Regional de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales-Ceres.

4 Centro de Estudios Interculturales e Indígenas (CIIR), Facultad de Ciencias Sociales, Pontificia Universidad Católica de Chile.

5 Núcleo Milenio Centro para el Impacto Socioeconómico de las Políticas Ambientales (CESIEP) y Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES), Pontificia Universidad Católica de Chile.

*bona@uc.cl

Resumen

Se presentan algunos impactos de los animales domésticos ferales sobre la biodiversidad chilena y se explora cómo la visión de la sociedad afecta los procesos de gestión y toma de decisiones. También, se hace referencia a recomendaciones generales para su manejo involucrando a actores sociales y diseñando pautas de gestión adaptadas a contextos locales.

Palabras claves

Animales domésticos ferales, antropoceno, socioecología, ley de tenencia responsable, biodiversidad.

Abstract

The present paper describes some of the impacts caused by feral domestic animal on the Chilean biodiversity and analyze the manner in which the social perspective affects the processes of management and decision making. Also, proposes some general recommendations for management involving social actors and the development of management guidelines adjusted to the local context.

Keywords: Feral domestic animals, Anthropocene, sociological ecology, law on responsible pet ownership, biodiversity.

El Antropoceno corresponde al periodo geológico propuesto actual, en el que la actividad humana ha sido la principal fuerza de impacto sobre los ecosistemas y el clima (Crutzen, 2006). En este, se reconoce que los seres humanos son una inmensa fuerza de cambio global y la pérdida masiva de biodiversidad es evidencia de esto (Dirzo *et al.*, 2014). El rol que cumplen los animales domésticos en el cambio global es, generalmente, subestimado y desconocido. Los animales domésticos ferales (ADF) son aquellos que se han independizado del cuidado humano y que subsisten en modo silvestre en la naturaleza. Estudios han reportado que entre los impactos ambientales por parte de animales domésticos y ADF se encuentran la erosión del suelo y el sobrepastoreo, la transmisión de enfermedades, la depredación de animales silvestres de alto valor ecológico y la competencia con otros carnívoros silvestres (Gering *et al.*, 2019).

La domesticación tuvo origen a partir de relaciones de mutualismo entre humanos y otros animales hace más de 15 000 años y ha generado una serie de beneficios hacia diversas dimensiones humanas. Sin embargo, la respuesta de la sociedad no ha sido siempre la de proveer cuidado y manejo responsable de animales de compañía y del ganado. Cuando estos animales son desatendidos y carecen del control apropiado, se puede abrir espacio para un proceso de feralización (figura 1). Los ADF están caracterizados por tener altas tasas de reproducción, alta resistencia a enfermedades cosmopolitas y habilidades de aprendizaje social adaptativo (Bonacic, Almuna e Ibarra, 2019).

Uno de los aspectos que caracteriza el Antropoceno es que los humanos están

viviendo cada vez más en áreas urbanas, y esto está fuertemente ligado a un aumento en el número de mascotas y abandono de animales en áreas rurales (Young, Bergman y Ono, 2018). Existe una diferencia fundamental en las actitudes humanas hacia los ADF, por quienes se expresa mayor compasión y empatía respecto a especies invasoras que no han sido previamente domesticadas, como el visón (*Neovison vison*). Esto ha tenido fuertes implicancias en la toma de decisiones políticas para el manejo de las especies domésticas, impidiendo la implementación de medidas de control. Como consecuencia, han surgido presiones políticas y sociales desde actores con visiones opuestas, y esto ha resultado en que actualmente hay una incapacidad de control a nivel global por parte de las autoridades.

En general, las medidas implementadas para el manejo y control de ADF han tenido un impacto negativo en el bienestar tanto de animales silvestres como ADF (Hampton, Warburton y Sandøe, 2019). En el caso de Chile, la reciente ley de tenencia responsable de mascotas (Ley 21020, Ministerio de Salud, 19 de julio de 2017) no ha servido como medida eficiente de control de poblaciones de perros y gatos y ha sido criticada por la comunidad científica. Esto ha contribuido especialmente al deterioro de poblaciones de guanacos (*Lama guanicoe*), huemules (*Hipoccalemus bisulcus*) y gato güiña (*Leopardus guigna*), principalmente por ataque de perros y transmisión de enfermedades (Bonacic *et al.*, 2019). Además, ha contribuido a aumentar las poblaciones de perros ferales, cuyas condiciones sanitarias son pobres, lo cual a su vez, está generando una creciente problemática de salud pública (Bonacic y Abarca, 2014).

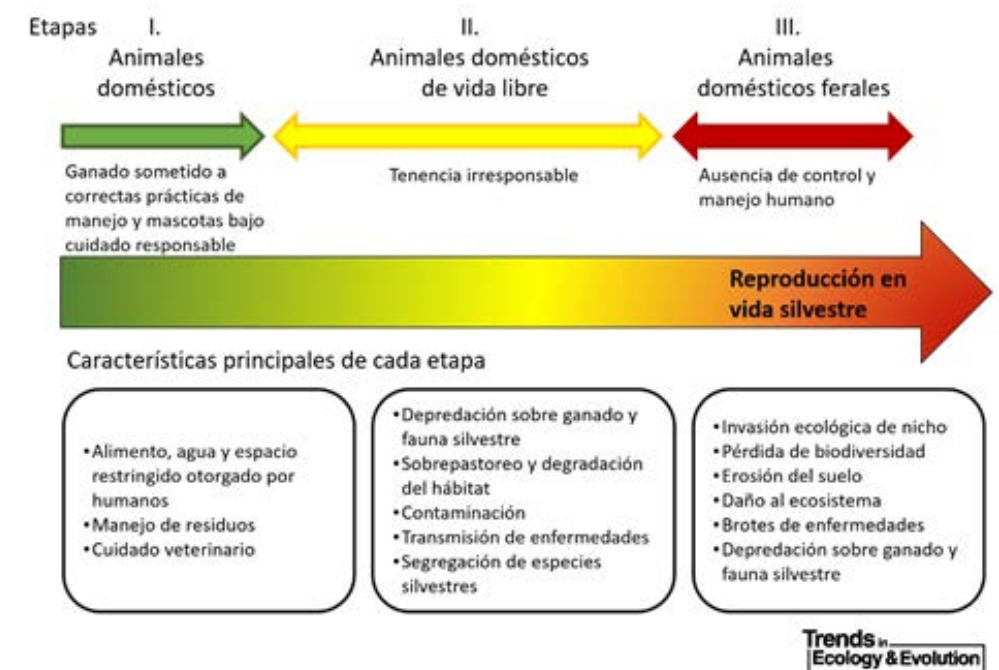


Figura 1. Etapas de la feralización y sus efectos en ecosistemas rurales y la biodiversidad (Bonacic *et al.*, 2019).

Etapa I: Animales bajo tenencia responsable (todas sus necesidades son proveídas por el humano y son mantenidos en áreas restringidas) Etapa II: Falta de supervisión directa (callejeros o de vida libre). Pueden tener consecuencias potencialmente negativas sobre el medio ambiente (contaminación y daño directo al hábitat) y competir o depredar otros animales domésticos y silvestres. En algunas partes del mundo, estos animales son comercializados (p.e. caballos y cabras en Australia). Animales de la etapa II pueden volver a la etapa I si vuelven a ser manejados correctamente. Etapa III: animales se vuelven casi completamente independientes del cuidado humano. Viven y se reproducen en el medio silvestres (evitando contacto directo con humanos).

Por otro lado, en el archipiélago de Juan Fernández, gatos ferales han afectado a las poblaciones de dos especies de petreles en estado de conservación vulnerable: el petrel de Masafuera (*Pterodroma longirostris*) y el petrel de Juan Fernández (*Pterodroma externa*), que son su principal presa (Römer, 2002). Así mismo, en la isla Robinson Crusoe, los gatos ferales han significado una verdadera amenaza para el picaflores de Juan Fernández (*Sephanoides fernandensis*). Es importante en Chile lograr un cambio de conducta humana,

instando un sentido de responsabilidad no solo hacia perros y gatos, si no que también hacia los ecosistemas naturales y animales tanto domésticos como silvestres (Villatoro *et al.*, 2018).

Las relaciones entre humanos y animales domésticos son de carácter complejo e implican dimensiones emocionales, morales, éticas y filosóficas. En Chile es urgente controlar el impacto de los perros y gatos ferales y de vida libre sobre la fauna silvestre. Cobran importancia, en este sentido,

promover medidas de manejo caracterizadas por un sentido adaptativo y participativo. Es importante que se evalúen caso a caso las fuentes de ADF y sus efectos ecológicos, socioculturales y económicos, además de generar conciencia en la comunidad sobre estos efectos para apoyar la implementación de soluciones. Por último, es fundamental trabajar en conjunto con actores locales y globales relacionados a la problemática mediante el uso de metodologías participativas con el fin de incorporar inquietudes éticas, culturales, religiosas, económicas y medio ambientales (Bonacic *et al.*, 2019).

Se considera que el principal objetivo de las autoridades debiera ser la conservación de la biodiversidad, los ecosistemas y las formas de vida rurales. Para esto, es necesario lograr aceptabilidad y consenso en las medidas a implementar por parte de todos los actores

involucrados, lo que a su vez colaborará con que las medidas propuestas sean las adecuadas para cada contexto político y socioecológico. Solo el diseño e implementación de estrategias de control efectivas permitirá detener el creciente impacto que los ADF están ejerciendo en Chile y en el mundo.

Agradecimientos

Agradecemos a CONICYT/Fondecyt (1120969), CONICYT/FONDAP (15110006), a CONICYT PIA/BASAL FB0002 y al Centro para el Impacto Socioeconómico de las Políticas Ambientales (CESIEP) de la Iniciativa Científica Milenio del Ministerio de Economía, Fomento y Turismo (Chile). Agradecemos a Iain Gordon, Gerardo Ceballos, Jerry Laker, Ana Muñoz y Constanza Arevalos por su apoyo en el contenido y edición de este trabajo.

Villatoro, F.J., Naughton-Treves, L., Sepúlveda, M.A., Stowhas, P., Mardones, F.O., & Silva-Rodríguez, E.A. (2018). When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management*, 229:67–75.

Young, J. K., Bergman, D. L., & Ono, M. (2018). Bad dog: feral and free-roaming dogs as agents of conflict. *Animal Conservation*, 21(4), 285–286.

Literatura citada

Bonacic, C. y Abarca, K. (2014). Hacia una política y legislación para el control de poblaciones de cánidos y calidad de vida de las personas: un enfoque multidisciplinario. *Centro de Políticas Públicas UC, Pontificia Universidad Católica de Chile*, 9(65), 1–11.

Bonacic, C., Almuna, R., & Ibarra, J. T. (2019). Biodiversity Conservation Requires Management of Feral Domestic Animals. *Trends in Ecology and Evolution*, 34(8), 683–686.

Crutzen, P.J. (2006). The “Anthropocene”. *En: Earth system science in the Anthropocene*. Springer, Berlin, Heidelberg. Pp 13-18.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 401(6195), 401–406.

Gering, E., Incorvaia, D., Henriksen, R., Wright, D., & Getty, T. (2019). Maladaptation in feral and domesticated animals. *Evolutionary Applications*, 12(7), 1274–1286.

Hampton, J. O., Warburton, B., & Sandøe, P. (2019). Compassionate versus consequentialist conservation. *Conservation Biology*. 33(4), 751–759.

Römer, U. (2002). Threatened avifauna of the Juan Fernández archipelago, Chile: the impact of introduced mammals and conservation priorities. *Continga*, 17:66–72.



Macrolíquenes epífitos e indicadores rápidos de diversidad líquénica en los bosques de tipo forestal lenga (*Nothofagus pumilio*) de Chile

Epiphytic macrolichens and rapid bioindicators of lichen diversity in Chilean forests of *Nothofagus pumilio*

¹Clara Rodríguez, ^{1*}Gregorio Aragón, ¹María Prieto, ¹Pilar Hurtado, ¹Manuel Rojo, ²Lohengrin Cavieres,

³Carlos Zamorano-Elgueta e ¹Isabel Martínez

¹Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos (URJC), Madrid, España.

²Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

³Departamento de Ciencias Naturales y Tecnología, Universidad de Aysén, Aysén, Chile.

*gregorio.aragon@urjc.es

Resumen

Los bosques mejor conservados son los que presentan una mayor diversidad de líquenes epífitos y va a estar determinado por la presencia de especies de interior de bosque, ausentes en los bosques más alterados. Las condiciones climáticas de los bosques montanos chilenos y su estado de conservación favorecen la presencia de una diversidad de líquenes epífitos, especialmente de especies de gran tamaño (macrolíquenes). Se plantean como objetivos realizar un estudio de los macrolíquenes que viven sobre *Nothofagus pumilio* a lo largo de toda su área de distribución en Chile, incluyendo numerosos espacios protegidos, y detectar grupos de especies que se puedan utilizar como indicadores rápidos de diversidad líquénica. El muestreo se llevó a cabo durante los años 2018 y 2019, en veintitrés rodales de bosques de varios espacios protegidos. Se han identificado un total de ciento setenta y un especies de macrolíquenes. Las zonas con mayor diversidad fueron los parques nacionales de Puyehue, Conguillío, Torres del Paine y Cerro Castillo. Las correlaciones realizadas a nivel de bosque mostraron valores altos y significativos entre la abundancia de especies de *Nephroma* ($r = 0,76$), *Podostictina* ($r = 0,79$) y *Pseudocyphellaria* ($r = 0,81$) con el total de macrolíquenes. Se propone la utilización de la riqueza de especies de los tres géneros como una forma rápida de medir la riqueza de macrolíquenes epífitos, e indirectamente, una forma de identificar rodales mejor conservados.

Palabras clave: epífitos, macrolíquenes, indicadores, *Nothofagus pumilio*, Chile.

Abstract

The best preserved forests are those with a higher diversity of epiphytic lichens and will be determined by the presence of species in the inner part of the forest, and its absence in disturbed forests. The climate features of Chilean mountain forests and their conservation status promote the presence of diverse epiphytic lichens, specially larger species or macrolichens. The proposed objective is to perform a study of the macrolichens living on trees of *Nothofagus pumilio* considering its entire distribution area in Chile, including several protected areas, and find groups of species that may be used as rapid bioindicators of lichen diversity. The sampling was carried out during the years 2018 and 2019 along twenty stands of forests located in several protected areas. Thus, one hundred and seventy one species of macrolichens have been identified. The areas with higher diversity were located at Puyehue, Conguillío, Torres del Paine and Cerro Castillo National Parks. For all the macrolichens the correlations performed at forest level showed high and significant values among the abundance of the species *Nephroma* ($r = 0,76$), *Podostictina* ($r = 0,79$) and *Pseudocyphellaria* ($r = 0,81$). It is proposed to use the abundance of species of the three genres as a rapid form of measuring the richness of epiphytic lichens, and in an secondary use, as a way to identify the stands in better conditions.

Keywords: epiphytic, macrolichens, indicators, *Nothofagus pumilio*, Chile.

Introducción

Es ampliamente reconocido por la comunidad científica que son los bosques mejor conservados los que presentan una mayor diversidad de líquenes epífitos (ref. en Aragón *et al.*, 2019). Esta diversidad está condicionada por la presencia de determinadas especies de interior de bosque, sensibles a la contaminación ambiental, a la eutrofización y a cambios relacionados con la alteración y explotación de los bosques (p. ej.: talas, clareos, fragmentación, uso agrícola o ganadero) (Aragón *et al.*, 2010; Benítez *et al.*, 2012; Nascimbene *et al.*, 2013). Así, especies de líquenes forestales que presentan requerimientos hídricos más elevados, que son más sensibles a la radiación solar y a cambios en la temperatura, pueden verse afectadas por pequeñas alteraciones en la cobertura arbolada de un bosque (p. ej.: talas selectivas), pudiendo incluso llegar a

desaparecer (Benítez *et al.*, 2012).

Algunas especies de interior de bosque (de sombra) más sensibles a cambios ambientales, son las que tradicionalmente se han propuesto como indicadores de diversidad y del estado de conservación de los bosques, ya sea como especies representativas o mediante índices de continuidad ecológica que utilizan la presencia de varias especies (p. ej.: *Revised Index of Ecological Continuity-RIEC*, *New Index of Ecological Continuity-NIEC*) (Coppins y Coppins, 2002). Recientemente se han incorporado otros predictores de la diversidad y del estado de conservación de los bosques, como la riqueza de especies de determinadas familias o incluso, la diversidad de formas de crecimiento de los líquenes (Giordani *et al.*, 2009; Aragón *et al.*, 2013; 2019).

Por otro lado, aunque el esfuerzo que se está realizando desde las diferentes instituciones

chilenas para fomentar los estudios de diversidad es cada vez mayor, el conocimiento que se tiene de las especies de líquenes en espacios protegidos de Chile es todavía escaso. Así, existen listados parciales centrados en algunos espacios protegidos (p. ej.: Quilhot *et al.*, 2012; Rubio *et al.*, 2013), aunque lo más frecuente es encontrar referencias puntuales en trabajos taxonómicos de mayor amplitud geográfica (ref. en Galloway y Quilhot, 1998; Culberson *et al.*, 2015).

El origen de este estudio hay que situarlo en el marco del proyecto “Reglas ecológicas de ensamblaje en comunidades epífitas de bosques templados: una visión desde el hemisferio sur” que se viene desarrollando desde 2018. Así, la ausencia o escasez de estudios y el buen estado de conservación de los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga), probablemente ligados a su ubicación en el interior de espacios protegidos y a su difícil acceso, llevó a plantearse dos objetivos: (1) realizar un estudio de los macrolíquenes presentes en *N. pumilio* a lo largo de su área de distribución; y (2) determinar si algún grupo de especies se puede utilizar como indicador rápido de diversidad y, por tanto, de buen estado de conservación de bosques, para su aplicación como una herramienta de gestión de ecosistemas forestales.

Materiales y métodos

Los bosques dominados por *N. pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser son los más característicos de las formaciones forestales deciduas subantárticas del sur de Sudamérica (Caldenty *et al.*, 2001), y es la especie de *Nothofagus*, junto con *N. antarctica* (firre), de más amplia distribución en Chile (35° 35' S-55° 31', Donoso, 1993), la cual cubre

3,4 millones de hectáreas, superficie que se concentra en las regiones de Aysén y de Magallanes (CONAF-CONAMA-BIRF, 1999). En las mejores condiciones de sitio, esta especie puede alcanzar diámetros de 130-150 cm (diámetro a la altura del pecho, DAP) y alturas sobre los 30 m (Donoso, 1993).

Durante los años 2018 y 2019 se muestrearon en total veintitrés rodales de bosques bien conservados de *N. pumilio* presentes en las siguientes unidades del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE) y áreas de estudio: termas de Chillán (Región del Ñuble), Parque Nacional (PN) Conguillío (La Araucanía), PN Puyehue (Los Lagos), PN Hornopirén (Los Lagos), PN Queulat (Aysén), PN Cerro Castillo (Aysén), PN Torres del Paine (Magallanes), Reserva Nacional Magallanes (Magallanes) e isla Navarino (Reserva de la Biósfera Cabo de Hornos) (Magallanes) (tabla 1).

La metodología es la misma que la llevada a cabo para los bosques de *Fagus* en Europa (Hurtado *et al.*, 2019). En cada rodal se establecieron cinco parcelas de muestreo (25 × 25 m), intentando abarcar la variabilidad ambiental existente a nivel de rodal (pendiente, altitud, exposición, cobertura del dosel). A nivel de parcela se seleccionaron diez árboles representativos de la misma en términos de forma y tamaño. En cada árbol se registraron y colectaron (utilizando navaja y pinzas) las especies de macrolíquenes presentes en una superficie de 20 × 30 cm en la base y a 1,35 m de altura, en exposiciones norte y sur, para abarcar el mayor número de ambientes posible. Se tomaron datos de presencia/ausencia y de cobertura de todas las especies de macrolíquenes (Hurtado *et al.*, 2019).

Para evaluar/determinar la existencia de

Tabla 1. Datos de localización de los bosques estudiados. Coordenadas en formato decimal.

Sitio	Coor-X	Coor-Y	Alt. (m)
Termas de Chillán	-71,4077	-36,9056	1810
Termas de Chillán	-71,4662	-36,8811	1519
Conguillío	-71,6789	-38,6395	1372
Conguillío	-71,6047	-38,6373	1481
Conguillío	-71,6977	-38,6450	1368
Puyehue	-72,2113	-40,7741	1050
Puyehue	-72,2169	-40,7848	986
Puyehue	-72,1919	-40,7859	1339
Hornopirén	-72,3432	-41,8391	975
Hornopirén	-72,3440	-41,8444	907
Hornopirén	-72,3474	-41,8345	1069
Queulat	-72,5509	-44,2310	950
Queulat	-72,5451	-44,2303	964
Queulat	-72,5331	-44,2322	855
Cerro Castillo	-72,0162	-46,0679	1092
Cerro Castillo	-71,9717	-46,0117	960
Cerro Castillo	-72,1535	-46,0872	804
Torres del Paine	-73,17425	-51,10633	86
Torres del Paine	-72,92045	-50,95316	468
Torres del Paine	-72,74567	-50,86108	562
R. Magallanes	-71,0472	-53,1407	413
Isla Navarino	-67,6535	-54,9581	140
Isla Navarino	-67,6257	-54,9557	404

indicadores de abundancia de macrolíquenes a nivel de bosque (rodal) ($N = 23$), se realizaron correlaciones (Pearson) entre la abundancia total de especies de macrolíquenes y la abundancia de especies de los géneros con mayor diversidad (*i. e.*, *Hypotrachyna*, *Menegazzia*, *Nephroma*, *Pannaria*, *Podostictina*, *Pseudocyphellaria*, *Sticta* y *Usnea*).

Resultados

Se identificó un total de ciento setenta y un especies de macrolíquenes. Los géneros

con mayor diversidad de especies son *Pseudocyphellaria*, *Leptogium*, *Nephroma* o *Usnea* (anexo). Las zonas con mayor diversidad de macrolíquenes fueron el PN Puyehue (setenta y seis especies), PN Conguillío (setenta y tres especies), PN Torres del Paine (sesenta y ocho especies) y PN Cerro Castillo (sesenta y nueve especies) (figura 1, anexo).

Las correlaciones realizadas a nivel de bosque muestran valores altos y significativos entre el número total de especies y la riqueza de especies de *Nephroma*, *Podostictina* y de *Pseudocyphellaria* (tabla 2).

Tabla 2. Coeficiente de correlación de Pearson entre la riqueza de especies a nivel de género y el número total de especies de macrolíquenes. El valor de P está indicado de la siguiente forma: ns = no significativo, * = P<0.05, ** = P<0.01; *** P= <0.001.

Género	Correlación
<i>Hypotrachyna</i>	0,16 ns
<i>Menegazzia</i>	0,28 ns
<i>Nephroma</i>	0,76 ***
<i>Pannaria</i>	0,49 *
<i>Peltigera</i>	0,43 *
<i>Podostictina</i>	0,79 ***
<i>Pseudocyphellaria</i>	0,81 ***
<i>Sticta</i>	0,53 **
<i>Usnea</i>	-0,19 ns

Discusión y conclusiones

El número de especies de macrolíquenes identificados en bosques de *N. pumilio* es muy superior al registrado en estudios similares en especies arbóreas de amplia distribución en Europa, como *Fagus sylvatica* (Hurtado *et al.*, 2020), que se extiende por un rango de distribución muy similar en el hemisferio norte. Ello indicaría la alta diversidad y el alto valor de conservación que caracteriza estos bosques, los cuales son extremadamente diversos en todo el rango de distribución estudiado. Esto puede ser debido a las elevadas precipitaciones y, por tanto, a la disponibilidad hídrica (Galloway, 1992; Green *et al.*, 2008; Rubio *et al.*, 2013) y al estado de conservación de estos ecosistemas, ya que, en muchos casos, su inaccesibilidad ha facilitado la existencia de bosques viejos sin apenas explotación. Ambos factores favorecerían la presencia de una gran

diversidad de macrolíquenes (Quilhot *et al.*, 2012; Rubio *et al.*, 2013).

Son los bosques de los parques nacionales de Conguillío, Puyehue y Torres del Paine los que presentan un mayor número de macrolíquenes. Son bosques con árboles centenarios, donde existe un dominio de los grandes macrolíquenes foliáceos que forman parte de las comunidades liquénicas climácicas, que aparecen cuando el bosque es maduro y se encuentra en un excelente estado de conservación (Rundel, 1980; Gatica *et al.*, 2011; Quilhot *et al.*, 2012; Rubio *et al.*, 2013). Muchas de estas especies se desarrollan en el interior de los bosques, ya que son muy sensibles a la eutrofización, a elevados niveles de irradiación, y además presentan unos requerimientos hídricos muy elevados (Benítez *et al.*, 2012).

En este sentido, muchas de estas especies constituyen excelentes indicadores del estado de conservación de los bosques, y su presencia puede ser utilizada como una herramienta más para la gestión de los bosques (Coppins y Coppins, 2002). Es así, como especies de los géneros *Nephroma*, *Podostictina* y *Pseudocyphellaria*, que pertenecen a orden Peltigerales, fácilmente identificables (ejemplos en figuras 2-7), pueden ser utilizadas como indicadores de la riqueza total de especies de macrolíquenes y, por tanto, del estado de conservación de los bosques de tipo forestal lenga. De este modo, los bosques mejor conservados son los que presentarían una mayor riqueza de especies (Aragón *et al.*, 2019). Al igual que en los bosques de *N. pumilio*, en bosques mediterráneos de Europa la abundancia de especies de dicho orden estuvo muy correlacionada con la riqueza de especies epífitas, proponiéndose como un



Figura 2. *Nephroma antarcticum* en Puyehue.



Figura 3. *Nephroma cellulosum* en la reserva Magallanes.



Figura 4. *Podostictina flavicans* en Conguillío.



Figura 5. *Podostictina vaccina* en Cerro Castillo.

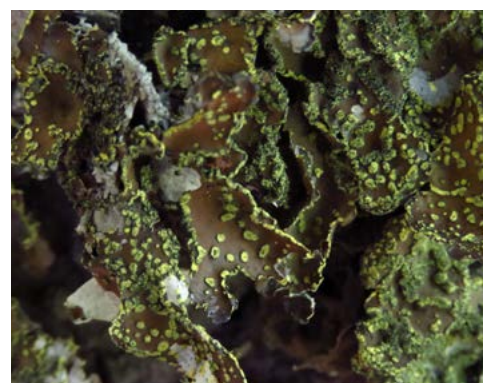


Figura 6. *Pseudocyphellaria citrina* en termas de Chillán.



Figura 7. *Pseudocyphellaria hirsuta* en Puyehue.

indicador efectivo de la misma (Aragón *et al.*, 2013).

Los géneros *Nephroma*, *Podostictina* y *Pseudocyphellaria* incluyen un conjunto de especies que, en general, son muy sensibles a la explotación de los bosques, y que están muy bien adaptadas a obtener óptimos fotosintéticos con niveles de irradiación muy bajos (especialmente las que tiene cianobacteria como fotobionte), es decir, con luz difusa (Lange *et al.*, 2000; 2004; Nash III, 2008; Kranner *et al.*, 2009). Son especies que se desarrollan con mayor frecuencia en bosques densos y bien conservados, dado que sufren fotoinhibición con exceso de luz (Kranner *et al.*, 2009; Benítez *et al.*, 2012). Talas o claros parciales del bosque pueden propiciar la rápida desaparición de muchas de estas especies. Por otro lado, algunas de las especies que integran estos géneros presentan una cianobacteria como fotobionte, por lo que requieren niveles de hidratación muy elevados para tener fotosíntesis positiva (Nash III, 2008). En bosques bien conservados, donde hay mayor disponibilidad hídrica ligada al ambiente, estas especies se ven favorecidas frente a otras más fotófilas, es decir, que requieren de una mayor exposición a la luz (Benítez *et al.*, 2012). Sin embargo, en zonas más abiertas o aclaradas, con mayor insolación y menor disponibilidad hídrica, algunas de estas especies no alcanzan los niveles de hidratación suficiente para poder desarrollarse (Nash III, 2008; Benítez *et al.*, 2012).

Por tanto, es posible indicar que la mayor riqueza de macrolíquenes epífitos se encuentra en bosques bien conservados, y que la riqueza de especies de los géneros *Nephroma*, *Podostictina* y *Pseudocyphellaria*, no solo

está correlacionada con el número total de macrolíquenes, sino que indirectamente también con el buen estado de conservación de los bosques. Se propone la utilización de la riqueza de especies de estos tres géneros como una forma rápida de medir la riqueza de macrolíquenes epífitos. A partir de estos indicadores, se podría señalar que no todos los rodales presentaron el mismo estado de conservación.

Agradecimientos:

Este estudio ha sido financiado por el proyecto NOTHODIVERSITY (CGL2016-80562-P) (Ministerio de Economía y Competitividad, España). Queremos agradecer a la CONAF de Chile por concedernos el permiso para trabajar en los diferentes espacios protegidos. Agradecemos a Luca de Nuzzo y Noelia Fernández su apoyo en el trabajo de campo. Un agradecimiento especial al personal de cada uno de los espacios protegidos en los que hemos trabajado por su ayuda durante nuestra visita.

Literatura citada

Aragón, G., Martínez, I., Izquierdo, P., Belinchón, R. & Escudero, A. (2010). Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Applied Vegetation Science* 13 (2), 183-194.

Aragón, G., Belinchón, R., Martínez, I. & Prieto, M. (2013). *Forest Ecology & Management*, 310, 187-193.

Aragón, G., Martínez, I., Hurtado, P., Benítez, Á., Rodríguez, C. & Prieto, M. (2019). Using Growth Forms to Predict Epiphytic Lichen Abundance in a Wide Variety of Forest Types. *Diversity*, 11, 51.

Benítez, A., Prieto, M., González, Y. & Aragón, G. (2012). Effects of tropical montane forest disturbance on epiphytic macrolichens. *Science of the Total Environment*, 441, 169-175.

Caldenty, J., Ibarra, M. & Hernández, J. (2001). Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the Región of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148, 145-157.

CONAF-CONAMA-BIRF. (1999). *Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile: Informe nacional con variables ambientales*. Santiago de Chile: Corporación Nacional Forestal.

Coppins, A.M. & Coppins, B.J. (2002). *Indices of Ecological Continuity for woodland epiphytic lichen habitats in the British Isles*. London, British Isles: British Lichen Society.

Culberson, W.L., Egan, R.S., Esslinger, T.L. & Hodkinson, B.P. (2015). *Recent literature on lichens*. <http://nhm2.uio.no/lichens/rll.html>.

Donoso, C. (1993). *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Galloway, D.J. (1992). Studies in *Pseudocyphellaria* (lichens) III. The South American species. *Bibliotheca Lichenologica*, 46, 1-275.

Galloway, D.J. & Quilhot, W. (1998). Checklist of Chilean lichen-forming and lichenicolous fungi. *Gayana Botanica*, 55 (2), 111-185.

Gatica, A., Pereira, I. y Vallejos, O. (2011). Líquenes epífitos: una herramienta para estudiar la continuidad ecológica en isla Mocha, Chile. *Gayana Botanica*, 68 (2), 226-235.

Giordani, P., Brunialti, G., Benesperi, R., Rizzi, G., Frati, L. & Modenesi, P. (2009). Rapid biodiversity assessment in lichen diversity surveys: implications for quality assurance. *Journal of Environmental Monitoring*, 11 (4), 730-735.

Green, T.G.A., Nash III, T.H. & Lange, O.L. (2008). Physiological ecology of carbon dioxide exchange. En T.H. Nash III (Ed.), *Lichen biology* (pp. 134-151). New York, USA: Cambridge University Press.

Hurtado, P., Prieto, M., Aragón, G., Escudero, A. & Martínez, I. (2019). Critical predictors of functional, phylogenetic, and taxonomic diversity are geographically structured in lichen epiphytic communities. *Journal of Ecology*, 107, 2303-2316.

Hurtado, P., Prieto, M., Martínez-Vilalta, J., Giordani, P., Aragón, G., López-Angulo, J., Košuthová, A., Merinero, S., Díaz-Peña, E.M., Rosas, T., Benesperi, R., Bianchi, E., Grube, M., Mayrhofer, H., Nascimbene, J., Wedin, M., Westberg, M. & Martínez, I. (2020). Disentangling functional trait variation and covariation in epiphytic lichens along a continent-wide latitudinal gradient. *Proceedings of the Royal Society B*, 287.

Kranner, I., Beckett, R., Hochman, A. & Nash III, T.N. (2008). Desiccation-Tolerance in Lichens: A Review. *The Bryologist*, 111 (4), 576-593.

Lange, O.L., Büdel, B., Meyer, A., Zellner, H. & Zotz, G. (2000). Lichen carbon gain under tropical conditions: water relations and CO₂ exchange of three *Leptogium* species of a lower montane rainforest in Panama. *Flora*, 195 (2), 172-190.

Lange, O.L., Büdel, B., Meyer, A., Zellner, H. & Zotz, G. (2004). Lichen carbon gain under tropical conditions: water relations and CO₂ exchange of Lobariaceae species of a lower montane rainforest in Panama. *Lichenologist*, 36 (5), 329-342.

Nascimbene, J., Thor, G. & Nimis, P.L. (2013). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe-A review. *Forest ecology and management*, 298, 27-38.

Nash III, T. H. (2008). *Lichen biology*. New York, USA: Cambridge University Press.

Quilhot, W., Rubio, C. y Cuéllar, M. (2012). Líquenes de Aisén, sur de Chile. *Gayana Botanica*, 69 (1), 57-87.

Rubio, C., Saavedra, M., Cuéllar, M., Díaz, R. & Quilhot, W. (2013). Epiphytic lichens of Conguillío National Park, southern Chile. *Gayana Botanica*, 70 (1), 66-81.

Rundel, P.W. (1980). Corticolous Lichen Communities of *Nothofagus dombeyi* on Volcán Villarica in Southern Chile. *The Bryologist*, 83 (1), 82-84.

ANEXO

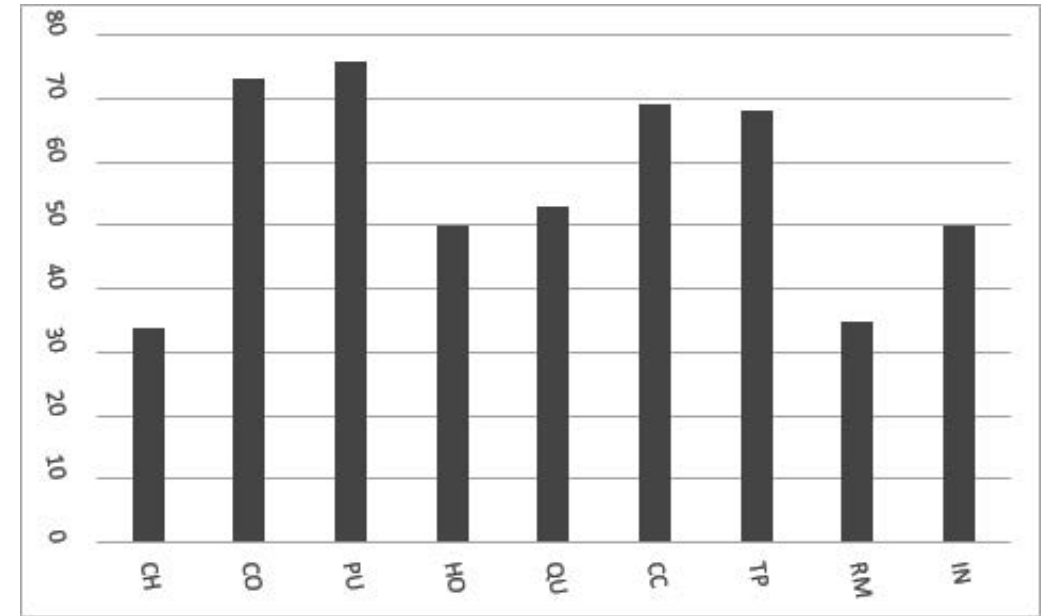


Figura 1. Riqueza de macrolíquenes en cada una de las zonas muestreadas. CH: Termas de Chillan, CO: PN Conguillío, PU: PN Puyehue, HO: PN Hornopirén, QU: PN Queulat, CC: PN Cerro Castillo, TP: PN Torres del Paine, RM: Reserva Nacional Magallanes, IN: Isla Navarino (Reserva de la Biósfera Cabo de Hornos).

Anexo. Listado de macrolíquenes sobre *Nothofagus pumilio*. Termas de Chillan (CH), Parque Nacional Conguillío (CO), PN Puyehue (PU), PN Hornopirén (HO), PN Queulat (QU), PN Cerro Castillo (CC), PN Torres del Paine (TP), Reserva Nacional Magallanes (RM) e isla Navarino (IN).

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Austromelanelixia subglabra</i> (Räsänen) Divakar, Crespo & Lumbsch								X	
<i>Bunodophoron australe</i> (Laurer) A. Massal.				X					
<i>Bunodophoron insigne</i> (Laurer) Wedin			X		X				
<i>Bunodophoron ohlssonii</i> (Wedin) Wedin			X	X					
<i>Bunodophoron patagonicum</i> (C.W. Dodge) Wedin			X	X					
<i>Bunodophoron ramuliferum</i> (I.M. Lamb) Wedin			X	X	X				
<i>Cetrelia chicitae</i> (W.L. Culb.) W.L. Culb. & C.F. Culb.		X				X	X		

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Cetrelia</i> sp.			X		X				
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.							X		
<i>Cladonia gracilis</i> (L.) Willd.				X					
<i>Cladonia pocillum</i> (Ach.) O.J. Rich.							X		
<i>Cladonia squamosa</i> (Scop.) Hoffm.				X					
<i>Cladonia subulata</i> (L.) Weber ex F.H. Wigg.			X		X				X
<i>Coelopogon abraxas</i> Brusse						X			
<i>Coelopogon epiphorellus</i> (Nyl.) Brusse & Kärnefelt	X	X			X	X	X	X	X
<i>Collema flaccidum</i> (Ach.) Ach.		X	X			X			
<i>Collema glaucophthalmum</i> Nyl.		X					X		
<i>Collema</i> sp.	X	X							
<i>Cora byssoidea</i> Lücking & Moncada			X	X	X				
<i>Cyanisticla obvoluta</i> (Sw.) C.W. Dodge		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Fuscopannaria mediterranea</i> (Tav.) P.M. Jørg.		X	X			X	X		
<i>Fuscopannaria minor</i> (Darb.) P.M. Jørg.		X	X		X	X	X		
<i>Fuscopannaria subimmixta</i> (C. Knight) P.M. Jørg.		X							
<i>Heterodermia speciosa</i> (Wulfen) Trevis.					X				
<i>Hypogymnia antarctica</i> (Bitter) C.W. Dodge	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Hypogymnia bitteri</i> (Lynge) Ahti			X			X			
<i>Hypogymnia subphysodes</i> (Kremp.) Filson						X			
<i>Hypotrachyna bogotensis</i> (Vain.) Hale					X				
<i>Hypotrachyna brevirhiza</i> (Kurok.) Hale						X	X		
<i>Hypotrachyna densirhizinata</i> (Kurok.) Hale						X			
<i>Hypotrachyna flavovirens</i> (Kurok.) Hale							X		
<i>Hypotrachyna reducens</i> (Nyl.) Hale							X		
<i>Hypotrachyna rockii</i> (Zahlbr.) Hale					X		X	X	
<i>Hypotrachyna sinuosa</i> (Sm.) Hale	X						X		

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Lathagrium auriforme</i> (With.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin		X							
<i>Leciophysma</i> sp.		X							
<i>Leifidium tenerum</i> (Laurer) Wedin			X	X	X				
<i>Leptogium azureum</i> (Sw.) Mont.		X	X						
<i>Leptogium cochleatum</i> (Dicks.) P.M. Jørg. & P. James			X		X				
<i>Leptogium cyanescens</i> (Ach.) Körb.						X	X		
<i>Leptogium decipiens</i> P.M. Jørg.	X	X	X		X	X	X		X
<i>Leptogium juressianum</i> Tav.						X			
<i>Leptogium laceroideus</i> de Lesd.	X	X				X	X		
<i>Leptogium meziensii</i> (Sm.) Montagne	X	X							X
<i>Leptogium patagonicum</i> Zahlbr.									X
<i>Leptogium tenuissimum</i> (Hoffm.) Körb.						X			
<i>Leptogium valdivianum</i> M. Lindstr.		X	X			X			
<i>Leptogium</i> sp.		X							
<i>Melanohalea ushuaiensis</i> (Zahlbr.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	X	X						X	
<i>Menegazzia chrysogaster</i> Bjerke & Elvebakk	X					X	X		
<i>Menegazzia cincinnata</i> (Ach.) Bitter					X	X	X	X	X
<i>Menegazzia dispersa</i> (Nyl.) R. Sant.			X						
<i>Menegazzia globulifera</i> R. Sant.	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Menegazzia magellanica</i> R. Sant.						X			
<i>Menegazzia neozelandica</i> (Zahlbr.) P. James				X					
<i>Menegazzia opuntioides</i> (Müll. Arg.) R. Sant.			X	X	X				
<i>Menegazzia sanguinascens</i> (Räsänen) R. Sant.		X				X	X	X	
<i>Menegazzia valdiviensis</i> (Räsänen) R. Sant.	X	X	X	X	X	X			
<i>Menegazzia violascens</i> (Räsänen) Bjerke		X	X	X	X	X		X	X
<i>Menegazzia wandae</i> Bjerke					X			X	X
<i>Menegazzia wilsonii</i> (Räsänen) Bjerke			X	X	X				X

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Metus efflorescens</i> D.J. Galloway & P. James			X		X				
<i>Nephroma analogicum</i> Nyl.		X	X	X	X				
<i>Nephroma antarcticum</i> (Wulfen) Nyl.		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nephroma cellulorum</i> (Sm.) Ach.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nephroma chubutense</i> I.M. Lamb			X						
<i>Nephroma kuehnemannii</i> I.M. Lamb				X					
<i>Nephroma microphyllum</i> Henssen			X						
<i>Nephroma papillosum</i> F.J. White & P. James			X	X	X				
<i>Nephroma parile</i> (Ach.) Ach.		X				X	X		
<i>Nephroma plumbeum</i> (Mont.) Mont.			X				X		
<i>Nephroma pseudoparile</i> (Räsänen) Zahlbr.		X		X		X			
<i>Nephroma skottsbergii</i> F.J. White & P. James		X	X	X	X				
<i>Nephromopsis chlorophylla</i> (Willd.) Divakar, Crespo & Lumbsch	X	X			X	X	X		
<i>Pannaria byssoidea</i> Passo & Calvelo			X		X				
<i>Pannaria contorta</i> (Müll. Arg.) Passo & Calvelo								X	X
<i>Pannaria farinosa</i> Elvebakk & Fritt-Rasmussen		X					X	X	X
<i>Pannaria implexa</i> (Stirt.) Passo, Calvelo & S. Stenroos									X
<i>Pannaria isabellina</i> (Vain.) Elvebakk & Bjerke			X						
<i>Pannaria pallida</i> (Nyl.) Hue		X	X				X	X	X
<i>Pannaria patagonica</i> (Malme) Elvebakk & D.J. Galloway			X						
<i>Pannaria pulverulacea</i> Elvebakk			X					X	X
<i>Pannaria sphinctrina</i> (Mont.) Tuck. ex Hue				X			X	X	X
<i>Pannaria</i> sp.			X						
<i>Pannoparmelia angustata</i> (Pers.) Zahlbr.			X			X	X	X	X
<i>Parmelia cunninghamii</i> Cromb.	X		X			X	X	X	X

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Parmelia protosulcata</i> Hale			X						
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.		X							
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	X	X				X	X		
<i>Parmeliella nigrata</i> (Müll. Arg.) P.M. Jørg. & D.J. Galloway	X	X	X			X	X		
<i>Parmeliella nigrocincta</i> (Mont.) Müll. Arg.	X	X	X		X	X	X		X
<i>Parmeliella</i> sp.		X	X			X			
<i>Peltigera canina</i> (L.) Willd.						X			X
<i>Peltigera collina</i> (Ach.) Schrad.						X	X		
<i>Peltigera degenii</i> Gyeln.	X	X							
<i>Peltigera horizontalis</i> (Huds.) Baumg.				X					
<i>Peltigera hymenina</i> (Ach.) Delise		X	X	X					X
<i>Peltigera membranacea</i> (Ach.) Nyl.		X				X			
<i>Peltigera polydactylon</i> (Neck.) Hoffm.		X	X	X	X				
<i>Peltigera praetextata</i> (Flörke ex Sommerf.) Zopf	X	X		X		X	X		
<i>Peltigera canina</i> (L.) Willd.						X			
<i>Physcia</i> sp. 1			X	X					
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W.L. Culb. & C.F. Culb.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Podostictina berberina</i> (G. Forst.) Moncada & Lücking			X	X	X				
<i>Podostictina encoensis</i> (R. Sant.) D.J. Galloway & de Lange			X	X		X			
<i>Podostictina endochrysa</i> (Delise) D.J. Galloway & de Lange						X			X
<i>Podostictina flavicans</i> (Hook. f. & Taylor) Moncada & Lücking		X	X	X	X				
<i>Podostictina scabrosa</i> (R. Sant.) D.J. Galloway & de Lange		X	X			X	X	X	X
<i>Podostictina vaccina</i> (Mont.) D.J. Galloway & de Lange		X				X	X	X	
<i>Protousnea alectoroides</i> (Motyka) Krog			X	X	X				
<i>Protousnea dusenii</i> (Du Rietz) Krog	X	X				X	X		X

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Protousnea fibrillatae</i> Calvelo, Stock.-Wörg., Liber. & Elix		X	X						
<i>Protousnea magellanica</i> (Mont.) Krog					X	X			
<i>Protousnea poeppigii</i> (Nees & Flot.) Krog	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Protousnea teretiuscula</i> Krog		X							
<i>Pseudocyphellaria argyracea</i> (Delise) Vain.	X	X	X			X	X	X	X
<i>Pseudocyphellaria bartlettii</i> D.J. Galloway							X		X
<i>Pseudocyphellaria berteriana</i> (Mont.) Redón		X	X			X	X		X
<i>Pseudocyphellaria citrina</i> (Gyeln.) Lücking, Moncada & S. Stenroos	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudocyphellaria coerulea</i> (Mont.) D.J. Galloway & P. James		X							
<i>Pseudocyphellaria coppinsii</i> D.J. Galloway			X						
<i>Pseudocyphellaria divulsa</i> (Taylor) Imshaug			X						
<i>Pseudocyphellaria dubia</i> Du Rietz							X	X	X
<i>Pseudocyphellaria faveolata</i> (Delise) Malme		X		X	X			X	X
<i>Pseudocyphellaria freycinetii</i> (Delise) Malme									X
<i>Pseudocyphellaria gilva</i> (Ach.) Malme						X	X	X	X
<i>Pseudocyphellaria glabra</i> (Hook. f. & Taylor) C.W. Dodge		X	X	X	X				
<i>Pseudocyphellaria granulata</i> (C. Bab.) Malme		X				X	X	X	X
<i>Pseudocyphellaria guillemirii</i> (Mont.) D.J. Galloway		X	X	X		X	X	X	
<i>Pseudocyphellaria hirsuta</i> (Mont.) Malme		X	X	X		X	X		X
<i>Pseudocyphellaria intricata</i> (Delise) Vain.				X	X	X			X
<i>Pseudocyphellaria lechleri</i> (Müll. Arg.) Du Rietz			X	X			X	X	X

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Pseudocyphellaria mallota</i> (Tuck.) H. Magn.						X	X		
<i>Pseudocyphellaria neglecta</i> (Müll. Arg.) H. Magn.						X			X
<i>Pseudocyphellaria nitida</i> (Taylor) Malme				X					
<i>Pseudocyphellaria norvegica</i> (Gyeln.) P. James		X	X		X	X	X		
<i>Pseudocyphellaria nudata</i> (Zahlbr.) D.J. Galloway	X	X							
<i>Pseudocyphellaria piloselloides</i> (Räsänen) H. Magn.		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pseudocyphellaria redonii</i> D.J. Galloway							X		X
<i>Pseudocyphellaria valdiviana</i> (Nyl.) Follmann			X	X					
<i>Pseudocyphellaria wandae</i> D.J. Galloway						X			
<i>Pseudocyphellaria xanthosticta</i> (Pers.) Moncada & Lücking		X	X	X	X	X			X
<i>Pseudocyphellaria</i> sp.			X						
<i>Psoroma asperellum</i> (Nyl.) Nyl.		X				X	X		
<i>Psoroma fruticulosum</i> P. James & Henssen		X			X		X		
<i>Psoroma hirsutulium</i> Nyl. ex Cromb.									X
<i>Psoroma hypnorum</i> (Vahl) Gray	X	X				X	X		X
<i>Psoroma polychidioides</i> (Zahlbr.) P.M. Jørg.			X	X	X				
<i>Sticta caulescens</i> De Not.		X	X	X	X				
<i>Sticta fuliginosa</i> (Dicks.) Ach.						X	X		X
<i>Sticta hypochra</i> Vain.	X	X	X	X	X		X		
<i>Sticta limbata</i> (Sm.) Ach.							X		
<i>Sticta santessonii</i> D.J. Galloway			X						
<i>Sticta sublimbata</i> (J. Steiner) Swinscow & Krog					X	X	X		
<i>Sticta weigeli</i> (Ach.) Vain.		X	X		X	X			
<i>Synalissa</i> sp.		X							

Artículo de investigación

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 127-140 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Guardaparques marinos: una aproximación desde la gestión del Estado en las áreas silvestres protegidas costeras, marinas e insulares

Marine park rangers: an approach from State management in coastal, marine and island protected wild areas

Moisés Grimberg¹; María Loreto Ramírez²; Javiera Zúñiga³ y Felipe Sáez⁴

moises.grimberg@conaf.cl

1. Ingeniero forestal, superintendente de la Red de Parques Nacionales de la Patagonia Chilena, Departamento de Monitoreo y Desarrollo, Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal.

2. Profesora de Biología y Ciencias de la Naturaleza, Universidad Austral de Chile.

3. Ingeniero ambiental, Universidad Andrés Bello.

4. Profesional especialista técnico, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Resumen

Las áreas silvestres protegidas del Estado administradas por CONAF comprenden una superficie del 21% del territorio del país que se encuentra bajo protección oficial para salvaguardar la biodiversidad del territorio, sin embargo, parte importante de estas áreas se encuentra en una interfaz marítimo/terrestre que ha resultado ser un desafío a la hora de abordar una gestión institucional, ya que gran parte de la experiencia de la Corporación se encuentra asociada al medio terrestre. El presente artículo busca visibilizar la figura de la y el guardaparque marino, profesionales que por medio de sus trabajos se han especializado en estas zonas y han evolucionado para proteger los ecosistemas terrestres como marinos. Para dar cuenta de esto se realizó una encuesta a administradores/as y guardaparques, en la que se observó que mayoritariamente las personas encuestadas pertenecen al género masculino (90 % aproximadamente) y se encuentran, en gran medida, en rangos de edad superiores a cincuenta años (58 % de administradores y 40 % de guardaparques). En su mayoría tanto administradores como guardaparques han estado en su puesto por veinte años en su unidad (46 y 50 %, respectivamente). Además, la herramienta visibilizó las áreas de experiencia más relevantes para ellos, siendo estas: monitoreo, seguida por la mecánica y la prevención de riesgo, focalizando las condiciones de trabajo y necesidades de capacitación en estos mismos puntos. En paralelo, se evaluaron las condiciones de trabajo de los guardaparques, informando que a pesar de que existan refugios, se requiere un mayor número de estos, así como servicios básicos para la permanencia de profesionales en el área. De la misma forma, se requiere que se dote de más y mejor implementación en términos de indumentaria y elementos de protección personal. Finalmente, se eleva la figura de guardaparque marino como un profesional forjado en su labor y que producto de su arduo trabajo ha generado nuevas herramientas para cumplir con la gestión institucional.

MACROLÍQUENES	CH	CO	PU	HO	QU	CC	TP	RM	IN
<i>Usnea alata</i> Motyka	X								
<i>Usnea cirrosa</i> Motyka	X	X							
<i>Usnea flavocardia</i> Räsänen							X	X	
<i>Usnea fuegiana</i> Motyka	X	X							
<i>Usnea glabrata</i> (Ach.) Vain.						X			
<i>Usnea lacerata</i> Motyka		X			X				
<i>Usnea lethariiformis</i> Motyka							X	X	
<i>Usnea igniaria</i> Motyka							X		
<i>Usnea nidulifera</i> Motyka	X								
<i>Usnea pallida</i> Motyka			X	X	X				
<i>Usnea pusilla</i> Räsänen	X			X					
<i>Usnea xanthopoga</i> Nyl.				X	X			X	
<i>Usnea</i> sp. 1	X						X	X	X
<i>Usnea</i> sp.2	X								
<i>Usnea</i> sp. 3		X							

Palabras clave: Guardaparques marinos, Áreas Silvestres Protegidas, ecosistemas costeros e insulares.

Summary

The protected wild areas of the State administered by CONAF comprise an area of 21% of the country's territory that is under official protection to safeguard the biodiversity of the territory, however, an important part of these areas is located in a maritime/terrestrial interface that has turned out to be a challenge when it comes to addressing institutional management, since a large part of the Corporation's experience is associated with the terrestrial environment. This article seeks to make visible the figure of the marine park ranger, professionals who through their work have specialized in these areas and have evolved to protect terrestrial and marine ecosystems. To account for this, a survey was carried out on administrators and park rangers, in which it was observed that the majority of the people surveyed belong to the male gender (approximately 90%) and are, to a large extent, in age ranges over fifty years (58% administrators and 40% park rangers). For the most part, both administrators and park rangers have been in their position for twenty years in their unit (46 and 50%, respectively). In addition, the tool made visible the most relevant areas of experience for them, these being: monitoring, followed by mechanics and risk prevention, focusing on working conditions and training needs on these same points. In parallel, the working conditions of the park rangers were evaluated, reporting that despite the fact that there are shelters, a greater number of them is required, as well as basic services for the permanence of professionals in the area. In the same way, more and better implementation is required in terms of clothing and personal protection elements. Finally, the figure of marine park ranger rises as a professional forged in his work and that as a result of his hard work has generated new tools to comply with institutional management.

Keywords:

Marine park rangers, Protected Wilderness Areas, coastal and island ecosystems.

Introducción

El Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) posee un total de ciento seis unidades territoriales, que abarcan un total de 18 620 139,08 hectáreas, cuyo objetivo principal es la preservación de ambientes naturales, rasgos culturales y escénicos asociados a ellos y la conservación de la biodiversidad. De todas las áreas silvestres mencionadas, veintiséis poseen interacción con territorios marinos, costeros e insulares (tabla 1). En relación con estas unidades territoriales, la mayor parte de la superficie de espacios marinos presentes en el SNASPE se ubica en la Patagonia chilena de las regiones de Aysén y Magallanes, algunas de ellas sin administración efectiva (Aldridge, 2016), lo cual ha generado que tanto la gestión institucional como los y las guardaparques y personal técnico de dichas unidades adapten sus actividades a la protección tanto de ambientes terrestres como acuáticos.

El rol de SNASPE en la protección de ecosistemas terrestres es conocido por la sociedad, no obstante, la preservación de ecosistemas marinos, costeros e insulares ha quedado relegada a un segundo plano. Sin embargo y tomando en cuenta los más de ochenta años desde la creación de dos unidades emblemáticas como son los parques nacionales Rapa Nui y Archipiélago Juan Fernández se ha acumulado una importante experiencia en la gestión del interfaz marino-terrestre en ecosistemas únicos de islas oceánicas.

El espacio costero marino (ECM) de análisis en este documento está constituido por marismas, playas, roqueríos, islas continentales y oceánicas, planicies litorales, entre otras. A esta porción se le denomina interfaz marino-costera, la cual comprende una profunda relación entre la biodiversidad

Tabla 1. Áreas silvestres protegidas que poseen interacción terrestre-marina.

Región	Área silvestre protegida	Superficie (hectáreas)	Año de creación	Administración efectiva
Antofagasta	MN La Portada	31,27	1990	Sí
Atacama	PN Pan de Azúcar	43.754	1985	Sí
	PN Llanos de Challe	45.708	1994	Sí
Atacama-Coquimbo	RN Pingüino de Humboldt	859,3	1990	Sí
Valparaíso	PN Rapa Nui	6.908,1	1935	Sí
	PN Archipiélago Juan Fernández	9.174,2	1935	Sí
	MN Isla Cachagua	4,5	1989	Sí
Biobío	RN Isla Mocha	2.181,7	1988	Sí
Los Lagos	MN Islotes de Puñihuil	8,6	1999	Sí
	PN Chiloé	42.567	1982	Sí
	PN Corcovado	293.986	2005	No
	PN Pumalín Douglas Tompkins	402.392	2018	Sí
Aysén	PN Melimoyu	104.499	2018	No
	PN Isla Magdalena	249.712,1	1983	No
	PN Isla Guamblin	10.625	1967	No
	MN Cinco Hermanas	228	1982	No
	RN Las Guaitecas	1.097.975	1938	No
	PN Laguna San Rafael	1.742.000	1959	Sí
	RN Katalalixar	674.500	1983	No
Aysén-Magallanes	PN Bernardo O'Higgins	3.525.901,2	1969	Si
Magallanes	PN Kawésqar	2.842.329,1	2018 (ex RN. Alacalufes)	Si
	RN Kawésqar	2.628.429,2	2018	No
	MN Los Pingüinos	97	1982	Sí
	MN Laguna de los Cisnes	25	1982	No
	PN Alberto M. de Agostini	1.460.000	1965	No
	PN Cabo de Hornos	63.903	1945	No

marina y terrestre que son imprescindibles para la vida de más de ciento cincuenta especies de aves marinas existentes en Chile (Schlatter y Simeone, 1999). La mayor parte de los EMC está incluida en los límites de las áreas protegidas terrestres administrada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), institución posee una menor experiencia sobre las especies marinas, además de otros elementos naturales que esta interfaz contiene. Por otra parte, actualmente las áreas marinas protegidas estatales declaradas por el

Ministerio de Medio Ambiente (MMA) son once, las que suman ciento diez millones de hectáreas (MMA, 2017) pero de estas, cien millones corresponden a áreas oceánicas, lejanas de la costa chilena, el segmento hoy día más amenazado. Además, en Chile también existen cerca de mil islas costeras y oceánicas (algunas protegidas y otras no) de diverso tamaño, insertas en el universo marino que contienen especies nativas y endémicas de importancia para el país.

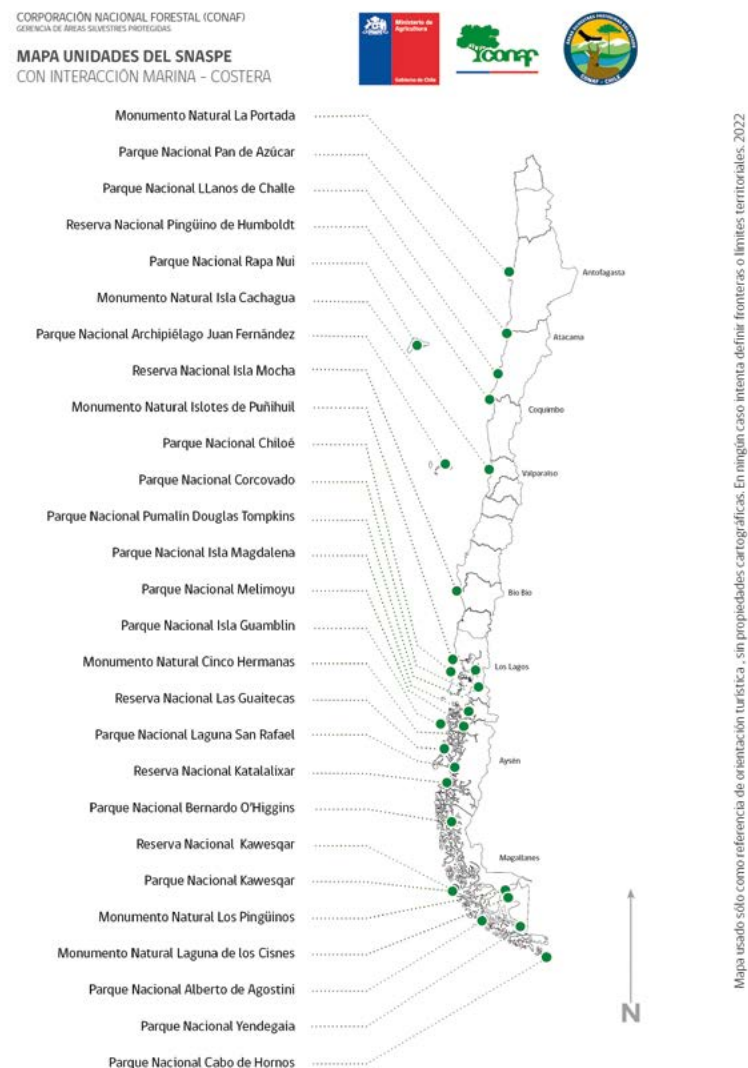


Figura 1. Mapa de unidades del SNASPE que poseen interacción terrestre y marina.

Es en este reconocimiento que surge la figura del guardaparque marino, trabajadoras y trabajadores que se desempeñan en estas unidades y muchas veces, sin saberlo, desarrollan y fortalecen competencias especializadas para desempeñar su trabajo en estos ecosistemas, al cumplir una labor irremplazable a la hora de poner en marcha un área de protección oficial, con interacción costero-marina (figura 2).

La figura de la y el guardaparque marino se ha desarrollado y forjado a partir del trabajo individual de las y los trabajadores de CONAF, para desempeñar una mejor labor de conservación en los respectivos territorios, Sin embargo, esta ha tenido un escaso reconocimiento en su relevancia y rol desde el punto de vista de la gestión institucional (Antofagasta, Atacama, Coquimbo, Valparaíso, Biobío, Los Lagos, Aysén y Magallanes).



Figura 2. Guardaparques marinos realizan patrullajes en espacios marinos de ASP de la Patagonia a bordo de la histórica embarcación institucional, la Yepayek.

El presente artículo busca presentar un diagnóstico de la situación actual y entregar algunas consideraciones con la finalidad de relevar y fortalecer una especialidad del personal de guardaparques de la Corporación Nacional Forestal que ha ido adaptando y orientando su actividad laboral a la protección del ambiente marino, costero e insular a partir de la administración de territorios destinados a la protección oficial.

Materiales y métodos

Durante el año 2016, el Departamento de Conservación de la Diversidad Biológica de la Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas de CONAF se diseñó y aplicó dos cuestionarios con el objeto de conocer la realidad territorial de aquellas áreas silvestres que presentaran interacción con el medio marino, costero e insular. Dichas encuestas fueron enviadas a cada administrador, administradora y personal guardaparque que desempeña sus funciones en unidades del SNASPE con interacción

marino-costera, apuntando a conseguir una visión general en ámbitos de protección, monitoreo, fiscalización, conservación, educación e investigación que se realiza en las áreas de protección. El presente artículo presenta los principales análisis y resultados realizados a partir de las respuestas obtenidas durante la aplicación del instrumento.

El primer cuestionario estuvo orientado a administradores y administradoras, con la finalidad de relevar información referida a la administración y gestión del área silvestre protegida (ASP), en ámbitos asociados a la infraestructura, equipamiento y capacidades del personal asociado a la tarea. El segundo, fue orientado a todo el personal de guardaparques pertenecientes a las ASP mencionadas, con el fin de reportar información y configurar un perfil actual de guardaparques marinos, asociado a las capacidades técnicas y logísticas que poseen y que requieren para ejercer su labor.

El instrumento aplicado correspondió a un cuestionario simple y autoadministrado, con preguntas abiertas y cerradas, que fue enviado a través de correo electrónico, mismo medio por el cual se recibieron las respuestas.

Para ambos cuestionarios, en primera instancia, se incluyeron preguntas generales tales como género, rango de edad, nivel de estudios y tiempo en el cargo. Luego, se realizaron consultas de orden de gestión las cuales se agrupan de manera general en los siguientes puntos:

1. Competencias necesarias para la labor de guardaparques.
2. Principales actividades realizadas en el ASP y aquellas que deben ser incorporadas.
3. Capacitaciones profesionales. Instrumentos disponibles y requeridos para cada unidad.

4. Monitoreo y número de objetos de conservación para cada unidad.
5. Servicios del Estado en coordinación con cada unidad.
6. Medios de transporte, accesibilidad, infraestructura disponible, sistemas de comunicación, servicios básicos y brechas para mejorar la gestión.
7. Indumentaria acorde a la actividad que desarrollan y capacidades de seguridad y operación de los guardaparques.
8. Interés de la comunidad y recambio de guardaparques.
9. Además, a los y las guardaparques (segundo cuestionario) se les consultó respecto de los siguientes puntos:
 10. Nivel de conocimiento de las temáticas relevantes al interior de cada unidad y la fuente de esos conocimientos.
 11. Capacitaciones que les gustaría recibir y los riesgos que enfrenta como guardaparque.

Resultados

Antes de comenzar con los resultados generales del artículo, se debe mencionar que de las veintiséis unidades del SNASPE con interacción marino-costero insular, Parque Nacional Isla Magdalena, Parque Nacional Isla Guamblin, Monumento Natural Cinco Hermanas, Reserva Nacional Katalalixar, Parque Nacional Melimoyu, Monumento Natural Laguna de Los Cisnes, Parque Nacional Alberto de Agostini, Parque Nacional Yendegaia y el Parque Nacional Cabo de Hornos, a la fecha de aplicación de

los cuestionarios, no contaban administración efectiva, por lo que no existen respuestas a los cuestionarios de dichas unidades, ya que no existe personal para ello. Esto reduce el número de unidades censadas a solo catorce (60,8 %), de las cuales además solo nueve (39,2 %) contaban a la fecha de la aplicación del cuestionario con un guardaparque administrador.

Sin embargo, para el caso de los cuestionarios enviados a las administradoras y los administradores (primer cuestionario), se recibió un total de doce encuestas, entre las cuales se encuentran tres unidades sin administración, cuyas entrevistas fueron respondidas por un encargado regional y una de las unidades (Parque Nacional Bernardo O'Higgins) respondió dos veces, ya que es administrada por dos regiones.

La aplicación del segundo cuestionario obtuvo un total de cincuenta respuestas, correspondientes a doce unidades con administración efectiva (85,7 %). Finalmente, en relación con la dotación total fija de sesenta y ocho guardaparques con contrato permanente, información aportada por los administradores de las distintas ASP, esta participación correspondió a un 73,4 %.

A continuación, se presentan los principales resultados del análisis de los cuestionarios recibidos, separados por grupo objetivo:

Cuestionario 1 para administradores

Las respuestas del cuestionario informaron que el 88 % de las personas que realizan la labor de administrar son de género masculino, con una sola representante del género femenino (12 %) la cual corresponde a una encargada regional, por lo cual se infiere que en un 100 % las unidades son administradas por un hombre. Por su parte, las respuestas acerca del rango de edad de los administradores arrojaron que el 42 % de los estos se encuentran entre los 51-60 años, luego 33 % se encuentra entre los 31 y 40 años, a continuación, el 17 % presenta más de 61 años (tercera edad) y, por último, un 8 % de los encuestados presenta entre 41 y 50 años. Sin embargo, la mayoría de los

profesionales lleva menos de diez años en el cargo (37 %) y solo el 9 % más de veinticinco años en su cargo (figura 3). Otro dato relevante corresponde al nivel de estudios, del cual se puede mencionar que un 67 % presenta nivel universitario, un 17 %, nivel técnico y un 16%, enseñanza media completa.



Figura 3. Porcentaje del rango de edad de los administradores.

Un punto a mencionar es la valorización de las competencias de profesionales de ASP, donde se indicó que el conocimiento y habilidad más relevante corresponde a las técnicas de monitoreo de flora y fauna, mientras que en segundo y tercer lugar aparecen las asociadas a la mecánica y la prevención de riesgos, respectivamente. Esto se condice con las actividades que se realizan con mayor intensidad en las diferentes unidades (figura 4).

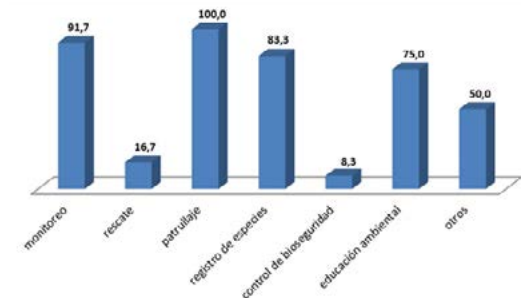


Figura 4. Porcentaje de las principales actividades que realiza el personal de guardaparques en las ASP

En relación con las preguntas asociadas a necesidades de capacitación, se observó que los requerimientos mayormente seleccionados tienen relación con perfeccionar las habilidades más desarrolladas (técnicas de monitoreo, ecología y medioambiente, mecánica y prevención de riesgos) y que en son necesarias para los guardaparques marinos. Además, se considera importante abordar el control de bioseguridad en islas para detener la migración y establecimiento de especies exóticas invasoras (EEI) en islas.

Respecto del desarrollo de monitoreos, los objetivos de dicha actividad apuntan al seguimiento de objetos de conservación como a la avifauna, mamíferos, flora, anfibios, EEI y medio abiótico. Estos se realizan de manera semestral en un 66 % de las unidades, y los instrumentos más utilizados son binoculares, cámara fotográfica y GPS (sin otros elementos más técnicos) lo que infiere un monitoreo de terreno propulsado principalmente por la experiencia de los guardaparques.

En relación con los ámbitos de participación, se identifica que las ASP tienen vínculos con otras instituciones y generan trabajos de cooperación constantes (tabla 2). Los principales organismos con los que se desarrollan dichas actividades son la Armada de Chile y diversas ONG nacionales e internacionales. Por otra parte, se identifica la afinidad de las instituciones con sus ámbitos de acción, es así como las universidades apoyan en la ejecución de proyectos de investigación y colaboran en monitoreos y censos de especies relevantes. La capitania de puerto, Armada, Carabineros y Policía de Investigaciones (PDI) colaboran con patrullajes. En temas de fiscalización, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) contribuye con temas específicos de denuncias por afectación de especies y con el control de EEI y el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca), con denuncias en ecosistemas marinos. Finalmente, las municipalidades permiten un vínculo entre las ASP y los trabajos con la comunidad.

Tabla 2. Instituciones u organizaciones con las cuales se realizan actividades conjuntas.

Armada de Chile
Organizaciones no gubernamentales nacionales e internacionales
Universidades y centros de investigación
Carabineros de Chile
Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca)
Servicio Agrícola y Ganadero (SAG)
Gobiernos locales, municipios
Otros (pescadores, sindicatos, comunidad local, operadores turísticos, entre otros)

En el tema de accesibilidad, solo cinco de los encuestados consideran que, al menos, el 50 % de la unidad es de fácil acceso. Mientras que el resto de los profesionales encuestados indicó que solo un 25 % del ASP presenta fácil acceso (figura 5).

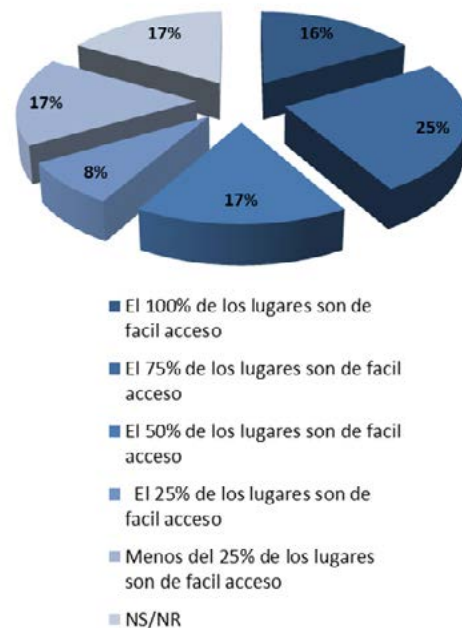


Figura 5. Accesibilidad de los guardaparques a las zonas de la unidad donde realizan monitoreo y patrullaje, considerando los medios de transporte que tienen.

Los medios de transporte más utilizados en estas unidades comprenden camionetas y los botes zodiac, no obstante, los administradores han indicado que precisamente estos últimos son lo que requieren de mejoras constantes o de incremento de su número. En paralelo, la encuesta permitió identificar que existe una necesidad de aumentar el número de infraestructuras en el ASP tales como refugios, desembarcaderos y centros de información o visitantes en sitios aislados, además de mejorar la prestación de servicios básicos para dichas infraestructuras, al menos cuatro unidades no tienen servicios básicos (figura 6).

Respecto del equipo técnico y la indumentaria, un 83 % de los consultados cree que no se cuenta con las condiciones apropiadas. Solo 8 % considera que se cuenta con la implementación necesaria, siendo las principales necesidades ropa térmica e impermeable, de navegación y calzado impermeable y antideslizante, requerimientos relacionados entre sí y básicos, considerando las condiciones climáticas que presenta la mayor parte de las ASP con interacción terrestre-marina.

Respecto de la existencia o conocimiento en la unidad de la presencia de protocolos de emergencia a seguir en el ASP, la mitad de los

encuestados considera que estos existen y las principales temáticas tratadas corresponden a los de evacuación frente a tsunamis, de combate de incendios y para rescate de personas. En este sentido, es necesario mencionar que la mayoría de las unidades cuentan con radio (medio más utilizado) y teléfono celular, los cuales son usados en caso de emergencia. Considerando la falta de cobertura en sectores de estas ASP, el radio constituye la única forma de alerta y, por tanto, la mantención de estos sitios es de vital importancia.

Cuestionario 2 para guardaparques

La mayoría de los y las guardaparques que contestó el cuestionario corresponden al género masculino, con un 91 %, y solo un 9 % (tres) corresponden a mujeres.

Según el rango de edad que presentan, el 32 % de las personas encuestadas tiene entre 51-60 años; 30 %, 41 y 50 años; 26 %, 31 y 40 años; el 8%, más de 61 años; y finalmente, un 4 % de los encuestados tienen entre 21-30 años. Respecto del nivel de estudios, un 32 % de los y las guardaparques cuenta con estudios de enseñanza media completa; seguido con un 22 %, enseñanza media incompleta; el

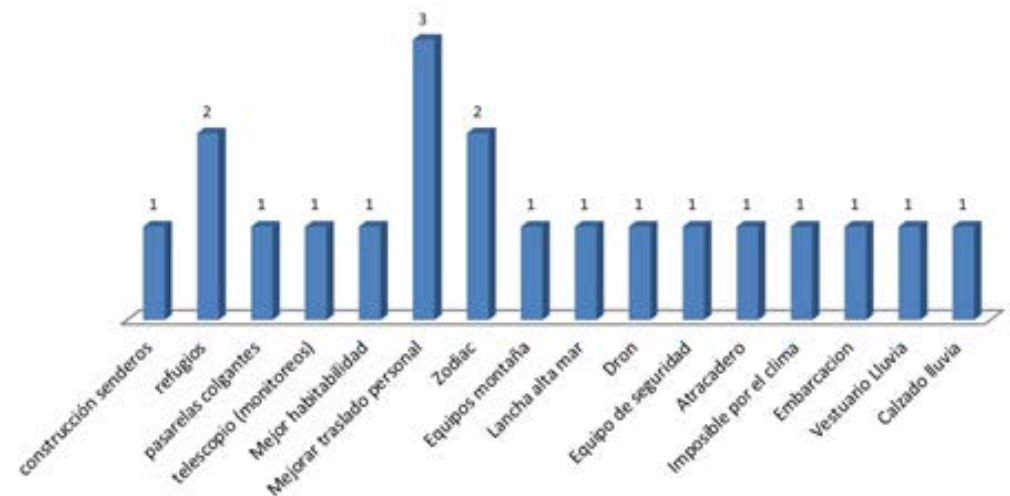


Figura 6. Posibles soluciones a los problemas de accesibilidad a la zona de monitoreo/patrullaje.

18 %, estudios técnicos; y solo el 14 % cuenta con estudios universitarios (un 14 % de los encuestados no contestó).

En general, un gran porcentaje (86 %) de las y los guardaparques pertenecen a la región en la que ejercen sus labores y un 14 % provienen de otras regiones. Respecto del promedio de tiempo en el cargo, el 26 % lleva menos de cinco años en el cargo; 24 % tienen entre diez a veinte años; 17 %, entre veinte a treinta años; 13 % cuentan con cinco a diez años en el cargo; y finalmente con un 9 %, los que llevan más de treinta años en la institución.

Se consultó respecto del nivel de conocimiento o habilidades que presentaba el personal guardaparques en relación con la unidad en la que se desempeña, los mejor evaluados, correspondieron a: reconocimiento de especies presentes en las ASP, manejo de embarcaciones, mecánica, conocimiento de técnicas de monitoreo,

conocimiento geográfico de la unidad. Las principales fuentes de este conocimiento son capacitaciones entregadas por CONAF y otras instituciones como universidades y ONG. En concordancia con esta información, un 84 % del total de guardaparques consultados sostuvo haber recibido capacitación formal por parte de CONAF y solo un 12 % afirmó nunca haberla recibido capacitación por parte de la institución, de manera formal.

Respecto de los temas tratados en las capacitaciones entregadas por CONAF (figura 7), estas principalmente dicen relación con primeros auxilios, geolocalización, prevención de riesgos y talleres de flora y fauna y, en general, se presentan con una frecuencia anual. Al ser consultados respecto de las áreas en que les gustaría recibir capacitación estas son las técnicas de monitoreo, ecología y medioambiente e información relacionada con las especies presentes en la unidad.

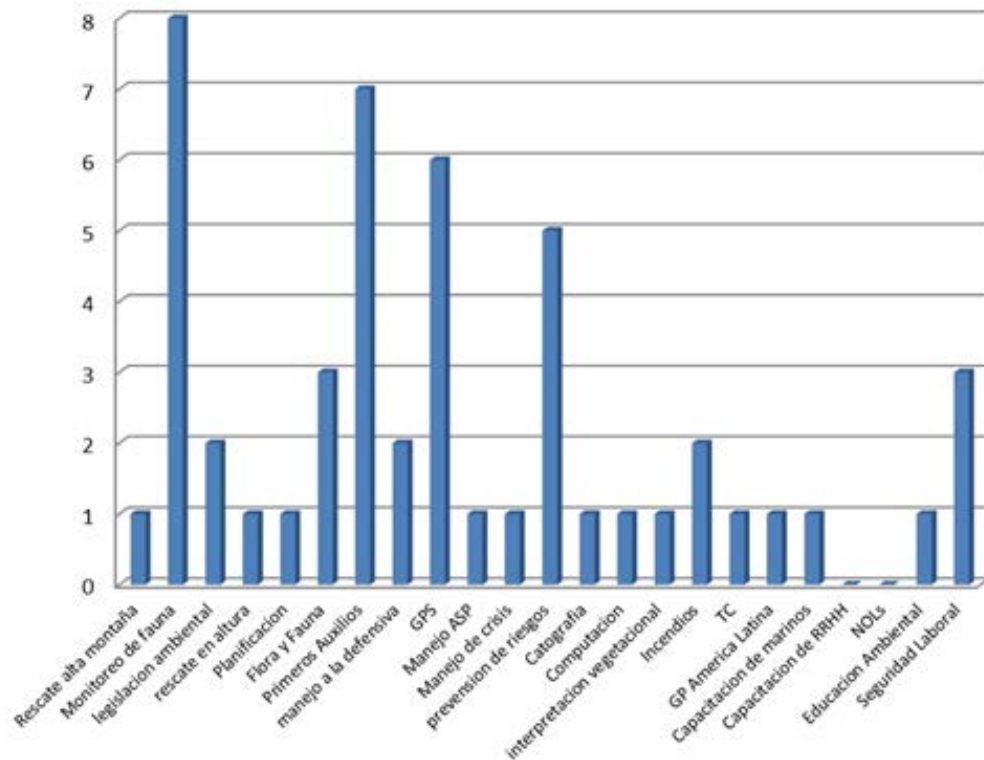


Figura 7. Gráfico: Temas tratados en las capacitaciones entregadas por CONAF.

Los medios de transporte más usados corresponden a camionetas y lanchas (Figura 8), en complemento, se consultó respecto de las licencias de manejo de distintos medios de transporte, informando que treinta y siete guardaparques cuentan con licencia de conducir y veinticinco con licencias para lancha, mientras que solo diecisiete profesionales cuentan con licencia clase C (motocicleta). Finalmente, al ser consultados acerca de la fuente de experiencia en el manejo de los medios de transporte usados, se establece que el 27 % aprendió en un trabajo anterior; el 24 %, con la familia; el 23 %, en la unidad donde se desempeña actualmente; y por último, el 18% obtuvo su experiencia a partir de la realización de cursos.

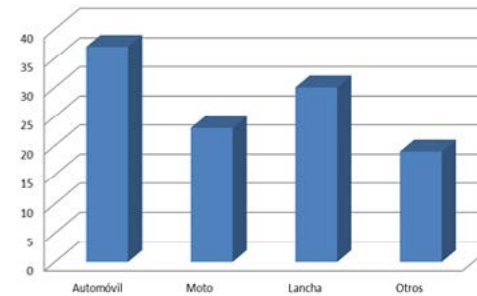


Figura 8. Tipos de vehículos más utilizados en la unidad.

Respecto de la seguridad, los elementos disponibles en las unidades para uso de los guardaparques corresponden principalmente a bloqueador solar, chaleco salvavidas y GPS. En consideración a estos, el 88 % de los encuestados utiliza la ropa con filtro y el 80 % hace uso de los chalecos salvavidas, además el 78 % viste ropa impermeable y el 75 % se aplica el bloqueador solar. Solo un 37 % indica ocupar los dispositivos de posicionamiento global (GPS) presentes en la unidad tanto para acciones de monitoreo como por razones de seguridad.

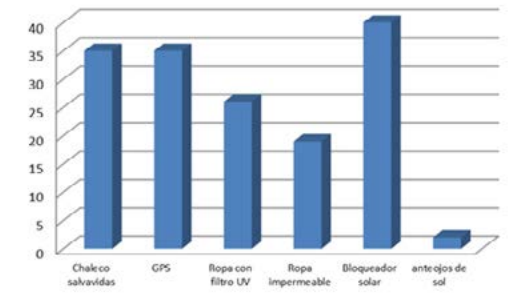


Figura 9. Implementos de seguridad disponibles en las unidades.

En consideración al último punto, los profesionales indicaron que los implementos más requeridos corresponden al GPS, debido a las condiciones de aislamiento que presentan estas unidades. Al mismo tiempo, y debido a la condición de aislamiento, también informan que es necesaria la adquisición de teléfonos satelitales y radio VHF/UHF.

Al ser consultados acerca de los riesgos asociados al desarrollo de la actividad de los/as guardaparques en contextos marinos, expresaron que las mayores amenazas tienen relación con desastres naturales, debido a que las islas y las costas son ecosistemas más vulnerables; accidentes en vehículos marinos utilizados en la unidad; y accidentes por inmersión (figura 10). Si bien los accidentes bajo las amenazas antes descritas son menores, los profesionales indicaron que es necesario complementar elementos de protección como ropa impermeable y traje *floating* (para la navegación) para la gestión institucional.

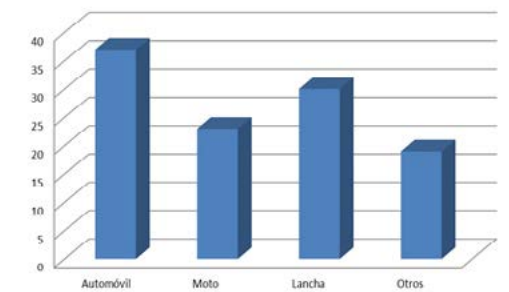


Figura 10. Tipos de riesgos más recurrentes que enfrenta el/la guardaparque.

Acerca de los protocolos de seguridad, un 51 % de los guardaparques afirmó conocer y estar al tanto de los procedimientos, el 17 % no los conoce y el 32 % indica que no existen en su unidad (figura 11). Respecto de los simulacros de emergencia que se realizan en la unidad, un 63 % de las personas encuestadas indicó que estos no se realizan, mientras que el 37 % restante expresó que estos se realizan, pero solo al interior de la unidad. Sobre la capacidad de reacción frente a una situación de emergencia, el 90 % se consideró estar preparado, mientras que un 10 % no.



Figura 11. Conocimiento sobre los protocolos existentes ante situaciones de emergencia en la unidad.

Finalmente, y en consideración a aquellos guardaparques que se consideran capaces de reaccionar a una emergencia, un 41 % indicó que tomarían iniciativa propia; el 26 %, que acataría órdenes de superiores; y el 21 % seguiría el protocolo de emergencia de la unidad.

Discusión y conclusiones

La presencia del Estado en la protección y conservación de los ecosistemas costeros, insulares y marinos no es nueva, existe una experiencia de trabajadoras y trabajadores como los y las guardaparques de CONAF, quienes han desarrollado una escuela en el medio marino, el que ha ido forjando sus habilidades y competencias para desempeñarse en la gestión de áreas de protección oficial, en las cuales se interactúa de manera directa con la zona de transición entre el medio terrestre y marino.

Las y los guardaparques marinos han tenido una evolución dentro de los/as trabajadores/as de las áreas silvestres protegidas, quienes —producto de las condiciones ambientales— han adaptado y perfeccionado sus habilidades a medida que acumularon experiencia. No obstante, a pesar de su conocimiento, se requiere complementar su trabajo mediante la gestión de recursos e implementos de protección para velar por su seguridad y la eficiencia de su trabajo.

Un aspecto de relevante observado en las respuestas de las encuestas es la notoria diferencia de género que el estamento de guardaparques presenta. Sin duda, el bajo porcentaje de representatividad femenina (menos del 10 % del personal) en las diferentes unidades demuestra la brecha presente en estas zonas, sin embargo, es una labor de las instituciones del Estado ir acortando esta brecha e incentivando la participación femenina en el proceso de reclutamiento.

Por otro lado, se identificó que tanto en el caso de los administradores como guardaparques se presentan altos porcentajes en los rangos etarios que van desde los cincuenta años en adelante (58 % y 40 %, respectivamente). En contraposición, el tiempo de permanencia en sus puestos de trabajo es menos de veinte años (46 % y 50 %, respectivamente). Estos antecedentes demuestran que en gran medida los/as guardaparques de dichas ASP eran o fueron pobladores de las áreas colindantes a sus unidades y que gran parte de su experiencia está asociada a su vida previa y

su relación con el medio. Según lo expuesto, a juicio de los autores, es necesario incentivar la participación de jóvenes para su formación como guardaparques y brindar las instancias de incluir a más profesionales a ser parte de la gestión a fin de profesionalizar el Cuerpo de Guardaparques.

En este sentido, se evidencia una tendencia en la incorporación de nuevos profesionales del área ambiental, pero no necesariamente con especialidad en ámbitos marinos, los cuales podrían contribuir al fortalecimiento de las capacidades institucionales para enfrentar la planificación, monitoreo y control de amenazas, aprovechando la experiencia y conocimiento de las y los guardaparques marinos que trabajan en CONAF.

Entre los resultados se pone en evidencia lo remoto y la compleja accesibilidad de algunas áreas silvestres protegidas, producto de la accidentada geografía de estos territorios, lo que implica tener una especial consideración con los aspectos de traslado y transporte seguro, además una habitabilidad acorde a tal escenario.

Las principales actividades e iniciativas del personal guardaparques y administradores/as, al igual que las capacitaciones, deben apuntar principalmente al monitoreo de objetos de conservación, la implementación de acciones de conservación, prevención de accidentes y respuesta ante emergencias y rescate, así como el desarrollo de habilidades relacionales y de vinculación comunitaria. Esto último adquiere una importancia clave a la hora de interactuar con comunidades locales e indígenas presentes en los territorios. No obstante, se evidencia la existencia de un perfil técnico y operativo por parte de guardaparques que realizan su actividad en el medio marino, siendo necesario visualizarlo y fortalecerlo, adaptando e innovando requerimientos administrativos, operativos, logísticos y técnicos que tales funcionarios y funcionarias requieren.

En la actualidad, no existe un reconocimiento a nivel institucional de las diferencias entre la labor asociada a guardaparques versus

la especialidad de guardaparques marinos, no existiendo contrastes en términos de protocolos, capacitaciones, equipamiento y requerimientos asociados a su labor.

Sin embargo, es necesario mejorar y adecuar el equipamiento técnico, realizar una mayor inversión en infraestructura administrativa y de transporte para los y las guardaparques marinos, con el objetivo de favorecer y facilitar las labores y actividades técnicas que deben realizar, y así incrementar el nivel de seguridad de las actividades propias del personal, como también enfrentar situaciones de emergencia y rescate en áreas remotas.

A partir de los desafíos que surgen en relación con la mayor incorporación de superficie de áreas silvestres protegidas que incluyen espacios marinos, junto con la necesidad de abordar y fortalecer la conservación integrada de áreas de protección marina y terrestres, es recomendable revisar las experiencias que se han realizado y tomar en cuenta la pericia de estos funcionarios y funcionarias que desarrollan su labor a cargo de la protección y conservación en ambientes marino y terrestre, y a partir de este camino avanzado, escalar en la implementación de estrategias de monitoreo, protección y conservación.

Aún la institucionalidad ambiental posee desafíos en la gestión, protección y conocimiento de los ecosistemas marinos, costeros e insulares, no obstante, se cuenta con un camino recorrido que es necesario visibilizar, reconocer, compartir y evaluar, para proyectar y fortalecer los esfuerzos del Estado en la protección y conservación de la diversidad biológica y cultural del medio marino.

Agradecimientos

A los y las guardaparques que se desempeñan en zonas remotas y de difícil acceso, poniendo a disposición sus experiencias y conocimiento para la gestión de conservación en áreas de protección oficial en zonas de transición terrestre y marina; a Loreto Ramírez y Javiera Zúñiga, con quienes compartimos la necesidad de comunicar, relevar y fortalecer la gestión de las áreas silvestres protegidas marinas, costeras e insulares.

Referencias bibliográficas

Schlatter, R y A. Simeone, 1999. Estado del conocimiento y conservación de las aves en mares chilenos. *Estudios Oceanológicos* 18:25-33.

CONAF, 2016. Reporte técnico “Respuesta encuesta N°2 administración y gestión ASP administradores. GASP. Santiago, Chile.

CONAF, 2016. Reporte técnico “Respuesta encuesta N°1 Perfil del personal Guardaparques. GASP. Santiago, Chile.

MMA, 2017. Tercer Reporte del Estado del Medio Ambiente. Ministerio del Medio Ambiente, Chile.

CONAF, 2020. Directrices técnicas-estratégicas para una administración coordinada de territorios terrestres y marinos presentes en las unidades del SNASPE de la Patagonia chilena. Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas. Santiago, Chile.

Comunicaciones cortas

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 141-149 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Estado actual de las amenazas del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la Región de Antofagasta

Current status of threats to the Humboldt Penguin (*Spheniscus humboldti*) in the Region of Antofagasta

Diego A. Sepúlveda^{1,2*} y Carlos J. Gatica³

¹ Jefe de sección Conservación de la Diversidad Biológica, CONAF Antofagasta

² Fundación Humboldt, Antofagasta, Chile

³ Guardaparque Parque Nacional Llullaillaco, CONAF Antofagasta

diego.sepulveda@conaf.cl

Resumen

El pingüino de Humboldt es una especie con una amplia distribución en nuestro país, la cual posee diversas amenazas. Estas ejercen presiones sobre la especie, por lo que se deben aplicar estrategias para abordarlas y controlarlas, según su factibilidad y prioridad. Estas amenazas varían respecto a la zona geográfica del país, considerando que las realidades son distintas, es por ello, que se realizó una revisión de los estudios realizados para la especie en la Región de Antofagasta, con el fin de dar a conocer la situación de la especie en esta región. Las principales amenazas reportadas que afectan a la especie en la Región de Antofagasta están vinculadas a la extracción de recursos marinos, la presencia de perros y la acumulación de basura, las que están asociadas a viviendas, botaderos y caletas informales en el borde costero. Por otro lado, la extracción de guano es una amenaza importante en el norte de Chile que sigue presente, la cual es necesario abordar, tanto a través de un trabajo multisectorial, como por instrumentos formales de planificación territorial.

Palabras clave

Pingüino de Humboldt, amenazas, planificación, extracción, perros en vida libre y contaminación.

Abstract

The Humboldt Penguin has a wide range of distribution in Chile, and it is currently subjected to several threats and pressures that should be approached with a number of strategies according to feasibility and priority. These threats vary in terms of the different parts of the country. Considering this, the studies on the species carried out in the Region of Antofagasta were analyzed in order to determine the situation of the Humboldt Penguin in that region. The results showed that the main threats for the species in the Region of Antofagasta are related to the extraction of marine

resources, presence of dogs, and garbage accumulation, all of them in association to housing, illegal dumpsites and informal non-industrial fisheries. In addition, the extraction of guano is an important and constant threat in the North of Chile that must be addressed by means of a multisectorial work in addition to formal instruments of territorial planning.

Keywords

Humboldt Penguin, threats, planning, extraction, free-ranging dogs, and pollution

Introducción

El pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*, Meyen 1834), es una de las doce especies de pingüinos que se conocen para aguas chilenas (Couve *et al.*, 2016), y como su nombre lo indica, es endémica de la corriente de Humboldt (Simeone *et al.*, 2003; Thiel *et al.*, 2007). Su rango de distribución comprende entre la isla Foca (5° 12' S) en Perú, extendiéndose hasta isla Puñihuil (42° 73' S) en Chile (Araya y Millie, 1992; Jaramillo, 2005; Bahamondes *et al.*, 2012; ACOREMA, 2013; Aguilar *et al.*, 2017; Martínez y González, 2017). Es un ave no voladora pero extraordinariamente adaptada para nadar y bucear en el mar, habilidades que utiliza para cazar eficazmente peces como sardinas, anchovetas, pejerreyes y agujillas, todos los cuales forman la base principal de su dieta (Sepúlveda *et al.*, 2018).

Esta especie es singularmente sensible a factores de amenazas, donde la explotación de recursos como el guano y la destrucción de nidos para la recolección de huevos, entre otros, han generado una disminución de su población (Murphy, 1936). Es por esta razón, que la especie se encuentra hoy en día en Chile en estado de conservación vulnerable, según el Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres (RCE), además de estar incluida en el Apéndice I de CITES (Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora

Silvestre); además, está clasificada como vulnerable por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, y se encuentra en el listado del Apéndice I de la Convención Sobre Especies Migratorias (CMS). Conjuntamente, desde el año 1995 está prohibida su caza en todo el territorio nacional, durante un periodo de treinta años (Dto. Exento 225/95 MINECON).

Dado lo anterior, son múltiples los estudios que se han realizado respecto la especie a nivel nacional, trabajos como los de Luna, Jorquera y Culik, 1999; Luna, Jorquera y Culik, 2000; Simeone *et al.*, 2003; Herling *et al.*, 2005; Ellenberg *et al.*, 2006; Wallace y Araya, 2015; por nombrar algunos, dan muestra de la situación poblacional de la especie, así como aspectos propios de su biología, y las amenazas a las cuales está afecta. Sin embargo, son menos los estudios efectuados en la Región de Antofagasta (Portflitt, 1994; Guerra *et al.*, 2003; Fibla *et al.*, 2010; CULTAM, 2011; Amado y Castro, 2012; Amado y Castro, 2013; Vianna *et al.*, 2014; Sepúlveda, 2016; Sepúlveda *et al.*, 2018; Simeone *et al.*, 2018, CONAF, 2020), más aún si consideramos solamente los enfocados a las amenazas actuales o potenciales.

Amenazas del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en Antofagasta. Según el Plan Nacional de Conservación del Pingüino de Humboldt (CONAF, 2015), se

identifican como las principales amenazas la interacción con pesquerías, la destrucción de sitios de nidificación, especies introducidas y el turismo no regulado. No obstante, pocas de estas se han podido constatar en la Región de Antofagasta, donde los factores

antropicos predominantes son la extracción de recursos marinos, la presencia de perros, la acumulación de basura (siendo todos estos asociados a asentamientos en el borde costero), y la extracción de guano (CONAF, 2020) (tabla1, figura 1).

Tabla 1. Amenazas detectadas para *S. humboldti* en la Región de Antofagasta durante el año 2019, y el porcentaje (%) de sitios para cada amenaza.

Amenazas	% de sitios
Extracción de recursos marinos	91,3
Presencia de perros	52,2
Basura	82,6
Extracción de guano	30,4

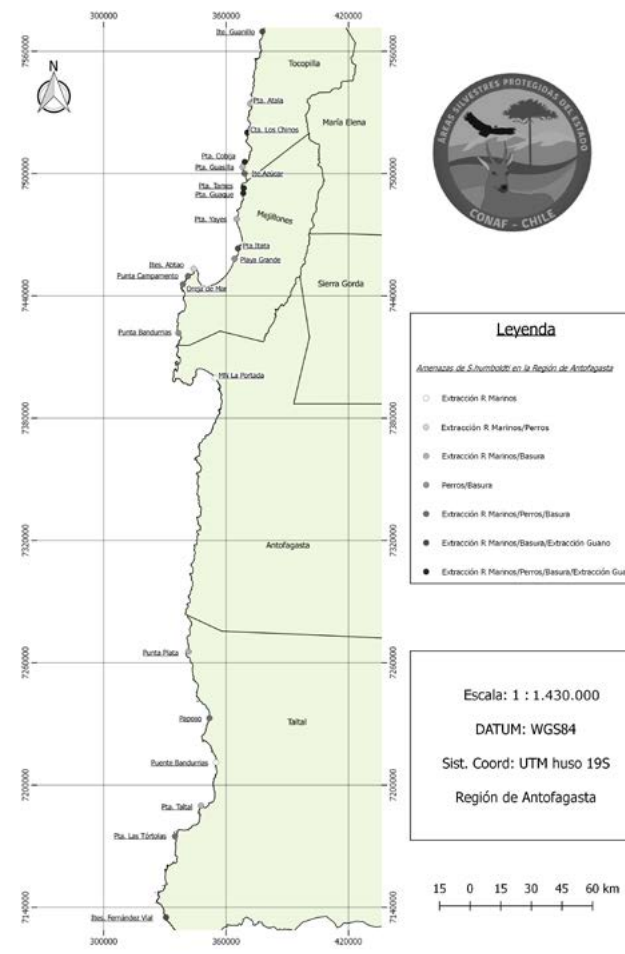


Figura 1. Mapa de sitios con amenazas para *S. humboldti*, detectado el año 2019.

La extracción de recursos marinos se refiere a la explotación de moluscos y de algas, la cual genera una irrupción en los lugares de forrajeo o nidificación de la especie, o también, la navegación en áreas próximas a islotes y pingüineras, causando una alteración en el comportamiento de la especie (CONAF, 2015), esto con fines turísticos, o bien, extractivos, asociados al aprovechamiento de algas y moluscos (Araya, 1983; Vilina *et al.*, 1995; Simeone *et al.*, 2018). Estas alteraciones pueden reflejarse de muchas maneras, Oetiker (2009) plantea que pueden haber respuestas de huida en grupos pequeños (uno o dos individuos) a la presencia humana; por su cuenta, Ellenberg *et al.* (2006), indican que particularmente *S. humboldti* tiene un escaso potencial de habituación y una sensibilidad extrema a la presencia humana, lo que afecta en su frecuencia cardíaca y en su éxito reproductivo; tal como lo sugiere, Luna (2016), donde podría, eventualmente, ocurrir abandono de nidos, esto, precisamente por el estrés causado en la especie. En la región, Amado y Castro (2012; 2013) indican que la presencia de pescadores cercana a los lugares de concentración de pingüinos genera una alteración, esto según lo visto en el Monumento Natural La Portada. Por otro lado, Guerra *et al.* (2003) y CULTAM (2011) exponen la extracción de algas y la presencia de pescadores como una fuerte amenaza para la especie, detectando varios puntos en la península de Mejillones; a su vez, Sepúlveda *et al.*, (2018) y CONAF (2020), describen la extracción de recursos marinos como una amenaza predominante en toda la costa de la Región de Antofagasta. Por otro lado, hay especies invasoras que también juegan un rol amenazante para

la especie, principalmente la presencia de conejos, ratas o perros, los que pueden alterar el sustrato sobre el cual la especie construye sus nidos (CONAF, 2015), incluso, algunos autores nombran a los gatos dentro de posibles depredadores (Simeone *et al.*, 2003; Oetiker, 2009; Wallace y Araya, 2015; Simeone *et al.*, 2018). Esta situación puede causar depredación de sus ejemplares, como lo reportado por Simeone y Bernal (2000) en la isla Pájaro Niño, o lo sucedido en el Monumento Natural La Portada (Amado y Castro, 2013), donde se avistaron perros con dos individuos de *S. humboldti*, evidentemente depredados. Por otro lado, CULTAM (2011) también ha reportado la presencia de perros en las inmediaciones de esta área protegida y, por su parte, Simeone *et al.*, (2018), Sepúlveda *et al.*, (2018) y CONAF (2020), lo hacen para algunos sectores a lo largo de la Región de Antofagasta. Lo anterior toma mayor importancia, considerando las conductas en busca de alimento que han desarrollado los perros de vida libre, como sugieren las denuncias de perros nadando hacia algunos islotes, principalmente en sectores de la península de Mejillones y en el Monumento Natural La Portada (*obs. pers.*).

La contaminación puede ser registrada de muchas maneras, no obstante, en la Región de Antofagasta se ha observado de origen doméstico, industrial y caletas de pescadores informales asociados a la extracción de algas y mariscos en el borde costero. Este alcance también lo hace Guerra *et al.* (2003), CULTAM (2011) y CONAF (2020), donde indican que este es un factor de riesgo para la especie. No obstante, es necesario indicar que estas últimas amenazas se han constatado en lugares donde efectivamente hay

asentamientos humanos en el borde de costa, esto se debe, principalmente, a la ausencia de planificación marino-costera en donde se considere, dentro de su planificación, la conservación de esta especie (CONAF, 2015). Guerra *et al.* (2003), ya exponían la problemática de asentamientos costeros, haciendo hincapié en el creciente uso de espacios costeros por grupos de mariscadores, especialmente de algueros y buzos de orilla, los cuales instalan habitaciones (para vivienda o trabajo), sin muchas veces tener el adecuado manejo de residuos y materiales; sumado a lo planteado por Amado y Castro (2013), en donde asocian perros abandonados o en proceso de asilvestramiento, a algunos de estos lugares.

Generalmente, la presencia de pingüinos en la Región de Antofagasta está asociada a islotes con alta presencia de guano, estos se traducen en porciones de tierra proyectadas hacia el mar, porciones continentales aisladas de tierra firme y sitios con alta presencia de grietas y recovecos (Amado y Castro, 2013). Es importante mencionar que en el siglo XIX se reportaban cientos de miles de pingüinos en colonias del norte de Chile y sur del Perú (Murphy, 1936), pero dada la explotación de guano, el cual fue vendido como fertilizante (Simeone *et al.*, 2003), precipitó una baja poblacional considerable de la especie en el norte de Chile, esto traducido en la destrucción de hábitat para su nidificación, lo cual es perjudicial para la especie, considerando que el guano es un sustrato de alta calidad para aves nidificantes, incluido el pingüino de Humboldt (Paredes y Zavalaga, 2001), por lo que un área con poca cobertura de guano, podría eventualmente proveer un hábitat pobre para la especie (Vianna *et al.*, 2014).

La extracción de guano en la Región de Antofagasta data aproximadamente del siglo XVII, donde la zona adquirió gran realce y valor, precisamente por la presencia de este recurso, principalmente en la zona de Mejillones y Tocopilla. Incluso, había compañías explotadoras de guano, como la Compañía Explotadora de Guano del Desierto de Atacama, hasta finales del 1800, cuando este recurso entró en crisis (Guerra *et al.*, 2003). Si bien actualmente aún existen empresas que continúan explotando el guano en regla, es necesario indicar que la extracción ilegal de este recurso está sancionada por el Decreto con fuerza Ley RRA 25/1963, la Ley 3557/1980 del MINAGRI, por la Ley de Caza (Ley 4601/96 MINAGRI) y su Reglamento (DS 05/98 MINAGRI); por lo que es una actividad que está erradicada de las áreas silvestres protegidas de Antofagasta, sin embargo, esta sigue practicándose de manera informal en sectores sin protección legal al norte de la región, principalmente en las comunas de Mejillones y Tocopilla (figura 2), y más grave aún, en época reproductiva (Portflitt, 1994; CULTAM, 2011; Amado y Castro, 2013; Sepúlveda *et al.*, 2018; Simeone *et al.*, 2018, CONAF, 2020).

Finalmente, no se puede descartar que otros factores antrópicos, como la muerte incidental y la competencia por pesca (Simeone *et al.*, 2018) sean una amenaza importante para la especie en la región, como lo mencionado por Amado y Castro (2013) donde indican que la sobreexplotación de las empresas pesqueras, específicamente de sardina (*Sardinops sagax*) y anchovetas (*Egraulis ringens*), puede provocar una reducción en el éxito de las nidadas e incluso, provocar el abandono de las mismas. Por otro lado, la pesca con dinamita

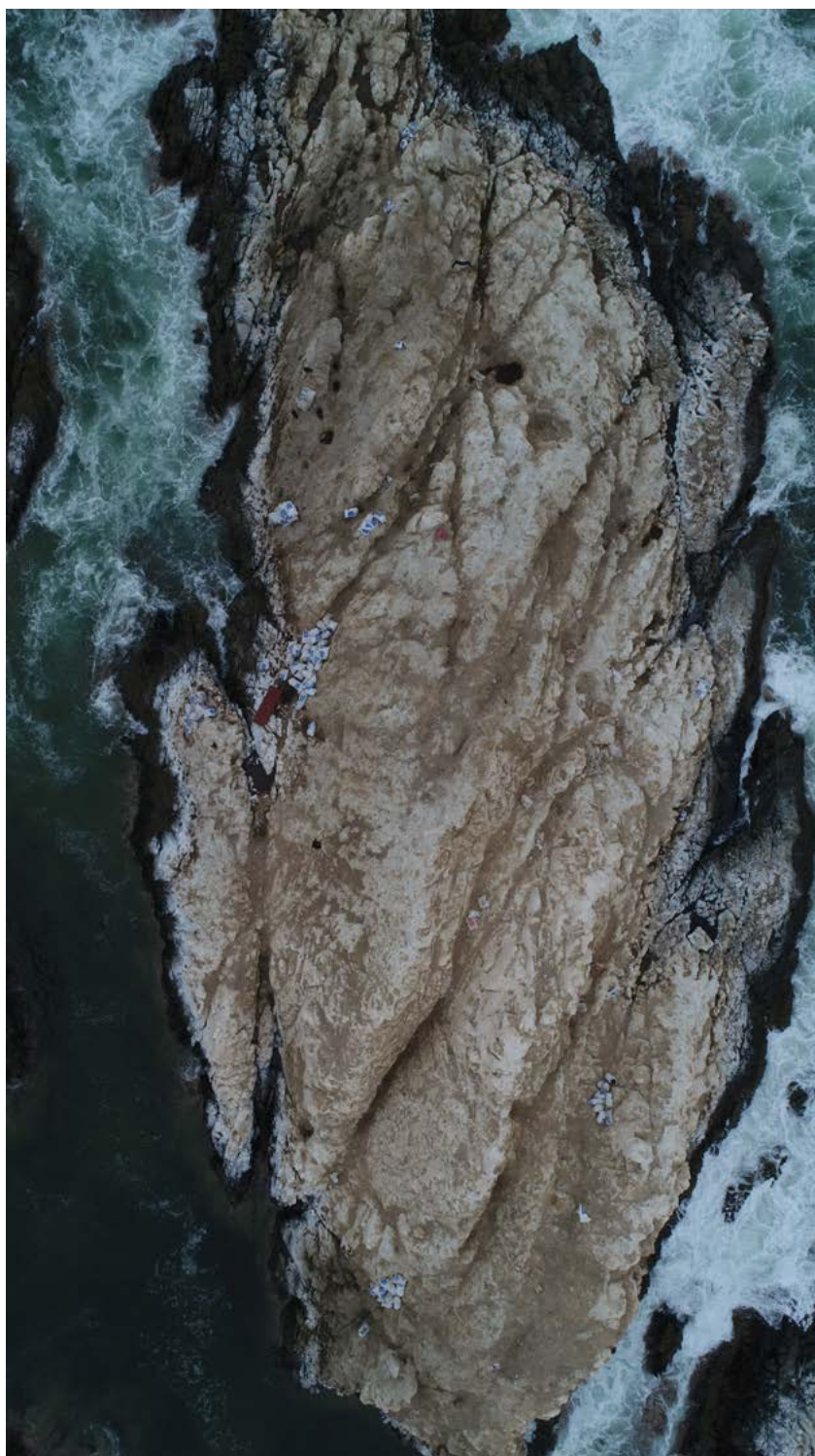


Figura 2. Imagen de dron, donde se pudo constatar sacos de guano en islote ubicado en el sector de Punta Itata. Año 2019.

también se asoma como un factor de riesgo en la región, la cual se ha visto en inmediaciones del Parque Nacional Morro Moreno (obs. pers.)

Discusión y conclusiones

Se puede indicar que las amenazas antrópicas que afectan al pingüino de Humboldt en todo su rango de distribución, responden a la realidad de cada latitud, por ende, la manera de abarcarlas debe ser acorde a cada región donde esté presente. Por otro lado, si bien algunos fenómenos naturales afectan en todo el rango de distribución de la especie, las acciones humanas directas o factores antrópicos son los que generan una presión constante a las diferentes colonias.

Desde un punto de vista regional, es imperante la necesidad de establecer una gobernanza efectiva del borde costero, la cual permita regular y fiscalizar los asentamientos costeros, para velar por el correcto uso del territorio y, por consecuencia, el manejo de sus residuos y prácticas acordes al resguardo de la especie.

Finalmente, es necesario el trabajo multidisciplinario para la regulación y fiscalización de la extracción de guano en la Región de Antofagasta, considerando que es una práctica sumamente dañina para la especie, la cual no ha sido considerada con la seriedad que amerita en documentos e instancias de planificación regionales.

Agradecimientos

Los autores del presente documento agradecen a todo el cuerpo de guardaparques y técnicos de CONAF, así como a toda la comunidad científica y ciudadanía, quienes de algún u otro modo han aportado en el relevamiento de la situación de la especie en la Región

de Antofagasta, desde diferentes aspectos, esto con el fin de velar por su resguardo y conservación en esta zona.

Literatura citada

- ACOREMA. 2013. Situación actual del pingüino de Humboldt en la zona de Pisco. Separata informativa para Autoridades. 17 pp.
- Aguilar, R., M. Perucci y A. Marín. 2017. Aves en la Región de Antofagasta. Corporación CULTAM. 344 pp.
- Amado, N. y M. Castro. 2012. Caracterización de la dinámica espacio-temporal de una colonia de pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) establecida en el Monumento Natural La Portada. Informe del Proyecto. Corporación Nacional Forestal. 25 pp.
- Amado, N. y M. Castro. 2013. Relevamiento poblacional del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en las costas de las regiones de Antofagasta, Atacama y Coquimbo, como insumo de para formulación del Plan Nacional de Conservación. Informe del Proyecto. Corporación Nacional Forestal. 33 pp.
- Araya, B. 1987. Status on the Humboldt penguin in Chile following the 1982-83 El Niño proceedings Jean Delacour/IFCB Symposium. LA California – (-): 148-157.
- Araya, B. y G. Millie. 1992. Guía de campo de las aves de Chile. Editorial Universitaria. 417 pp.
- Bahamondes, P., P. Medina y J. Mella. 2012. Guía de campo: flora y fauna en Michilla, El Tesoro y Esperanza. Novoa F. y M. Contreras (Eds) Ediciones del Centro de Ecología Aplicada Ltda. Chile. 231 pp.
- CONAF. 2015. Plan nacional de conservación del pingüino de Humboldt *Spheniscus humboldti* (Meyen, 1834) en Chile. Corporación Nacional Forestal. 101 pp.
- CONAF. 2020. Prospección regional de pingüino de Humboldt: ASP costeras y zonas de influencias ecológicas, período 2019. Reporte técnico final. Corporación Nacional Forestal. 17 pp.
- Couve, E., C. Vidal y J. Ruiz. 2016. Aves de Chile, sus islas oceánicas y Península antártica. FS Editorial. Punta Arenas, Chile. 551 pp.
- CULTAM. Diagnóstico del estado actual de las poblaciones del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la Península de Mejillones. Informe Final. Fondo de Protección Ambiental. 22 pp.
- Ellenberg, U., T. Mattern, P.J. Seddon & G. Luna – Jorquera. 2006. Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: The need for species-specific visitor management. *Biological Conservation* 133: 95 – 106.
- Fibla, P., N. Sallaberry – Pincheira y M. Sallaberry. 2010. Censo de aves marinas muertas en la playa La Rinconada, Antofagasta y comentarios acerca de la distribución de *Macronectes halli* en Chile. Unión de Ornitólogos de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 16(1): 37 – 41.
- Guerra-Correa, C., S. Teillier, A. Bustos, A. Malinarich, Ch. Guerra y P. Cortés. 2003. Línea base de biodiversidad de la península de Mejillones. Sitio prioritario para la conservación. II Región Antofagasta. Informe. CONAMA II Región. 201 pp.
- Herling, C., BM. Culik & JC Hennenke. 2005. Diet of the Humboldt penguin (*Spheniscus humboldti*) in northern and southern Chile. *Marine Biology* 147: 13 – 25.
- Jaramillo, A. 2005. Aves de Chile. Lynx Ediciones. Barcelona. 240 pp.
- Luna, A. 2016. Caracterización de la dieta de *Spheniscus humboldti* “pingüino de Humboldt” durante los años 1992, 1993 y 1996 procedentes de los alrededores de Punta San Juan – Ica, Perú. Tesis. Universidad Ricardo Palma. Perú. 70 pp.
- Luna – Jorquera, G. & BM. Culik. 1999. Diving behaviour of Humboldt penguins *Spheniscus humboldti* in northern Chile. *Marine Ornithology* 27: 67 – 76.
- Luna – Jorquera, G. & BM. Culik. 2000. Metabolic rates of swimming Humboldt penguins. *Marine Ecology Progress Series* 203: 302 – 309.
- Martínez – Piña, D. y G. González – Cifuentes. 2017. Las aves de Chile. Guía de campo y breve historia natural. Ediciones del Naturalista. Santiago, Chile. 540 pp.
- Murphy, RC. 1936. Oceanic birds of South America. Amer. Mus. of Nat. Hist. New York. 2 volumes.
- Oetiker, MJ. 2009. Efecto de la aproximación de botes turísticos sobre la conducta de alerta y escape en colonias de pingüinos en el Monumento Natural Islotos de Puñihuil. Tesis. Universidad de Chile. Chile. 54 pp.
- Paredes, R. & C. Zavalaga. 2001. Nesting sites and nest types as important factors for the conservation of Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*). *Biological Conservation* 100 (2): 199 – 205.
- Portflitt, G. 1994. Evaluación poblacional de la fauna costera asociada a la Segunda Región de Antofagasta. Informe CONAF. 43 pp.
- Sepúlveda DA. 2016. Aumento en la biodiversidad y abundancia de avifauna en el Monumento Natural La Portada, como consecuencia de la implementación de medidas de manejo en la unidad. Biodiversidata, Corporación Nacional Forestal. *Boletín* n°4: 12 – 19.
- Sepúlveda, DA., FE. González y NR. Amado. 2018. Análisis de la abundancia, estado reproductivo y amenazas del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la Región de Antofagasta, periodo 2016 – 2017. Biodiversidata. Corporación Nacional Forestal. *Boletín* n°7: 12 – 24.
- Simeone, A. & M. Bernal. 2000. Effects of hábitat modification on breeding seabirds: A case study in central Chile. *Waterbirds* 23(3): 449 – 456.
- Simeone, A., G. Luna – Jorquera, M. Bernal, S. Garthe, F. Sepúlveda, R. Villablanca, U. Ellenberg, M. Contreras, J. Muñoz & T. Ponce. 2003. Breeding distribution and abundance of seabirds on islands off norte – central Chile. *Rebista Chilena de Historia Natural* 76: 323 – 333.
- Simeone A., R. Aguilar y G. Luna. 2018. Censo de pingüinos de Humboldt. Informe Final. Proyecto FIPA N° 2016 – 33. 62 pp.
- Thiel, M., E. Macaya, E. Acuña, W. Arntz, H. Bastías, K. Brokordt, P. Camus, JC. Castilla, L. Castro, M. Cortés, C. Dumont, R. Escribano, M. Fernández, JA. Gajardo, CF, Gaymer, I. Gómez, AE. González, H. González, P. Haye, JE, Illanes, JL. Iriarte, DA. Lancellotti, G. Luna – Jorquera, C. Luxoro, P. Manríquez, V. Marín, P. Muñoz, S. Navarrete, E. Pérez, E. Poulin, J. Sellanes, H. Sepúlveda, W. Stotz, F. Tala, A. Thomas, C. Vargas, J. Vásquez & JMA. Vega. 2007. The Humboldt Current System of northern and central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 195 – 344.
- Vilina, YA., JJ. Capella, J. González y J. Gibbons. 1995. Apuntes para la conservación de las aves de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt. *Boletín Chileno de Ornitología* 2: 2 – 6.
- Vianna, JA., M. Cortés, B. Ramos, N. Sallaberry – Pincheira, D. González – Acuña, GPM. Dantas, J. Morgante, A. Simeone & G. Luna – Jorquera. 2014. Changes in abundance and distribution of Humboldt penguins *Spheniscus humboldti*. *Marine Ornithology* 42: 153 – 159.
- Wallace, RS. & B. Araya. 2015. Humboldt penguin *Spheniscus humboldti* population in Chile: Counts of moulting birds, February 1999 – 2008. *Marine Ornithology* 43: 107 – 112.



Rutas censales y abundancias de flamencos altoandinos en la Reserva Nacional Los Flamencos y sectores aledaños, Región Antofagasta.

Census routes and abundance of Andean flamingo at Los Flamencos National Reserve and surrounding areas, Region of Antofagasta

Alejandra Castro Espíndola¹ y Héctor Gallardo Colomer²

¹ Guardaparque, RN Los Flamencos, Oficina Provincial El Loa.

² Apoyo técnico, RN Los Flamencos.

alejandra.castro@conaf.cl

Los flamencos altoandinos son especies características de los humedales de puna, los cuales se distribuyen entre Bolivia, Perú, Argentina y Chile; para mejorar la información de sus poblaciones y estado de conservación, es necesario conocer la abundancia de las tres (3) especies de flamenco James (*Phoenicoparrus jamesi*), flamenco andino (*Phoenicoparrus andinus*) y flamenco chileno (*Phoenicoparrus chilensis*), así como el estado de sus hábitats naturales, resulta ser el primer paso para lograr la conservación de los ecosistemas altoandinos (Marconi, 2010). En este sentido, dada la gran movilidad que presentan los flamencos altoandinos, los censos simultáneos en los países donde se distribuyen han sido aplicados para la obtención de parámetros poblacionales de estas especies (Bibby *et al.*, 1998); cubriéndose así, la totalidad del hábitat potencial en su área de distribución, incluyendo los humedales altoandinos y humedales salinos de tierras bajas de Argentina, Bolivia, Chile y Perú (Marconi, 2010).

El censo simultáneo internacional de flamencos altoandinos se lleva a cabo a partir del año 1997 a la fecha coordinado por el Grupo de Conservación de Flamencos Altoandinos (GCFA), y que permite aunar esfuerzos interinstitucionales públicos y privados para abordar un esfuerzo de muestreo en toda su distribución. Para el caso de Chile, dicha actividad es programada anualmente por CONAF Antofagasta, la que ejerce el rol de secretaria técnica del Plan Nacional de Conservación de Flamencos de, y es ejecutada por los equipos técnicos de CONAF de las regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá, Antofagasta y Atacama (CONAF, 2019). Para la Región de Antofagasta, se consideran diecinueve áreas censales entre lagunas, salares y humedales de importancia con presencia de las especies, como áreas de descanso, alimentación y reproducción. Sin embargo, la mayor presencia de flamencos altoandinos se concentra en la Reserva Nacional (RN) Los Flamencos y sectores aledaños. Con tal de definir las distintas áreas del sector, estas se dividen en rutas que se detallan a continuación:

Ruta Alto Loa: salares de Carcote, Ascotán y Alconcha.

Ruta Sico: lagunas Miscanti-Miñiques, salar de Aguas Calientes III, laguna Tuyajcto, salar del Lago, laguna Lejía, salar de Aguas Calientes II.

Ruta Jama: vegas de Quepiaco, salar de Aguas Calientes I, salar de Tara, salar de Pujsa, laguna Helada y salar de Quisquiro-Loyoques.

Ruta Salar de Atacama: sistema hidrológico de Soncor y sistema hidrológico de Peine.

En este contexto, la figura 1 muestra las rutas censales que se abordan en toda la alta puna de la Región de Antofagasta, logrando un recorrido total de 1071 km en la Reserva Nacional Los Flamencos y sectores aledaños.

La ruta Jama es la que presenta la mayor concentración de flamencos, concretamente, el salar de Tara registró su mayor número para el censo estival en la RN Los Flamencos y sectores aledaños.

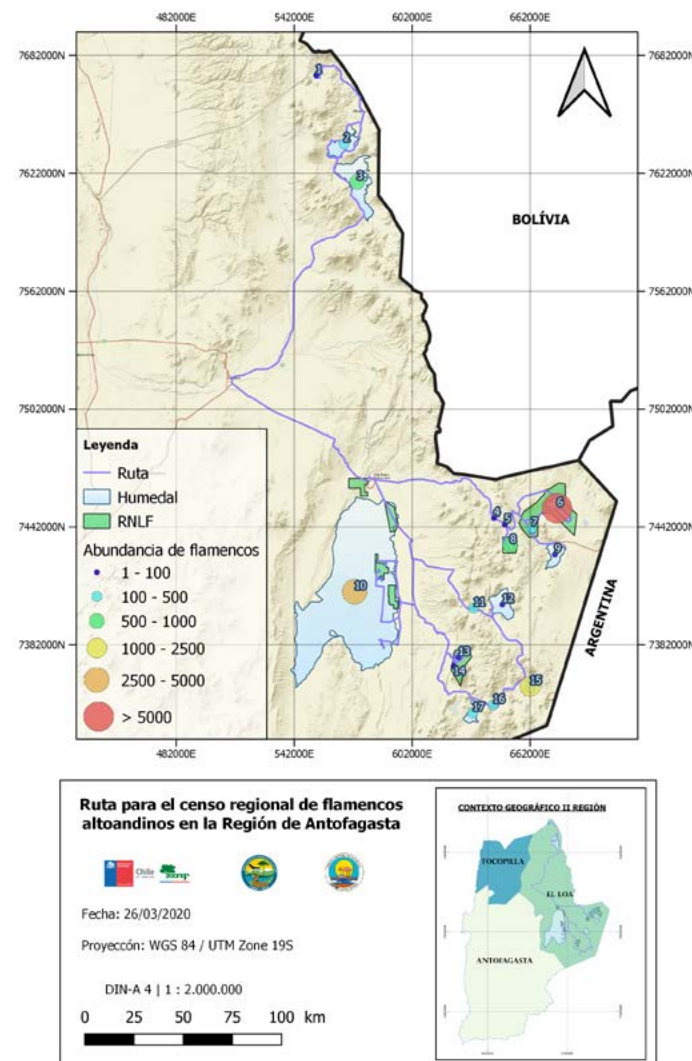


Figura 1. Rutas censales en la RN Los Flamencos y sectores aledaños con la abundancia total de flamencos por humedal, siendo estos: 1.salar de Alconcha; 2.salar de Carcote; 3.salar de Ascotán; 4.vega Quepiaco; 5.vegas de Quisquiro; 6.salar de Tara; 7.salar de Aguas Calientes I; 8.salar de Pujsa; 9.salar de Quisquiro; 10.salar de Atacama; 11.laguna Lejía; 12.salar de Aguas Calientes II; 13.laguna Miscanti; 14.laguna Miñiques; 15.salar de El Lago; 16.laguna Tuyajcto; 17.salar de Aguas Calientes III.

Tabla 1- A. Abundancias de flamencos altoandinos por humedal. B. Tabla de resúmenes de los valores totales de las abundancias de flamencos.

Humedal	Flamencos totales
Salar de Alconcha	56
Salar de Carcote	158
Salar de Ascotan	631
Vega Quepiaco	48
Laguna Artificial	1
Salar de Tara	10603
Salar de Aguas Calientes I	456
Salar de Pujsa	855
Salar de Quisquiro	28
Salar de Atacama	3684
Laguna Lejia	154
Salar de Aguas Calientes II	91
Laguna Miscanti	9
Laguna Miñiques	3
Salar El Laco	1452
Laguna Tuyajcto	343
Salar de Aguas Calientes III	480

Resúmenes
Mínimo : 1
1er Cuartil : 48
Mediana : 158
Media : 1121
3er Cuartil : 631
Máximo : 10603
Desv. Est. : 2604,10

Para conocer los valores exactos y entender de mejor forma los datos registrados en los censos, se presenta la tabla 1. El apartado A proporciona las cifras de las abundancias totales de flamencos por humedal, destacando el salar de Tara y el salar de Atacama con el mayor de números de aves contabilizadas. El apartado B proporciona los resúmenes de los datos de abundancias totales, de entre los que se señala la gran diferencia entre la media y

la mediana, que refuerza lo observado en el primer apartado (A). Asimismo, se concluye que la gran mayoría de los humedales presentan una abundancia parecida y menor a los mil flamencos, contrariamente a los pocos humedales que registran agrupaciones enormes de estas aves y hacen aumentar el número total de flamencos en la región.

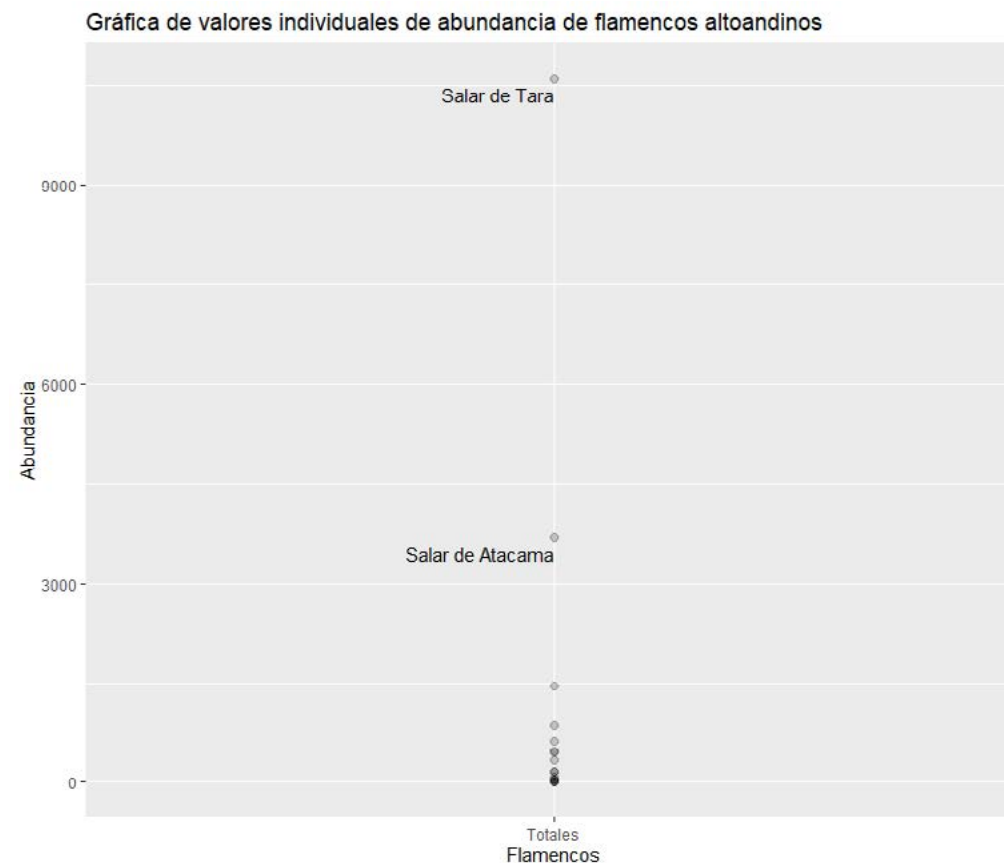


Figura 2. Gráfica de valores individuales de la abundancia de flamencos de todos los humedales prospectados.

Con el fin de visualizar y poder entender un poco mejor lo expuesto anteriormente en la tabla 1B, la figura 2 representa la gráfica de valores individuales para las abundancias de flamencos de todos los humedales. Se descartó la posibilidad de representar estos datos mediante un gráfico de caja por la insuficiente cantidad de valores (< 20 humedales). En esta gráfica, se puede ver claramente cómo la gran mayoría de los humedales tienen abundancias más o menos similares de flamencos, pero todos por debajo de los mil quinientos individuos. No obstante, hay dos valores atípicos mostrados en el gráfico que representan a los ya nombrados salar de Tara

y salar de Atacama, los cuales son los mayores responsables de los resultados obtenidos en los resúmenes de la tabla 1B, especialmente, el salar de Tara con más de diez mil especímenes contados.

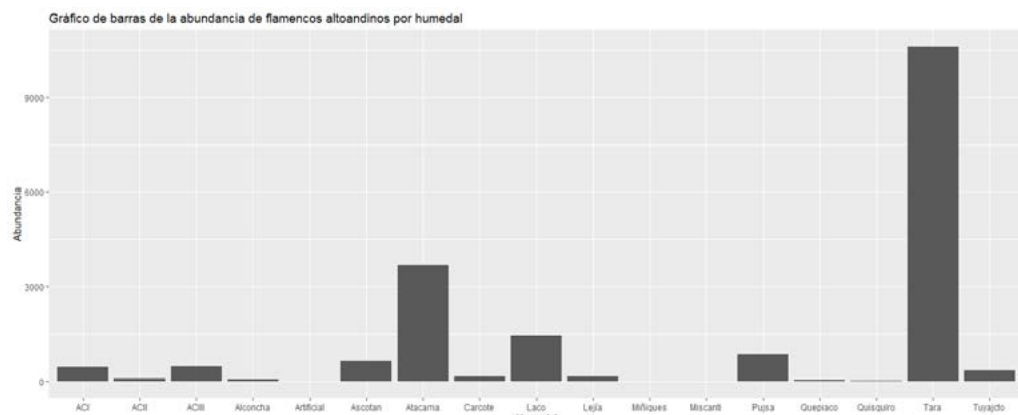


Figura 3. Gráfico de barras de la abundancia de flamencos organizados por humedal.

Esta última gráfica (figura 3) nos da una nueva forma de ver los mismos datos a través del uso de barras según la abundancia de flamencos encontrada por humedal. En esta, se detalla un poco más la visualización de los datos expuestos en la tabla 1A. Sin lugar a dudas, salar de Tara destaca del resto de humedales, incluso por encima del salar de Atacama y del salar El Lago, cuyos lugares le siguen en términos de abundancia de estas aves.

Conclusiones

Como se puede observar en los resultados expuestos (tabla 1A), el mayor número de humedales respecto al total de prospectados, es decir, el 41,2 %, presentan valores de abundancia menores a los cien individuos por cuerpo de agua y únicamente es el 17,6 % del total que suman un valor por encima de los mil especímenes. Por otra parte, específicamente en el salar de Tara se registró un total de 10.603 flamencos, por lo tanto, más de la mitad de los flamencos totales registrados (55,6 %) se ubicaban en un único humedal, que representa solamente el 5,9 % del total de humedales altoandinos prospectados en la Región de Antofagasta. Si contabilizamos conjuntamente los flamencos del salar de Tara

con los del salar de Aguas Calientes I (ACI), los cuales forman parte del sector n° 1 de la RN Los Flamencos, la cifra de flamencos totales asciende a los 11.059 (es decir, 58 % del total en la región). Esta elevada suma alcanza el valor máximo histórico de flamencos altoandinos para cualquiera de los sectores o humedales de la región. De este modo, estos resultados no hacen más que aportar nueva y valiosa información respecto a la importancia del sector con mayor diversidad biológica dentro de la Reserva Nacional Los Flamencos y, en especial, de flamencos altoandinos, demostrando la alta presencia en comportamiento de alimentación, descanso y reproducción para las tres especies. De igual manera, esta alta abundancia contribuye al cierre de dicho sector y sustentar el seguimiento del actual monitoreo de fauna impulsado por Héctor Gallardo de CONAF Antofagasta: *Evaluación de la salud ecosistémica y ocupación de mamíferos y aves de mediano y gran tamaño en el sector 1 salar de Tara y Aguas Calientes I, Reserva Nacional Los Flamencos (RNLF)*.

Bibliografía

Bibby C, M Jones & S Marsden. 1998. Bird surveys, Expedition Field Techniques. Royal Geographical Society.

Marconi P. 2010. Manual de técnicas de monitoreo de condiciones ecológicas para el manejo integrado de la Red de Humedales de Importancia para la Conservación de Flamencos Altoandinos. 1ª Ed. Salta: Fundación YUCHAN. 82 pp.

CONAF Antofagasta 2019, informe técnico, Censo simultáneo de flamencos altoandinos en la macrozona norte de Chile.





Nuevos registros de matuasto (*Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso)) en el Parque Nacional Laguna del Laja, Región del Biobío

New records of *Phymaturus vociferator* (Pincheira-Donoso) at Laguna del Laja National Park, Region of Bío Bío

Juan Iraira^{1*}, Segundo Necul¹, Ana Hinojosa² y Sofía San Martín³

¹Guardaparque del Parque Nacional Laguna del Laja, Región del Biobío.

²Encargada, Sección de Conservación de la Diversidad Biológica, CONAF Región del Biobío.

³Estudiante de Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, Universidad de Concepción.

*juan.iraira@conaf.cl

Resumen

El presente reporte tiene por objetivo actualizar la información georreferenciada de matuasto en el Parque Nacional Laguna del Laja desde el primer monitoreo en 2017, donde se registró la especie en dos sectores principales. A la fecha se tienen registros de matuasto en siete sectores del área protegida, de los cuales, cinco se encuentran a lo largo de la ruta que cruza el parque.

Palabras claves: matuasto, parque, laguna del Laja, registro.

Abstract

The following report is intended to update the geo-referenced data on *Phymaturus vociferator* at Laguna del Laja National Park since the first monitoring in 2017, when the species were recorded at two main areas. At the moment there are records of *Phymaturus vociferator* in seven spots inside this protected area, five of them located along the route that crosses the park.

Keywords: *Phymaturus vociferator*, park, Laguna del Laja, record.

Necul *et al.*, (2018) reportaban para el parque nacional un total de noventa y ocho puntos georreferenciados de ejemplares de matuasto, con un total de 185 individuos contabilizados y repartidos en dos sectores a lo largo de la ruta Q-45 que cruza esta unidad. Producto de los monitoreos realizados en 2019 y 2020, actualmente se cuenta con un total de ciento nueve puntos de registro de matuasto, con

un total de 224 individuos contabilizados y, agrupados en siete sectores, de los cuales, cinco se ubican a lo largo de la ruta internacional que cruza el parque, y los otros dos sectores, se ubican al norte y al sur de este camino (figura 1).

De los siete sectores de matuastos conocidos a la fecha, cuatro (sectores número 1, 2, 3, y

7) corresponden a grupos familiares de diez ejemplares o más (figuras 2 y 3). La distancia de los grupos en línea recta, es de 1 km a 2 km entre ellos, exceptuando el 7, el que se encuentra en sierra Velluda, distante por más

de 5 km del grupo 1, que es el más cercano en línea recta (figura 1). Se desconoce si existe intercambio de ejemplares entre los grupos. De los siete sectores, el 1 y el 3 contienen el mayor número de individuos.

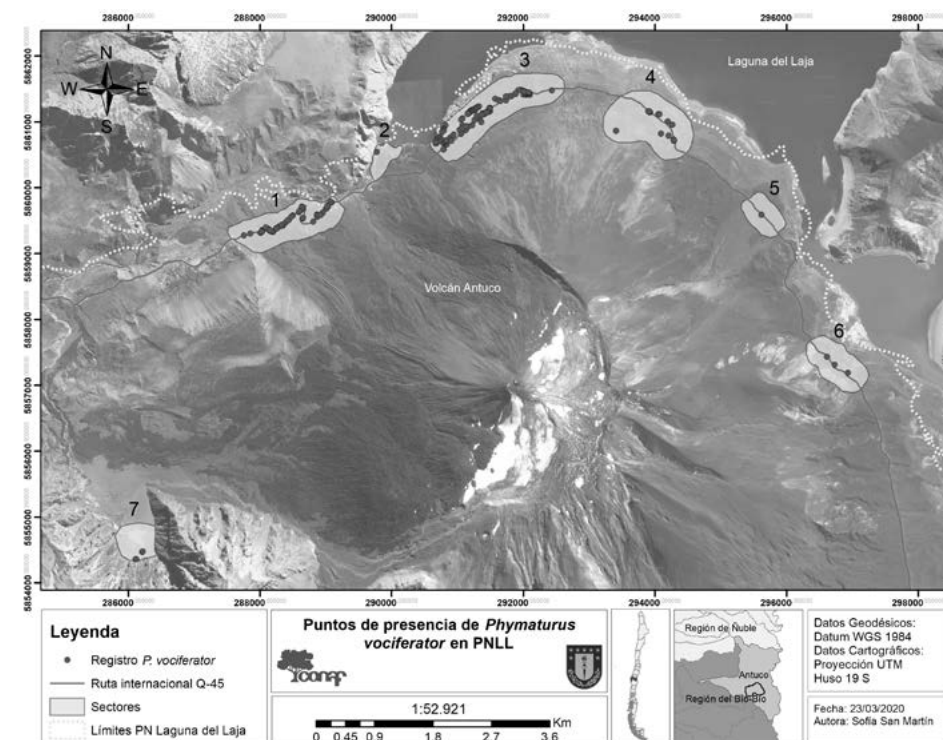


Figura 1. Sectores de presencia de *P. vociferator* en el Parque Nacional Laguna del Laja: 1) El Polvorín-curva del Candado, 2) Embarcadero, 3) Valle de la Luna-El Memorial 4) Las Lagatijas, 5) Angostura, 6) Lajerío y 7) sierra Velluda.

Tabla 1. Detalle de los siete sectores con registro de matuasto y número máximo contabilizado por sector.

N.º sector	Nombre del sector	N.º matuastos contabilizados
1	El Polvorín-curva del Candado	53
2	Embarcadero	10
3	Valle de la Luna-El Memorial	130
4	Las Lagatijas	16
5	Angostura	1
6	Lajerío	3
7	Sierra Velluda	12
Total		224



Figura 2. Ejemplar macho de *P. vociferator* registrado en sector valle de la Luna, ruta Q-45, Parque Nacional Laguna del Laja, monitoreo 2019.



Figura 3. Ejemplares, una hembra y juveniles de *P. vociferator*, en el sector Sierra Velluda, Parque Nacional Laguna del Laja, monitoreo 2020.

Agradecimientos

Este trabajo no sería posible sin el apoyo y aporte en lo logístico de todos los colegas del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas regional, Alberto Bordeu, Juan Carlos Bascur, Francisca Ravanal y Miguel Infante. También se agradece a Daniela Villalobos y Ariadna Smith, alumnas en práctica de la carrera de Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, quienes colaboraron en el monitoreo de 2019.

Literatura citada

Necul, S. Herrera, A. Román, S. Infante, M. Espinoza, E. Venegas, M. e Hinojosa. A. (2018). Antecedentes ecológicos de *Phymaturus vociferator* (Squamata: Liolaemidae) en el Parque Nacional Laguna del Laja (Sauria, Liolaemidae). Biodiversidata. 6 (1). 47-53 pp.



Nuevos registros de pudú (*Pudu puda*) en su límite sur de distribución: parque La Tapera, desembocadura del río Pascua, Caleta Tortel, Región de Aysén

New records of *Pudu puda* in its southern range of distribution: La Tapera park, river mouth of Pascua river, Caleta Tortel, Region of Aysén

Víctor Raimilla^{1,*}

Fundación Parque La Tapera, Sitio 1, Manzana 32 s/n, Caleta Tortel, Aysén, Chile. *E-mail: phalcoboenus@gmail.com

El pudú (*Pudu puda*) es uno de los ciervos más pequeños del mundo (Jiménez, 2010; Silva-

Palabras claves: área de conservación privada, *Pudu puda*, Patagonia, rango de distribución, ventisquero Jorge Montt.

Keywords: private protected area, *Pudu puda*, Patagonia, range of distribution, Jorge Montt

Rodríguez *et al.*, 2016) que se encuentra amenazado y clasificado como vulnerable (V) en Chile, según el Reglamento de Clasificación de Especies (DS 151/2007 MINSEGPRES), mientras que internacionalmente es clasificado como cercano a la amenaza por la UICN (NT; Silva-Rodríguez *et al.*, 2016). Sus principales amenazas son la pérdida y fragmentación del bosque nativo y la persecución por perros asilvestrados y, en menor medida, las enfermedades transmitidas por el ganado doméstico y los atropellos en caminos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2016). Habita el bosque templado de Sudamérica austral de Chile y Argentina, donde prefiere zonas con abundante sotobosque, especialmente quila y

coligües (*Chusquea* spp.) e incluye los bordes de bosque, zona donde encontraría una mayor disponibilidad de alimento (Jiménez, 2010). También utiliza, en menor medida, zonas de bosque secundario o intervenido en ausencia de presión humana o de perros (Eldridge *et al.*, 1987; Jiménez, 2010). En áreas insulares como la Isla Grande de Chiloé, suelen ser más tolerantes a la presencia humana y utilizar áreas abiertas intervenidas (Jiménez, 2010, Burger *et al.*, 2019).

La distribución del pudú en Chile está descrita desde la Región del Maule (35° 10' S; río Mataquito y Lontué) hasta las cercanías de caleta Tortel (47° 47' S) (Jiménez, 2010). Si bien, ha sido mencionada más al sur, hasta la

Región de Magallanes (Osgood, 1943; Texera, 1973; Hershkovitz, 1982; Iriarte, 2008), no existe evidencia indicándose que: “No está respaldada por registros, y parece poco probable” (Jiménez, 2010). Aquí se presenta evidencia de tres registros provenientes de cámaras trampa en la desembocadura del río Pascua, a 43 km al suroeste de caleta Tortel, Región de Aysén, Patagonia chilena.

En las cercanías del glaciar Jorge Montt se encuentra el parque La Tapera (entre 48° 06' a 48° 18' S), un área protegida privada de 12.466 ha (figura 1) destinada a la conservación de ecosistemas periglaciares, que alberga a especies como: huemul (*Hippocamelus bisulcus*), ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum*), aves acuáticas, aves rapaces de bosque, plantas insectívoras (*Drosera uniflora* y *Pinguicula antarctica*), ecosistema de turberas y ciprés enano (*Lepidothamnus fonkii*), entre otras.

Entre julio de 2016 y marzo del año 2017

se instalaron diecinueve cámaras trampa (figura 1) en diversos ambientes para conocer el ensamble de meso y megamamíferos presentes en el parque La Tapera. Un total de ciento treinta y ocho ocurrencias en cinco especies fueron obtenidas con un esfuerzo de muestreo de 1606 días/trampa. Para el pudú se obtuvieron tres registros independientes (distantes veinticuatro horas uno de otro) correspondiente al 2,17 % del total de los registros (figura 2), desde una única cámara trampa ubicada en un remanente de bosque adulto en la desembocadura del río Pascua (48° 10' 24,58" S, 73° 24' 47,48" O) que corresponde a una comunidad de bosque siempreverde de *Nothofagus betuloides-Podocarpus nubigena*.

Este registro confirmaría la evidencia encontrada en punta Hammick (48° 12' S, 74° 21,9' O), a 76 km al suroeste de caleta Tortel, donde se indican registros de huellas de pudú (Texera, 1973), en el límite entre la Región

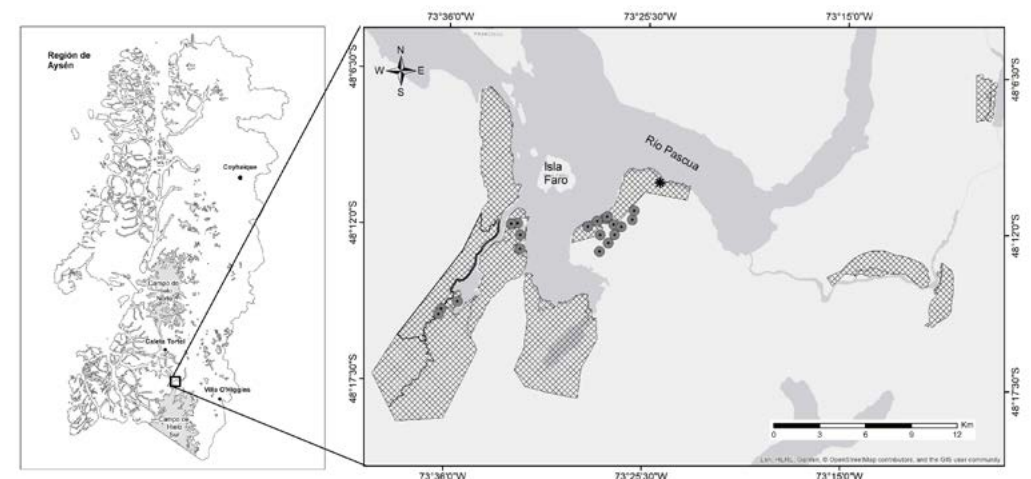


Figura 1. Ubicación del parque la Tapera (área achurada), Región de Aysén. Los puntos indican la posición de las cámaras trampa instaladas durante las campañas 2016-2017. El asterisco negro indica la ubicación de la cámara trampa con registros de pudú (*Pudu puda*).



Figura 2. Pudú (*Pudu puda*) registrado en la desembocadura del río Pascua, Fundación Parque La Tapera, Región de Aysén.

de Aysén y Magallanes. Registros de cacería son mencionados más al sur, sin embargo, no existe evidencia (Osgood, 1943, Hershkovitz, 1982) e investigaciones recientes no han encontrado evidencia de la presencia de la especie en la zona (Simonetti y Stipicic, 2019). Se requieren nuevas exploraciones en los canales de la región contigua de Magallanes para esclarecer el límite sur de distribución del pudú.

Agradecimientos

A Sebastián Carrasco, Mauricio Melgarejo y Felipe Ortega por su colaboración en terreno y a Enrique Poblete, Benedicto Ruíz (Chonaca), Ramón Ruíz y Guillermo Tisnado por el apoyo logístico.

Literatura citada

- Burger, A, Bannister, J.R., Galindo, N., Vargas-Gaete, R., Vidal, O.J. & Schlegel, B. (2019). Browsing evidence of the native and near-threatened *Pudu puda* deer in restoration plantings on Chiloé Island, Chile. *Gayana Botánica* 76(1), 24-33
- Eldridge, W.D., Macnamara, M.M. & Pacheco, N.V. (1987). Activity patterns and habitat utilization of pudus (*Pudu puda*) in south-central Chile. En: C.M. Wemmer (Ed.) *Biology and Management of the Cervidae* (352-370 pp). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Hershkovitz, P. (1982). Neotropical deer (Cervidae). Part I. *Pudus*, genus *Pudu* Gray. *Fieldiana Zoology, New Series* 11, 1-86.
- Iriarte, A. (2008). *Mamíferos de Chile*. Lynx Edicions. Barcelona, España. 420 pp.
- Jiménez, J.E. (2010). The Southern pudu (*Pudu puda*). En: González, S, Barbanti JM (Eds) *Neotropical cervidology: biology and medicine of Latin American deer* (140-150 pp). Jaboticabal, Brazil: Funep/IUCN.
- Osgood, W.H. (1943). The mammals of Chile. *Zoological Series, Field Museum of Natural History, Zoological Series* 30, 1-268.
- Simonetti, J.A. & Stipicic, G.J. (2019). Fauna terrestre de Isla Riesco, Magallanes: una revisión bibliográfica. *Anales del Instituto de la Patagonia* 47(3), 7-18.
- Silva-Rodríguez, E.A, Pastore, H. & Jiménez, J.E. (2016). *Pudu puda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18848A22164089. <https://www.iucnredlist.org/species/18848/22164089> [accedido 18 marzo 2020].
- Texera, W.A. (1973). Distribución y diversidad de mamíferos y aves en la Provincia de Magallanes: II Algunas notas ecológicas sobre los canales patagónicos. *Anales del Instituto de la Patagonia* 4(1-3), 291-305.



Prospección de sitios con presencia de *Gaultheria nubigena* en el Parque Nacional Conguillío, Región de La Araucanía

Exploration of sites with presence of *Gaultheria nubigena* at Conguillío National Park Region of La Araucanía

Autor: Eleodoro Gutiérrez Ibáñez

Administrador, Parque Nacional Conguillío, CONAF, Región de La Araucanía

Resumen

El Parque Nacional Conguillío es un ambiente de alta biodiversidad que representa el hábitat de especies muchas veces muy poco conocidas, amenazadas o con presencia de escasos individuos como es el caso de *Gaultheria nubigena* denominada comúnmente como chaura de las cascadas. Este estudio describe la prospección sistemática realizada para identificar sitios con presencia de *G. nubigena* en esta unidad del SNASPE, identificando tres nuevos sectores con presencia de la especie, denominados para efectos de este estudio como GAULT 2, ubicada en el sendero Sierra Nevada, GAULT 4 y GAULT 5, ubicados en el borde norponiente del lago Conguillío, constituidos en todos los sitios por pequeños conglomerados con seis a siete hasta veinte individuos distribuidos siempre en un área reducida. Se reportan como especies acompañantes en todos los sitios al musgo *Racomitrium* sp. y en el dosel inferior a *Chusquea culeou*, *Escallonia rubra* y *Ribes magellanicum*, ubicándose las poblaciones en un rango altitudinal entre los 1058 y los 1741 msnm.

Palabras clave: Conguillío, prospección, poblaciones.

Abstract

Conguillío National Park is a place with a high biodiversity and the habitat of species sometimes very little known, threatened or with a low population. That is the case of *Gaultheria nubigena*. The current document describes a process of systematic exploration carried out to identify areas with presence of *G. nubigena* in this national park. Three new spots with presence of this species were identified, and for the purpose of this study will be referred as GAULT 2, located at the Sierra Nevada trail, GAULT 4 and GAULT 5, both located at the northwest border of Conguillío lake. At all the sites *G. nubigena* was recorded in small groups of six or seven - sometimes twenty- specimens that were always on a small area. As companion species at all the sites were recorded *Racomitrium* sp., and *Chusquea culeou*, *Escallonia rubra* and *Ribes magellanicum* at the lower canopy. The populations were located in an altitude between 1058 and 1741 amsl.

Keywords: Conguillío, exploration, populations.

Introducción

El género *Gaultheria*, perteneciente a la familia *Ericaceae*, está compuesto por plantas que requieren para su desarrollo de condiciones únicas que favorezcan los procesos de crecimiento, entre estos destacan la composición de un suelo con un pH ácido, humedad relativa abundante y suelos poco porosos con menor infiltración de agua en las capas superficiales. Sin embargo, esta es una condición muy importante para el desarrollo de la especie debido a sus extremos hábitos de crecimiento. (Teillier *et al.*, 2014).

Gaultheria nubigena es un arbusto enano con tallos rastreros delicados. Hojas de 10-16 × 8-12 mm, ovadas a redondeadas o débilmente cordiformes en la base, glabras en el haz, finamente pubescentes en el envés, margen con pelos ciliados color castaño de 2 mm de largo. Pedúnculos de hasta 2 cm de largo. Pedicelos de 3-4 mm de largo. Corola de 5 mm urceolado-cilíndrica de color rosado, floración entre enero y febrero. Frutos globosos, secos, de maduración entre marzo y abril.

Es una planta bastante escasa en su distribución, amenazada, por lo que se ha propuesto sea declarada como vulnerable, y así favorecer la protección de los escasos ejemplares que se han identificado. (Hechenleitner *et al.*, 2005). En Chile estas poblaciones se ubican entre las regiones del Biobío y Los Lagos, en tanto las poblaciones de Argentina se encuentran en las provincias de Neuquén y Río Negro. (RBGE, 2014).

El Parque Nacional Conguillío se ubica en la Región de La Araucanía, posee una superficie de 60.832 ha, perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado.

En el año 2013, el Real Jardín Botánico de Edimburgo (RBGE), realizó una prospección al Parque Nacional Conguillío, identificando dos sitios con presencia de *Gaultheria nubigena* en el sendero Sierra Nevada de esta unidad.

El presente estudio tiene como objetivo identificar nuevas poblaciones de *Gaultheria nubigena*, teniendo como base sistemática de prospección el hábito de crecimiento de la especie en nuestro país.

Materiales y método

La investigación se desarrolló en el Parque Nacional Conguillío, ubicado en la Región de La Araucanía, provincias de Cautín y Malleco, que posee una superficie de 60.832 ha, perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado.

Para seleccionar los sitios a prospectar se hizo una exhaustiva revisión bibliográfica para la especie, seleccionando solo los sectores caracterizados por presencia de alta humedad, densa vegetación en piso inferior y asociación con especies de ambientes húmedos relacionadas con el hábito de crecimiento de *Gaultheria nubigena*.

Posteriormente se efectuaron campañas en terreno en el borde rocoso del lago Conguillío, principalmente el borde norte del lago, y el sendero Sierra Nevada, en estos trabajos se utilizó GPS Garmin GPSmap 62s, huinchas métricas, fichas de registro de flora, identificando en cada sector donde se constató la presencia de la especie las variables fisiográficas y cuantitativas del sitio en estudio, entre estas las coordenadas geográficas del sitio de hallazgo, altitud, exposición, pendiente, especies acompañantes y se efectuó una breve descripción de la

población encontrada, además de efectuar un registro fotográfico de los sitios descritos.

Finalmente, todos estos datos fueron ordenados en una tabla con la descripción de los nuevos sitios de crecimiento de la especie e identificados espacialmente mediante la plataforma Google Earth, incorporando además información capturada en terreno.

Resultados

El presente estudio identificó dos sitios que corresponden a las poblaciones prospectadas por los investigadores del RBGE en el año 2013, estas se identificaron como GAULT 1 y GAULT 3, y tres sitios identificados

por guardaparques, que a partir de este estudio corresponden a nuevas poblaciones, catalogadas en terreno como GAULT 2, GAULT 4 y GAULT 5, que constituyen por lo tanto un hallazgo, ya que son poblaciones no descritas anteriormente en la unidad, ya sea mediante trabajos sistemáticos de prospección o hallazgos botánicos documentados.

Descripción de las poblaciones

La población identificada para efectos del estudio como GAULT 1, corresponde a un pequeño conglomerado de aproximadamente veinte individuos agrupados en una ladera con afloramiento rocoso con presencia de alta humedad en la superficie de la pared,

proveniente de una vertiente que aflora en este sector ubicado a 400 m desde el estacionamiento playa Linda, en el acceso al sendero denominado Sierra Nevada.

La especie se encuentra fuertemente adherida a las rocas, y adosada a cada una de las plantas se encuentra alta presencia de musgos del género *Racomitrium*.

Presenta como especies acompañantes a *Chusquea culeou*, *Ribes magellanicum*, *Alstroemeria aurea*, *Escallonia rubra*, *Gaultheria mucronata*, *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus alpina*. El dosel arbóreo, compuesto principalmente por bosque sobremaduro de las especies *Nothofagus alpina* y *Nothofagus dombeyi*, otorga protección y cobertura a la población, además el sotobosque adyacente cumple la misma función que aparentemente es aprovechada por la especie.

En algunos individuos, se observa hábito rastrero y colgante desde las paredes húmedas de las rocas superficiales, en exposición sureste.

En la población identificada como GAULT 2, ubicada en el sendero Sierra Nevada, se presenta un reducido grupo de quince individuos, adosados a un afloramiento rocoso que se encuentra en el sector, el cual presenta un alto grado de humedad proveniente de escorrentías superficiales que depositadas en toda el área de la población.

Presenta como especies acompañantes a *Ribes magellanicum*, *Drymis andina*, *Maytenus magellanica*, *Chusquea coleou*, *Escallonia rubra*, *Nothofagus dombeyi*, *Fuchsia magellanica*, *Alstroemeria aurea*, *Gaultheria mucronata*.

Los individuos de la especie tienen una alta concentración de musgos adheridos a la roca y la base de los individuos, además estos se observan ramificados desde la base y en

algunos de ellos se observa hábito rastrero y de sujeción a las rocas dejando descolgar algunas ramillas que sobreviven con la humedad ambiental.

La población identificada como GAULT 3 presenta como especies acompañantes a *Gaultheria pumila*, *Escallonia rosea*, *Baccharis sp.*, *Rhodophiala andicola*, *Adesmia sp.*

Se ubica en el límite de la vegetación arbórea se encuentra esta pequeña población de individuos en una superficie aproximada de 5 m², creciendo adherida principalmente a las rocas que afloran en este sector de alta montaña, y donde existe una cascada proveniente de los deshielos de la Cordillera Sierra Nevada, la que mantiene una humedad constante en el perímetro de la población.

Se observa alta concentración de musgos en contacto directo con los individuos de *G. nubigena*, los que se mezclan también con especies como *Escallonia rosea* y *Gaultheria pumila*.

GAULT 4, se encuentra en la vertiente poniente del lago Conguillío a una altitud de 1.058 m.s.n.m., en un sector donde se presenta un continuo de afloramientos rocosos con alta presencia de humedad, producto de vertientes que caen a la ribera del lago.

Las Especies acompañantes para esta población son *Escallonia rubra*, *Gunnera chilensis*, *Fuchsia magellanica*, *Nothofagus alpina*, *Nothofagus dombeyi*, *Blechnum chilense*, *Embotrium coccineum*, *Ribes magellanicum*, *Chusquea coleou*.

En este sector, *G. nubigena* se distribuye en conglomerados de 6-7 individuos en un transecto de aproximadamente 45 m, caracterizado por la presencia de alta humedad y musgos del género *Racomitrium* adheridos a las rocas y base de las plantas.

Prospección de *Gaultheria nubigena* en el Parque Nacional Conguillío

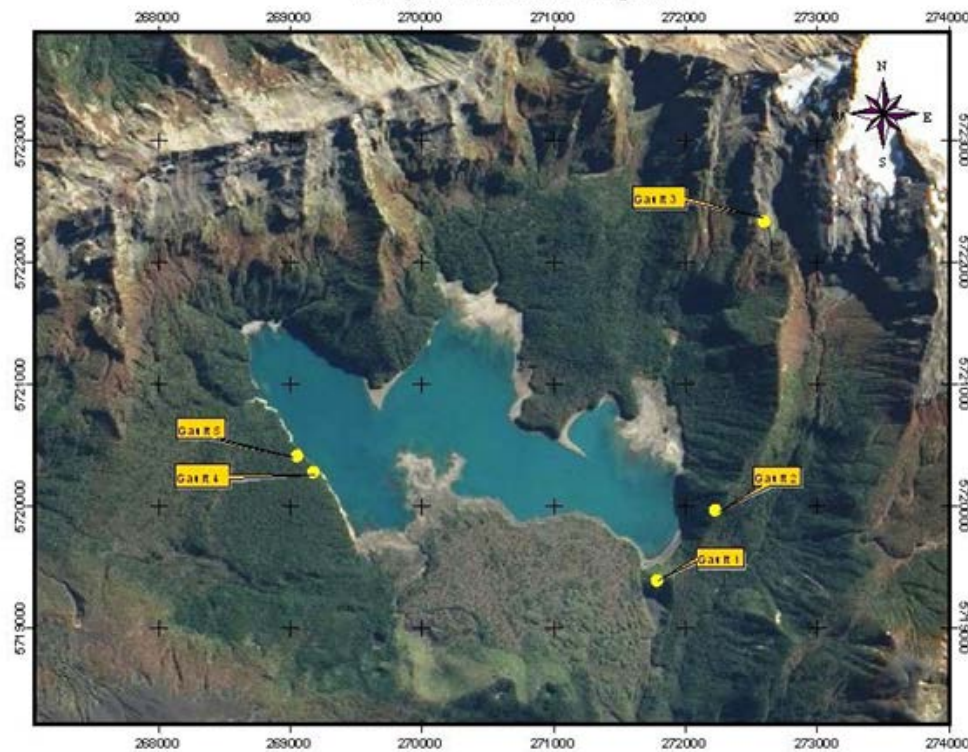


Figura 1. Poblaciones de *Gaultheria nubigena* identificadas en el Parque Nacional Conguillío.

Finalmente, en GAULT 5 la población ubicada en el sector oeste del lago Conguillío, está compuesta por una agrupación de individuos que se distribuye en pequeños grupos en un transecto de 20 m, aproximadamente, adherida a las rocas superficiales, con alta presencia de humedad producto de vertientes que afloran en el sector .

Presenta como especies acompañantes a *Fuchsia magellanica*, *Escallonia rubra*, *Gunnera chilensis*, *Chusquea culeou*, *Ribes magellanicum*, *Alstroemeria aurea*.

El sitio está compuesto en toda su extensión por una cobertura densa de *Escallonia rubra*, *Fuchsia magellanica* y musgos que se asocian a la base de las plantitas, las que en algunos individuos presentaban al momento del estudio presencia de flores, lo que indica una buena tasa de reproducción, lo que queda de manifiesto también porque se logran apreciar pequeños individuos, aparentemente de menor edad y de periodos de crecimiento relativamente recientes.

Tabla 1. Características fisiográficas, crecimiento y tipos forestales donde crece *Gaultheria nubigena* en el Parque Nacional Conguillío

Población	Sector	Superficie	Coordenadas	Pendiente	Exposición	Altitud	Cobertura	Tipo
		(m2)	UTM	%		(m.s.n.m.)	dosel (%)	forestal
GAULT 1	Sierra Nevada	4	272436 E 5718688 N	25	Sureste	1.098	40	Ro-Ra-Co
GAULT 2	Sierra Nevada	2	273102 E 5719571 N	25	Sur	1.316	45	Araucaria
GAULT 3	Sierra Nevada	5	273649 E 722759 N	45	Este	1.741	10	Araucaria
GAULT 4	Lago Conguillío	2	268592 E 5720035 N	45	Sureste	1.058	40	Araucaria
GAULT 5	Lago Conguillío	4	268481 E 5720213 N	45	Sureste	1.098	40	Araucaria



Figura 2. *Gaultheria nubigena*. Pelos ciliados característicos de la especie.



Figura 3. Individuos de *Gaultheria nubigena* ubicados a una altitud de 1741 msnm.



Figura 4. Población de *G. nubigena* en sendero Sierra Nevada a 1316 msnm.



Figura 5. Población de *G. nubigena* en vertiente oeste del lago Conguillío.

Registro relevante

Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas

Boletín científico-técnico

Biodiversidata 10 : 171-177 (2022)



<http://www.parquesnacionales.cl/biodiversidata/>

Registro de *Spheniscus* sp. con plumaje atípico en la región de Antofagasta, Chile.

Records of *Spheniscus* sp. with atypical feather pattern at the Region of Antofagasta, Chile

Nelson R. Amado¹ y Diego A. Sepúlveda^{2,3*}

¹ Biólogo, ex-funcionario de CONAF Antofagasta

² Jefe de sección Conservación de la Diversidad Biológica, CONAF Antofagasta

³ Fundación Humboldt, Antofagasta, Chile

diego.sepulveda@conaf.cl

El pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) y el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) son dos especies congéneres con una amplia presencia en Chile, donde el primero tiene una distribución más septentrional, y el segundo, meridional; no obstante, en este rango de distribución pueden superponerse y compartir áreas de simpatria, donde es posible la ocurrencia de eventos de hibridación entre ambas especies. La Corporación Forestal Nacional (CONAF) monitorea las poblaciones de *S. humboldti* en una serie de sitios a lo largo de la costa regional. Durante el 2019, y después de una revisión fotográfica, se observó un espécimen con un patrón de coloración atípico, combinando aspectos de *S. humboldti* y *S. magellanicus*. Este documento da cuenta de este registro, y sugiere tener en cuenta estos aspectos fenotípicos en futuros monitoreos, enfocados en la búsqueda de otros posibles ejemplares similares y su comportamiento en las colonias de la zona norte de Chile.

De las diez especies de la familia *Spheniscidae* presentes en aguas jurisdiccionales de Chile (Martínez y González, 2017), el pingüino de Humboldt (*S. humboldti* Meyen, 1834) es la que presenta la distribución más septentrional. Esta se distribuye desde el límite con Perú hasta los islotes Puñihuil (41° 55' S), en la Región de los Lagos (Araya y Millie, 1992; Ellis *et al.*, 1998), aunque también ha sido descrito hasta isla Guafo (43° 61' S) (Reyes-Arriagada *et al.*, 2009). Por otro lado, su congénere, el pingüino de Magallanes (*S. magellanicus* Foster, 1781), tiene una distribución más meridional, comprendida entre Tierra del Fuego e islote Pájaro Niño (33° 27' S) (Simeone *et al.*, 2003; Schiavini *et al.*, 2005), aunque existen observaciones esporádicas hasta Arica y Parinacota (Barros y Martínez, 2019), incluso, hasta el sur de Perú (Zavalaga y Paredes, 2009; Schulenberg *et al.*, 2010; Aguilar, 2011; Vizcarra *et al.*, 2020). Ambas especies son simpátricas en la zona centro-sur de nuestro país (Wilson *et al.*, 1995, Simeone y Schlatter 1998; Simeone *et*

Discusión y conclusiones

La sistematización de la información de los sitios identificados con presencia de *Gaultheria nubigena* representa el inicio de las actividades de investigación tendientes a desarrollar una base de datos referida a los hábitos de crecimiento y reproducción de esta especie en el Parque Nacional Conguillío, lo que favorecerá la preservación de estas poblaciones en el país.

De la información recopilada en este estudio, se concluye que, además de las dos poblaciones identificadas en el trabajo del Real Jardín Botánico de Edimburgo (RBGE) en el año 2013, existen al menos tres nuevas poblaciones de la especie, lo que prepresenta un importante hallazgo para la sistematización botánica de la flora presente en el Parque Nacional Conguillío.

Además, corrobora los antecedentes entregados por Hechenleitner *et al.* (2005), en torno a que la especie se distribuye en pequeños conglomerados, con escaso número de individuos y en hábitat con presencia de alta humedad, por lo tanto, se sugiere continuar

con los estudios sistemáticos con la finalidad de identificar nuevos sitios y determinar las estrategias de conservación y reproducción, considerando en un futuro incluirla en los planes nacionales de conservación de especies amenazadas.

En primera instancia se puede determinar alguna similitud en la exposición y cobertura del dosel de las poblaciones identificadas, sin embargo se deberá estudiar la interacción que las especies acompañantes del sotobosque ejercen en la distribución de estos conglomerados.

Es importante señalar que las poblaciones identificadas se encuentran en el sendero Sierra Nevada y en el borde norponiente del lago Conguillío, sectores con alta afluencia de visitantes, principalmente en época estival, por lo tanto se deberá establecer un plan de monitoreo y protección de estos sectores, evitando el daño que se pueda originar a los individuos, además de efectuar recolección de semillas y esquejes para el inicio del programa de reproducción de la especie en la unidad.

Literatura citada

CONAF. 2004. Plan de Manejo del Parque Nacional Conguillío. Unidad de Gestión de Patrimonio Silvestre, Región de La Araucanía, Temuco, Chile. 154 pp.

CONAF. 2004 a. Línea de base componente vegetacional Parque Nacional Conguillío. CONAF, Unidad de Gestión de Patrimonio Silvestre, Región de La Araucanía, Temuco, Chile. 117 pp.

HECHENLEITNER, P., GARDNER, M., THOMAS, P., ECHEVERRÍA, C., ESCOBAR, B., BROWNLESS, P., MARTÍNEZ, C. 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile.

Distribución, conservación y propagación. Primera edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 pp.

REAL JARDÍN BOTÁNICO DE EDIMBURGO. (RBGE). 2014. Reporte de terreno al Parque Nacional Conguillío. 5 pp.

TEILLIER, S., ESCOBAR, F. 2014. Documento Revisión del género *Gaultheria*. (*Ericaceae*) en Chile. Escuela de Arquitectura del Paisaje, Universidad Central. 31 pp.

al., 2003; Cursach *et al.*, 2009; Simeone *et al.*, 2009; Hiriart-Bertrand *et al.*, 2010), pudiendo registrarse algunas colonias reproductivas mixtas (Simeone *et al.*, 2003; Hiriart-Bertrand *et al.*, 2010).

Continuando con el programa de relevamiento ejecutado por Amado y Castro (2013) para fortalecer las acciones de conservación para la especie en la zona norte del país, entre el 9 y 12 de octubre de 2019, la Corporación Nacional Forestal (CONAF) de la Región de Antofagasta realizó una nueva estimación del tamaño poblacional del pingüino de Humboldt en una serie de sitios próximos a las ciudades puerto de Tocopilla, Mejillones, Antofagasta y Taltal (Sepúlveda y Amado, 2019), esto en plena época reproductiva de la especie. Al revisar detalladamente fotografías del evento, se detectó en el islote Guanillos (21° 58' S; 70° 11' W) en la costa de Tocopilla, un pingüino adulto con un patrón de coloración distinto al típico del plumaje de esta especie. La presente nota comunica el hallazgo de este individuo,

describe su aspecto y discute su presencia en la zona norte del país.

El rasgo más notorio que diferencia al individuo observado de la forma *humboldti* propiamente tal, resultó ser la presencia de un delgado collar y una ancha banda pectoral de color negro. Mientras el collar se une al negro del dorso, la banda se prolonga por ambos flancos, caracteres que en principio parecieron indicar que se trataba de un pingüino de Magallanes. Sin embargo, el individuo tenía otros caracteres físicos no atribuibles a esta especie, tales como una delgada banda superciliar blanca, y una amplia zona rosada desnuda que comprende las regiones periocular, loreal y basal del pico, rasgos que son distintivos de *S. humboldti* (figura 1). No obstante, el pingüino avistado presentó dos franjas pectorales, donde la inferior es notoriamente más ancha en comparación a la que muestran normalmente los ejemplares de pingüinos de Magallanes.



Figura 1. Pingüino de Humboldt junto al individuo con dos franjas pectorales de color negro. Nótese en éste el área rosada que rodea los ojos y la base del pico.

Actualmente, los lugares documentados con colonias mixtas entre ambas especies y con algunos eventos de hibridación, son las áreas asociadas a islote Pingüinos, islotes Puñihuil e isla Metalqui (Simeone y Schlatter, 1998; Cursach *et al.*, 2009; Simeone *et al.*, 2009; Hiriart-Bertrand *et al.*, 2010; Simeone *et al.*, 2018; Reyes-Arriagada, 2013; Hibbest

et al., 2020). Es necesario indicar que el islote Guanillos es de gran importancia, ya que constituye una de las principales áreas reproductivas de pingüino de Humboldt en la Región de Antofagasta (Vianna *et al.*, 2014; Sepúlveda *et al.*, 2018), y se ubica a más de 2000 km al norte de los registros mencionados por la literatura (figura 2).

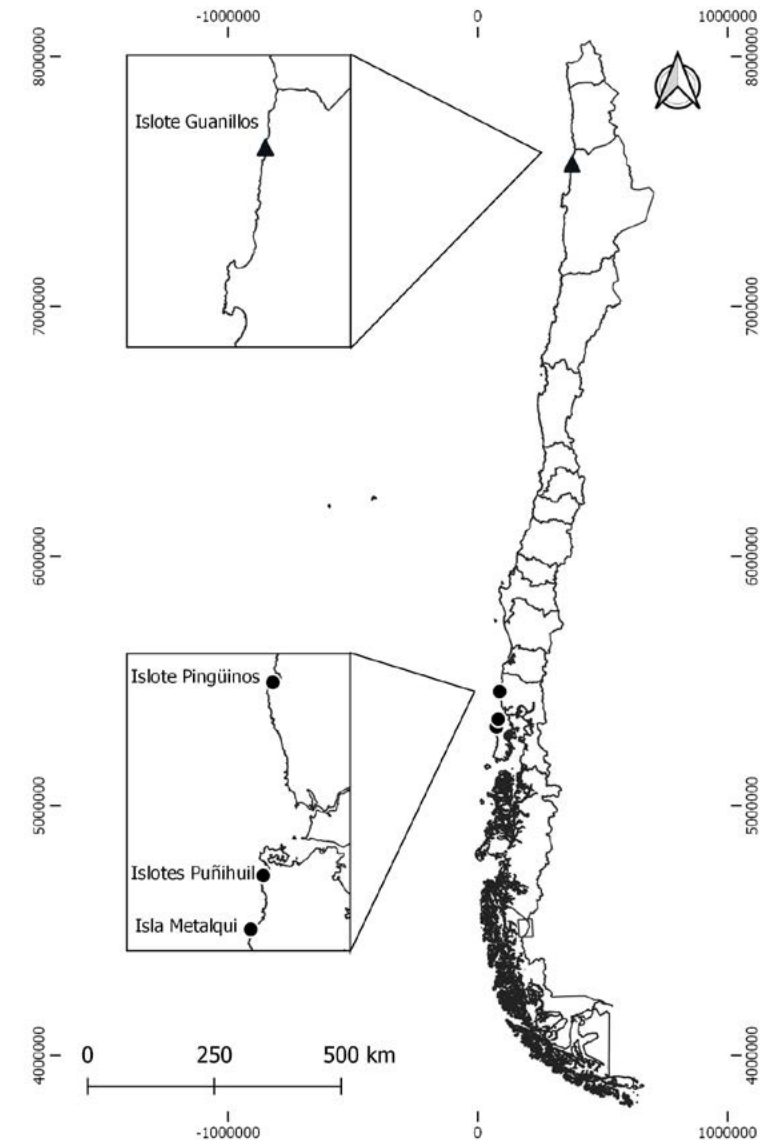


Figura 2. Ubicación de Isote Guanillos (▲) y lugares con registros documentados de colonias mixtas (●) en Chile.

A modo de conclusión, la evidencia indicaría la posible presencia de un ejemplar híbrido en una colonia reproductiva del pingüino de Humboldt en el norte de Chile, lo que representaría el primer registro de este tipo en un área tan septentrional del país. El avistamiento aquí informado da la oportunidad de intensificar los monitoreos en las colonias de la zona norte de Chile, dando énfasis en los caracteres físicos de sus individuos, esto con el fin de evidenciar nuevos casos como los expuestos, y determinar si existen comportamientos reproductivos. Asimismo, la aplicación de otras metodologías complementarias, como técnicas moleculares, ayudarían a esclarecer de mejor forma la historia genética de estos posibles ejemplares en el norte de Chile.

Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) and Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) are two similar species widely spread in Chile. Though Humboldt penguins have a more northern distribution and Magellanic penguins can be found mainly at the southern regions, this patterns of distribution can overlap and share sympatric areas, where it is possible to observe some cases of hybridization between the two species. The National Forestry Service CONAF is currently monitoring the populations of *S. humboldti* at a number of spots located along the coast in the Region of Antofagasta. In 2019, and after reviewing some photographs, it was observed a specimen with an atypical color pattern that combined features of *S. humboldti* and *S. magellanicus*. The present paper reports on this record and recommends to consider this phenotype for future monitoring aimed to look for other possible specimens with the

same features and study their behavior in the penguin colonies at the north of Chile.

Among the ten species of the *Spheniscidae* family that can be found at Chilean territorial waters (Martínez & González, 2017), Humboldt penguins (*S. humboldti* Meyen, 1834) have the most northern distribution, that goes from the border with Peru to the islets of Puñihuil (41° 55' S), at the Region of Los Lagos (Araya & Millie, 1992; Ellis *et al.*, 1998), though there are records of the species at Guafo island (43° 61' S) (Reyes-Arriagada *et al.*, 2009). On the other hand, Magellanic penguins (*S. magellanicus* Foster, 1781), have a more southern distribution, that goes between Tierra del Fuego and Pájaro Niño islet (33° 27' S) (Simeone *et al.*, 2003; Schiavini *et al.*, 2005), although it has sporadically been observed in the Region of Arica y Parinacota (Barros & Martínez, 2019), and even in the south of Peru (Zavalaga & Paredes, 2009; Schulenberg *et al.*, 2010; Aguilar, 2011; Vizcarra *et al.*, 2020). Both species are sympatric in the central-southern zone of Chile (Wilson *et al.*, 1995; Simeone & Schlatter 1998; Simeone *et al.*, 2003; Cursach *et al.*, 2009; Simeone *et al.*, 2009; Hiriart-Bertrand *et al.*, 2010), and therefore it is possible to found some mixed breeding colonies (Simeone *et al.*, 2003; Hiriart-Bertrand *et al.*, 2010).

In October 9th and 12th of 2019, and continuing with the updating program carried out by Amado and Castro (2013) aimed to reinforce the initiatives on conservation of this specie in the north of Chile, the regional offices of the National Forestry Service CONAF in Antofagasta carried out a new assessment of the population size of Humboldt penguins

at several spots located near the cities of Tocopilla, Mejillones, Antofagasta and Taltal (Sepúlveda & Amado, 2019), during breeding season. In a detailed review of the photographic records of this assessment, a photograph taken at Guanillos islet (21° 58' S; 70° 11' W) in the coast of Tocopilla, showed an adult penguin with an atypical color pattern of feathers. The present document gives detailed information on this specimen, describing its features and discussing about its presence in the north of Chile.

The most significant difference between the observed specimen and the common features of *humboldti* is a thin collar and a broad black stripe across the chest. While the collar is linked to the black in the back, the stripe goes along both flanks. Because of these features the specimen was initially identified as a Magellanic penguin. However, the bird had other physical features that were not related to the species, as for example a thin white superciliary stripe and a wide pink area of flesh around the eyes, lore and base of the beak, all distinctive features of *S. humboldti* (figure 1). However, the specimen under observation showed two stripes across its chest, whit the lower one being clearly wider in comparison to the one found in specimens of Magellanic penguins.

The places currently identified as mixed colonies of both species in which there are also some hybridization events, are the areas associated to Pingüinos and Puñihuil islets, and Metalqui island (Simeone & Schlatter, 1998; Cursach *et al.*, 2009; Simeone *et al.*, 2009; Hiriart-Bertrand *et al.*, 2010; Simeone *et al.*, 2018; Reyes-Arriagada, 2013; Hibbest *et al.*, 2020). In addition, it is important to

mention the importance of Guanillos islet, one of the main breeding sites for the Humboldt penguins in the Region of Antofagasta (Vianna *et al.*, 2014; Sepúlveda *et al.*, 2018), that is found more than 2000 km to the north of the locations mentioned in literature (figure 2).

As a conclusion, the evidence indicates a possibly hybrid specimen in a breeding colony of Humboldt penguins at the north of Chile, which would be the first record of this type of event in the area. The present report on this event could be the opportunity to intensify the monitoring on the northern breeding colonies in Chile, with emphasis on the physical features of the specimens, in order to notice new cases as the one exposed, and determine the existence of breeding behaviors. Also, the use of additional methodologies, as could be molecular techniques, may help to better determine the genetic background of this specimens in the north of Chile.

Agradecimientos

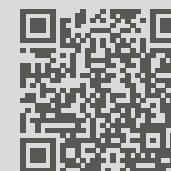
Se agradece a todo el equipo regional del Departamento de Áreas Silvestres Protegidas de CONAF Antofagasta, esto por su desempeño, despliegue y trabajo en terreno, que permitió la realización del presente documento. Asimismo, se agradece muy especialmente a uno de los autores, don Nelson Amado Pool, por su pasión, enseñanza y traspaso de conocimientos en materia de conservación, que ayudaron a la formación de tantos y tantas durante sus años en CONAF.

Literatura citada

- Aguilar, E. 2011. Primer avistamiento de pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en las islas Ballestas, Sistema Nacional de Islas Islotas y Puntas Guaneras, Perú. Boletín Informativo UNOP 6 – 2: 19 – 20.
- Amado, N. y M. Castro. 2013. Relevamiento poblacional del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en las costas de las regiones de Antofagasta, Atacama y Coquimbo, como insumo para la formulación del Plan Nacional de Conservación. Informe técnico, Corporación Nacional Forestal, Región de Antofagasta, 35 p.
- Araya, B. y G. Millie. 1992 *Guía de campo de las aves de Chile*. Quinta Edición Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 405 pp.
- Barros, R. y D. Martínez. 2019. “Identificación de juveniles de pingüinos de Humboldt y Magallanes”. *La Chiricoca*. N°24: 11-14.
- Cursach, J., J. Vilugrón, C. Tobar, J. Ojeda, J. Rau, C. Oyarzún y O. Soto. 2009. Nuevos sitios de nidificación para cuatro especies de aves marinas en la provincia de Osorno, centro-sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 15(1): 17-22.
- Ellis, S., J.P. Croxall and J. Cooper (Eds.). 1998. Penguin conservation assessment and management plan. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group: Apple Valley, MN.
- Hiriart - Bertrand, L., A. Simeone, R. Reyes-Arriagada, V. Riquelme, K. Pütz y B. Lüthi. 2010. Descripción de una colonia mixta de pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) y de Magallanes (*S. magellanicus*) en isla Metalqui, Chiloé, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 16(1): 42-47.
- Hibbets, E.M., K. Schumacher, H. B. Scheppeler, P. Dee Boersma & J. L. Bouzat. 2020. Genetic evidence of hybridization between Magellanic (*Spheniscus magellanicus*) and Humboldt (*Spheniscus humboldti*) penguins in the wild. *Genetica* 148: 215 – 228.
- Martínez, D. & G. González. 2017. *Aves de Chile: guía de campo y breve historia natural*. Ediciones del Naturalista, Santiago, Chile. 539 pp.
- Reyes – Arriagada, R., P. Campos-Ellwanger y R. P. Schlatter. 2009. Avifauna de isla Guafo. *Boletín Chileno de Ornitología* 15(1): 35 – 43.
- Reyes-Arriagada, R., L. Hiriart-Bertrand, V. Riquelme, A. Simeone, K. Pütz, B. Lüthi y A. Raya Rey. 2013. Population trends of a mixed-species colony of Humboldt and Magellanic penguins in southern Chile after establishing a protected area. *Avian Conservation and Ecology* 8 (2): 13
- Schiavini, A., P. Yorio, P.A. Gandini, A. Raya Rey y P. Dee Boersma. 2005. Los pingüinos de las costas argentinas: estado poblacional y conservación. *Hornero* 20 (1): 5-23.
- Schulenberg, T.S., D. F. Stotz, D. F. Lane, J. P. Neil. Y T. A. Parquer III. 2010. *Aves de Perú*. Centro de Ornitología y Biodiversidad-CORBIDI, Lima, Perú. 660 pp.
- Sepúlveda, D. y N. Amado. 2019. Prospección regional de pingüino de Humboldt: ASP costeras y zonas de influencias ecológicas. Informe Técnico, Corporación Nacional Forestal, Región de Antofagasta, 17 p.
- Sepúlveda, D.A., F.E. González y N.R. Amado. 2018. Análisis de la abundancia, estado reproductivo y amenazas del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la Región de Antofagasta, período 2016-2017. *Biodiversidata* (7): 12 – 24.
- Simeone, A. & R. Schlatter. 1998. Threats to mixed species colony of *Spheniscus* penguins in southern Chile. *Colonial Waterbirds* 21: 418 – 421.
- Simeone, A., G. Luna-Jorquera, M. Bernal, S. Garthe, F. Sepúlveda, R. Villablanca, U. Ellenberg, M. Contreras, J. Muñoz & T. Ponce. 2003. Breeding distribution and abundance of seabirds on islands off north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 323 – 333.
- Simeone, A., L. Hiriart-Bertrand, R. Reyes-Arriagada, M. Halpern, J. Dubach, R. Wallace, K. Püntz & B. Lüthi. 2009. Heterospecific pairing and hybridization between wild Humboldt and Magellanic penguins in southern Chile. *The Condor* 111 (3): 544 – 550.
- Simeone, A., R. Aguilar y G. Luna. 2018. Censo de pingüinos de Humboldt. Informe Final. Proyecto FIPA N° 2016 – 33. Corporación CULTAM. 62 pp.
- Vianna, J. A., M. Cortés, B. Ramos, N. Sallaberry-Pincheira, D. González-Acuña, G. P. M. Dantas, J. Morgante, A. Simeone & G. Luna-Jorquera. 2014. Changes in abundance and distribution of Humboldt penguin *Spheniscus humboldti*. *Marine Ornithology* 42: 153 – 159.
- Vizcarra, J. K., M. A. Zambrano, J. E. Mamani y G. C. Riveros. 2020. Hallazgo de un individuo juvenil de Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la provincia de Ilo, costa sur del Perú. *Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP)* 15(1): 5-8.
- Wilson, R.P., D.C. Duffy, M. Wilson & B. Araya. 1995. Aspects of the ecology of species replacement in Humboldt and Magellanic penguins in Chile. *Le grufaut* 85: 49-61.
- Zavalaga, C. & R. Paredes. 2009. Records of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* in Perú. *Marine Ornithology*, 37: 281-282.
-



Para cualquier información diríjase a:
Corporación Nacional Forestal (CONAF)
Avda. Bulnes 285, Santiago de Chile.



BIODIVERSIDATA



BIO DIVERSIDATA



Imagen de portada

Ejemplares de pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la región de Antofagasta.
Créditos: Diego Sepúlveda M.

Ver artículo: Página 141 “Estado actual de las amenazas del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en la Región de Antofagasta” (Diego A. Sepúlveda y Carlos J. Gatica)



República de Chile
Ministerio de Agricultura
Corporación Nacional Forestal (CONAF)

Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado

