Folio016608

ESTRATEGIA REGIONAL PARA LA CONSERVACIÓN Y UTILIZACIÓN SOSTENIBLE DE LA BIODIVERSIDAD, DECIMA REGION DE LOS LAGOS

COMISION NACIONAL DE MEDIO AMBIENTE

SEPTIEMBRE DE 2002

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

INSTITUCIONES PÚBLICAS Y PRIVADAS PARTICIPANTES EN EL PROCESO DE FORMULACIÓN DE LA ESTRATEGIA REGIONAL

Coordinación General

Comisión Nacional de Medio Ambiente Décima Región de Los Lagos.

Organismos Estatales

Corporación Nacional Forestal
Servicio Agrícola y Ganadero
Instituto de Fomento Pesquero
Instituto de Investigaciones Agropecuarias
Servicio Nacional de Pesca
Servicio Nacional de Turismo
Bienes Nacionales
Ministerio de Obras Publicas
Secretaria Regional de Planificación

Universidades

Universidad Austral de Chile
Universidad de los Lagos

Organismos No Gubernamentales

Comité pro Defensa de la Flora y Fauna
Centro de Estudios Agrarios
Coalición para la Conservación de la Cordillera de la Costa
World Wildlife Found
TERRA AUSTRALIS
Agrupación de Ingeniero Forestales por el Bosque Nativo
FUNDACION LOS LAGOS
SENDA DARWIN
Centro de Investigación para el Medio Ambiente (CIPMA)
Fondo de Las Americas (Programa Los Lagos Sustentable)
Centro de Estudios Técnicos
Bosque Modelo Chiloé

Organizaciones Sector Productivo

Corporación Chilena de la Madera
INTESAL
Forestal Valdivia

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

I. MARCO REFERENCIAL

a) Principios Básicos: la estrategia regional deberá contemplar como principios básicos los siguientes:

- Soberanía y la Responsabilidad
  - Derecho nacional soberano de utilizar componentes de la diversidad biológica, siempre y cuando sea dentro de la nación y no perjudiquen otros estados o zonas fuera de jurisdicción nacional.
- Sustentabilidad
  - Mejoramiento sostenido y equitativo de la calidad de vida de las personas, fundado en medidas apropiadas de conservación y protección del medio ambiente
- Participación
  - se reconoce el rol de la sociedad civil en la conservación de la diversidad biológica, por lo que participa activamente en el diseño y la implementación de la estrategia, en la implementación de las políticas públicas
- Compromiso Nacional
  - Ratificación del Convenio sobre la diversidad biológica.
- Equidad
  - La distribución equitativa de los beneficios derivados del uso de la biodiversidad, con especial atención a las comunidades indígenas
  - Reconocimiento de los derechos de propiedad intelectual, formas de uso tradicional y consuetudinarios de las comunidades locales
- Realismo
  - Debe basarse en la Política Ambiental Nacional y el Convenio sobre la diversidad biológica
- Gradualismo
  - Conjunto de tareas a corto, mediano y largo plazo
- Transectorialidad y Multidiciplinariedad
  - Acción coordinada de diferentes disciplinas, sectores e instituciones
- Eficiencia
  - Las medidas deben considerar el menor costo social posible, privilegiando el desarrollo y aplicación de instrumentos de carácter flexible para el sector público y privado.
- Descentralización
  - Fortalecimiento y utilización de la institucionalidad regional
- Continuidad y Evaluación
  - Evaluar periódicamente para adecuar o reorientar acciones

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

II. CONCEPTOS GENERALES

A) Visión

Las especies, sus hábitat y los ecosistemas que conforman la biodiversidad de la Décima Región de Los Lagos se conocen, investigan, protegen, manejan y utilizan en forma sustentable por parte de los diferentes actores sociales, integrando esfuerzos para el manejo justo y equitativo de sus beneficios tangibles e intangibles; todo ello sin perjudicar su integridad y, favoreciendo a la vez el mantenimiento de los procesos vitales.

B) Misión

Se creará una instancia regional que asumirá un rol de organismo coordinador, facilitador, ejecutor y promotor de la gestión adecuada y responsable de la biodiversidad, y establecerá acciones conjuntas y alianzas estratégicas que integren a los diferentes actores locales, nacionales e internacionales en la consecución de los objetivos de conservación y uso sostenible de la biodiversidad

C) Objetivo General

Conservar la biodiversidad y promover el uso sostenible de los recursos, así como distribuir en forma justa y equitativa los beneficios y costos derivados.

Líneas Estratégicas y Acciones

Se proponen tres líneas cruciales necesarias para alcanzar el propósito de la Estrategia:

1. Protección y Conservación	**2. Conocimiento y Manejo de la Información**	**3. Diversificación del uso**
1.1. Conservación In Situ	2.1. La educación y creación de conciencia pública respecto a la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica	3.1. La participación justa y equitativa en los beneficios derivados de la utilización de los componentes.
1.2. La Conservación y Uso Sostenible (C&US) de los recursos genéticos nativos.	2.2. Informar, motivar y apoyar en forma amplia, descentralizada y coordinada la acción de la sociedad civil en la conservación y uso sustentable de la biodiversidad.	3.2. Lograr el reconocimiento del aporte del Pueblo Mapuche-Huilliche al conocimiento y conservación de la biodiversidad, estableciendo mecanismos que garanticen su acceso a los beneficios derivados de su uso
1.3. La lucha contra especies exóticas invasoras	2.3. Desarrollo de capacidades de gestión y base de información a nivel regional y comunal, universidades, ONGs, avance en la base científica necesaria, avances en procesos de planificación	
1.4. La recuperación de ecosistemas y especies en peligro		

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

1. PROTECCIÓN Y CONSERVACIÓN

Con esta línea estratégica se busca recuperar y garantizar la presencia, en calidad y cantidad, del mayor número posible de los componentes diversidad biológica de la Décima Región de los Lagos, y reducir al mínimo la incidencia de los factores adversos que tienen impactos negativos sobre ella.

Los objetivos específicos enfocados a conseguir dicho propósito se orientan a impulsar acciones para la restauración y rehabilitación de ecosistemas, especies y genes; a brindarle medios y oportunidades para su continuidad, a vigilar su desarrollo y hacer lo necesario para eliminar o mitigar el efecto destructivo que acarrean ciertas actividades e intervenciones humanas, así como a prepararse para responder ante eventos que escapen al control humano y se conviertan en emergencias.

1.1. Conservación In Situ

La conservación In Situ es reconocida tanto mundialmente como regionalmente como una de las más importantes herramientas de protección de la diversidad biológica, pues permite mantener y restaurar el rango completo de la diversidad biológica de la región, al generar una cobertura protegida, conectividad, restauración, reducción y mitigación de amenazas.

Se han identificados sitios que son de interés para la conservación In Situ, los cuales se describen a continuación:

1. Mehuín: Presencia de *Insuetophrymnus acarpicus*, sapo que se encuentra en el límite sur de su distribución, Así como *Eupsophus migueli*, ambos clasificados en estado de conservación EP (en peligro) en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile. También se han reconocido poblaciones amenazadas de *Eupsophus roseus* e *Hylorina sylvatica* por la fragmentación intensiva de ambientes naturales y quebradas. Entre los reptiles destacan lagartijas como *Pristydactylus torquatus, Liolaemus tenuis, L.pictus, L cyanogaster* y el ofidio *Tachymenis chilensis.*

2. Curiñanco: Área orientada a conservar los escasos bosques de olivillo costero (*Aetoxicum punctatum*) y mamiferos marinos, presentes al Norte de la ciudad de Valdivia. Se propone incorporar el predio de CODEFF de 80 ha, que forma parte de la red de áreas protegidas privadas (RAPP). En el predio Curiñanco hay registradas 75 especies de plantas fanerófitas, 8 especies de Pteridofitos y 2 Briófitos. La vegetación presenta una alta variedad de especies, destacando entre las Fanerófitas, las Myrtáceas y Proteáceas las familias con mayor número de especies y entre las Pteridófitas las familias Blechnáceas e Hymenophyláceas. En cuanto a las formas de vida las hierbas presentan 26 taxas, los arbustos 20, los árboles 17, las enredaderas 11, los helechos 8, musgos 2 y un hemiparásito (Loranthaceae).
Se han registrado también, especies de flora en peligro como; *Aetoxicum punctatum, Gavillea adoratissima* y se estima la presencia de *Valdivia gayana.* (CODEFF, 2000). En el litoral posee poblaciones representativas de Chungungo (*Lontra felina*), Lobo marino (*Otaria flavencens*) y aves marinas consideradas raras; como el cormoran Lile,

que mantiene una colonia reproductora. También nidifican en la costa otras especies de avifauna como; churretes (*Cinclodes sp*.), bandurrias (*Theristicus melanopis*) y rapaces diurnos[1].

3. Llancahué: Área remanente de bosque siempreverde periurbano, rodeada de plantaciones forestales con una fuerte amenaza de expansión humana. Interesante núcleo aislado de vegetación con comunidades de fauna anfibia, mamíferos y aves de la región costera. Este sector posee bosques en diferentes estados de desarrollo pertenecientes al tipo forestal siempreverde y Remanentes originales del tipo forestal Roble- Rauli – Coigüe. Por otra parte, este predio, actualmente de propiedad fiscal, es un importante componente del balance hídrico de la cuenca que es fuente de agua para la ciudad de Valdivia.[2]

4. Corral: Presencia de *Lobelia bridgesii* (Tupa rosada), especie endémica de la X Región considerada rara en el Libro Rojo. En el litoral existe un apostadero de Lobos marinos comunes (*Otaria flavescens*) y en los acantilados comunidades de aves marinas (*Phalacrocorax gaimardi*) y murciélagos (*Myotis chiloensis, Tadarida brasiliensis*).

5. Neltume (incluye río Cua-Cua): Esta área fue delimitada para proteger al huillín. El río Cua-Cua presenta características poco frecuentes en los ríos cordilleranos ya que es de lento flujo laminar, lo que permite la presencia de fauna de aves (*Merganetta armata y Anas superciliosa*) invertebrados y peces, distinta a la presente en ríos cordilleranos típicos. Sectores poco intervenidos con poblaciones de anfibios(*Telmatobufo venustus, Rhinoderma darwini, Alsodes verrucosus y Eupsophus calcaratus y E. vertebralis)*, reptiles *(Liolaemus tenuis, L. pictus, L. lemniscatus, L. cyanogaster,* y las dos culebras: *Tachymenis chilensis y Phylodrias chamissonis),* mamíferos y aves amenazadas de bosques. Esta área presenta también poblaciones de Raulí (*Nothofaguas alpina*) ubicados al norte del volcán Mocho-Choshuenco. Sector cordillerano andino con importante actividad altitudinal (migraciones) de aves, insectos y clines vegetacionales.

6. Chaihuín / Venecia: Área costera con presencia de bosque Laurifolio remanente de alta diversidad con fuerte amenaza de conservación debido a Proyecto Madereros. Fauna con poblaciones importantes de anfibios (*Telmatobufo, Eupsophus y Rhinodrema*), mamíferos y aves amenazadas. En estos predios se encuentran especies en peligro de conservacion, tales como: Pata de leon (*Valdivia gayana*), Alerce (*Fitzroya cupressoides*), *Lobelia bridgessi* y *Blechnum corralense* entre otras. Por otra parte, la conservación y uso sustentable de los bosques nativos de estos predios son esenciales para la conservación de la cuenca del río Chaihuin, desde el punto de vista de la productividad del río, valor paisajístico y fomento del turismo en el sector.[3]

7. Pirehueico: Esta área se menciona en el Libro Rojo de Sitios Prioritarios y fue delimitada en la iniciativa de 1998 (UACH-CONAMA). Presenta gradientes de

[1] Claudio Delgado; CODEFF. 2002.
[2] Claudio Delgado; CODEFF. 2002.
[3] Claudio Delgado; CODEFF. 2002.

vegetación y fauna altitudinalmente, con comunidades espacio temporales distintas. Estas áreas son esenciales en superficie para permitir las migraciones altitudinales de fauna, así como estaciones para migraciones latitudinales de varias especies de aves (fundamentalmente en praderas andinas de altura, sobre los 1000 msm). Ambientes que constituyen cabeceras de cuencas hidrográficas con buena representatividad de fauna invertebrada acuática.

8. Ampliación R.N. Mocho-Choshuenco: Con el fin de mejorar la representatividad de la vegetación de menor altitud, se propone ampliar esta reserva. Presenta gradientes altitudinales de vegetación y fauna con comunidades espacio-temporales distintas.

9. Iñipulli: Esta área ha sido identificada para proteger la vertiente oriental de la Cordillera de la Costa al norte de Valdivia, uniéndose al sitio propuesto, Curiñanco al Oeste y Río Cruces al Este. Este sitio presenta una alta riqueza en flora y fauna, de acuerdo a C. Smith hay presencia de *Lobelia bridgesii*, y se menciona la presencia de zorro de Darwin (Jaime Jiménez[4]).

10.Cordillera Pelada: Área identificada para aumentar y representar de mejor forma las poblaciones de Alerce de la Cordillera de la Costa, las cuales están pobremente representadas en esta zona geográfica, uniendo el M.N. Alerce Costero, el cual esta conformado por dos rodales. Presencia de asociaciones de turberas septentrionales. Su fauna no ha sido afectada por últimas glaciaciones: artrópodos y otros invertebrados, peces, anfibios, reptiles aves y mamíferos amenazados y en su mayoría altamente endémicos en gradientes de comunidades de acuerdo a altitud (hasta 1000 msnm). En este lugar se encuentran una serie de endemismos como poblaciones septentrionales de *Batrachyla antartandica*, varias especies del género *Eupsophus* y poblaciones costeras de *Telmatobufo australis*. Entre los reptiles resalta el lagarto del *bosque Pristydactylus torquatus*, la culebra *Tachymenis chilensis* y lagartijas del género *Liolaemus* con especies *cyanogaster, pictus y subespecie tenuius punctatissimus*. Entre los mamíferos resaltan Murcielagos colorado y gris, marsupiales como la Comadreja trompuda y Monito del monte. Roedores destacan con *Abrothrix olivaceus, longipilis y sanborni*, *Irenomys tarsalis y, Myocastor coypus* en humedales. Es posible que existan poblaciones del zorro de Chiloé, Quique, Huillin en los ríos, puma, Guigna y en las costas el Lobo marino común, L. fino o de dos pelos y el Chungungo. Todas estas especies poseen una distribución hasta el canal Chacao, siempre y cuando no hayan sido perseguidas o se les haya destruido su hábitat.

11. Fundo la Barra: Área costera de propiedad de CONAF, con presencia de Olivillo. Este sitio se conecta con el sitio Cordillera de la Costa de Osorno (Co Costa Osorno) con una buena factibilidad de incorporación como área protegida. Terrenos y humedales bajos con fauna invertebrada y vertebrada de importancia.

12.Cudico: Esta área aparece en el Libro Rojo de Sitios prioritarios, de interés vegetacional, con bosque de boldo esclerófilo, principalmente boldo, laurel y lingue.

[4] Comunicación personal

13. Licán: Con esta área se propone ampliar el Parque Nacional Puyehue para incorporar una mayor diversidad de especies presentes en menores altitudes, protegiendo además parte de los afluentes del Lago Puyehue. Importante complemento en superficie, para permitir la migratoriedad altitudinal y latitudinal de fauna aves insectos y mamíferos. Las comunidades de fauna preandina se verán fuertemente beneficiadas con la incorporación de áreas de menor altura. Como tales también son esenciales para las migraciones altitudinales de especies andinas y el desplazamiento migratorio de aves en sentido longitudinal. Especies de amplios ámbitos de hogar tendrán (especies depredadoras tope, carnívoras esencialmente) aquí mayores posibilidades de sobrevivencia y viabilidad poblacional. Las áreas SNASPE podrán contar con un amplio cinturón natural de amortiguamiento.

14. Cordillera de la Costa de Osorno: Área de alta biodiversidad con especies endémicas y alta riqueza de especies vegetales y de fauna (formación de olivillo costero). El fundo Huitrapulli esta descrito en varios documentos como un área en la cual la cantidad de especies de plantas y animales que se encuentran es una de las más altas del bosque templado y la más alta de la X Región (C. Smith). El tamaño del área asegura viabilidad poblacional de mucha fauna invertebrada y vertebrada. En esta área se sospecha presencia de *Bufo rubropunctatus, Telmatobufo australis, Rhinoderma darwini y Euspophus calcaratus*. De acuerdo al Libro Rojo son especies amenazadas, siendo la X Región su límite sur. También están supuestamente aquí poblaciones amenazadas del zorro de Chiloé (*Pseudalopex fulvus*). El litoral mayoritariamente desconocido puede presentar una biodiversidad importante, incluyendo poblaciones de Chungungos. Aquí se encuentra además el río Contaco que presenta una fuerte amenaza por la construcción del puente Pucatrihue-Bahía Mansa. La desembocadura de este río es una zona de protección turística. El área de nacimiento de este río pertenece a Bienes Nacionales y en la actualidad está siendo reclamada por CONAF.

15. Rupanco: Esta área propone incorporar la mayor diversidad de especies presentes en menores altitudes, aumentando la conectividad entre los parques nacionales Puyehue y V.P. Rozales. El gradiente altitudinal y superficie de este sitio permiten las migraciones de fauna, así como estaciones para migraciones latitudinales de varias especies de aves (fundamentalmente praderas andinas).

16. Llico Norte: Abundante bosque de olivillo costero. De acuerdo a catastro 7000 ha con olivillo como especie dominante (50% del área).

17. Llico Sur: Esta área se agregó debido a que presenta una amplia variedad de microcuencas, múltiples ríos transversales baja población humana. En esta área se sospecha presencia de *Bufo rubropunctatus, Telmatobufo australis, Rhinoderma darwini y Euspophus calcaratus* especies amenazadas.

18. Petrohue: Esta área intenta conectar los parques Vicente Pérez Rosales con el Puyehue en su extremo oeste con el fin de conservar el hábitat de la vegetación y fauna de mayor diversidad ubicada en menores altitudes.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad;
Décima Región de Los Lagos.

19. Monte Verde: Esta área se menciona en el Libro Rojo de sitios prioritarios como área de interés arqueológico excepcional y única debido a evidencias culturales (presencia humana >12.500 años) y de megafauna con valor internacional.

20. Caulín: Bahía de la isla grande de Chiloé, con abertura al Chacao y con una alta variedad y concentración de aves, especialmente litorales y migratorias, tanto australes como neárticas. También recibe poblaciones en invierno del flamenco chileno y Cisnes de Cuello negro. Es un Area de Prohibición de Caza (SAG) y con manejo de recursos marinos como la ostra endémica y otros moluscos bentónicos.

21. Ampliación P.N. Hornopirén 1: Area identificada en el Libro Rojo, propuesto en con el fin de conservar los bosques de alerce y proteger restos de alerces milenarios de alto valor científico. UACH, CONAMA,1998). Se asegura en superficie con viabilidad para poblaciones dispersivas de fauna en contacto con Puelo y Pumalín.

22. Ampliación P.N. Hornopirén 2: Con el fin de mejorar la delimitación del sitio propuesto en Libro Rojo (Nº 27). Se propone esta área, incorporando una fracción de la costa del estuario de Reloncaví y del canal Hornopirén. Se asegura en superficie con viabilidad para poblaciones dispersivas de fauna en contacto con Puelo y Pumalín.

23. Ampliación del P. N. Chiloé: Esta área intenta conectar las dos áreas del P.N. Chiloé. Esta área incorpora además la costa con el fin de proteger una población de Lobos, que habitan la costa de la isla grande. También hay pinguineras y es el limite sur de *Spheniscus humboldti* (especie vulnerable, de acuerdo al Libro Rojo). Isla Metalqui parte del actual P.N.Chiloé, contiene una concentración importante de fauna de aves y mamíferos marinos.

24. Lago Huillinco: Este lago presenta importantes poblaciones de aves marinas que lo utilizan como área de paso y refugio durante periodos del año. Esta área se debe anexar al Parque nacional Chiloé con el fin de darle mas integridad a los distintos hábitat que se encuentran en este sector de la Isla Grande.

25. Corcovado: Área muy poco alterada y probablemente refugio de fauna y bosque, con baja demanda antrópica lo que facilita su incorporación como área protegida. Desconocida en cuanto a límites de distribución de anfibios, reptiles y diversos invertebrados terrestres. Todas estas áreas con cinturones de amortiguamiento marino, fundamentales para resguardo de especies bentónicas y costeras como lobos marinos, delfines y marsopas, aves como los Pato Quetru, Caranca, una serie de otras aves marinas y Martín pescador. Además son esenciales para establecer políticas de uso regulado de sus recursos marinos y estudiar el establecimiento de actividad salmonicultural.

26. Arch.Guaipiquilan y Esmeralda: Área identificada en el Libro Rojo. Este archipiélago presenta una vegetación de especies hidrófilas con humedales y turberas.

27. Huequi: Este sitio propuesto por CONAF en 1996, con bosque Laurifolio de Chiloé con una importante superficie de bosques de Alerce y Coigue de Chiloé. Se estima que

al igual que el sitio corcovado presenta bajos niveles de alteración favoreciendo la mantención de poblaciones de fauna.

28. Parque Privado Oncol: presenta poblaciones de aves amenazadas (*Campephilus magellanicus, Colorhampus parvirostris, Strix rufipes*, otros) y mamíferos de bosques costeros prístinos (*Felis guigna, Dromiciops gliroides*, entre otros). Esta área costera al igual que aquellas con altitudes sobre 500 msnm, presenta actividad fenológica vegetacional de acuerdo al gradiente altitudinal y por ende actividad migratoria en altura durante primavera/verano y otoño/invierno especialmente para aves e insectos.

29. Area Protegida Privada Providencia: corresponde a un APP perteneciente a la RAPP. El predio Providencia es propiedad del Sr. Pedro Soto tiene una superficie aproximada a las 800 há. su orientación es N –S y presenta los siguientes deslindes: Norte: Fundo Providencia Lote D, perteneciente a la Sra. Ana María Soto Vio y Río Contrafuerte. Sur: Fundo Providencia Lote F, perteneciente al Sr. Pedro Soto Vio del cual se encuentra separado por una quebrada. Este: Fundo Providencia Lote D y Lote E, perteneciente a la Sr. Arán Soto Vio y separado por el Río Contrafuerte.Oeste: Fundo del Sr. Walter Rivas y con las orillas del Río Nilahue. La vegetación del Predio Providencia se encuentra en una zona de transición entre los denominados Bosques Laurifolio de Los Lagos y Bosque Laurifolio Andino, representado por la comunidad vegetal Nothofagus dombeyi – Laurelia philippiana (Coigüe –Tepa). Estos bosques se caracterizan por cubrir superficies reducidas, pero con amplia distribución geográfica dentro del bosque Laurifolio y también en condiciones de mayor disponibilidad de agua del bosque caducifolio. La especie representativa de esta comunidad vegetal es el Coigüe (*Nothofagus dombeyi*) y como especies acompañantes se encuentran el Olivillo (*Aextoxicon punctatum*), Canelo (*Drimys winteri*), Laurel (*Laurelia sempervirens*), Lingue (*Persea lingue*), Mañio de hojas largas (*Podocarpus saligna*), Arrayán (*Luma apiculata*), Avellanillo (*Lomatia dentata*), Maquí (*Aristotelia chilensis*), Palmilla (*Blechnum auricula*tum), Quila (*Chusquea quila*) y Copihue (*Lapageria rosea*) entre otras.[5]

30. Área Cerro La Plata.: (Coor. UTM 735200 /546000) Ribera Sur Lago Todos Los Santos. Superficie: 47 ha. El predio se encuentra en la Ribera Sur-este del lago Todos Los Santos, frente a península y con Límite sur el Río de La Plata. Se accede al predio por la ruta 5 Sur, hasta la ciudad de Puerto Varas entrando al Parque Nacional Vicente Pérez Rosales, y luego a Petrohué, donde a través de embarcaciones menores se accede al predio. La vegetación pertenece al Tipo Forestal Siempreverde, Subtipo siempreverde con intolerantes emergentes y Tipo Forestal Coigüe de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) en la zona de mayor altitud. La estructura de la vegetación corresponde a un Bosque Adulto/ Renoval (BR), compuesto principalmente por Coigüe (*Nothofagus dombeyi*), Ulmo (*Eucryphia cordifolia*), Olivillo (*Aextoxicon punctatum*), Lingue (*Persea lingue*), Avellano (*Gevuina avellana*) y Tiaca (*Caldcluvia paniculata*) entre otras especies típicas de estos tipos forestales. La especie principal es Coigüe común (*N. dombeyi*), existiendo árboles con diámetros que alcanzan a los 2 m, acompañados de Olivillo (*A. punctatum*) con diámetros de 20 a 50 cm. El bosque

[5] Claudio Delgado; CODEFF. 2002.

presenta una estructura estratificada y multietánea, alcanzando el dosel intermedio alturas de 12 a 20 m y el dosel dominante alturas de 20 a 32 m, lo cual refleja que ante la carencia de factores externos de fuerte impacto en su dinámica natural, el bosque se encuentra en proceso de autoreemplazo a través de la colonización por especies pioneras de claros producidos por la caída natural o tala de grandes árboles. En claros cercanos a pequeñas praderas, se encuentran establecidas plantaciones con especies nativas, especialmente Coigüe común (*N.dombeyi*), con objetivos de recuperación de estas áreas. Hacia el sector noroeste del predio, también se encuentra una plantación de Coigüe (*N.dombeyi*) mezclado con Raulí *(Nothofagus alpina*) y otras especies, con los mismos objetivos. Al nivel de sotobosque, la Quila (*Chusquea quila*) presenta una importante densidad, sin embargo, según lo observado en terreno, no ha significado una competencia significativa para la regeneración natural de las especies nativas. A mayor altitud existen pequeñas praderas con árboles adultos en menor densidad y renovales de mediana a alta densidad, constituyendo una etapa sucesional primaria de la formación de un bosque nativo adulto, muy común en áreas generalmente habilitadas para el establecimiento de praderas y posteriormente abandonadas.

31. Área predio sucesión Ángela Barrientos: ubicado en la localidad de Pilolcura (al norte de Curiñanco). Tiene una superficie de 722 ha. ubicado en las coo. 643017/ 5609457 UTM. Este predio presenta en su mayoría bosque costero siempreverde destacándose en el sector litoral del área la presencia de olivillo costero. Su valor faunistico es alto, se tienen registros de felinos como; puma y guiña. Igualmente se ha constatado la presencia de monito del monte y ranita de Darwin, especies altamente amenazadas. El valor de esta área no solo esta dada por sus características naturales, sino también por la posibilidad de conectividad que ofrece hacia el noreste con el parque privado Oncol.

32. Predio Senderos del Bosque: Predio de aproximadamente 34 ha, inscrito en la Red de Areas Silvestres Protegidas Privadas (RAPP) colindante con el predio Llancahue, con bosques perteneciente al tipo forestal siempreverde y Roble- Rauli – Coigüe en proceso de recuperación a través de la plantación o en distintos estados de desarrollo.

33. Predio Paillahue: Este predio se encuentra colindante con Llancahue por el norte y con el predio Senderos del Bosque por el oeste, constituyendo parte de la unidad de conservación, definida a partir del predio Llancahue. Posee un sector de bosque adulto de Coigüe y renovales en proceso de recuperación, pertenecientes al tipo forestal Siempreverde. Este predio actualmente se encuentra inscrito en la RAPP y cuenta con una caracterización general de la fauna y de la flora.

34. Propiedad Nelson Baeza: Este predio limita con los predios Llancahue, Senderos del Bosque y Paillahue. La importancia de este predio, además de poseer atributos de vegetación y fauna similar a los otros predios, es que en conjunto con los predios mencionados anteriormente, forman una unidad de conservación en torno al predio Llancahue, con una superficie que representaría en mejor forma este tipo de formación vegetacional y además cumpliría con objetivos de conservación de la calidad del agua potable, educación ambiental y diversificaría la oferta turística de la ciudad de Valdivia

35. Ampliación Parque Nacional V.P. Rosales: Se propone la ampliación del P.N. Vicente P. Rosales hacia el limite sur, estableciendo una conexión con el P.N Hornopiren. Esta ampliación permitiría incorporar una mayor superficie de bosques de Alerce (*Fitzroya cupressoides*) a la flora del parque, la cual incluye la mayor parte de sus bosques dentro del tipo Siempreverde. Además se establece la oportunidad de crear un área protegida binacional, considerando las formaciones y variaciones vegetacionales existentes en la ladera occidental y oriental de la Cordillera de los Andes.

36. Quitaluto: Este predio posee una superficie de 7732 ha y se encuentra en la comuna de Corral, formando parte de la cuenca del Río Chaihuin. Actualmente se encuentra en comodato o cesión al Ejercito de Chile. La importancia de este predio es que posee una importante superficie de bosque adulto perteneciente al tipo forestal siempreverde de la Cordillera de la Costa y colinda con la Reserva Forestal Valdivia, aumentando con esto la superficie de la reserva y asegurando la conservación de la cuenca del río Chaihuin, con los consiguientes beneficios para el desarrollo de actividades turísticas por parte de la comunidad local.[6]

37. Área Curiñanco: se localiza en la provincia de Valdivia y sus coordenadas son

Vértice	Latitud Sur	Longitud Oeste
A	39º42`58``	73º24`08``
B	39º42`58``	73º26`00``
C	39º41`12``	73º26`00``
D	39º41`12``	73º23`55``

El ambiente submareal de la Punta Curiñanco, presenta una característica especial y es que esta formado por fuertes farellones rocosos que alcanzan gran profundidad a muy corta distancia de la costa (a 30-40 metros de la costa hay 16-20 m de profundidad), permitiendo en muy poco espacio la sobreposición del sistema nerítico – pelágico con la comunidad costera.

La comunidad intermareal del sector expuesto de Curiñanco se desarrolla sobre una banda estrecha, la que en algunos puntos no supera los 4 metros de extensión. Esta delgada franja intermareal se establece gracias a la gran pendiente del terreno, el que alcanza los 20º de inclinación, desde un bosque de olivillo a 150 m de altura, hasta el submareal somero a 20 m de profundidad; los mayores ocupantes del espacio primario son Perumytilus purpuratus y Notochthamalus scabrosus, llegando a casi el 80% del sustrato disponible. En este estrato, los animales móviles más conspicuos son Littorina araucana y Collisella zebrina. Más abajo se establece un ensamble de algas, dentro de las cuales Mazzaella laminaroides, Ulva sp. y Corallina sp. son las más abundantes, aunque Codium dimorphum es numéricamente importante en los sectores más sombreados del intermareal medio. Respecto de los animales móviles, Regula atra y Chiton granosus, son los más abundantes. En la zona inferior del intermareal, el sustrato está mayormente ocupado por Corallina sp. sobre esta y en las zonas medianamente expuestas, se desarrollan algunas plantas de Lessonia nigrescens y Durvillaea

[6] Sectores 29 a 36, propuestos por Claudio Delgado; CODEFF. 2002.

antarctica. Respecto de los herbívoros, Regula atra y Nacella clypeater destacan por su elevada densidad.
La comunidad submareal presenta una estructura similar a lo largo de su distribución horizontal. Existe una gran cantidad de organismos filtradores, cuya presencia se mantiene uniforme desde la superficie hasta los 16m, límite inferior del sustrato rocoso. Llama la atención la abundancia y diversidad de esponjas, con al menos 9 especies, de la misma forma, Pyura chilensis, se desarrolla de forma extensiva sobre los macizos rocosos, llegando a ocupar la totalidad del sustrato primario disponible en algunos sectores discretos. Esta asociación alberga una alta diversidad de invertebrados, dentro de los cuales polichatea, gastropoda y lamelibranquia son los mas representativos. Además en esta zona, se presentan Loxechinos albus y Austromegabalanus psittacus; los cuales son francamente escasos entre el estuario del río Valdivia y la playa de Curiñanco.

38. Área Mar Brava: se localiza en la provincia de Chiloé y sus coordenadas son

Vértice	Latitud Sur	Longitud Oeste
A	41º52`49``	73º59`17``
B	41º54`03``	73º59`17``
C	41º54`39``	73º59`34``
D	41º54`39``	73º00`26``
E	41º52`49``	74º00`26``

La playa arenosa Mar Brava se localiza en la Bahía Cocotué, comuna de Ancud, se caracteriza por presentar un intermareal de muy suave inclinación y tamaño medio del sedimento fino, posee además, una amplia zona de rompientes, con múltiples barras que van disipando paulatinamente la energía de las olas a medida que se acercan a la cara de playa.
Diversos estudios (e.g. Jaramillo & McLachlan, 1993, Jaramillo et al. 1993, Defeo et al. 1992) señalan que playa con características disipativas como Mar Brava poseen generalmente mayor riqueza y abundancia en la macroinfauna; los datos obtenidos por el estudio de la UACH concuerda con este patrón general; es decir es una playa arenosa con una alta diversidad de macroinfauna , siendo el crustáceo anfípodo Orchestoidea tuberculata, el isópodo Excirolana braziliensis, los representantes de la zona superior y Excirolana hírsuticauda y el poliqueto Euzonus heterocirrus, los principales componentes de la zona media de la playa. La zona de resurgencia y de saturación, tuvo al crustáceo Emerita analoga y en menor abundancia a juveniles de Mesodesma donacium (macha). En la zona baja en cambio se determinó un total de alrededor de 26 millones de juveniles de macha, lo que indica que es un área de asentamiento de juveniles, recurso de gran importancia económica; todo lo anterior hacen de Mar Brava un sitio que reúne las características necesarias para la preservación de la biodiversidad en este tipo de ambientes litorales.

39. Área Costa de Chiloé Occidental: se localiza en la provincia de Chiloé y sus coordenadas son

Vértice	Latitud Sur	Longitud Oeste
A	42º08`20``	74º03`00``

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

B	42º08`00``	74º03`45``
C	42º08`00``	74º12`00``
D	42º11`10``	74º18`00``
E	42º28`00``	74º18`00``
F	42º28`00``	74º10`00``

Se propone establecer un área marina en la zona adyacente al Parque Nacional Chiloé, administrado por CONAF, dada su importancia emblemática y de consenso en organizaciones regionales de la X Región, como la Comisión del Borde Costero de la X Región y las Federaciones de pescadores de la isla de Chiloé.
Se supone que la zona costera bentónica y nerítica – pelágica presenta una alta diversidad biológica y de hábitats. No existen censos de especies por hábitat, para poder discriminar cuantas especies existen en el sur de la X Región, pero por tratarse de una zona de cambio de región biogeográfica se esperaría que fuera una de las áreas de mayor diversidad de especies, por sobreponer dos biotas diferentes (Viviani 1975; Castilla 1976 y 1986; Benoit 1982; Santelices, 1989; Brattström & Johanssen, 1983, entre otros).

Las características oceánicas, los fuertes vientos, la topografía de la costa y el substrato predominante hacen que esta zona albergue, una biota muy similar a la que se encuentra en Chile continental entre la IV o V y el canal de Chacao. Sin embargo el litoral central chileno se encuentra completamente degradado como consecuencia de la desmedida intervención antrópica, lo que contrasta favorablemente con el territorio propuesto para ser protegido, ya que es prácticamente virgen como consecuencias de su inaccesibilidad y su aislamiento. Por lo anterior la biota presente tiene un alto valor testimonial, ya que prácticamente es el único relicto de la costa central chilena que no ha sido fundamentalmente alterado por impacto de la actividad humana.

En cuanto a las especies mas representativas podemos encontrar algas desde los farellones rocosos como Mazzaella laminaroides (alga roja) y Ulva rígida (alga verde), en la zona media predominan Durvillea antártica (cochayuyo) y Lessonia nigrescens (chascon), bajo ellas, en el cinturón casi constantemente sumergido, dominan algas calcáreas de color rosado, como Mesophyllum sp. A estas algas se asocian herbívoros explotados normalmente como Loxechinus albus (erizo), Fissurella spp (lapas), Taliepus dentatus (cangrejo panchote), entre otros; los carnívoros, mas comunes del sistema, serían, Concholepas concholepas (loco), representantes de la familia Asteridae (estrellas de mar), Sicyases sanguineus (pejesapo) y Lontra felina (chungungo), además de aves como gaviotas, zarapitos, playeros y pilpilenes entre otros.

En la zona propuesta se encuentran especies, que según el DS Nº260 del 18/11/93 del Ministerio de Agricultura, "*se considerarán recursos hidrobiológicos*", por lo que su captura, caza, tenencia y comercialización están regulados por ley, aquellas presentes en la unidad propuestas son:

a) Mamíferos
- ✍ Familia Mustelidae, género Lontra (Chungungo y Huillín)
- ✍ Familia Otariidae, géneros Otaria y Arctocephalus (lobos marinos)
- ✍ Familia Phocidae, el género Mirounga (elefante marino)

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

- ✍ Familia Balaenidae, género Eubalaena (ballena franca)
- ✍ Familia Delphinidae, géneros Cephalorhyncus, Grampus, Lagenorhynchus, Lissodelphis, Orcinus y Phocoena (toninas, calderones, delfines, orcas y marsopas).

b) Aves

- ✍ Familia Spheniscidae, género Spheniscus (pingüinos).

La geografía litoral determina también la existencia de áreas rocosas protegidas y pozas de marea, donde llama la atención la gran diversidad de algas de menor tamaño. Es este un adecuado centro de reclutamiento (criadero) para larvas que luego migrarán en profundidad o serán acarreadas por las corrientes.

Existen propuestas de otros sitios de los cuales se dispone de escasa o nula información específica, sin embargo se presentan a continuación, por el interés científico y de instituciones que trabajan en el área.

40. Tic-Toc: Bahía con presencia de grandes mamíferos, se le ha indicado como área de ballenas, presentando además una variada diversidad de especies marinas (crustáceos, entre otros) . Es posible destacar una serie de elementos que justifican la creación de un *Parque Marino* en la zona propuesta, representativa de fiordos y canales del Sur de Chile. Entre ellos (extraído de Jara, 2001): **a)** La Alta Biodiversidad, con componentes endémicos del hemisferio Sur, principalmente de origen antártico. Destacan, por ejemplo, los equinodermos (erizos y estrellas de mar), los antozoos (actinias y corales) y las esponjas de mar, grupos todos altamente diversificados. **b)** Baja representación en el ámbito nacional de ambientes protegidos con condiciones mixohalinas, menos oceánicas que las del resto del litoral Chileno. Las características oceanográficas en los canales y fiordos australes están fuertemente influenciadas por el gran aporte de agua dulce en sus capas superficiales (0 a 20 m de profundidad). **c)** Baja representación a escala mundial de los ecosistemas de fiordos. Los fiordos y canales ocurren de manera natural sólo en lugares muy particulares del planeta y Chile es privilegiado en ese sentido. **d)** Existencia de interés por parte de entes privados para crear y desarrollar un Parque Marino en esta zona. Cada vez es más frecuente que organizaciones no gubernamentales opten por dedicar esfuerzos para la creación de áreas de conservación, donde además se pueda realizar esparcimiento, recreación, turismo, educación e investigación. **e)**Rápido desarrollo de actividades productivas que están modificando notablemente el paisaje y la pristinidad de la región; y que eventualmente podrían amenazar la integridad de estos ecosistemas, por lo que es imperativo otorgar oportunidades para su conservación. Comparativamente, el desarrollo económico y productivo en la zona de fiordos y canales ha sido tan veloz que la necesidad de conservación de los ecosistemas marinos obliga a actuar sin demoras hoy.

41. Área Punta Tiburón – Punta Cóndor: Zona de Alta pristinidad, sugerida como área marina protegida por el estudio de CONAMA para el Proyecto CONAMA / GEF

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

"Conservación de la Biodiversidad de Importancia Global a lo Largo de la Costa Chilena"[7]

42. Área Estuario del Río Bueno: se localiza en la provincia de Valdivia, es una zona poco intervenida, que representa en sistema estuarial presente en la X Región, es una zona de desove de peces y dado que fue una reserva natural (fue desafectada), conserva un grado importante de pristinidad.

43. Área Marisma de Caulin: se localiza en la provincia de Chiloé, es un área de descanso y alimentación de aves migratorias, es importante la presencia de flamencos.

44. Área Marisma de Quillaipe: se localiza en la provincia de Llanquihue, es un área de descanso alta diversidad de macroinfauna.

45. Área Fiordo de Quintupeu: se localiza en la provincia de Palena, es un área representativa de este tipo de ambiente y posee una alta diversidad de especies.

46. Área Estuario de Reloncavi: se localiza en la provincia de Llanquihue, es un área representativa de este tipo de ambiente, es un estuario profundo con gran cantidad de agua dulce.

47. Río Lingue: Presenta comunidad de bosque inundado, única en la zona norte de la X Región, siendo una "hualve" de gran antigüedad, relativamente intacto (sin evidencias de fuego). Presencia de Huillín y concentración de aves acuáticas, marinas y estuariales en la parte de desembocadura con bañados (producto del sismo 1960) y marisma litorales sometidos a mareas. El poblamiento aledaño no está debidamente regulado en el sector inundado, así como en la desembocadura.

48. Ampliación Río Cruces: Área identificada de alta necesidad para darle continuidad fluvial y asegurar abastecimiento natural de aguas al Santuario de la Naturaleza y Reserva Nacional (RN) Río Cruces, favoreciendo el hábitat de la gran diversidad de aves acuáticas presentes. La fauna es similar a la Reserva Río Cruces con probable presencia de Huillín, comunidades de peces e invertebrados acuáticos. El sitio estará sometido a riesgo por construcción de Planta de Celulosa cerca de San José de la Mariquina (sector Rucaco).

49. Calle-calle/ San Pedro: Área propuesta como corredor o mosaico de fragmentos que protejan los cauces menores del río Calle-Calle; Río San Pedro hasta Riñihue y conexiones vitales con R.N. Mocho/ Choshuenco. Estos corredores apoyados en ambientes fluviales que cruzan de este a oeste la depresión central son los únicos con Río Bueno y Maullín en actuar como corredores entre Cordillera de los Andes y de la Costa. Es una de las áreas más nortinas representativas del bosque Valdiviano con una buen representatividad de mosaicos vegetacionales. También de fauna dulceaquicola bentónica de ríos ritrales y potamales, aves acuáticas especializadas a ríos ritrales como el Pato anteojillo, Martín pescador y *Merganetta armata*. Muchas aves de bosque podrán dispersarse en esto cinturones de conectividad y mantener así el intercambio

[7] Comunicación personal Consultor CONAMA; Alvaro Rodríguez.

poblacional entre sectores de cordilleras andina y de la costa, como también en sus migraciones altitudinales asociado a movimientos estacionales. Es vital para especies de movilidad bajo cobertura como felinos y resguardo de muchos otros carnívoros, quirópteros, roedores y marsupiales.

50. Río Bueno: Este río presenta una alta diversidad de artrópodos y peces nativos, con una alta proporción de estos respecto de los no nativos. Las riberas del río son probablemente un corredor para la fauna asociada a la riberas (mamíferos, aves, anfibios y reptiles) uniendo a ambas cordilleras. El sector Trumao ha sido declarado Area de Prohibición de Caza (SAG). Es uno de los poco ríos que se encuentra en relativo buen estado hasta la barra costera. Clave para mantener representatividad de fauna íctica, de artrópodos acuáticos y vegetación entre los que se distingue los valiosos hualves, asociaciones boscosas de humedales endémicos.

51. Puelo: Esta área intenta proteger el río Puelo conectando un interesante sistema de ríos y lagos que desembocan en el estuario de Reloncaví, protegiendo una gran diversidad de peces y fauna terrestre. En este sector se han identificado poblaciones aisladas de *Bufo rubropunctatus, Rhinoderma darwini y Alsodes gargola* ademas de *Pleurodema bufonina*. Entre las lagartijas resaltan *Liolaemus pictus pictus y L. p. argentinus*. Existen poblaciones de marsupiales del Monito del Monte y Comadreja trompuda así como de roedores: *Chelemyz macronyx, Geoxus valdivianus Irenomys tarsalis, Lagidium viscacia y Myocastor coypus*. Hace algunos años se han visto en este y otros sectores Huemules, especie emblemática y amenazada de nuestros bosques surandinos. Al menos en Argentina (P.N. Lago Puelo) se han observado grupos de Huemules (CONAF/CODEFF, 2001). Su conectividad con la RAPP es fundamental y por el lado argentino puede crearse un corredor importante hasta el P.N Pérez Rosales; corredor que no esta propuesto en esta oportunidad.

52. Lago Huillinco: Este lago presenta importantes poblaciones de aves marinas que lo utilizan como área de paso y refugio durante periodos del año. Esta área se debe anexar al Parque nacional Chiloé con el fin de darle mas integridad a los distintos hábitat que se encuentran en este sector de la Isla Grande.

53. Chaiguata: Área identificada de gran importancia para proteger un interesante sistema de ríos y lagos que atraviesa la isla de Chiloé de Este a Oeste. Protegiendo la fauna asociada a ríos y lagos (aves y mamíferos, como zorro, huillín, guiña, pudú etc). Área prístina, reserva de la población más importante de huillines de Chiloé, donde se encuentra *Aegla alacalufi*, crustáceo que sólo había sido descrito en el archipiélago austral (G. Medina). El lago es lugar de concentración de aves marinas. Comentarios ídem con sitio previo.

54. Santuario de la Naturaleza Río Cruces: Se localiza entre el puerto de Locuche cerca de San José de la Mariquina y el origen del río Cau-Cau al norte de Isla Teja (39º40`S-73º10`W), tiene una superficie de 4.877 hectáreas, ubicadas entre las comunas de Mariquina y Valdivia, Provincia de Valdivia. Según la clasificación de Dugan (1992), sería un humedal de agua salada del tipo estuarino intermareal.

El complejo sistema se compone de ríos con cauces de aguas tranquilas y profundas con sustrato fangoso constituido por arena, limo y abundante sedimento orgánico, el clima del lugar es húmedo y templado, caracterizado por escasas oscilaciones térmicas, inviernos poco rigurosos y de alta pluviosidad. La temperatura promedio anual supera los 11ºC y la precipitación promedio llega a los 2.415 mm anuales.
El Santuario de la Naturaleza fue creado legalmente en 1981 mediante D.S. Nº 2734 del Ministerio de Educación. En 1984 fue escogido por Chile para subscribir la Convención Relativa a los humedales de Importancia Internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas. Debido a la detección de otras áreas aledañas que muestran un interés semejante al Santuario, CONAF pretende declarar en la zona una Reserva Nacional, la cual contendría el Santuario de la Naturaleza abarcando un total de 7.000 hectáreas.
Por otra parte, por su extensión de embalses vegetales únicos y bien representados, su adecuado grado de protección, su muy buena representación de aves del Conosur Neotropical, de aves a nivel nacional y por su diversidad de hábitat; el Santuario del Río Cruces representa un lugar de gran importancia para la alimentación y reproducción de aves acuáticas visitantes y residentes.
El Santuario mantiene una de las poblaciones más septentrionales existentes en la actualidad de la Nutria de río o Huillín (Lontra provocax), proporcionándole un área de dispersión y reproducción.

55. Humedal Bahía Caulín: Se ubica en el extremo norte de la Isla de Chiloé (41º49`S-73º37`30"W), comuna de Ancud, Provincia de Chiloé. Corresponde a un humedal de agua salada intermareal de playas con piedras y cantos rodados, que tiene una profundidad de entre 0 y 0,5 metros desde la más baja marea. Es un Bien nacional de uso público, en las que se realizan actividades turísticas, agricultura y ganadería a pequeña escala.

56. Laguna Quilo: Localizado en el extremo norte de la Isla de Chiloé, Península de Lacuy, Polocué (41º52`30"S-73º57`30"W), comuna de Ancud, Provincia de Chiloé. Corresponde a un humedal del tipo de laguna salobre con conexión al mar, de una profundidad de entre 0 y 0,5 metros desde la más baja marea. Es un sitio de paso de aves migratorios. El territorio en si es un Bien nacional de uso público, con desarrollo de la ganadería a una pequeña escala. Tiene una extensión de 60 hectáreas.

57.Chepu: Con el fin de mejorar la representatividad de los ambientes de humedales y áreas de transición entre ambientes marinos y lacustres se propone incorporar esta área al Parque Nacional Chiloé. Este es uno de los ríos importantes del norte de la isla grande de Chiloé con una alta diversidad y concentración de aves marinas/ acuáticas y un bosque Hualve y Siempreverde con un adecuado estado de conservación. Se ha identificado la presencia de Huillín y Pudues en las riberas cubiertas de Hualve. El sector es parte de un proyecto multipropósito por parte de organizaciones de Chiloé. Un importante número de especies de avifauna y mamíferos habita en el Río Chepu y son representativos del endemismo insular de este ambiente: anfibios como *Batrachyla taeniata y B. antartandica*, poblaciones insulares de *Rhinoderma darwini, Hylorina sylvatica*, reptiles como *Liolaemus cyanogatser brattstroemi*, y las dos culebras

chilenas. Varias especies de aves están representadas por subespecies y cabe de aclararse lo concerniente a roedores.

.

58. Rio Maullin[8]: El humedal del río Maullín, protege una amplia diversidad de especies de fauna y avifauna asociada a estos ecosistemas. El valor de estos ambientes, mayoritariamente humedales son que cubren desde ambientes lóticos oligotróficos (ritrales y potamales, incluyendo los Lagos Todos los Santos y Llanquihue) a gradientes de mesotrofía y eutrofía en la desembocadura. En su curso presenta vegetación ribereña de asociaciones endémicas de nuestros valiosos hualves. Allí se presentan grandes marismas estuarinas con poblaciones importantes de recursos marinos de interés comercial, poblaciones de algas, peces, moluscos y artrópodos, aves como los flamencos que inviernan en este sector y mamíferos como el Huillín y Chungungo.

59. Laguna Coluco: Se haya en el sector noroeste, entre el río Coluco y el Butalcura (42º05`23"S-73º56`W) en la comuna de Ancud, Provincia de Chiloé. Es una laguna salobre con conexión al mar, de 60 hectáreas y con una profundidad de 3 metros.

60. Laguna Quilpue: Localizado en los 42º39`S-73º09`W, comuna de Chonchi, Provincia de Chiloé. Corresponde a un humedal del tipo lacustre permanente, que cuenta con la presencia de aves como hualas, garzas y taguas.

61. Laguna Popetán: Se localiza en los 42º11`50"S-73º25`45"W, comuna de Quemchi, Provincia de Chiloé. Existe la presencia en el humedal de aves y de totora, a la vez que en el se desarrolla a menor escala actividades como la ganadería y la agricultura.

62. Lagunillas de Cucao: Ubicado en la comuna de Chonchi (42º37`S-73º12`30`W). Es un humedal del tipo lagunar, con presencia de cisnes de cuello negro, garzas y taguas.

63. Butachauque: Islas del interior de la Isla Grande con características de refugio de aves y presenta vegetación, pudiendo ser un punto de conexión entre la Isla de Chiloé y Chiloé Continental. Estos sectores poco inventariados están subrepresentados en cuanto a biodiversidad en la X Región, además poseen una fuerte intervención humana. Integrando litoral pueden constituir reservas naturales y de dispersión para recursos marinos de interés comercial (moluscos principalmente).

64. Quenac: Islas del interior de la Isla grande con características de refugio de aves y presenta vegetación, pudiendo ser un punto de conexión entre la Isla de Chiloé y Chiloé Continental. Sector poco inventariado están subrepresentados en cuanto a biodiversidad en la X Región, además poseen un fuerte intervención humana. Integrando litoral pueden constituir reservas naturales y de dispersión para recursos marinos de interés comercial (moluscos principalmente)

65. Talcan: Isla ubicada al interior de la Isla Grande con características de refugio de aves y presencia de vegetación boscosa, pudiendo ser un punto de conexión entre la Isla de Chiloé y Chiloé Continental. Al integrarse al litoral pueden constituir reservas

[8] Incorporado en los 40 sitios prioritarios identificados por la UACH y solicitado por miembros del grupo de Humedales.

naturales y de dispersión para recursos marinos de interés comercial (moluscos principalmente). Talcan posee por ejemplo una población endémica de la subespecie de lagartija *Liolaemus pictus talcamensis.*

66. Isla Guafo: Área identificada en el Libro Rojo y delimitada en la iniciativa de 1998, con presencia de *Lontra felina* y *Peperomia fernandeziana*, esta última en su límite más austral. Constituye la colonia nortina más importante de *Puffinus griseus* y otras aves marinas mayoritariamente de distribución más australes. Presencia probable de Lobos marinos de ambas especies, Lobo fino y Lobo común. Endemismo de reptiles como la subespecie *Liolaemus pictus mayor* y anfibios que faltan por conocerse.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Priorización de Sitios

Paralelamente a la determinación de sitios de mayor interés por medio de consultas directas en reuniones, email y consulta a bibliografía, se realizo una priorización de áreas por medio de incorporación de criterios.
Los criterios se dividieron en Terrestres y Marinos y son una recopilación de aquellos utilizados en investigaciones como en "*Sistema de Información para el Manejo Sustentable de los Recursos Naturales Renovables y la Conservación de la Biodiversidad*[9]" y "*Estudio de áreas potenciales de Reservas y Parques Marinos entre la VII y X Regiones*[10]", se utilizaron aquellos en los cuales se contaba con información en toda la región o se podía hacer una buena aproximación. Además se incluyeron criterios de factibilidad y amenazas antrópicas, que corresponden a la valoración de los proyectos de conservación, comunidades sensibilizadas y accesibilidad. Los sitios se priorizaron según los siguientes criterios:

Criterios Terrestres	Criterios Marinos*
Uniformidad	Confluencia de Sistema Dulceacuicola y Marino
Diversidad de paisaje	Especies con Problemas Conservación
Naturalidad	Grado de Protección
Riqueza	Amenazas Antrópicas
Peligrosidad	Factibilidad
Amenazas por uso antrópico	
Representatividad	
Factibilidad	
Cultivos genéticamente importantes.	

*La menor cantidad de criterios marinos se debe a la menor cantidad de información para la región.

Al aplicar los criterios, algunos sitios de menor tamaño se incorporaron a zonas mayores y otras quedaron sin ser consideradas debido a la menor factibilidad y especialmente el bajo interés de instituciones en realizar proyectos u acciones en las áreas. Sin embargo zonas muy pequeñas como las propuestas por CODEFF serán consideradas en acciones generales en la región.[11]

La forma de aplicar la valoración de criterios se realiza por medio de una grilla, debido al tamaño de la región y al amplio rango de tamaño de las áreas, se utilizo una grilla que divide la región en unidades de superficie homogénea.

Se establecieron 4 niveles de prioridad dentro de los sitios, que internamente están priorizados según los criterios. El resultado se aprecia en la siguiente tabla:

[9] Antonio Lara et al. Informe Final, Comision Nacional de Medio Ambiente. Julio 2002.
[10] Carlos Moreno et al. Informe Técnico Nº 99-29,Fondo de Investigación Pesquera. Octubre 2001.
[11] Áreas 29 – 36.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Sitios Nivel I 1. Curiñanco 2. Parque Nacional Chiloé 3. Cordillera de la Costa	Sitios con alto grado de factibilidad, protección e interés de diversas organizaciones; además de contar con fuentes claras de financiamiento para proyectos específicos, la tenencia de la tierra es en los casos 1 y 2 una ventaja, en el caso 3 se debe realizar un trabajo importante con las comunidades; sin embargo presenta grandes potenciales futuros. Estos sitios involucran áreas marinas y terrestres.
Sitios Nivel II 4. Bahía Tic Toc 5. Mocho Choshuenco 6. Cascadas – Volcan Osorno 7. Río Maullin 8. Chaiguata	Sitios de interés para diversos organismos privados y públicos. Existen como en el caso 5 y 6 la cercanía a áreas del SNASPE, que podría facilitar un posible trabajo en el área.
Sitios Nivel III 9. Isla Guafo 10. Río Puelo 11. Llico Norte 12. Llico Sur 13. Mehuin – Río Lingue 14. Mar Brava	Sitios de interés para diversos organismos privados y públicos. Requieren estudio y propuestas de proyectos en el área.
Sitios Nivel IV	Sitios de menor interés que se consideran en las acciones generales de la región y que se priorizarían según las condiciones de factibilidad del momento.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

SITIOS DE NIVEL I

1. Sitio Curiñanco

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5602980 m y Oeste 652266 m.

- Descripción: El área Curiñanco se compone de sectores identificados por diferentes estudios como el de la Universidad Austral de Chile a cargo de Antonio Lara, en la zona terrestre y el realizado por Carlos Moreno en la Zona Costera marina; también es identificada como un área de importancia por WWF y CODEFF, institución que ha desarrollado un largo trabajo en el área. El área denominada Iñipulli y el rio Valdivia, forman parte de esta área. La superficie de este sitio es de aproximadamente 77.000 Há. Incluye un área de manejo marino con características importantes en cuanto a su diversidad marina.

- Tipo de Propiedad: Privada (CODEFF y particulares)

- Biodiversidad: Área orientada a conservar los escasos bosques de olivillo costero (*Aetoxicum punctatum*) y mamiferos marinos, presentes al Norte de la ciudad de Valdivia. Se propone incorporar el predio de CODEFF de 80 ha, que forma parte de la red de áreas protegidas privadas (RAPP). En el predio Curiñanco hay registradas 75 especies de plantas fanerófitas, 8 especies de Pteridofitos y 2 Briófitos. La vegetación presenta una alta variedad de especies, destacando entre las Fanerófitas, las Myrtáceas y Proteáceas las familias con mayor número de especies y entre las Pteridófitas las familias Blechnáceas e Hymenophyláceas. En cuanto a las formas de vida las hierbas presentan 26 taxas, los arbustos 20, los árboles 17, las enredaderas 11, los helechos 8, musgos 2 y un hemiparásito (Loranthaceae). Se han registrado también, especies de flora en peligro como; *Aetoxicum punctatum*, *Gavillea adoratissima* y se estima la presencia de *Valdivia gayana*. (CODEFF, 2000). En el litoral posee poblaciones representativas de Chungungo (*Lontra felina*), Lobo marino (*Otaria flavencens*) y aves marinas consideradas raras; como el cormoran Lile, que mantiene una colonia reproductora. También nidifican en la costa otras especies de avifauna como; churretes (*Cinclodes sp.*), bandurrias (*Theristicus melanopis*) y rapaces diurnos[12].
  El área Iñipulli ha sido identificada para proteger la vertiente oriental de la Cordillera de la Costa al norte de Valdivia, uniéndose al sitio propuesto, Curiñanco al Oeste y Río Cruces al Este. Este sitio presenta una alta riqueza en flora y fauna, de acuerdo a C. Smith hay presencia de *Lobelia bridgesii*, y se menciona la presencia de zorro de Darwin (Jaime Jiménez[13])
  En el área marina la comunidad intermareal del sector expuesto de Curiñanco se desarrolla sobre una banda estrecha, la que en algunos puntos no supera los 4 metros de extensión. Esta delgada franja intermareal se establece gracias a la gran pendiente del terreno, el que alcanza los 20º de inclinación, desde un bosque de olivillo a 150 m de altura, hasta el submareal somero a 20 m de profundidad; los mayores ocupantes del espacio primario son Perumytilus purpuratus y Notochthamalus scabrosus, llegando a

[12] Claudio Delgado; CODEFF. 2002.
[13] Comunicación personal

casi el 80% del sustrato disponible. En este estrato, los animales móviles más conspicuos son Littorina araucana y Collisella zebrina. Más abajo se establece un ensamble de algas, dentro de las cuales Mazzaella laminaroides, Ulva sp. y Corallina sp. son las más abundantes, aunque Codium dimorphum es numéricamente importante en los sectores más sombreados del intermareal medio. Respecto de los animales móviles, Regula atra y Chiton granosus, son los más abundantes. En la zona inferior del intermareal, el sustrato está mayormente ocupado por Corallina sp. sobre esta y en las zonas medianamente expuestas, se desarrollan algunas plantas de Lessonia nigrescens y Durvillaea antarctica. Respecto de los herbívoros, Regula atra y Nacella clypeater destacan por su elevada densidad.

La comunidad submareal presenta una estructura similar a lo largo de su distribución horizontal. Existe una gran cantidad de organismos filtradores, cuya presencia se mantiene uniforme desde la superficie hasta los 16m, límite inferior del sustrato rocoso. Llama la atención la abundancia y diversidad de esponjas, con al menos 9 especies, de la misma forma, Pyura chilensis, se desarrolla de forma extensiva sobre los macizos rocosos, llegando a ocupar la totalidad del sustrato primario disponible en algunos sectores discretos. Esta asociación alberga una alta diversidad de invertebrados, dentro de los cuales polichatea, gastropoda y lamelibranquia son los mas representativos. Además en esta zona, se presentan Loxechinos albus y Austromegabalanus psittacus; los cuales son francamente escasos entre el estuario del río Valdivia y la playa de Curiñanco.

- Fundamento: Se ha priorizado esta zona por la presencia de especies de interés como el Olivillo Costero cuya representatividad es baja en el SNASPE y la diversidad de invertebrados marinos, junto con especies de especial interés comercial. Además de fauna marina y terrestres de interés; otro de los factores es la factibilidad para generar acciones, debido a que una parte del territorio es propiedad de una ONG que trabaja el tema (CODEFF) y la zona marina adyacente es un área de manejo, las comunidades están concientes del valor de la diversidad biológica del lugar y el grado de intervención antrópica es baja. Tres estudios identifican el área como de interés lo que debiera favorecer acciones a futuro.

2. Sitio Ampliación Parque Nacional Chiloé

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5310481 m y Oeste 574913 m.

- Descripción: Esta área se propone para conectar el Parque Nacional Chiloé y además agregar sistemas de alto interés como el humedal del Lago Chepu y el Lago Huillinco; diversos estudios indican que es un área de interés y existe factibilidad de acción por el grado de propiedad fiscal en el área. La superficie total de área seria de 112.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta

- Biodiversidad: Esta área intenta conectar las dos áreas del P.N. Chiloé. Esta área incorpora además la costa con el fin de proteger una población de Lobos, que habitan la costa de la isla grande. También hay pinguineras y es el limite sur de *Spheniscus*

humboldti (especie vulnerable, de acuerdo al Libro Rojo). Isla Metalqui parte del actual P.N.Chiloé, contiene una concentración importante de fauna de aves y mamíferos marinos. Se incorporan a esta área los lagos Chepu al Norte y Huillinco al Sur. El Huillinco presenta importantes poblaciones de aves marinas que lo utilizan como área de paso y refugio durante periodos del año. Esta área se debe anexar al Parque nacional Chiloé con el fin de darle mas integridad a los distintos hábitat que se encuentran en este sector de la Isla Grande. Con el fin de mejorar la representatividad de los ambientes de humedales y áreas de transición entre ambientes marinos y lacustres se propone incorporar esta área el Río Chepu al Parque Nacional Chilóe. Este es uno de los ríos importantes del norte de la isla grande de Chiloé con una alta diversidad y concentración de aves marinas/ acuáticas y un bosque Hualve y Siempreverde con un adecuado estado de conservación. Se ha identificado la presencia de Huillín y Pudues en las riberas cubiertas de Hualve. El sector es parte de un proyecto multipropósito por parte de organizaciones de Chiloé. Un importante número de especies de avifauna y mamíferos habita en el Río Chepu y son representativos del endemismo insular de este ambiente: anfibios como *Batrachyla taeniata y B. antartandica*, poblaciones insulares de *Rhinoderma darwini, Hylorina sylvatica*, reptiles como *Liolaemus cyanogatser brattstroemi*, y las dos culebras chilenas. Varias especies de aves están representadas por subespecies y cabe de aclararse lo concerniente a roedores.

En cuanto a las especies mas representativas, de la zona marina adyacente, podemos encontrar algas desde los farellones rocosos como Mazzaella laminaroides (alga roja) y Ulva rígida (alga verde), en la zona media predominan Durvillea antártica (cochayuyo) y Lessonia nigrescens (chascon), bajo ellas, en el cinturón casi constantemente sumergido, dominan algas calcáreas de color rosado, como Mesophyllum sp. A estas algas se asocian herbívoros explotados normalmente como Loxechinus albus (erizo), Fissurella spp (lapas), Taliepus dentatus (cangrejo panchote), entre otros; los carnívoros, mas comunes del sistema, serían, Concholepas concholepas (loco), representantes de la familia Asteridae (estrellas de mar), Sicyases sanguineus (pejesapo) y Lontra felina (chungungo), además de aves como gaviotas, zarapitos, playeros y pilpilenes entre otros.

- Fundamento: Se ha priorizado esta zona por la presencia de especies de interés como son anfibios como *Batrachyla taeniata y B. antartandica*, poblaciones insulares de *Rhinoderma darwini, Hylorina sylvatica*, reptiles como *Liolaemus cyanogatser brattstroemi*, y las dos culebras chilenas. Además de fauna marina y terrestres de interés; otro de los factores es la factibilidad para generar acciones, debido a que una parte del territorio es propiedad del Estado de Chile y se encuentra actualmente protegida. La zona marina adyacente es un área que ha sido propuesta como Área Marina Protegida por su alto interés y por la protección implicita de estar al frente de un parque nacional. Tres estudios identifican el área como de interés lo que debiera favorecer acciones a futuro.

3. Sitio Cordillera de la Costa de Osorno

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5524215 m y Oeste 620618 m.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

- Descripción: Esta área es la mayor propuesta, posee componentes de alta importancia en cuanto a hábitat y fauna asociada, además presenta comunidades interesadas en la conservación y el interés de instituciones nacionales e internacionales para trabajar en el área. Se compone de áreas menores como Chaihuin, Cordillera Pelada, La Barra y un área marina propuesta como Área Marina Protegida. La superficie es de 294.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta

Biodiversidad: El área costera de Chaihuin – Venecia tiene presencia de bosque Laurifolio remanente de alta diversidad con fuerte amenaza de conservación debido a Proyecto Madereros. Fauna con poblaciones importantes de anfibios (*Telmatobufo, Eupsophus y Rhinodrema*), mamíferos y aves amenazadas. En estos predios se encuentran especies en peligro de conservacion, tales como: Pata de leon (*Valdivia gayana*), Alerce (*Fitzroya cupressoides*), *Lobelia bridgessi* y *Blechnum corralense* entre otras. Por otra parte, la conservación y uso sustentable de los bosques nativos de estos predios son esenciales para la conservación de la cuenca del río Chaihuin, desde el punto de vista de la productividad del río, valor paisajístico y fomento del turismo en el sector.[14]

La Cordillera Pelada es un área identificada para aumentar y representar de mejor forma las poblaciones de Alerce de la Cordillera de la Costa, las cuales están pobremente representadas en esta zona geográfica, uniendo el M.N. Alerce Costero, el cual esta conformado por dos rodales. Presencia de asociaciones de turberas septentrionales. Su fauna no ha sido afectada por últimas glaciaciones: artrópodos y otros invertebrados, peces, anfibios, reptiles aves y mamíferos amenazados y en su mayoría altamente endémicos en gradientes de comunidades de acuerdo a altitud (hasta 1000 msnm). En este lugar se encuentran una serie de endemismos como poblaciones septentrionales de *Batrachyla antartandica*, varias especies del género *Eupsophus* y poblaciones costeras de *Telmatobufo australis*. Entre los reptiles resalta el lagarto del *bosque Pristydactylus torquatus*, la culebra *Tachymenis chilensis* y lagartijas del género *Liolaemus* con especies *cyanogaster, pictus y subespecie tenuius punctatissimus*. Entre los mamíferos resaltan Murcielagos colorado y gris, marsupiales como la Comadreja trompuda y Monito del monte. Roedores destacan con *Abrothrix olivaceus, longipilis y sanborni*, *Irenomys tarsalis y*, *Myocastor coypus* en humedales. Es posible que existan poblaciones del zorro de Chiloé, Quique, Huillin en los ríos, puma, Guigna y en las costas el Lobo marino común, L. fino o de dos pelos y el Chungungo. Todas estas especies poseen una distribución hasta el canal Chacao, siempre y cuando no hayan sido perseguidas o se les haya destruido su hábitat.

El Fundo la Barra en su área costera es propiedad de CONAF, con presencia de Olivillo. Este sitio se conecta con el sitio Cordillera de la Costa de Osorno con una buena factibilidad de incorporación como área protegida. Terrenos y humedales bajos con fauna invertebrada y vertebrada de importancia.

La Cordillera de la Costa es un área de alta biodiversidad con especies endémicas y alta riqueza de especies vegetales y de fauna (formación de olivillo costero). El fundo Huitrapulli esta descrito en varios documentos como un área en la cual la cantidad de especies de plantas y animales que se encuentran es una de las más altas del bosque

[14] Claudio Delgado; CODEFF. 2002.

templado y la más alta de la X Región (C. Smith). El tamaño del área asegura viabilidad poblacional de mucha fauna invertebrada y vertebrada. En esta área se sospecha presencia de *Bufo rubropunctatus*, *Telmatobufo australis*, *Rhinoderma darwini y Euspophus calcaratus*. De acuerdo al Libro Rojo son especies amenazadas, siendo la X Región su límite sur. También están supuestamente aquí poblaciones amenazadas del zorro de Chiloé (*Pseudalopex fulvus*). El litoral mayoritariamente desconocido puede presentar una biodiversidad importante, incluyendo poblaciones de Chungungos. Aquí se encuentra además el río Contaco que presenta una fuerte amenaza por la construcción del puente Pucatrihue-Bahía Mansa. La desembocadura de este río es una zona de protección turística. El área de nacimiento de este río pertenece a Bienes Nacionales y en la actualidad está siendo reclamada por CONAF.
El área marina desde Punta Tiburón a Punta Cóndor, es una zona de Alta pristinidad, sugerida como área marina protegida por el estudio de CONAMA para el Proyecto CONAMA / GEF "Conservación de la Biodiversidad de Importancia Global a lo Largo de la Costa Chilena"[15]

- Fundamento: Se ha determinado como de primera prioridad dado su alto nivel de biodiversidad, su grado de pristinidad, factibilidad y el alto interés de instituciones nacionales e internacionales en trabajar en el área. Presenta una serie de trabajos con las comunidades y actores relevantes interesados en conservar.

SITIOS DE NIVEL II

4. Sitio Tic Toc

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5158831 m y Oeste 680823 m.

- Descripción: Esta área es una zona marina y terrestre de alto interés por su grado de pristinidad y la escasa representación del sistema de fiordos que existe en el SNASPE de la región. La superficie del área es de 93.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta (Estado de Chile, Armada de Chile y The Conservation Land Trust)

- Biodiversidad: La Bahía con presencia de grandes mamíferos, se le ha indicado como área de ballenas, presentando además una variada diversidad de especies marinas (crustáceos, entre otros). Es posible destacar una serie de elementos que justifican la creación de un *Parque Marino* en la zona propuesta, representativa de fiordos y canales del Sur de Chile. Entre ellos (extraído de Jara, 2001): **a)** La Alta Biodiversidad, con componentes endémicos del hemisferio Sur, principalmente de origen antártico. Destacan, por ejemplo, los equinodermos (erizos y estrellas de mar), los antozoos (actinias y corales) y las esponjas de mar, grupos todos altamente diversificados. **b)** Baja representación en el ámbito nacional de ambientes protegidos con condiciones mixohalinas, menos oceánicas que las del resto del litoral Chileno. Las características

[15] Comunicación personal Consultor CONAMA; Alvaro Rodríguez.

oceanográficas en los canales y fiordos australes están fuertemente influenciadas por el gran aporte de agua dulce en sus capas superficiales (0 a 20 m de profundidad). **c)** Baja representación a escala mundial de los ecosistemas de fiordos. Los fiordos y canales ocurren de manera natural sólo en lugares muy particulares del planeta y Chile es privilegiado en ese sentido. **d)** Existencia de interés por parte de entes privados para crear y desarrollar un Parque Marino en esta zona. Cada vez es más frecuente que organizaciones no gubernamentales opten por dedicar esfuerzos para la creación de áreas de conservación, donde además se pueda realizar esparcimiento, recreación, turismo, educación e investigación. **e)** Rápido desarrollo de actividades productivas que están modificando notablemente el paisaje y la pristinidad de la región; y que eventualmente podrían amenazar la integridad de estos ecosistemas, por lo que es imperativo otorgar oportunidades para su conservación.

- Fundamento: Presenta alta diversidad, interés de parte de instituciones académicas y privadas; además es una zona que cuenta con la protección de la Armada de Chile, por ser un área de ejercicios navales.

5. Sitio Choshuenco

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5585485 m y Oeste 767013 m.

- Descripción: Esta área es una zona se compone de tres áreas contiguas Neltume, Pirihueico y Mocho - Choshuenco. La superficie del área es de 150.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta

- Biodiversidad: El área Neltume fue delimitada para proteger al huillín. El río Cua-Cua, dentro de esta área, presenta características poco frecuentes en los ríos cordilleranos ya que es de lento flujo laminar, lo que permite la presencia de fauna de aves (*Merganetta armata y Anas superciliosa*) invertebrados y peces, distinta a la presente en ríos cordilleranos típicos. Sectores poco intervenidos con poblaciones de anfibios (*Telmatobufo venustus, Rhinoderma darwini, Alsodes verrucosus y Eupsophus calcaratus y E. vertebralis)*, reptiles *(Liolaemus tenuis, L. pictus, L. lemniscatus, L. cyanogaster*, y las dos culebras: *Tachymenis chilensis y Phylodrias chamissonis)*, mamíferos y aves amenazadas de bosques. Esta área presenta también poblaciones de Raulí (*Nothofaguas alpina*) ubicados al norte del volcán Mocho-Choshuenco. Sector cordillerano andino con importante actividad altitudinal (migraciones) de aves, insectos y clines vegetacionales.
  El área Pirehueico se menciona en el Libro Rojo de Sitios Prioritarios y fue delimitada en la iniciativa de 1998 (UACH-CONAMA). Presenta al gradientes de vegetación y fauna altitudinalmente, con comunidades espacio temporales distintas. Estas áreas son esenciales en superficie para permitir las migraciones altitudinales de fauna, así como estaciones para migraciones latitudinales de varias especies de aves (fundamentalmente en praderas andinas de altura, sobre los 1000 msm). Ambientes que constituyen cabeceras de cuencas hidrográficas con buena representatividad de fauna invertebrada acuática

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Se propone la ampliación de la Reserva Nacional Mocho – Choshuenco, con el fin de mejorar la representatividad de la vegetación de menor altitud, se propone ampliar esta reserva. Presenta gradientes altitudinales de vegetación y fauna con comunidades espacio-temporales distintas.

- Fundamento: Presenta alta diversidad, existe interés de parte de instituciones en el área y existe una reserva nacional cercana.

6. Sitio Cascadas – Volcán Osorno

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5450090 m y Oeste 702532 m.

- Descripción: Esta área se compone de dos áreas contiguas Rupanco y Cascadas, y se encuentra entre el Parque Nacional Puyehue y el Lago Llanquihue. La superficie del área es de 12.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta

- Biodiversidad: El área propone incorporar la mayor diversidad de especies presentes en menores altitudes, aumentando la conectividad entre los parques nacionales Puyehue y V.P. Rozales. El gradiente altitudinal y superficie de este sitio permiten las migraciones de fauna, así como estaciones para migraciones latitudinales de varias especies de aves (fundamentalmente praderas andinas). Presenta fauna de interés como *Felis guigna y Galictis cuja.*

- Fundamento: Presenta alta diversidad, representa un área de conectividad entre parques nacionales y el Lago Llanquihue, existe interés de parte de organizaciones internacionales y factibilidad de trabajo.

7. Sitio Río Maullin

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5403098 m y Oeste 634136 m.

- Descripción: Esta área se compone de dos áreas contiguas Maullin y Monte Verde, y se encuentra entre el Lago Llanquihue y el Océano Pacifico. La superficie del área es de 55.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta

- Biodiversidad: El área del humedal del río Maullín, protege una amplia diversidad de especies de fauna y avifauna asociada a estos ecosistemas. El valor de estos ambientes, mayoritariamente humedales son que cubren desde ambientes lóticos oligotróficos (ritrales y potamales, incluyendo los Lagos Todos los Santos y Llanquihue) a gradientes de mesotrofía y eutrofía en la desembocadura. En su curso presenta vegetación ribereña de asociaciones endémicas de nuestros valiosos hualves. Allí se presentan grandes

marismas estuarinas con poblaciones importantes de recursos marinos de interés comercial, poblaciones de algas, peces, moluscos y artrópodos, aves como los flamencos que inviernan en este sector y mamíferos como el Huillín y Chungungo. La zona de Monte Verde se menciona en el Libro Rojo de sitios prioritarios como área de interés arqueológico excepcional y única debido a evidencias culturales (presencia humana >12.500 años) y de megafauna con valor internacional.

- Fundamento: Presenta alta diversidad, riqueza y valor arqueológico, además se conecta con el Lago Llanquihue y existe interés de parte de privadas y publicas en el trabajo en el área.

8. Sitio Chaiguata

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5211261 m y Oeste 575572 m.

- Descripción: Esta área se compone de dos áreas contiguas Chaiguata y Archipiélago de Guaiquipilan. La superficie del área es de 138.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta

- Biodiversidad: Chaiguata es un área identificada de gran importancia para proteger un interesante sistema de ríos y lagos que atraviesa la isla de Chiloé de Este a Oeste. Protegiendo la fauna asociada a ríos y lagos (aves y mamíferos, como zorro, huillín, guiña, pudú etc). Área prístina, reserva de la población más importante de huillines de Chiloé, donde se encuentra *Aegla alacalufi*, crustáceo que sólo había sido descrito en el archipiélago austral (G. Medina). El lago es lugar de concentración de aves marinas. El Archipiélago de Guaipiquilan es un área identificada en el Libro Rojo y presenta una vegetación de especies hidrófilas con humedales y turberas.

- Fundamento: Presenta alta diversidad y riqueza, además un alto nivel de pristinidad y representa un sistema poco incorporado en el SNASPE.

SITIOS DE NIVEL III

9. Sitio Isla Guafo

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5172572 m y Oeste 524541 m.

- Descripción: Esta área representa el sistema insular con un área de 19.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Particular, el fisco posee solamente una puntilla donde se ubica un Faro.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

- Biodiversidad: Esta área identificada en el Libro Rojo y delimitada en la iniciativa de 1998, con presencia de *Lontra felina* y *Peperomia fernandeziana*, esta última en su límite más austral. Constituye la colonia nortina más importante de *Puffinus griseus* y otras aves marinas mayoritariamente de distribución más australes. Presencia probable de Lobos marinos de ambas especies, Lobo fino y Lobo común. Endemismo de reptiles como la subespecie *Liolaemus pictus mayor* y anfibios que faltan por conocerse.

- Fundamento: Presenta alta diversidad y riqueza, además un alto nivel de pristinidad y representa un sistema poco incorporado en el SNASPE.

10. Sitio Río Puelo

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5361876 m y Oeste 756354 m.

- Descripción: Esta intenta proteger el Río Puelo y la desembocadura en el estuario del Reloncavi; presenta una gran diversidad y riqueza. La superficie del área es de 81.000 Há.

- Tipo de Propiedad: Mixta.

- Biodiversidad: Esta área intenta proteger el río Puelo conectando un interesante sistema de ríos y lagos que desembocan en el estuario de Reloncaví, protegiendo una gran diversidad de peces y fauna terrestre. En este sector se han identificado poblaciones aisladas de *Bufo rubropunctatus, Rhinoderma darwini y Alsodes gargola* ademas de *Pleurodema bufonina*. Entre las lagartijas resaltan *Liolaemus pictus pictus y L. p. argentinus*. Existen poblaciones de marsupiales del Monito del Monte y Comadreja trompuda así como de roedores: *Chelemyz macronyx, Geoxus valdivianus Irenomys tarsalis, Lagidium viscacia y Myocastor coypus*. Hace algunos años se han visto en este y otros sectores Huemules, especie emblemática y amenazada de nuestros bosques surandinos. Al menos en Argentina (P.N. Lago Puelo) se han observado grupos de Huemules (CONAF/CODEFF, 2001). Su conectividad con la RAPP es fundamental y por el lado argentino puede crearse un corredor importante hasta el P.N Pérez Rosales; corredor que no esta propuesto en esta oportunidad. Presenta las siguientes características, que hacen de esta zona importante, alta riqueza, microendemismos, endemismos restringidos, endemismos regionales, especies amenazadas, Habitats intactos, poblaciones genéticas únicas, procesos y fenómenos evolutivos, centro de dispersión genética, posible recurso glaciar. Además es el límite Este de distribución para, Coleoptera: Cleridae, *Aegla* sp. Mamiferos: *Felis guigna, Galictis cuja y* Flora: *Eucrifia cordifolia., Persea lingue, Escallonia lucantha, Guevina avellana, Aextoxicon punctatm, Ugni molinae*

- Fundamento: Presenta alta riqueza, microendemismos y endemismo, además un alto nivel de pristinidad y baja amenaza antrópica. Existen instituciones interesadas en el área.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

11. Sitio Llico Norte

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5453853 m y Oeste 594846 m.
- Descripción: Esta área costera con una superficie de 14.000 Há.
- Tipo de Propiedad: Sin Información
- Biodiversidad: Esta tiene un abundante bosque de olivillo costero. De acuerdo a catastro 7000 ha con olivillo como especie dominante (50% del área)
- Fundamento: Presenta especies poco representadas en el SNASPE y borde costero de interés.

12. Sitio Llico Sur

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5433814 m y Oeste 603668 m.
- Descripción: Esta área costera con una superficie de 10.000 Há.
- Tipo de Propiedad: Sin Información
- Biodiversidad: Esta área se agregó debido a que presenta una amplia variedad de microcuencas, múltiples ríos transversales baja población humana. En esta área se sospecha presencia de *Bufo rubropunctatus, Telmatobufo australis, Rhinoderma darwini y Euspophus calcaratus* especies amenazadas.
- Fundamento: Presenta especies de interés y poco representadas en el SNASPE y borde costero de interés.

13. Sitio Mehuin

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5633353 m y Oeste 658302 m.
- Descripción: Esta área costera con una superficie de 2.170 Há.
- Tipo de Propiedad: Particular.
- Biodiversidad: Presencia de *Insuetophrymnus acarpicus*, sapo que se encuentra en el límite sur de su distribución, Así como *Eupsophus migueli*, ambos clasificados en estado de conservación EP (en peligro) en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile. También se han reconocido poblaciones amenazadas de *Eupsophus roseus* e *Hylorina sylvatica* por la fragmentación intensiva de ambientes naturales y quebradas. Entre los reptiles destacan lagartijas como *Pristydactylus torquatus, Liolaemus tenuis, L.pictus, L cyanogaster* y el ofidio *Tachymenis chilensis*s.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

- Fundamento: Presenta especies en peligro y de interés, es una zona de interés y posee un área de investigación marina de la Universidad Austral de Chile en la Punta Killian.

14. Sitio Mar Brava

- Ubicación: Los limites de este sitio son al Sur 5360900 m y Oeste 582673 m.

- Descripción: Área marina con una superficie de 579 Há.

- Tipo de Propiedad: Particular.

- Biodiversidad: Mar Brava es una playa arenosa con una alta diversidad de macroinfauna , siendo el crustáceo anfípodo Orchestoidea tuberculata, el isópodo Excirolana braziliensis, los representantes de la zona superior y Excirolana hírsuticauda y el poliqueto Euzonus heterocirrus, los principales componentes de la zona media de la playa. La zona de resurgencia y de saturación, tuvo al crustáceo Emerita analoga y en menor abundancia a juveniles de Mesodesma donacium (macha). En la zona baja en cambio se determinó un total de alrededor de 26 millones de juveniles de macha, lo que indica que es un área de asentamiento de juveniles, recurso de gran importancia económica; todo lo anterior hacen de Mar Brava un sitio que reúne las características necesarias para la preservación de la biodiversidad en este tipo de ambientes litorales.

- Fundamento: Presenta alta riqueza y abundancia de macroinfauna, es una zona de interés tanto para la investigación marina como para el manejo sustentable de los recursos como Macha.

SITIOS DE NIVEL IV

Sitios de menor nivel que se consideran en las acciones generales de la región y que se priorizarían según las condiciones de factibilidad del momento. La descripción con detalle se presento en el listado general.

15. Llancahué: Área remanente de bosque siempreverde periurbano, rodeada de plantaciones forestales con una fuerte amenaza de expansión humana. Interesante núcleo aislado de vegetación con comunidades de fauna anfibia, mamíferos y aves de la región costera.

16. Corral: Presencia de *Lobelia bridgesii* (Tupa rosada), especie endémica de la X Región considerada rara en el Libro Rojo.

17.Cudico: Esta área aparece en el Libro Rojo de Sitios prioritarios, de interés vegetacional, con bosque de boldo esclerófilo, principalmente boldo, laurel y lingue.

18. Licán: Con esta área se propone ampliar el Parque Nacional .

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

19. Rupanco: Esta área propone incorporar la mayor diversidad de especies presentes en menores altitudes, aumentando la conectividad entre los parques nacionales Puyehue y V.P. Rozales.

20. Petrohue: Esta área intenta conectar los parques Vicente Pérez Rosales con el Puyehue en su extremo oeste con el fin de conservar el hábitat de la vegetación y fauna de mayor diversidad ubicada en menores altitudes.

21. Caulín: Bahía de la isla grande de Chiloé, con abertura al Chacao y con una alta variedad y concentración de aves, especialmente litorales y migratorias, tanto australes como neárticas.

22. Ampliación P.N. Hornopirén 1: Area identificada en el Libro Rojo, propuesto en con el fin de conservar los bosques de alerce y proteger restos de alerces milenarios de alto valor científico.

23. Ampliación P.N. Hornopirén 2: Con el fin de mejorar la delimitación del sitio propuesto en Libro Rojo .

24. Corcovado: Área muy poco alterada y probablemente refugio de fauna y bosque, con baja demanda antrópica lo que facilita su incorporación como área protegida.

25. Huequi: Este sitio propuesto por CONAF en 1996, con bosque Laurifolio de Chiloé con una importante superficie de bosques de Alerce y Coigue de Chiloé.

26. Parque Privado Oncol: presenta poblaciones de aves amenazadas (*Campephilus magellanicus, Colorhampus parvirostris, Strix rufipes,* otros) y mamíferos de bosques costeros prístinos (*Felis guigna, Dromiciops gliroides,* entre otros).

27. Area Protegida Privada Providencia: corresponde a un APP perteneciente a la RAPP. El predio Providencia es propiedad del Sr. Pedro Soto tiene una superficie aproximada a las 800 há.

28. Área Cerro La Plata.: (Coor. UTM 735200 /546000) Ribera Sur Lago Todos Los Santos. Superficie: 47 ha. El predio se encuentra en la Ribera Sur-este del lago Todos Los Santos, frente a península y con Límite sur el Río de La Plata.

29. Área predio sucesión Ángela Barrientos: ubicado en la localidad de Pilolcura (al norte de Curiñanco). Tiene una superficie de 722 ha. ubicado en las coo. 643017/ 5609457 UTM.

30. Predio Senderos del Bosque: Predio de aproximadamente 34 ha, inscrito en la Red de Areas Silvestres Protegidas Privadas (RAPP) colindante con el predio Llancahue.

31. Predio Paillahue: Este predio se encuentra colindante con Llancahue por el norte y con el predio Senderos del Bosque por el oeste, constituyendo parte de la unidad de conservación, definida a partir del predio Llancahue.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

32. Propiedad Nelson Baeza: Este predio limita con los predios Llancahue, Senderos del Bosque y Paillahue. La importancia de este predio, además de poseer atributos de vegetación y fauna similar a los otros predios.

33. Ampliación Parque Nacional V.P. Rosales: Se propone la ampliación del P.N. Vicente P. Rosales hacia el limite sur, estableciendo una conexión con el P.N Hornopiren.

34. Área Marisma de Caulin: se localiza en la provincia de Chiloé, es un área de descanso y alimentación de aves migratorias, es importante la presencia de flamencos.

35. Área Marisma de Quillaipe: se localiza en la provincia de Llanquihue, es un área de descanso alta diversidad de macroinfauna.

36. Área Fiordo de Quintupeu: se localiza en la provincia de Palena, es un área representativa de este tipo de ambiente y posee una alta diversidad de especies.

37. Área Estuario de Reloncavi: se localiza en la provincia de Llanquihue, es un área representativa de este tipo de ambiente, es un estuario profundo con gran cantidad de agua dulce.

38. Ampliación Río Cruces: Área identificada de alta necesidad para darle continuidad fluvial y asegurar abastecimiento natural de aguas al Santuario de la Naturaleza y Reserva Nacional (RN) Río Cruces.

39. Calle-calle/ San Pedro: Área propuesta como corredor o mosaico de fragmentos que protejan los cauces menores del río Calle-Calle; Río San Pedro hasta Riñihue y conexiones vitales con R.N. Mocho/ Choshuenco.

40. Río Bueno: Este río presenta una alta diversidad de artrópodos y peces nativos, con una alta proporción de estos respecto de los no nativos.

41. Humedal Bahía Caulín: Se ubica en el extremo norte de la Isla de Chiloé (41º49`S-73º37`30"W), comuna de Ancud, Provincia de Chiloé. Corresponde a un humedal de agua salada intermareal de playas con piedras y cantos rodados.

42. Laguna Quilo: Localizado en el extremo norte de la Isla de Chiloé, Península de Lacuy, Polocué (41º52`30"S-73º57`30"W), comuna de Ancud, Provincia de Chiloé. Corresponde a un humedal del tipo de laguna salobre con conexión al mar.

43. Laguna Coluco: Se haya en el sector noroeste, entre el río Coluco y el Butalcura (42º05`23"S-73º56`W) en la comuna de Ancud, Provincia de Chiloé. Es una laguna salobre con conexión al mar, de 60 hectáreas y con una profundidad de 3 metros.

44. Laguna Quilpue: Localizado en los 42º39`S-73º09`W, comuna de Chonchi, Provincia de Chiloé. Corresponde a un humedal del tipo lacustre permanente, que cuenta con la presencia de aves como hualas, garzas y taguas.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

45. Laguna Popetán: Se localiza en los 42º11`50"S-73º25`45"W, comuna de Quemchi, Provincia de Chiloé. Existe la presencia en el humedal de aves y de totora, a la vez que en el se desarrolla a menor escala actividades como la ganadería y la agricultura.

46. Lagunillas de Cucao: Ubicado en la comuna de Chonchi (42º37`S-73º12`30`W). Es un humedal del tipo lagunar, con presencia de cisnes de cuello negro, garzas y taguas.

47. Butachauque: Islas del interior de la Isla Grande con características de refugio de aves y presenta vegetación, pudiendo ser un punto de conexión entre la Isla de Chiloé y Chiloé Continental.

48. Quenac: Islas del interior de la Isla grande con características de refugio de aves y presenta vegetación, pudiendo ser un punto de conexión entre la Isla de Chiloé y Chiloé Continental.

49. Talcan: Isla ubicada al interior de la Isla Grande con características de refugio de aves y presencia de vegetación boscosa, pudiendo ser un punto de conexión entre la Isla de Chiloé y Chiloé Continental.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

PLAN DE ACCIÓN

Siendo el proceso de la estrategia, así como la determinación de sitios, un proceso dinámico, que cambia con la información, los recursos y el interés de diversos actores; los Planes de Acción se adecuaran a la realidad del momento y son por lo tanto referenciales y dinámicos.

La implementación de la estrategia debe poseer Planes de Acción referidos tanto a la generalidad de la Región, como a los sitios identificados. Por la necesidad de acotar la acción se ha planteado la proposición en 5 lugares determinados como prioritarios.

Los Planes de Acción propuestos se deben adecuar a las líneas de estrategias o políticas básicas, además se deben acotar a 5 años para poder evaluar el impacto de las acciones. Estos planes de acción son propuestos por CONAMA Décima Región y deben ser estudiados por los diversos actores relevantes identificados.

PLAN DE ACCIÓN GENERAL PARA LA REGIÓN					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[16]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Conservación In Situ	Realizar una caracterización detallada[17] de los sitios propuestos	CONAMA	SAG CONAF CONAMA CODEFF WWF CCCC CEA UACH TNC	Aportes Privados FPA GEF	1 - 2
Conservación In Situ	Establecer acuerdos de Conservación con Comunidades	CONAMA	CONAMA Municipio Junta de Vecinos ONG`s	Aportes Privados FPA GEF Fondos Municipales	1 - 5
Conservación In Situ	Participar del Análisis a escala de Paisaje Corredor Costa - Andes	WWF	SAG CONAF CONAMA CODEFF WWF CCCC CEA Académicos	Aportes Privados GEF	1 - 2

[16] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.
[17] Especificar los objetos de conservación claves en los sitios y los procesos ecológicos, las presiones sobre el sistema, las fuentes de presión, las estrategias para mitigar las amenazas y las medidas del éxito.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Conservación In Situ	Participar del Análisis a escala de paisaje en la Cordillera de la Costa	WWF	SAG CONAF CONAMA CODEFF WWF CCCC CEA Académicos	Aportes Privados GEF	1 - 2
Conservación In Situ	Generar Análisis Zonas de Amortiguación y Núcleo.	CONAMA	CONAMA WWF CIPMA/GEF SAG CONAF	FPA GEF Aportes Instituciones	1 - 2
Conservación In Situ	Normar Incentivos para la Conservación de Tierras Privadas	CONAMA	CONAMA WWF CIPMA/GEF SAG CONAF	GEF Aportes Instituciones	1 - 3

Los planes de acción general se aplicarían en toda la región y contemplan tanto los sitios determinados en el diagnostico preliminar, como aquellos que puedan surgir de la incorporación de nuevos antecedentes y actores al proceso de la implementación de la estrategia.

PLANES DE ACCION ESPECIFICOS

Los sitios Identificados como prioritarios y a los cuales se han propuestos planes de acción son:

- Área Curiñanco
- Ampliación Parque Nacional Chiloé
- Cordillera de la Costa
- Área Tic – Toc
- Área Ampliación Reserva Nacional Mocho Choshuenco

PLAN DE ACCIÓN AREA CURIÑANCO					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[18]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Conservación in situ	Caracterización administrativa[19] del Sitio en terreno (comunidades	CONAMA	CONAMA CODEFF UACH WWF	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2

[18] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.
[19] Determinación de propietarios, tenencia de la tierra, título de dominio, límites.

	indígenas, áreas públicas)				
	Determinar los Objetos de conservación	CONAMA	CONAMA CONAF SAG Universidades ONG´s	GEF	1-3
	Participación de la comunidad del área a proteger	CONAMA	CODEFF CONAMA CONADI Comunidades	FPA GEF	1-2
	Planificación Territorial	CONAMA	CONAMA CONAF Municipalidad ONG´s CONADI Comunidades Indígenas	GEF FNDR	1- 3
	Incentivos a privados	CONAMA	ONG´s RAPP CONAMA	FNDR Aportes Público-Privados	1-3
	Generación de Actividades Ecoturísticas	CONAMA	CONAMA SERNATUR Comunidades ONG´s CORFO	FODETUR FPA CORFO	1-3
	Evaluación de la extracción de recursos marinos en el área de manejo	CONAMA	CONAMA Sernapesca Subsecretaria de Pesca Universidades Pescadores Artesanales	Aporte Instituciones pública, privados FPA	1-5
	Formación de parques públicos-privados	CONAMA	CONAMA CONAF MUNICIPIO CODEFF Comunidades	FNDR FPA GEF Aportes locales	1-3
	Protección del área a través de normativas	CONAMA	CONAMA CONAF SAG CODEFF Comunidades Municipio	FPA Aportes Instituciones	1-3
Educación y Creación de Conciencia	Generación de “Escuelas al aire libre” para la comunidad	CONAMA	CONAMA CODEFF WWF Universidades	FPA GEF	1-2

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

	Realización de Seminarios de divulgación del área y valoración de la misma	CONAMA	CONAMA CONAF ONG`s Universidades	FPA Aportes Institucionales	1-5
	Elaboración de guías de campo para la divulgación de la diversidad biológica del área	CONAMA	CONAMA CONAF ONG´s Investigadores Universidades	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2
Recuperación de Ecosistemas en Peligro	Incentivar la Reforestación con especies nativas	CONAMA	CONAMA CONAF INDAP SAG	FNDR GEF	1-5
Investigación	Establecimiento de un Centro de Estudios en la Zona	CONAMA	CONAMA CONAF Sernapesca Subsecretaria de Pesca ONG´s Universidades	CONCYT FONDEFF FNDR	1-3
	Ubicación [20]y caracterización específica de la flora y fauna terrestre y marina a conservar a través de investigación de los ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s	GEF	1-3
	Sistematización de las Investigaciones realizadas	CONAMA	CONAMA CONAF Universidades ONG´s	FPA GEF	1-2

PLAN DE ACCIÓN AREA AMPLIACION DEL PARQUE NACIONAL CHILOE					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes[21]**	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Conservación in situ	Caracterización administrativa[22] del Sitio en terreno	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s CONAF	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2

[20] Limites de distribución de especies y/o ecosistemas a conservar
[21] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.
[22] Determinación de propietarios, tenencia de la tierra, título de dominio, límites.

	(comunidades indígenas, áreas públicas)				
	Priorización de especies y/o ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades CONAF ONG´s	GEF	1-3
	Planificación Territorial	CONAMA	CONAMA CONAF MUNICIPIO ONG´s CONADI Comunidades Indígenas Privados	Aportes Público-Privados	1-3
	Generación de una reserva marina	CONAMA	CONAMA Sernapesca Subsecretaría de Pesca	Aporte Instituciones pública, privados FPA	1-5
	Establecer convenios para la conservación de la zonas privadas	CONAMA	CONAMA Comunidades CONAF ONG´s Municipio Privados	FNDR Aportes Públicos-Privados	1-3
	Generación de Actividades Ecoturísticas	CONAMA	CONAMA SERNATUR Comunidades ONG´s CORFO CONAF	FODETUR FPA CORFO	1-3
	Incorporación de las Áreas Privadas al SNASPE	CONAMA	CONAMA CONAF MUNICIPIO Privados Comunidades	FNDR GEF	1-3
Educación y Creación de Conciencia	Generación de “escuelas al aire libre” para la comunidad	CONAMA	CONAMA ONG´s CONAF Universidades	FPA GEF	1-2
	Realización de Seminarios de divulgación del área y valoración de la misma	CONAMA	CONAMA CONAF ONGS Universidades	FPA Aportes Institucionales	1-5
	Elaboración de guías de campo para la	CONAMA	CONAMA CONAF ONG´s	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2

	divulgación de la diversidad biológica del área		Investigadores Universidades		
Investigación	Establecimiento de un Centro de Estudios en la Zona	CONAMA	CONAMA CONAF Sernapesca Subsecretaria de Pesca ONG´s Universidades	CONCYT FONDEFF FNDR	1-3
	Ubicación [23]y caracterización específica de la flora y fauna terrestre y marina a conservar a través de investigación de los ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s	GEF	1-3
	Sistematización de las Investigaciones realizadas	CONAMA	CONAMA CONAF Universidades ONGS	FPA GEF	1-2

PLAN DE ACCIÓN AREA CORDILLERA DE LA COSTA DE OSORNO					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes[24]**	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Conservación in situ	Caracterización administrativa[25] del Sitio en terreno (comunidades indígenas, áreas públicas)	CONAMA	CONAMA CCCC Universidades WWF	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2
	Priorización de especies y/o ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s	GEF	1-3
	Establecimiento del Área Marina Protegida	CONAMA	CONAMA Sernapesca Subsecretaría de Pesca	GEF	1-2
	Creación de Cómite público-privado para la	CONAMA	CONAMA MOP Comunidades	FPA Aporte de Instituciones	1

[23] Limites de distribución de especies y/o ecosistemas a conservar
[24] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.
[25] Determinación de propietarios, tenencia de la tierra, título de dominio, límites.

	creación de la carretera costera		ONG´s CONAF Empresas Forestales		
	Participación de la comunidad del área a proteger	CONAMA	ONG´s CONAMA Comunidades Indígenas CONADI	FPA Programa Origenes Aportes de Instituciones	1-2
	Planificación Territorial	CONAMA	CONAMA CONAF MUNICIPIO ONG´s CONADI Comunidades Indígenas	Aportes Público-Privados GEF	1-3
	Incentivos a privados	CONAMA	ONG´s RAPP CONAMA CONAF	FNDR Aportes Público-Privados	1-3
	Generación de Actividades Ecoturísticas	CONAMA	CONAMA SERNATUR Comunidades ONG´s CORFO	FODETUR FPA CORFO	1-3
	Formación de parques públicos-privados	CONAMA	CONAMA CONAF MUNICIPIO Comunidades	FNDR FPA GEF Aportes locales	1-3
	Protección del área a través de normativas	CONAMA	CONAMA CONAF SAG ONG´s Comunidades	Aportes Instituciones	1-3
Educación y Creación de Conciencia	Generación de “Escuelas al aire libre” para la comunidad	CONAMA	CONAMA ONG´s Universidades CONADI CONAF	FPA GEF	1-2
	Realización de Seminarios de divulgación del área y valoración de la misma	CONAMA	CONAMA CONAF ONG´s Universidades Comunidades Indígenas CONADI	FPA Aportes Institucionales	1-5

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

	Elaboración de guías de campo para la divulgación de la diversidad biológica del área	CONAMA	CONAMA CONAF ONGS Investigadores Universidades	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2
Investigación	Establecimiento de un Centro de Estudios en la Zona	CONAMA	CONAMA CONAF Sernapesca Subsecretaria de Pesca ONG´s Universidades	CONCYT FONDEFF FNDR	1-3
	Ubicación [26]y caracterización específica de la flora y fauna terrestre y marina a conservar a través de investigación de los ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s	GEF	1-3
	Sistematización de las Investigaciones realizadas	CONAMA	CONAMA CONAF Universidades ONG´s	FPA GEF	1-2

PLAN DE ACCIÓN ÁREA TIC - TOC					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[27]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Conservación In Situ	Establecimiento de un Parque Marino	CONAMA	SUBPESCA CONAMA Armada de Chile Investigadores Instituciones Privadas de Conservación	GEF Aportes Instituciones	1 - 3
Conservación In Situ	Planificación del Territorio	CONAMA	CONAF CONAMA Subpesca Comunidades ONG´s	FPA Aportes Instituciones	1 - 2

[26] Limites de distribución de especies y/o ecosistemas a conservar
[27] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Conservación In Situ	Generación de un Programa de Ecoturismo en la zona	CONAMA	SERNATUR CONAMA CONAF Armada de Chile ONG´s Comunidades	FODETUR FPA GEF Aportes Instituciones	1 - 5
Conservación In Situ	Convenio con Comunidades Aledañas	CONAMA	CONAMA CONAF Armada de Chile ONG´s Comunidades	FPA GEF Aporte Instituciones	1 - 5
Educación y Creación de Conciencia	Guías de Campo para la divulgación de la diversidad biológica de la zona	CONAMA	CONAF CONAMA Investigadores Universidades ONG´s	FPA GEF Aportes Instituciones	1 - 2
Educación y Creación de Conciencia	Establecimiento de “Escuelas al Aire Libre”	CONAMA	CONAF CONAMA Universidades ONG´s	Forjadores Ambientales FPA Aportes Instituciones	1 - 3
Educación y Creación de Conciencia	Realizar Seminarios de divulgación del área y valoración de la misma	CONAMA	CONAMA ARMADA DE CHILE Universidades ONG´s	FPA Aportes Institucionales	1 - 5
Investigación	Sistematizar la información sobre biodiversidad del área	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s	GEF	1 - 3
Investigación	Establecimiento de un Centro de Estudios en la Zona	CONAMA	CONAMA Armada de Chile Subsecretaria de pesca IFOP ONG´s Universidades	CONICYT FONDEF FNDR	1 - 5

PLAN DE ACCIÓN AREA AMPLIACION R.N. MOCHO-CHOSHUENCO					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[28]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**

[28] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Conservación in situ	Caracterización administrativa[29] del Sitio en terreno (comunidades indígenas, áreas públicas)	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s CONAF Privados	FPA GEF Aporte Instituciones	1-2
	Priorización de especies y/o ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s CONAF	GEF	1-3
	Planificación Territorial	CONAMA	CONAMA CONAF Municipios ONG´s Privados	Aportes Público-Privados GEF	1-3
	Establecer convenios para la conservación de la zonas privadas	CONAMA	CONAMA Privados CONAF ONG´s Municipio	FNDR Aportes Públicos-Privados	1-3
	Incentivos a privados	CONAMA	CORFO INDAP RAPP CONAMA	FNDR Aportes Público-Privados	1-3
	Incorporación de las Áreas Privadas al SNASPE	CONAMA	CONAMA CONAF MUNICIPIO Privados	FNDR GEF	1-3
	Generación de Actividades Ecoturísticas	CONAMA	CONAMA SERNATUR Privados ONG´s CORFO	FODETUR FPA CORFO	1-3
Educación y Creación de Conciencia	Generación de “escuelas al aire libre” para la comunidad	CONAMA	CONAMA ONG´s Universidades	FPA GEF	1-2
	Realización de Seminarios de divulgación del área y valoración de la misma	CONAMA	CONAMA CONAF ONG´s Universidades	FPA Aportes Institucionales	1-5

[29] Determinación de propietarios, tenencia de la tierra, título de dominio, límites.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Investigación	Ubicación [30]y caracterización específica de la flora y fauna terrestre y lacustre a conservar a través de investigación de los ecosistemas	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s CONAF	GEF	1-3
	Establecimiento de un Centro de Estudios en la Zona	CONAMA	CONAMA CONAF ONG´s Universidades	CONCYT FONDEFF FNDR	1-3
	Sistematización de las Investigaciones realizadas	CONAMA	CONAMA CONAF Universidades ONG´s	FPA GEF	1-2

1.2. Conservación Y Uso Sustentable de los Recursos Genéticos Nativos

En la Décima Región de Los Lagos la C & US de los recursos Genéticos Nativos, amerita especial interés por cuanto las acciones tendientes a resguardar este patrimonio son aun insuficientes o desconocidas. Se deben realizar acciones regionales y nacionales que posibiliten la protección y uso de este recurso.

La Conservación y Usos Sustentable de los Recursos Genéticos es de suma importancia debido a que los recursos genéticos tienen un valor real y otro potencial que en el país no ha sido debidamente calculado ni normado. La generación de “Bancos Genéticos” permitirá resguardar recursos aun incalculables.

PLAN DE ACCIÓN GENERAL					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes[31]**	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Conservación y Uso Sustentable de los Recursos Genéticos	Valoración económica de los recursos genéticos	CONAMA	CORFO INDAP CONAF SAG CONAMA CODEFF WWF CCCC CIPMA/GEF CET	CORFO FAT	2 - 3

[30] Limites de distribución de especies y/o ecosistemas a conservar
[31] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

			Bosque Modelo Sernapesca UACH ULA INIA		
	Creación de un Marco Regulatorio	CONAMA	CONAMA SAG CONAF Sernapesca ONG`s	Fondos CONAMA	2 - 5
	Valoración cultural de la biodiversidad y recursos naturales	CONAMA	CONAMA CONADI SAG CONAF ONG`s Comunidades Indígenas	Fondos CONAMA Programa ORIGENES	2 - 3
	Creación de Bancos de genéticos	CONAMA	CONAMA SAG INDAP CONAF INIA ONG´s UACH ULA Sernapesca	FNDR FPA GEF	2- 5

1.3. Control de Especies Exóticas

La Décima Región de los Lagos presenta diversas incorporaciones de fauna exótica, en Cotos de Caza o Criaderos. El problema se presenta al producirse escape de estas especies a los habitats nativos, desplazando las especies nativas al ocupar el mismo nicho debido a que las especies introducidas son mas dominantes y depredadoras.

En la región se presentan los siguientes animales introducidos: Jabalí, Visón, Ciervo Rojo y Salmonideos.

Algunas formas de tratar el tema se entregan a continuación:

PLAN DE ACCIÓN GENERAL					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[32]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Control de Especies Exóticas	Establecer mecanismos de control y catastro	CONAMA	INDAP SAG CONAF	GEF Aportes Instituciones PPS	1 - 2

[32] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

	de especies exóticas en la Región.		CONAMA Sernapesca ONG´s		
	Generar legislación para el control de especies genéticamente modificadas	CONAMA	INDAP SAG CONAF CONAMA Sernapesca ONG´s	GEF Aportes Instituciones	2 - 5

1.4. Recuperación de Ecosistemas y Especies en Peligro

En la Décima Región existen diversas áreas con problemas de conservación, especialmente por el uso antrópico y la baja o nula planificación territorial; a esto se agrega el peligro de la fauna y flora amenazada que se desconoce y que presenta diferentes estados de conservación.

Acciones propuestas en este ámbito son:

PLAN DE ACCIÓN GENERAL					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[33]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Recuperación de Ecosistemas en Peligro	Realizar un estudio de la normativa existente y su pertinencia en cuanto a la conservación	CONAMA	CONAMA SAG INDAP MOP CONAF Sernapesca ONG´s	Aportes CONAMA	1 - 2
	Programa de fomento a la restauración de los ecosistemas	CONAMA	INDAP SAG CONAF Sernapesca ONG´s CONAMA	FNDR FPA GEF PPS	2 - 5
	Elaborar planes de acción para áreas de amortiguación del SNASPE	CONAMA	CONAF CONAMA ONG´s Comunidades Municipios	FPA GEF Aportes Instituciones	1 - 3
	Determinar sitios de alto valor para la conectividad de los ecosistemas	CONAMA	CONAF CONAMA ONG´s UACH	GEF PPS	1 -2

[33] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

			ULA		

2. CONOCIMIENTO Y MANEJO DE LA INFORMACIÓN

2.1. La educación y creación de conciencia pública respecto a la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica.

En la Décima Región es uno de los temas de mayor importancia, junto con la Conservación In Situ y donde se posee una buena base, tanto en el ámbito privado como publico para generar acciones en el tema. Se reconoce a la educación de la comunidad y la difusión de la diversidad biológica como una necesidad para la conservación, que necesita un trabajo multisectorial y dinámico.

Las acciones generales propuestas son:

PLAN DE ACCIÓN GENERAL					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[34]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Educación y creación de Conciencia	Potenciar "Escuelas al Aire Libre"	CONAMA	ONG´s CONAF CONAMA	Forjadores Ambientales FPA GEF PPS	1 - 5
	Actualizar los materiales de estudio para las escuelas en la region	CONAMA	CONAMA CONAF MINEDUC DAEM ONG´s	FPA GEF Forjadores Ambientales Aportes Instituciones	1 - 2
	Generar programas de difusión radial y televisivo	CONAMA	CONAMA ONG´s CONAF	FPA Forjadores Ambientales	1 - 2
	Crear cursos de capacitación para profesionales de la comunicación y profesores	CONAMA	CONAMA ONG´s DAEM CPEIP	FPA	1 - 3

2.2. Informar, motivar y apoyar en forma amplia, descentralizada y coordinada la acción de la sociedad civil en la conservación y uso sustentable de la biodiversidad

La información, su difusión y manejo son un factor importante al momento de tomar decisiones, sobre todo cuando se trabaja en áreas publicas o privadas y se intenta conservar

[34] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

un patrimonio nacional. En la región la información disponible esta dispersa en diferentes instituciones tanto publicas como privadas y se hace necesario generar procesos de traspaso de información y sistematización de ella para obtener un mejor diagnostico; además se deben considerar mecanismos apropiados para difundir la información que se genere en cada una de las acciones propuesta por la estrategia.

Algunas acciones que se proponen en este ámbito son:

PLAN DE ACCIÓN GENERAL					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[35]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Información	Sistematizar la información existente en la región sobre Diversidad Biológica	CONAMA	Servicios Públicos ONG´s Universidades	GEF FPA	1 - 2
	Generar Convenios de traspaso de información	CONAMA	Servicios Públicos ONG´s Universidades	GEF FPA	1 - 3
	Generar una Pagina WEB que informe sobre los avances de la Estrategia	CONAMA	CONAMA ONG´s	GEF FPA	1 - 5

2.3. Desarrollo de capacidades de gestión y base de información a nivel regional y comunal, universidades, ONGs, avance en la base científica necesaria, avances en procesos de planificación

La investigación debe estimularse para mejorar el diagnostico de la diversidad biológica de la región y ampliar el conocimiento de las especies presentes en los diversos ecosistemas.

PLAN DE ACCIÓN GENERAL PARA LA REGIÓN					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[36]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Investigación	Sistematizar la información sobre las especies de flora y fauna que	CONAMA	CONAMA Universidades ONG´s	GEF	1 - 2

[35] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.
[36] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

	componen la biodiversidad regional				
Investigación	Realizar estudios de campo e inventarios	CONAMA	CONAMA CONAF Sernapesca UACH ULA Otras Universidades y Centros de Estudios ONG´s	Aportes CONAMA CONICYT FONDEF	1 - 5

3. DIVERSIFICACIÓN DEL USO

3.1. La participación justa y equitativa en los beneficios derivados de la utilización de los componentes

La participación en los beneficios, por parte de las comunidades locales es uno de los puntos clave dentro del Convenio de Diversidad Biológica y dentro de la estrategia regional, debido a que solo aportando valor agregado a la conservación se aseguran acciones de largo plazo con una comunidad participando.

PLAN DE ACCIÓN GENERAL PARA LA REGIÓN					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[37]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Participación de los beneficios	Estudio de alternativas económicas a usuarios de ecosistemas	CONAMA	CORFO INDAP CONAMA SAG CONAF CONADI Comunidades Indígenas	Fondos CONAMA	1 - 2
	Generación de Variedades y Denominación de Origen	CONAMA	INIA INDAP CONAMA SAG CONAF CONADI Comunidades Indígenas	FNDR CORFO FAT CORFO PROFO	2 - 5

[37] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

3.2. Lograr el reconocimiento del aporte del Pueblo Mapuche-Huilliche al conocimiento y conservación de la biodiversidad, estableciendo mecanismos que garanticen su acceso a los beneficios derivados de su uso.

El Pueblo Mapuche – Huilliche, ha realizado, en general un manejo adecuado del territorio, generando un impacto antrópico menor, dadas sus practicas de utilización de los recursos y su valoración de los mismos. Es por eso que se estima necesario establecer acciones que provean de un reconocimiento a esta etnia, que valoren su rol y que los involucren directamente en el manejo de los recursos naturales y los beneficios que de estas acciones se generen.
En la Décima Región y especialmente en sitios propuestos como de mayor prioridad existen comunidades indígenas que han desarrollado actividades de conservación o que están en vías de implementar proyectos de esta naturaleza, es necesario entonces incorporar a estas comunidades en la planificación del territorio y la priorización de acciones.

PLAN DE ACCIÓN GENERAL PARA LA REGIÓN					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[38]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Participación de los beneficios	Estudio de alternativas que garanticen el acceso de las comunidades indígenas a los beneficios derivados del uso de la biodiversidad	CONAMA	CONADI Comunidades Indígenas CONAMA ONG´s CONAF CORFO INDAP SAG	Fondos CONAMA Programa Orígenes CORFO FAT	1 - 2
	Buscar mecanismos que permitan obtener denominación de origen para variedades nativas a favor de las comunidades indígenas	CONAMA	CONADI Comunidades Indígenas CONAMA ONG´s CONAF CORFO INDAP SAG Fundación Chile	CORFO PROFO CORFO FAT	1 - 5
	Crear una instancia de dialogo reconocida por las comunidades para tratar los temas de diversidad biológica	CONAMA	CONADI Comunidades Indígenas CONAMA ONG´s CONAF CORFO INDAP	FPA Aportes Instituciones	1 - 2

[38] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

			SAG		

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

PROPUESTAS A NIVEL NACIONAL

PLAN DE ACCIÓN GENERAL PARA EL PAIS					
Ámbito	**Acciones**	**Responsables**	**Actores Relevantes**[39]	**Posibles Fuentes de Financiamiento**	**Cronograma a 5 años**
Información	Generar convenio de intercambio de información a nivel de Ministerios	CONAMA	Ministerios	Fondos CONAMA	1 - 2
	Generar un Nodo de Información Publico - Privada sobre Diversidad Biológica en el País	CONAMA	Instituciones Publicas y Privadas Centros de Investigación ONG´s Universidades	FPA GEF	1 - 5
Investigación	Sistematizar la información de investigaciones existentes en el tema	CONAMA	Universidades Investigadores Independientes Organismos Internacionales Servicios Públicos ONG´s	CONICYT	1 - 3
	Generar investigaciones multiregionales con componentes ecosistemicos similares	CONAMA	ONG´s Servicios Públicos Centros de Investigación Universidades	CONICYT	1 - 4

CONCLUSION

La información recopilada y analizada en nuestra Región generó un diagnóstico base que permitió reconocer sitios de interés para la conservación de la diversidad biológica, así como también definió prioridades a las acciones a implementar. Sin embargo, tanto el proceso de diagnóstico como la determinación de sitios y planes de acción sufren un sesgo por la insuficiente información, plazos limitados y escasa participación de los actores relevante.

[39] Son aquellos necesarios para generar la acción, se pueden incorporar otros, según corresponda.

Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad; Décima Región de Los Lagos.

Dado lo anterior es que la presente propuesta debe ser considerada como un punto de partida, que permita generar análisis específicos de sitio e implementar planes de acción adecuados a la realidad de los mismos.

Folio016664

ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LA REGIÓN DE LOS RÍOS

Comisión Nacional del Medio Ambiente
GEF SIRAP – PNUD

Enero 2009

Estrategia Regional para la conservación de la Biodiversidad, Región de Los Ríos

INSTITUCIONES PÚBLICAS Y PRIVADAS PARTICIPANTES EN EL PROCESO DE FORMULACIÓN DE LA ESTRATEGIA

Organismos Estatales
Corporación Nacional Forestal
Servicio Agrícola y Ganadero
Consejo de Monumentos Nacionales
Servicio Nacional de Pesca
Bienes Nacionales
Ministerio de Obras Públicas
Dirección General de Aguas
Secretaria Regional de Planificación
Servicio Nacional de Geología y Minería
Proyecto GEF – SIRAP
Dirección General del Territorio Marítimo y Marino Mercante
Subsecretaría de Pesca
Gobierno Regional
Secretaria Regional Ministerial de Vivienda y Urbanismo
Instituto Forestal de Chile

Municipios
Municipalidad Los Lagos
Municipalidad de Valdivia

Universidades
Universidad Austral de Chile
Instituo de Ecología y Biodiversidad, Universidad de Chile

Organismos No Gubernamentales y Organizaciones Comunitarias
Comité pro Defensa de la Flora y Fauna
World Wildlife Found
Centro de Estudios Agrarios
The Nature Conservancy
Conservación Marina
Junta de Vecinos Claro de Luna
Agrupación de Propietarios Privados de Bosque Nativo

Empresas
Masisa
Forestal Valdivia

Documento desarrollado por
ANDREA A. PINO PIDERIT (carpinteronegro@gmail.com)

INDICE	
	Página
PRESENTACIÓN	6
CAPÍTULO I: BIODIVERSIDAD EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS	6
INTRODUCCIÓN	6
1.1 Antecedentes generales	6
1.2 Qué entendemos por Biodiversidad	8
1.3 Estado de Conservación de la Biodiversidad en la Región De Los Ríos	9
1.3.1 Humedales	17
1.3.2 Bosques	22
1.3.3 Sistemas Costeros - Marinos	30
1.4 Protección de la Biodiversidad en la Región De Los Ríos	35
1.4.1 Sistema de Áreas Silvestres Protegidas del estado (SNASPE)	35
1.4.2 Otras categorías de protección oficial	37
1.5 Amenazas a la Biodiversidad en la Región De Los Ríos	44
1.5.1 La destrucción del bosque nativo	48
1.5.2 La agricultura y sus impactos sobre la biodiversidad	49
1.5.3 La pesca y acuicultura y sus impactos sobre la biodiversidad	51
ANEXOS	
Anexo I Tablas citas en el texto (ver índice de tablas)	54
Anexo II Especies de fauna listadas en el apéndice I y II de CITES	123
Anexo III Especies de caza permitida, cuota y período de caza permitido	125
CAPÍTULO II: ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD PARA LA REGIÓN DE LOS RÍOS	126
ALCANCES Y LIMITACIONES	126
METODOLOGÍA	126
2.1 Marco Estratégico	129
2.1.1 Visión y Objetivo General	129
2.1.2 Líneas y Objetivos Estratégicos	129
2.2 Sitios Prioritarios	146
BIBLIOGRAFÍA	

INDICE DE TABLAS

TABLAS CITAS EN EL TEXTO	
	Página
Tabla 1. Número de especies con problemas de conservación en la Región de Los Ríos	8
Tabla 3. Número de especies de fauna listadas en los apéndices de CITES por clase	19
Tabla 13. Clasificación sistemática, distribución, origen y estado de conservación del huillín	24
Tabla 17. Distribución porcentual de tipos de briófitas y endemismos	24
Tabla 18. Distribución procentual de los endemismos de plantas vasculares de la Región de Los Ríos	27
Tabla 22. Proporción de endemismo de especies de aves terrestres de la Región	34
Tabla 31. Superficie (Ha y %) de las áreas del SNASPE de la Región de Los Ríos	34
Tabla 32. Áreas bajo Protección Oficial y Conservación de la Biodiversidad	35
Tabla 33. Representatividad de las formaciones vegetacionales en el actual SNASPE y Áreas Protegidas Privadas de la Región de Los Ríos	40
Tabla 34. Lista de áreas protegidas privadas de la Región	43
Tabla 35. Especies dañinas presentes en la Región de Los Ríos (SAG 2009)	
Tabla 37. MATRIZ DE INDICADORES	126
Tabla 38. Construcción de una matriz de indicadores	126
TABLA 39. Antecedentes regionales sobre priorirazción de sitios	147
TABLA 40. Criterios de priorirzación de sitios utilizados en ERB Los Lagos, Lara et al. 2002 y Smith et al. 2009	148
TABLA 40. Sitios identificados como importantes para la conservación de la biodiversidad en la Región según la Estrategia Regional de Biodiversidad de la Región de Los Lagos y en Lara *et al.*	149
TABLAS DEL ANEXO I	
Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación	56
Tabla 5. Lista de especies de flora acuática de las cuencas del río Valdivia y Bueno	64
Tabla 6. Fauna Íctica presente en las cuencas del río Valdivia, Bueno, Chaihuin y Colún	66
Tabla 7. Crustáceos zooplanctónicos presentes en ecosistemas acuáticos continentales de la Región de Los Ríos	67
Tabla 9. Lista taxonómica, distribución y estado de conservación de especies de gastrópodos dulceacuícolas	69
Tabla 10. Lista taxonómica, distribución y endemismo de bivalvos dulceacuícolas de la Región de Los Ríos	69
Tabla 11. Lista sistemática, distribución y origen de insectos de ambientes dulceacuícolas de la Región de Los Ríos	70
Tabla 12. Lista sistemática y estado de conservación de las aves de humedales presentes en la Región de Los Ríos	72
Tabla 14. Taxonomía, Distribución, Estado de Conservación y Endemismos de Anfibios presentes en la Región de Los Ríos	75
Tabla 15. Descripción de las formaciones azonales presentes en cada piso de vegetación de la Región	76
Tabla 16. Equivalencia de las diferentes clasificaciones a la vegetación nativa de la Región	77
Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos	78
Tabla 20. Lista sistemática, distribución y origen de Briófitas nativas de la Región de Los Ríos	98
Tabla 21. Listado sistemático, distribución endemismo y estado de conservación de mamíferos terrestres nativos de la Región de los Ríos	99
Tabla 23. Listado sistemático, estado de conservación, origen y distribución de las aves terrestres nativas presentes en la Región de Los Ríos	100
Tabla 24. Listado sistemático, distribución longitudinal y latitudinal, y estado de conservación de los reptiles de la Región de Los Ríos	103
Tabla 25. Lista sistemática de los insectos polinizadores de la Región de Los Ríos	104

TABLAS DEL ANEXO I	Página
Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región	105
Tabla 27. Listado sistemático de las algas inter y submareales de la costa de la Región de Los Ríos	111
Tabla 28. Fauna íctica inter y submareales en el sector sur del Distrito Valdiviano (entre los 38º S a 41,4º S)	113
Tabla 29. Lista sistemática, estado de conservación y origen de las aves oceánicas, costeras y marinas de la Región de Los Ríos	117
Tabla 30. Listado sistemático, distribución, endemismo y estado de conservación de mamíferos marinos nativos de la Región de los Ríos	118
TABLA 36. Centrales Hidroeléctricas proyectadas para la Región de Los Ríos	120

Folio016669

PRESENTACIÓN

La Comisión Nacional del Medio Ambiente de la Región de Los Ríos, con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF) y del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). Requirió la elaboración de un documento como Estrategia Regional de Conservación de la Biodiversidad (ERB), que contemple los ejes principales de acción que se plantee el Comité Operativo de Biodiversidad para desarrollarlos dentro de la Región de Los Ríos.

La elaboración de la *Estrategia Regional de Conservación de la Biodiversidad* se hace necesaria para dar sustento a uno de los ejes estratégicos surgidos a partir de la creación de la Región de Los Ríos, *el lograr un desarrollo regional ambiental y socialmente sostenible* (Gobierno Regional 2009). Tiene por objetivo establecer un marco estratégico que entregue las directrices que orientarán a la Región para la planificación de la gestión de proyectos orientado por líneas estratégicas, con el fin último de compatibilizar la conservación de la biodiversidad con el desarrollo de la Región. Esta Estrategia plantea medidas que permitirán disminuir las amenazas sobre la biodiversidad y a la vez un aprovechamiento sustentable de los recursos por parte de comunidades humanas actuales y futuras. Como también promoverá mecanismos que garanticen la integración de los aspectos de la biodiversidad en otros instrumentos y ámbitos de actuación, con el propósito de que se generen a corto plazo planes de acción intersectoriales y con múltiples actores.

El presente informe se encuentra estructurado en dos partes. La primera, entrega un diagnóstico de la Región, dividido en tres macroambientes 1) Humedales, 2) Bosques y 3) ambiente Costero - Marino. Para cada uno de ellos se entrega información relativa a la diversidad de especies y ecosistemas y a su estado de conservación y amenazas. Posteriormente, se hace referencia a los actuales sistemas de protección de la biodiversidad en la Región y las deficiencias que estos presentan. En la segunda parte, se entrega una descripción de la metodología y el Marco Estratégico de la ERB (Visión, Objetivo general y específicos y Lineamientos estratégicos). Finalmente, se describen los sitios identificados como prioritarios para su conservación en la Región.

CAPÍTULO I: BIODIVERSIDAD EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS

INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes generales

La Región De Los Ríos, con una superficie de 18.429,5km² se extiende entre los 39º15’ y 40º33’ de latitud sur (CONAF 2007), limita al norte con la Región De la Araucanía y al sur con la Región De Los Lagos. Es parte de la denominada Ecorregión Valdiviana (Dinerstein *et al* . 1995, Olson *et al*. 2001), la cual se extiende desde los paralelos 34 y 33 por la costa y por los Andes respectivamente, hasta aproximadamente el paralelo 46, incluyendo las áreas boscosas adyacentes de la vertiente oriental de los Andes en Argentina. Esta Ecorregión incluye bosques espinosos, esclerófilos y caducifolios típicamente mediterráneos, bosques caducifolios templados, bosques andino-patagónicos, bosques laurifolios y bosques siempreverdes (Luebert y Pliscoff 2004).

Esta Región se encuentra localizada en un área de transición climática. Luebert y Pliscoff (2004) clasifican el clima de la región como Mesotemplado húmedo, Mesotemplado hiperhúmedo, Supratemplado subhúmedo y Supratemplado hiperhúmedo, mientras que Hajek y di Castri (1975) lo clasifican como un Clima templado cálido lluvioso con influencia mediterránea (en el sector centro y bajo de la cuenca) y Clima templado frío lluvioso con influencia mediterránea (sector precordillerano). Para ambas clasificaciones, Los Ríos presenta

variaciones altitudinales y longitudinales de las temperaturas y precipitaciones, lo que permite la configuración de una gran diversidad de hábitats en la región, caracterizándose por ser el límite de distribución natural de muchas especies.

En cuanto a su geomorfología, es posible distinguir cuatro unidades principales: Planicies litorales, Cordillera de la Costa, Depresión intermedia o Llano Central con Morrenas y Conos, Precordillera morrénica y Cordillera de Los Andes volcánica activa. La mayor altura se encuentra en el volcán Villarrica y en el volcán Quetrupillán, con 2.847 msnm y 2.360 msnm, respectivamente. La depresión intermedia presenta una topografía fuertemente ondulada y los ríos se profundizan enérgicamente creando cada sistema aluvial una importante barrera al desarrollo de las comunicaciones (DGA 2004), sumado a lo anterior se ve interrumpida por cordones montañosos transversales y por lagos originados por coladas de lava y cenizas volcánicas (Agenda Local 21 2008)

Esta Región se encuentra en el denominado Distrito Valdiviano (Balech 1954), limitado por el norte por las costas de Valparaíso (33º S) y en las cercanías de Carelmapu por el Sur (41,4 º S). Sin embargo, constituye una costa lineal superior a las costas de muchas regiones del mundo en las cuales se han distinguido unidades menores luego de muchos años de estudios que en Chile son muy escasos. (agregar cita). Camus (2001) define una zona entre las cercanías de la Isla Mocha (36º S) hasta Carelmapu como Distrito Meridional. Este Distrito corresponde a una costa expuesta, influenciada enormemente por los vientos y lluvias, de modo tal que los sectores netamente litorales, especialmente el intermareal, están expuestos a variados cambios de salinidad, especialmente durante lluvias en mareas bajas. Otra característica importante es la plataforma continental, la cual tiene una amplitud relativamente mayor. Esto permite la existencia de un sector nerítico mayor y, en consecuencia, un hábitat de interés ecológico *per se* (agregar cita). Desde un punto de vista biogeográfico, está clasificada dentro de la Provincia Biogeográfica Marina Templado – Cálida del Pacífico Sureste y más específicamente en la Ecorregión Marina Araucana, que se extiende desde Navidad (33º 26’ S) hasta Chiloé (41º 30’ S). El borde costero se caracteriza por presentar una cadena montañosa de baja altitud, sobrepasando levemente los 1000 m.s.n.m (Cerro Mirador: 1084 m.s.n.m y Cerro Azul: 1029 m.s.n.m) (IGM 1775). Se ha clasificado fisonómicamente como una cadena larga de planicies y lomajes suaves disectados por numerosos cursos de agua (Illies 1970), muchos de los cuales se originan en la ladera occidental y otros de mayor magnitud en la Cordillera de los Andes. En la zona litoral se presentan una serie de formaciones producto de la pronunciada pendiente hacia el océano Pacífico que presenta la Cordillera de la Costa en este sector, la acción del mar y los cuerpos de agua terrestre que desembocan en éste. Es así como podemos encontrar cuatro zonas estuarinas de relativa importancia como son Río Lingue, Río Chaihuín, Río Colún y Río Bueno.

La Región de Los Ríos se encuentra incluida en la zona de grandes lagos denominados de Thomasson (1963), Lagos Araucanos o Nordpatagónicos (Villalobos 2006). Siendo una de las principales características de la geografía regional, los cursos hidrográficos y cuerpos lacustres, cuya diversidad se refleja en la composición de especies. Tanto el Río Valdivia como el Río Bueno destacan por originarse en la zona cordillerana y constituir las cuencas hidrográficas más grandes de la Región de Los Ríos. La **hoya del río Valdivia** es la primera que se genera más allá de la línea de frontera con Argentina, constituyéndose, por lo tanto, como una hoya trasandina. Se caracteriza fundamentalmente por contener, en su curso alto, una cadena de grandes lagos dispuestos en serie. La extensión total de la cuenca es de 10.275 km2. Dos grandes ríos concurren a formar el río Valdivia en la ciudad del mismo nombre, a 15 km. del mar: el Calle Calle, que es el más importante y proviene del oriente, y el Cruces que se genera enteramente en territorio nacional y proviene del norte, constituyendo una subcuenca preandina (DGA 2004). En tanto, la **hoya andina del río Bueno** tiene 15.367 km2 de extensión, es la quinta cuenca de Chile en atención a su tamaño. En su tercio oriental existe una gran densidad de lagos de variadas dimensiones, quizás la más profusa de estos cuerpos de agua en todo el territorio nacional. Destacan por sus superficies los lagos Ranco, Puyehue y Rupanco.

Folio016671

1.2 Qué entendemos por Biodiversidad

De acuerdo al convenio sobre Diversidad Biológica, la biodiversidad se refiere a la cantidad y variedad de los organismos vivos presentes en el planeta. Existen muchas definiciones de biodiversidad, el artículo 2 de la Ley de Bases del Medio Ambiente define biodiversidad como "la variabilidad entre los organismos vivos que forman parte de todos los ecosistemas terrestres y acuáticos. Incluye la diversidad dentro de una misma especie, entre especies y entre ecosistemas".

Considerando la definición de biodiversidad utilizada en el Convenio antes mencionado, y entendiendo una concepción geológica, climática, biogeográfica, evolutiva y ecológicamente dinámica de la biodiversidad[1], es posible subrayar que más que la preservación de las especies o las comunidades en forma aislada, el objetivo central de la conservación biológica es posibilitar la continuidad de los procesos evolutivos y ecológicos (Pickett y Rozzi 2000; Feinsinger 2001).

Esta enorme y compleja diversidad biológica puede ser descrita y analizada dentro de un esquema jerárquico de niveles de organización biológica que va desde genes hasta paisajes, distinguiendo tres atributos: composición, estructura y función (Noss 1990). La *composición de la biodiversidad* incluye los componentes físicos de los sistemas biológicos en sus distintos niveles de organización: genes, poblaciones, especies, comunidades, ecosistemas y paisajes; la *diversidad estructural* considera la disposición u ordenamiento físico de los componentes en cada nivel de organización; la *diversidad funcional* se refiere a la variedad de procesos e interacciones que ocurren entre los componentes biológicos. La diversidad de componentes, estructuras y procesos biológicos no constituye un mosaico estático, sino que va cambiando como resultado de procesos evolutivos y ecológicos que se manifiestan en los distintos niveles y atributos descritos para la biodiversidad, y en múltiples escalas temporales y espaciales (Rozzi et. al).

En ecología la diversidad de especies se caracteriza por numerosos índices. El más simple, y el cuál se utilizará en este documento, se refiere a la *riqueza de especies* a escalas geográficas diferentes.

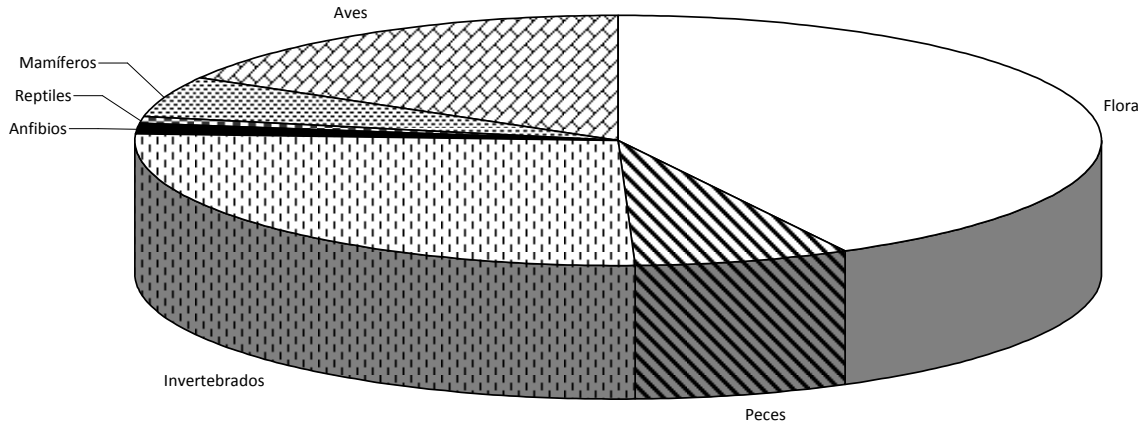
1 Lindemayer y Franklin (2002) definen la Biodiversidad como *genes, individuos, metapoblaciones, poblaciones, especies, comunidades, ecosistemas y las interacciones entre todas ellas, las cuales inciden sobre el equilibrio del clima, de los ciclos del agua, sobre la evolución de los suelos*

Folio016672

1.3 Estado de Conservación de la Biodiversidad en la Región De Los Ríos

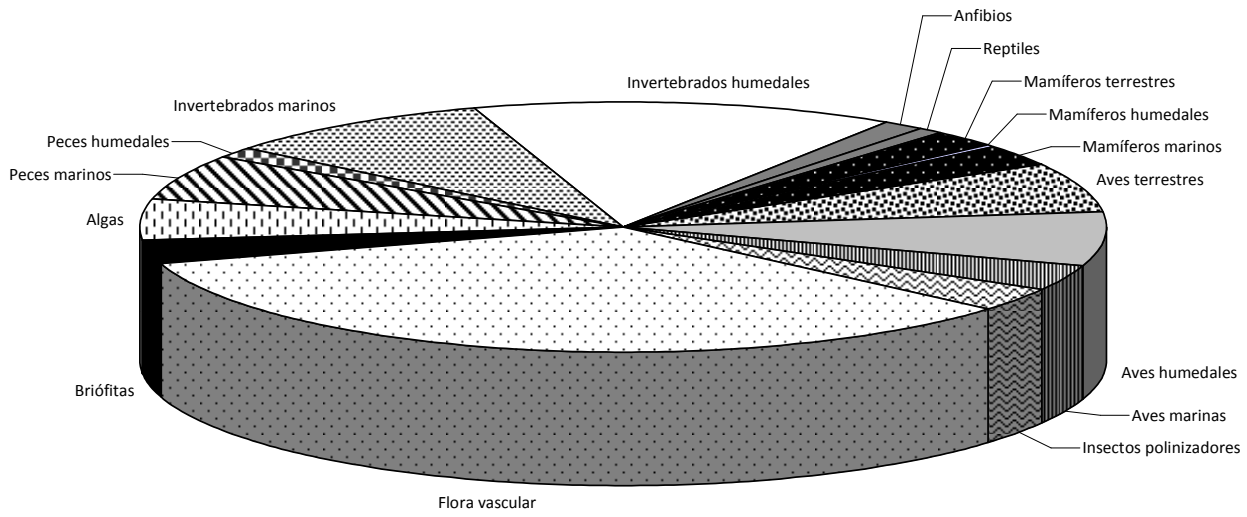
En la Región de Los Ríos se reconocen al menos 1.350 especies diferentes de plantas y animales. Sin embargo, esta cifra está sub estimada, ya que no se presenta (o en muchos casos se desconoce) la diversidad de muchos grupos, como los invertebrados y las plantas no vasculares. El grupo taxonómico que sin duda destaca por el alto número de especies es la flora (vascular y no vascular), seguida de invertebrados, esto aún sin considerar insectos de ambientes terrestres y muy probablemente muchos otros invertebrados que han sido poco estudiados. En las siguientes figuras es posible observar dicha distribución, la Figura 1 se refiere a la distribución porcentual de los diferentes taxas, mientras que la Figura 2 indica la distribución de los taxas según ambiente.

Figura 1. Distribución porcentual de diversidad de taxas presentes en la Región de Los Ríos



Folio016673

Figura 2. Distribución porcentual de diversidad de taxas presentes en la Región de Los Ríos



En cuanto al estado de conservación de las especies registradas en esta región, un 16,4% se encuentran en algún problema de conservación. En la Tabla 1 es posible observar que los peces de humedales (81%), los anfibios (68,4%) y los mamíferos marinos son las que tienen mayores problemas de conservación*. Esta situación indica que los ecosistemas acuáticos se encuentran sometidos a constantes amenazas, debido principalmente a su desprotección y fuertes presiones antrópicas.

Tabla 1. Número de especies con problemas de conservación en la Región de Los Ríos

	Especies c/ problemas conservación	Total especies	%
FLORA	66	459	14,4
AVES MARINAS	16	44	36,4
AVES HUMEDALES	19	94	20,2
AVES TERRESTRES	11	87	12,6
MAMÍFEROS TERRESTRES	18	31	58,1
MAMÍFEROS MARINOS	25	39	64,1
ANFIBIOS	13	19	68,4
INVERTEBRADOS HUMEDALES	13	192	6,8
PECES HUMEDALES	17	21	81,0
REPTILES	7	11	63,6
Total especies	222	997	22,3
Número especies en la Región		**1350**	**16,4**

La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), ofrece distintos niveles y tipos de protección ante la explotación excesiva. En el Apéndice I se incluyen las especies que se encuentran en mayor grado de peligro, estando prohíbido el comercio internacional de especímenes de esas especies, salvo cuando la importanción se realiza con fines no comerciales

* Una descripción detallada de la clasificación de las especies en alguna categoría de conservación se encuentra en los Anexo I (Tabla 2)

(http://www.cites.org/esp/app/index.shtml). En el Apéndice II figuran las especies que no necesariamente están amenazadas de extinción, pero que podrían llegar a estarlo a menos que se controle estrictamente su comercio. En este apéndice se incluyen "especies semejantes" a las incluídas en el Apéndice I. En la Región de Los Ríos 59 especies se encuentran protegidas por esta Convención. De estas, un alto porcentaje (75%) se encuentran en el Apéndice I y un 20% en el Apéndice II (Figura 3). En la Tabla 3, se observa que el mayor número de especies de fauna listadas en CITES son los mamíferos, especialmente los marinos*.

Figura 3. Distribución porcentual de las especies de fauna de la Región listadas en los apéndices de CITES (I y II)

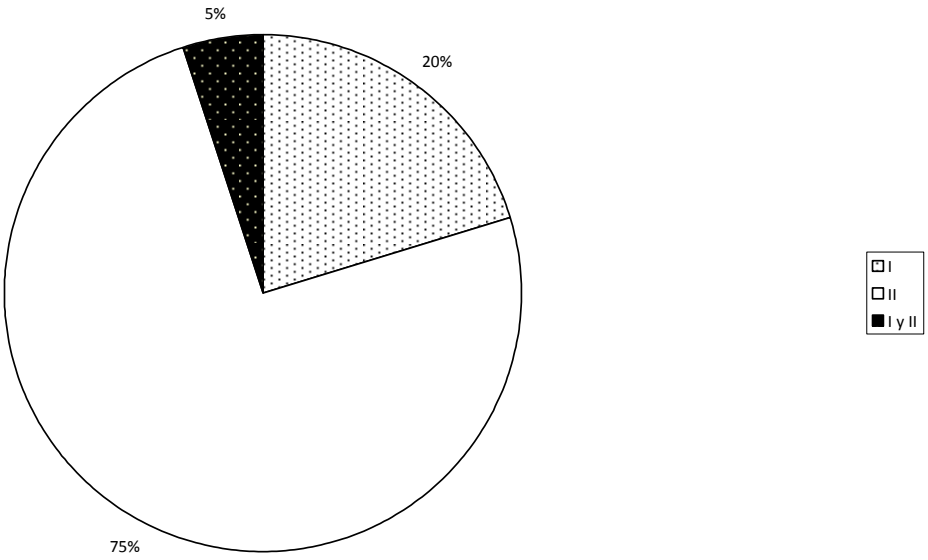


Tabla 3. Número de especies de fauna listadas en los apéndices de CITES por clase

	Especies en CITES	%
AVES	**30**	50,8
MAMÍFEROS TERRESTRES	**3**	5,1
MAMÍFEROS MARINOS	**25**	42,4
REPTILES	**1**	1,7
	59	

* Una descripción detallada de la clasificación de las especies en alguna categoría de conservación se encuentra en los Anexo II

1.3.1 Humedales

Actualmente los ambientes dulceacuícolas se incluyen dentro de los llamados humedales. La Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán 1971) los definen como: "*las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Podrán comprender sus zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad superior a los seis metros en marea baja, cuando se encuentren dentro del humedal*". En nuestro país la definición establecida por Ramsar es oficial, de acuerdo a CONAMA (2006) la definición más operacional respecto a los humedales se refiere a estos como "*ecosistemas asociados a sustratos saturados temporal o permanentemente, los cuales permiten la existencia y desarrollo de biota acuática*".

La clasificación de humedales ha sido dificultosa debido a la enorme variedad de tipos de humedales, su carácter altamente dinámico y debido a la dificultad de definir sus límites con cierta precisión (Muñoz y Möller 1997). Existen humedales artificiales y naturales, para estos últimos generalmente se reconocen cinco sistemas de humedales: Marino; Estuarino; Lacustre; Ribereño; y Palustre.

En termino generales, los humedales se pueden agrupar en salinos y dulceacuícolas. Los de tipo salinos encontrados en la Región son los correspondientes a las marismas y estuarios, algunos de los cuales pueden ser incluidos dentro de los cuerpos límnicos (ambientes acuáticos de baja salinidad, cuya concentración corresponde a menos de un gramo de sal por litro de agua) (CONAMA 2006). Los humedales de agua dulce de la Región pueden clasificarse en ribereños y anegadizos. Los primeros, asociados siempre a un cuerpo dulceacuícola, pueden separarse en lóticos y lénticos, dentro de los cuales se incluye el resto de los ambientes dulceacuícolas (lagos, lagunas, charcas, lagunas primaverales, microlagunas primaverales, bañados, ríos, arroyos, arroyuelos, manantiales, fuentes termales, represas, embalses, estanques, canales y acequias). Los humedales anegadizos que no están asociados directamente a un cuerpo dulceacuícola, sino más bien a una napa freática alta, se clasifican en pantanos, bosques pantanosos, turberas y ñadis, que tradicionalmente no se han incorporado en el estudio de la limnología, disciplina que se ocupa de los sistemas dulceacuícolas continentales (CONAMA 2006).

El año 2006 CONAMA clasificó los humedales del país considerando sus atributos estructurales y funcionales comunes. Para la Región de Los Ríos se identifican tres ecotipos: Humedal marino (Intermareal y Submareal), Humedal costero (Lago costero, Laguna costera, Marisma, Estuario), Humedal continental por Infiltración (como Hualves, Ñadis, Pozas, Charcos, Pitrantos, Pantanos); por Infiltración saturado (Mallines, Turberas); por escorrentías (como Ríos, Arroyos, Esteros, Lagos); y afloramientos subterráneos (como Vegas).

Los humedales son considerados dentro de los ecosistemas más importantes del planeta (Mitsch & Gosselink 2000). Estos sistemas tienen diversas funciones, tales como el ciclaje de nutrientes, la retención de sedimentos, control de inundaciones, y proveer hábitat para vida silvestre. Muchas de estas funciones son importantes para los humanos, por lo tanto son valoradas como servicios ecosistémicos. Representan zonas limitadas, con una gran diversidad de fauna y flora, de alta productividad, proveen recursos para la vida silvestre, siendo fundamental para la reproducción de muchas especies (Muñoz & Möller 1997). Sin embargo, frecuentemente se consideran como ambientes sustituibles para otros fines, como por ejemplo rellenos para uso habitacional y drenaje, lo que los expone a una alta tasa de deterioro o desaparición (Muñoz & Möller 1997).

Los *Bosques pantanosos* templados o Bosques pantanosos de mirtáceas (Ramírez *et al*. 1983), también llamados "Hualves" o "Hualhues", que en lengua mapudungun significa "pantano" (Galaz 1984), se distribuyen principalmente en la depresión intermedia de la zona centro-sur de Chile, y constituyen un

Folio016676

hábitat importante para diferentes especies de flora y fauna (Hauenstein et al. 2002). Según Ramírez et al. (1991) la conservación de la flora de los hualves es muy importante, ya que de ella depende la sobrevivencia de la fauna permanente y estacional de éstas formaciones. Entre las especies con problemas de conservación que dependen de los bosques pantanosos, se cuentan: Huillín o Nutria de río (*Lontra provocax*), güiña (*Oncifelis guigna*), Torcaza (*Columba araucana*) y Quique (*Galictis cuja*) (Hauenstein *et al.* 2002).

Los Bosques pantanosos corresponden a bosques nativos que se presentan en depresiones de terreno, con drenaje deficiente y alta humedad edáfica, correlacionados con un aporte hídrico constante durante la temporada de crecimiento (fines de primavera, verano e inicios de otoño). Por lo anterior, pasan anegados la mayor parte del año, impidiendo la formación de estratos inferiores arbustivos o herbáceos, y además se reduce la degradación de los restos vegetales en el piso del bosque. Estas comunidades boscosas pantanosas se desarrollan generalmente en el valle central de Chile y áreas costeras de baja pendiente. Los hualves están dominados por formaciones de mirtáceas nativas tales como temo o temu *(Blepharocalyx cruckshanksii)*, pitra (*Myrceugenia exsucca),* chequén *(Luma chequen)* y tepú *(Tepualia stipularis),* especies leñosas que tienen utilidad como materiales de construcción y también como combustible doméstico (leña) (Ramírez 1983, CONAMA 2006).

En la región de Los Ríos, existe un gran nivel de incertidumbre respecto de la distribución actual de estos sistemas vegetacionales, más aún de la superficie que ocupan y el grado de fragmentación en el que se encuentran, en relación a su distribución original. En este contexto, es imperativo generar una fuente de información base, que de cuenta de la presencia y estado de conservación de la flora y la vegetación que constituyen estos sistemas, representándolos espacialmente y asignándoles una superficie estimada, datos que permitirían establecer una línea base para futuros monitoreos y seguimientos.

En la Región, la depresión intermedia constituye la zona agrícola y ganadera por excelencia. Esto la ha llevado a sufrir un alto nivel de artificialización, debido a que ha sido intervenida desde los tiempos de la colonización, lo que ha repercutido fuertemente en la conservación de su vegetación original, que se encuentra alterada a tal extremo que casi no es posible ubicar rodales en su estado prístino (Ramírez *et al*. 1995). Así mismo, los ambientes límnicos o dulceacuícolas de esta zona, han sufrido los efectos de la contaminación y de los procesos de transformación del paisaje, alterando su naturalidad y afectando a los organismos que dependen de ellos para subsistir (Ramírez 1983, CONAMA 2006). Según Muñoz-Pedreros & Möller (2002), los bosques de Temu y Pitra son una de las comunidades más fuertemente afectadas por la intervención humana en la novena región, ya que han sido talados intensivamente y los suelos en que prosperan están siendo drenados para obtener espacios aptos para la agricultura, existiendo incluso programas regionales con subsidio estatal para cumplir dicho objetivo.

Un estuario se define como un cuerpo de agua semicerrado con una conexión libre con el océano y dentro del cual el agua salada es considerablemente diluida con agua dulce proveniente del drenaje terrestre (Pritchard D.W. 1967). Estos sistemas cumplen un papel importante por los altos niveles de productividad que en ellos se registran, siendo ambientes imprescindibles para el desarrollo del ciclo biológico de diversas especies, entre las que destacan los peces. Los estuarios son zonas de transición entre áreas lénticas y marinas y la interacción entre sus particulares características físicas y químicas, determina patrones de distribución y abundancia, espacial y temporal, tanto de la biota como de los nutrientes existentes en el estuario. Debido a estas características, los estuarios han sido áreas de gran interés para las actividades de acuicultura, destacándose entre éstas la salmonicultura, la cual ha tenido un importante desarrollo en la última década a nivel nacional.

En la costa de Chile, el Río Valdivia y su estuario asociado es el primer estuario “vivo” más importante al sur del río Bío Bío. La zona estuarial del río Valdivia comprende una superficie de 38.602 ha, cerca de un 3% de la superficie total de la cuenca (1.028.026 ha), en ella predominan los humedales con 5.186 ha de

superficie, seguido del bosque nativo renoval (4.747 ha), y en extensiones muy similares las plantaciones forestales y praderas, con 4.149 y 4.405 ha, respectivamente. Destaca la reducida superficie destinada a los terrenos agrícolas, con sólo 54 ha, en toda el área considerada.

El complejo estuarial Valdivia, Tornagaleones (38º 49'S; 73º 18´W) incluye los ríos Valdivia, Tornagaleones, Ensenada San Juan y Bahía de Corral, perteneciente a una hoya hidrográfica de tipo andino. El río Valdivia nace en el lago Riñihue (con el nombre de río San Pedro) y desemboca en la Bahía de Corral luego de un largo recorrido. La zona estuarina propiamente tal tiene una extensión de cerca de 15 km., pero la influencia de las mareas puede alcanzar hasta 42 km. río arriba. El ancho medio del estuario es de aproximadamente 700 m con un mínimo de 450 m en la Isla San Francisco y un máximo de 1000 m. cerca de la desembocadura del río Cutipay. La boca tiene un ancho aproximado de 600 m. Las profundidades alcanzan entre 3 y 5 m, aunque se han registrado profundidades de hasta 10 m en el canal de navegación.

De acuerdo a la información existente se ha constatado la existencia de tres principales ambientes en el sistema estuarial Valdivia-Tornagaleones: a) Playas arenosas: aguas con profundidades menores a 1.5 m., de fondos principalmente compuestos por arena, grava, porcentajes menores de fango y materia orgánica bajo 6% (Low 1993). Se ha observado además, una gran diversidad de macroalgas, principalmente *Macrocystis pyrifera*, *Porphyra columbina*, *Ulva lactuca*, *Gracilaria* sp., entre otras. Este tipo de ambiente se encuentra principalmente en las riberas de la Bahía de Corral hacia el sector externo del estuario; b) Zonas fango-arenosas: Planicies de aguas someras de muy baja pendiente, caracterizadas por gran cantidad de fango y de agregados orgánicos, además de restos de troncos sumergidos y escasa presencia de *Gracilaria* sp. este tipo de ambiente se encuentra principalmente en la Ensenada San Juan y en ciertos sectores del río Tornagaleones y; c) Zona externa del sistema estuarial: Las profundidades en esta zona van entre los 5 y los 14 metros de profundidad, estas últimas en el costado sur, adyacentes a Punta Amargos, con playas de arena fina, donde abunda *Emerita analoga*, la cual al igual que los demás organismos que habitan la zona intermareal, son afectadas por variaciones de la salinidad, producto de la variación de los caudales de los ríos que desembocan en esta zona. En las comunidades bentónicas sublitorales, las especies mejor representadas son aquellas pertenecientes a los poliquetos, seguido por los crustáceos y moluscos. Los sedimentos varían de arena fina a limo grueso (DGA 2004 a).

En el sistema estuarino de Valdivia, en general se aprecia una alta dominancia de diatomeas de origen dulceacuícola en el fitoplancton del estuario del río Valdivia. La distribución de las diatomeas marinas es, en general mayor en la zona de la desembocadura y disminuye hacia la cabeza del estuario. El róbalo (*Eleginops maclovinus*) es la especie íctica dominante de este sistema, apreciandose además especies tolerantes a bajos niveles de salinidad como son la sardina común (*Strangomera bentincki*) y el lenguado de ojos chicos *P. microps* y *Hypsoblennius sordidus* (DGA 2004a).

La utilización de pesticidas en las microcuencas asociadas al complejo estuarial es debida principalmente al uso de insecticidas, para el control de la polilla del brote en la actividad forestal; en tanto que el mayor aporte de fertilizantes y abonos, tiene como fuente principal el transporte de estos a la forma de nutrientes en agua, los que se originan en el valle central y son incorporados al estuario asociado al transporte del río Valdivia, al cual se incorporan las descargas industriales y domésticas de la ciudad de Valdivia. En cuanto al nivel de trofía, la mayoría de los indicadores tienden hacia niveles de condición oligotrófica o de eutroficación baja (DGA 2004a).

La zona estuarial del río Bueno, que comprende una superficie de 12.100 ha, cerca de un 0,7% de la superficie total de la cuenca reveló variabilidad en el uso de suelo, donde predominan el bosque nativo con 7.306 ha de superficie, seguido del bosque nativo renoval (5.411 ha), estas son las extensiones más importantes ya que a continuación se encuentran las plantaciones forestales con 883 ha (DGA 2004b).

Al igual que en el caso de los estuarios presentes en el área de Corral, la variación de los caudales del río y la

penetración de la cuña de sal tienen una fuerte influencia en la fauna, evidenciado por la presencia de *Aricidea pigmentada*, especie típica de ambientes marinos. La comunidad fitoplanctónica está dominada ampliamente por diatomeas, mientras que la fauna íctica por róbalo (*Eleginops maclovinus*) y puye (*Galaxias maculatum*).

El río Bueno, cuyo nombre original en idioma mapuche era Huenuleuve o Llinquieleuvu, nace en el extremo poniente del lago Ranco. Tras un recorrido de 130 km en dirección general E-W, desemboca en el Océano Pacífico al norte de la punta Dehui, después de trasponer una barra que impide en la actualidad la navegación desde su boca (DGA 2004 b).

El lago Ranco posee una superficie cercana a los 410 km², a cota 70msnm y una profundidad superior a 80 m. En su lado oriental se encuentra rodeado de altas montañas y su espejo de agua es interrumpido por varias islas de las cuales la isla Guapi es la más importante. Mientras su costa sur y poniente es bastante regular, el oriente es accidentado y en él destacan varias penínsulas, senos y golfos. El lago Ranco es alimentado desde la cordillera andina a través de varios tributarios: el principal es el río Calcurrupe, que vacía el lago Maihue situado más al oriente. Este lago recibe alimentación de los ríos Hueinahue, proveniente del este, incrementado por las aguas del Rupemeica; pero también desde el norte cae al Maihue el río Pillanleufu, de aguas bastante turbias y fuerte pendiente. El lago Ranco tiene otros afluentes de consideración, como los ríos Nilahue y Caunahue. Quince kilómetros aguas abajo de la ciudad de Río Bueno, le afluye desde el sur, en las proximidades de Trumao, el río Pilmaiquén, que constituye el emisario del lago Puyehue. Otro importante tributario del río Bueno es el río Rahue, que le afluye también por su ribera sur a 40 km. de su desembocadura en el mar. El río Negro proviene directamente del sur y se le junta al Rahue unos 8 km. agua arriba con Osorno. Otro importante afluente del curso superior del Rahue es el río Coihueco, que desarrolla su hoya entre los lagos Rupanco y Llanquihue. El río Bueno, por su ribera norte, no recibe afluentes de importancia. Entre los esteros se destaca el Llollelhue, que nace en las inmediaciones de Futrono al norte del lago Ranco.

La geomorfología de la cuenca del río Bueno y río Valdivia se caracteriza por la presencia de cinco rasgos geomorfológicos bien definidos:
- Cordillera volcánica activa,
- Lagos de barrera morrénica,
- Llano central con morrenas y conos de solifluxión periglacial,
- Cordillera de la costa y
- Planicies fluviomarinas.

La flora terrestre de ambas cuencas, se caracteriza por la presencia de las siguientes comunidades vegetales: Bosque Laurifolio de Valdivia (Cordillera de la costa), Bosque caducifolio del sur (Valle central), Bosque laurifolio de los Lagos (Precordillera Andina), y Bosque caducifolio alto andino Húmedo (sector cordillera andina). En la cuenca del Bueno encontramos además Bosque siempreverde de la cordillera Pelada, y en la cuenca del Valdivia, Bosque caducifolio mixto de la cordillera andina (sector precordillera andina)

Carlos Ramírez et al (1976), en un extenso trabajo de las plantas acuáticas describe la diversidad de estas especies típicas de la zona, que alcanza su máximo en el río Valdivia gracias los diversos hábitat acuáticos existentes. También se han realizado estudios de flora acuática en el Santuario río Cruces. Campos 1985 realizó una descripción detallada de los peces del río Valdivia y su cuenca.

La riqueza específica de hidrófilos y macrófitas acuáticas en Chile alcanza su máximo en la zona valdiviana (40º S), lo que se explica por sus condiciones climáticas y limnológicas (Ramírez *et al.* 1979, Haeuenstein (2006). La flora acuática de ambas cuencas, se caracteriza por la presencia de las especies detalladas en la Tabla 5.

La cuenca del *río Valdivia* se caracteriza por contener, en su curso alto, una cadena de grandes lagos dispuestos en serie. La extensión total de la cuenca es de 10.275 km². Destacan los volcanes Quetrupillán y Choshuenco como importantes formadores del relieve de esta cuenca, así como las glaciaciones acontecidas durante el período Cuaternario. Dos grandes ríos concurren a formar el río Valdivia en la ciudad del mismo nombre, a 15km del mar: el Calle-Calle y el Cruces.

El *río Calle-Calle* resulta de un sistema fluviolacustre, en el que las aguas son reguladas en los lagos andinos, originando un caudal abundante y relativamente uniforme durante todo el año; se origina de la junta de los ríos San Pedro y Quinchilca, siendo el primero el emisario del lago Riñihue. La secuencia de lagos es: Lacar (en Argentina), Pirihueico, Panguipulli, y Riñihue. Toda la serie de estos cuerpos lacustres se evacua a través del río San Pedro.

El *río Cruces* tiene un desarrollo total de 125 km entre riberas acantiladas con numerosas vueltas y meandros que dejan islas y pantanos. Nace de la reunión de varios esteros que se originan en la vertiente occidental de los cerros situados entre los lagos Villarica y Calafquén.

Las *cuencas de los ríos Chaihuín y Colún* son pequeñas, pero con un gran desarrollo estuarino, biológicamente especiales y escasos dentro de las costas sur-chilenas. Además de lo anterior, son cuencas con mucho menor impacto antrópico que los estuarios del río Valdivia, Mehuín y Queule, estas dos últimas de similares características. Debido a su pequeño tamaño, son muy frágiles ante una intervención humana, por lo que su ubicación en un área protegida permite su conservación (Steffen 2005).

La cuenca del río Chaihuín tiene una extensión de 313 Km² y su curso principal forma el límite norte de la Reserva Costera Valdiviana. La cuenca hidrográfica del río Colún es más pequeña, se ubica hacia el sur de la cuenca del Chaihuín y tiene una extensión de 154 Km² distribuidos íntegramente en la Reserva. Ambos ríos presentan la misma fauna lótica, dos especies introducidas y distribuidas ampliamente en los ríos y lagos chilenos, ellas son *Oncorynchus mykiss* (Trucha arcoiris) y *Salmo trutta* (Trucha café); y junto a ellas, dos especies nativas como son *Galaxias maculatus* (Puye) y *Aplochiton taeniatus* (Peladilla) respectivamente. Además, en el río Chaihuín es posible encontrar al camarón de río (*Samastacus spinifrons*) (Steffen 2005).

Por su parte las lagunas gemelas, corresponden a dos pequeños lagos que si bien son similares en cuanto a tamaño y ubicación, mantienen una diferencia que puede ser significativa en relación a la fauna íctica que alojan. El lago que desagua directamente hacia el océano presenta sólo peces de origen nativo, mientras que el otro lago que desagua en el río Colún presenta además especies introducidas (Steffen 2005).

A continuación se presenta un panorama taxonómico general, necesario para orientar futuros estudios taxonómicos, biológicos, ecológicos y biogeográficos más profundos.

Peces

Aún cuando la ictiofauna de sistemas límnicos es pobre en especies, presenta un alto valor sistemático, biogeográfico y de conservación (Habit *et al.* 2006).

La fauna íctica de la Región de Los Ríos se compone de un total de 8 familias, 12 géneros y alrededor de 16 especies nativas de peces estrictamente límnicos y diadrómicos (Tabla 6). Para esta región, a nivel de géneros, el grupo más importante en número es *Galaxiidae*, con un total de 5 especies (de 9 especies a nivel nacional). En este orden *Galaxias maculatus* destaca por su distribución gondwánica, presentando la más amplia distribución disjunta entre todos los peces de agua dulce, ya que habita tanto en Australia, particularmente Tasmania y Nueva Zelanda, como en Sudamérica. *Brachygalaxias bullocki* presenta una

amplia distribución entre los ríos Itata y Maullín. Las especies de *Aplochiton* se distribuyen en las cercanías del océano, a excepción de *Aplochiton zebra* que ha sido descrito en lagos andinos de la VIII región.

Del orden Characiformes, *Cheirodon kiliani* se distribuye en sectores costeros, desde el Lago Lanalhue hasta el río Valdivia, mientras *Ch. australe* se distribuye en los ríos andinos del sur de Chile (desde Imperial hasta Maullín). Existen antecedentes que establecen la presencia de *Ch. galusdae* en la cuenca del río Valdivia, de este modo la Región de Los Ríos constituiría el límite sur de su distribución (Habit et al. 2006) su presencia es citada en los ríos Itata, Andalién y Bío-Bío de la VIII región).

Los Perciformes se encuentran representados por los géneros *Percichthys* y *Percilia*, éste último es endémico de la provincia chilena. *Percichthys trucha* presenta una amplia distribución, mientras que *Percichthys melanops* se distribuye entre Valparaíso y Concepción, sin embargo existen registros para las cuencas de los ríos Valdivia y Bueno, lo que requiere estudios más acabados que confirmen su presencia. *Percilia gillissi*, se distribuye entre el río Aconcagua y el lago Llanquihue. Pero, debido a que dentro del género *Percilia* existen antecedentes que indican que no es monofilética es necesario realizar estudios moleculares que ayuden a dilucidar diferencias en los patrones filogeográficos.

El orden Petromyzontiformes está representado en la región por dos especies de lampreas, *Geotria Australis* y *Mordacia lapicida*, siendo esta última endémica de Chile. Ambas especies tienen distribuciones discontinuas desde el río Aconcagua a Tierra del Fuego, son parásitas y anádromas. Generalmente es posible observar las larvas en ríos andinos y de la cordillera de la costa en zonas con sustrato fino y fangoso, en tanto las formas adultas sólo son posibles de observar cuando suben a los ríos a reproducirse.

Finalmente, para el orden Siluriformes, *Trichomycterus areolatus* es una especie de amplia distribución y muy abundante en ambientes de sustrato de gravilla y bolones. En cuanto a la familia *Diplomystidae*, representada por *Diplomystes campoensis* en la región (y tan sólo tres especies en Chile), es considerada como la familia más primitiva del orden Siluriformes. Otro importante rasgo es que las especies *Diplomystes* son altamente sensibles a las alteraciones de su hábitat, por lo que presentan problemas de conservación.

Este grupo de vertebrados presenta importantes problemas de conservación, ya que sólo *Cheirodon australe* se encuentra Fuera de Peligro.

Invertebrados

Crustáceos zooplanctónicos

Entre los copépodos presentes en esta región, destaca el género y especie única en el mundo *Parabroteas sarsi*, el que además es depredador y el de mayor tamaño en el mundo (Villalobos 2006).

Del total de especies registradas en la Región de Los Ríos (Nº=57) un 14% de ellas sólo han sido observadas en esta región, perteneciente a las familias *Canthocamptidae* y *Daphnidae*. En tanto, dos especies, *Simocephalus exspinosu* y *Echinisca triserialis*, presentan como límite de distribución la Región de Los Ríos Tabla 7).

Es importante destacar que los crustáceos zooplanctónicos son muy buenos indicadores de la calidad ambiental de los cuerpos de agua, por lo tanto deben ser utilizados como bioindicadores para monitorear y generar alertas tempranas de eutrofía.

Malacostráceos

Todos los malacostráceos en ambientes naturales son nativos, con relaciones zoogeográficas arcaicas de tipo gondwánico y endémicos (a excepción en esta Región *S. spinifrons*). Las especies de camarones introducidos con fines de cultivo en el país no tiene registros de que se hayan liberado al ambiente natural (Jara et al. 2006)

La diversidad de esta clase de organismos de aguas continentales se encuentra representado en la región por tres órdenes (Decapoda, Amphipoda e Isopoda) y cuatro familias (Tabla 8), lo que representa un 80% del total de familias en Chile. Los cangrejos anomuros o "apancoras" de la Familia Aeglidae corresponden a los más numéricos en cuanto a especie (4 de 10 especies totales), una de ellas, *Aegla hueicollensis*, es microendémica en la ladera occidental de la Cordillera de la Costa, al sur de Corral y hasta la boca del río Bueno en Hueicolla. Mientras que para *Hyalella costera* y *Heterias (Fritzianira) exul*, la región constituye su límite sur y norte de distribución, respectivamente. La única especie de isópodo descrita en Chile ha sido reconocida en aguas continentales de esta región y de Los Lagos (Llanquihue)

La distribución de estos organismos es discontínua en el territorio (i. e. *Virilastacus araucanius*), relacionado a la natural discontinuidad de las cuencas fluviales y al mosaico de hábitats que se encuentra en cada cuenca (Jara et al. 2006). Sin embargo, la especie de camarón con el más amplio rango de distribución ininterrumpido es *Samastacus spinifrons* o camarón de río del Sur. *Parastacus nicoleti* es una especie de hábito excavador, que se distribuye en humedales del Valle Central y Cordillera de la Costa al sur del Río Toltén. De acuerdo a los antecedentes disponibles, la mayor densidad de taxa de crustáceos limnéticos ocurre entre las regiones VIII y X, siendo la X (incluida la Región de Los Ríos) la que alberga el mayor número de especies (quince taxa) (Jara et al. 2006).

El estado de conservación ha sido propuesto para camarones y cangrejos anomuros (excluyendo a las especies de las familias Hyalellidae y Janiridae) por Bahamonde *et. al* (1998) sobre la base de criterios de la IUCN 1982 y de la opinión de expertos. De acuerdo a este estudio cuatro especies son clasificadas como Vulnerables y dos de ellas como Inadecuadamente Conocidas.

Gastrópodos

En los ecosistemas dulceacuícolas de la región, al igual que en otras zonas de Chile, se encuentran especies de gastrópodos con un elevado grado de endemismo, que presentan relaciones zoogeográficas arcaicas de tipo gondwánico. Este grupo de organismos son muy importantes desde el punto de vista ecológico, biogeográfico y, particularmente sanitario por constituir en algunos casos vectores de parásitos hasta ahora poco conocidos en el país (Valdovinos 2006)

La literatura indica que la mayor densidad de taxa de gastrópodos dulceacuícolas se localiza entre las regiones VII a X, siendo esta última (hasta Chiloé) y la Región de Los Ríos las que concentran la mayor diversidad de especies (Valdovinos 2006)

De las dos subclases presentes en Chile, en la Región de Los Ríos se encuentran representantes sólo de la subclase Pulmonata, con 13 especies de las cinco familias para la subclase. Esta subclase está integrada por caracoles de las familias Chilinidae, Physidae, Lymnaeidae, Planorbidae y lapas de la familia Ancylidae. La mayoría de las especies presentan una distribución más o menos discontinua, asociada, por una parte, a la localización de las cuencas hidrográficas y, por otra con el mosaico de hábitats que se encuentran dentro de cada una de las cuencas (Valdovinos 2006)

Todas las especies de las familias Chilinidae, Physidae y Planorbidae son endémicas del país. En cuanto a las especies de las familias Lymnaeidae y Ancylidae presentes en esta región ninguna es endémica Tabla 9).

Es urgente hacer una revisión taxonómica crítica de las especies descritas, aplicando técnicas moleculares para la validación definitiva de las especies presentes en la Región. Lo que además permitirá generar información para proponer categorías de conservación a este grupo de invertebrados. Sin embargo, no basta con una descripción taxonómica, sino que también es necesario desarrollar los criterios y parámetros específicos para la clasificación de moluscos dulceacuícolas, en las diferentes categorías de conservación propuestas por *The World Conservation Union* (IUCN 1994), y establecidas en el artículo 37 de la Ley Nº 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Como también, aumentar los muestreos de gastrópodos y de datos específicos del lugar de recolección en la Región para mejorar los análisis de los patrones de distribución geográfica.

Las principales amenazas a la conservación de las especies de gastrópodos dulceacuícolas se derivan principalmente de perturbaciones antrópicas de la integridad ecosistémica de las cuencas hidrográficas, particularmente entre las regiones IV a XIV.

Bivalvos

Los bivalvos de agua dulce (cuerpos de agua lénticos y lóticos) juegan un importante rol en los ecosistemas que integran, por una parte influyen sobre las comunidades fitoplantónicas, las calidad de las aguas y el ciclaje de nutrientes, son un componente importante para el flujo de energía y el ciclo de nutrientes, contribuyen a mantener la calidad del las aguas y pueden ser utilizados como bioindicadores de la salud de estos ecosistemas (Parada y Peredo 2006).

No existen reportes de introducción de especies exóticas, a diferencia de Argentina, donde la gran capacidad competitiva de éstas causa la declinación de las poblaciones nativas. Situación que debe evitarse, debido al alto riesgo que esto implica para la conservación de bivalvos nativos.

En los ecosistemas dulceacuículas de la región se distribuyen 6 especies, de las cuales cuatro son endémicas. (Tabla 10)

Insectos

En Chile no existen familias endémicas de coleópteros acuáticos, sin embargo como un rasgo peculiar este grupo muestra elementos sudamericanos de origen australiano y tropical, y muchos de sus géneros son monotípicos (Jerez y Moroni 2006).

Los plecópteros, son un orden que cumple un importante rol ecológico en las cadenas tróficas y se les considera excelentes indicadores biológicos de calidad de agua por sus altas exigencias físicoquímicas. La mayor diversidad y endemismo de especies se concentran entre la IX y X (principalmente hasta el paralelo 41º), pero hay que considerar la inexistencia de registros en gran parte del territorio nacional.

Todos los géneros de la familia Eustheniidae son monoespecíficos exclusivos del país, para el caso de la familia Diamphipnoidae, solamente *Diamphipnoa helgae* habita también en Argentina, las otras dos especies descritas para esta región son habitantes exclusivos de la zona sur de Chile. *Klapopteryx armillata* es la única especie de la familia Austroperlidae que no comparte su distribución con Argentina. Gripopterygidae es la familia con el rango de distribución más amplio latitudinalmente y longitudinalmente, en esta región se describe la presencia de 16 especies, 6 de ellas se distribuyen exclusivamente en Chile, mientras que las otras especies comparten su distribución con Argentina. Dos géneros de la familia Perlidae se distribuyen en latitudes disímiles, por una parte *Picteroperla* es propia de la Cordillera de los Andes, y por otra *Kempnyella* es endémico de la Cordillera de la Costa (Vera & Camousseight 2006).

Cuatro especies, pertenecientes a tres familias, se encuentran sólo en la Región de los Ríos, a la vez que otras seis presentan como límite de distribución esta Región (Tabla 11).

A pesar de que no es posible determinar el estado de conservación de estas especies, sin duda que la fragilidad frente a modificaciones de sus sistemas hídricos es una amenaza.

El orden Ephemeroptera de la Región, está conformado por 6 familias y 33 especies. El 44% de ellas son endémicas de Chile y el 53% de Chile y Argentina, sólo una especie se distribuyen en más países. La familia Leptophlebiidae es la más numerosa en cuanto a especies. Al igual que en otros ordenes de esta clase, la Región representa el límite de distribución para muchas de sus especies (un 27%).

El Phylum denominado Bryozoa, son organismos filtradores que habitan aguas con materia orgánica, lo que les confiere el rasgo de bioindicadora del estado del agua. Si bien son abundantes y comunes en todos los cuerpos de agua dulce, el desarrollo del conocimiento en Chile es muy escaso. Hace algunos años, se ha descubierto que son hospedadores de organismos que causan una enfermedad que afecta el riñón de los peces (PKD) (Orellana 2006). Es necesario realizar estudios sistemáticos en la Región para contribuir al conocimiento de la biodiversidad de este grupo de animales, lo que permitiría fundamentar decisiones sobre el impacto sobre organismos de agua dulce.

Aves

Corresponden al grupo de vertebrados terrestres de mayor riqueza específica en Chile. Dentro de esta Clase, las de ambientes acuáticos continentales, conforman aproximadamente el 28% de las 562 especies registradas para el país (Victoriano *et al.* 2006). En este grupo de aves no existen especies endémicas debido a su alta vagalidad, lo que también provoca un mayor dinamismo en cuanto a la distribución geográfica de las aves acuáticas, generando un mayor margen de error en la delimitación de las áreas distribucionales. Por esta razón, es importante diferenciar la condición de ave residente, visitante o esporádica según sea su persistencia o situación reproductiva dentro del territorio (Victoriano *et al.* 2006).

Aunque existe un bajo endemismo, como se mencionó anteriormente, la riqueza y singularidad de este grupo lo hace importante en la estructura de los humedales, ya que son en su mayoría aves especializadas y altamente sensibles a cambios ambientales, como se demostró con el desastre iniciado el 2004 y que actualmente ocurre en el Santuario de la Naturaleza Carlos Andwanter.

En Chile se ha registrado un total de 132 especies de aves que habitan en aguas interiores o en ambientes ecotonales mar-agua dulce (Victoriano *et al.* 2006). Para esta Región se han registrado 96 especies lo que representa un 72,7% en relación al total nacional de aves acuáticas. Este porcentaje se reparte en 10 órdenes, siendo el mejor representado el de los caradriiformes con 37 especies. En tanto, los passeriformes si bien no están representados por un número alto de especies (9 especies), estos presentan atributos ecológicos diferentes, ya que algunos frecuentan las riberas de los ríos y otros habitan pajonales densos en vegas y cuerpos lénticos poco profundos. Un 69,7% de las especies de aves que son posibles de encontrar en esta Región se encuentran presentes durante todo el año (Residentes), un 13,5% son migratorias anuales (Visitantes regulares) y un 16,7% son especies de aves que tienen uno o dos registros locales (Esporádicas).

De las especies migratorias destacan los playeros y chorlitos, que aunque no se reproducen aquí, la costa de la Región constituye una importante zona de descanso y alimentación (Conservación Marina 2008 a). En la Región destaca el Santuario de la Naturaleza Carlos Andwanter del Río Cruces, debido a su importancia como sitio de residencia para muchas especies, como también por ser un sitio para especies migratorias como *Cygnus melanocoryphus*. Cabe destacar, que Chile se adhirió a la Convención Relativa a los Humedales

de Importancia Internacional Especialmente como Hábitats de Aves Acuáticas en julio de 1981 incluyendo en la Lista de Humedales de Importancia Internacional al Santuario Carlos Anwandter del río Cruces, con una superficie de 4.877 ha. Sin embargo, y a pesar de ser un sitio de importancia para muchas especies de fauna, desde el año 2004 hasta la fecha, ha estado sujeto a una fuerte presión por contaminación industrial proveniente de la planta de Celulosa CELCO (CONAMA-UACh 2005). Debido a que aún persisten efectos negativos sobre el Santuario, Chile solicitó ingresar este humedal al Registro de Montreux, solicitud aceptada en octubre de 2006.

En relación al tipo de hábitat que frecuentan estas especies un 60,4% de ellas utilizan ambientes de aguas interiores, mientras que un 12,5% hábitats transicionales y un 27% son generalistas, encontrándose en ambos tipos de hábitats. Los estuarios, constituyen ambientes ecotonales, lo que los convierte en áreas con una mayor riqueza de especies, lo que sugiere que dichos ambientes constituyen áreas importantes para la conservación de aves (Ysebaert et al. 2000).

Respecto al estado de conservación de estas aves, en la Tabla 12 se presentan las diferentes clasificaciones según el nuevo reglamento de clasificación de especies, el Libro Rojo de Vertebrados de Chile (Glade 1989), la lista de la IUCN.

Mamíferos

La única especie de mamífero que habita cuerpos y cursos de agua dulce conocida para la Región de los Ríos corresponde al mustélido Huillín o nutria de río chilena (*Lontra provocax*). Es una de las especies de nutria con la menor superficie de distribucion en el mundo, con presencia en algunas áreas de la parte sur de Chile y el margen andino de Argentina.

En Chile antiguamente se distribuía desde los ríos Cauquenes y Cachapoal hasta el extremo sur, en la actualidad las poblaciones mas nortinas se encuentran sólo desde Cautín (río Toltén) al Estrecho de Magallanes, desde el nivel del mar hasta los 1000 m. El huillín habita zonas ribereñas con abundante vegetación, con bajo impacto humano y con abundantes troncos, piedras sumergidas y raíces (Medina 2005), principalmente en bosques inundados o hualves. Su alimento más importante son los crustáceos, donde las especies presas más importantes corresponden al camarón de río (*Samastacus spinifrons*) y pancoras (*Aegla spp.*), en menor porcentaje consume peces tales como Carmelita (Percillia gillisi), perca (*Percichtys truchei*) y pocha (*Chierodon australis*), moluscos como la almeja de agua dulce (Diplodon chilensis) y el caracol *Chilina sp.*, y ocasionalmente consume anfibios y aves (Medina 2001).

Esta especie cumple importantes roles ecológicos en estos ambientes al ser el predador tope en la cadena trófica, lo que le confiere la calidad de “especie paraguas” e indicadora de ambientes saludables.

Es considerado como En Peligro de acuerdo a la nueva Clasificación de Especies Silvestres según su Estado de Conservación del Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (Diario Oficial de la República 2007). La IUCN (2009) lo clasifica como En Peligro con una reducción de su población estimada para los próximos 10 años mayor al 50%. Por otra parte, se encuentra protegido por la Ley de Caza (año) y en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) (ANEXO 1)

Tabla 13. Clasificación sistemática, distribución, origen y estado de conservación del huillín

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de conservación
Carnivora	Mustelidae	*Lontra provocax*	Huillín	IX a XII	Nativa	EN A3cd[1]

Anfibios

En esta Región se han originado numerosos géneros debido a sus características geográficas y climáticas, lo que implica una gran riqueza específica, y a la vez altos niveles de endemismos y microendemismos (Ortiz y Díaz 2006).

En la Región de Los Ríos se encuentran 19 especies de anuros (pertenecientes a 8 familias), lo que representa un 34% respecto al total de especies en Chile. Todas las especies presentes en la Región son nativas, de estas el 21% son microendémicas, el 15,8% endémicas de Chile y el 63,1% de las especies comparten su distribución con Argentina, lo que en términos biogeográficos se consideran como endémicas (Tabla 14).

1.3.2 Bosques

Los bosques templados de Chile se ubican en una franja continua entre el Río Maule (35ºLS) y Tierra del Fuego (55ºLS). Representan alrededor de un 50% de la superficie total de bosques templados del planeta (Armesto y Smith-Ramírez 1994). El bosque templado lluvioso, que se encuentra de Valdivia al Sur (39º-55ºLS), es uno de los ecosistemas más escasos del mundo, el 0.9% de todos los bosques a escala mundial corresponden a este tipo de bosque. Constituyen además, una de las últimas reservas mundiales de bosques templados con escasa alteración antrópica (CODEFF 1992, Armesto *et al.* 1996ª, Fuentes 1994). Este bosque, por encontrarse biogeográficamente aislado, posee una única fauna y flora con altos niveles de endemismo (Vuilleumier 1985). Actualmente, Chile reconoce serias amenazas para el bosque nativo remanente, siendo catalogados dentro de las ecorregiones más amenazadas a nivel global (Armesto *et. al.* 1998, Olson y Dinerstein 1998). Por lo que se presenta como fragmentos dentro de un mosaico intensivamente manejado (plantaciones forestales y asentamientos urbanos). Esto, consecuentemente amenaza la existencia de especies de bosque, muchas de las cuales son endémicas y se encuentran en riesgo de conservación (Willson et al. 1994, Wilson et al. 2005).

La Región de Los Ríos se caracteriza por la presencia de bosques caducifolios mixtos con algunos elementos esclerófilos. Existen bosques caducifolios, laurifolios, siempreverdes, resinosos de confieras y matorrales siempreverdes. Los bosques caducifolios dominados por *Nothofagus* de hoja grande se encuentran asociados a los sectores más secos, mientras que los dominados por *Nothofagus* de hoja pequeña se distribuyen en los sectores andinos más fríos (Luebert y Pliscoff 2004) Los bosques laurifolios, siempreverdes y resinosos de confieras se ubican en posiciones climáticas más húmedas que los caducifolios (Amigo y Ramírez 1998). Los bosques laurifolios están asociados a ambientes más cálidos y de menor continentalidad, cerca del mar o en zonas adyacentes a los lagos (Luebert y Pliscoff 2004). La Región está poblada por formaciones azonales de diferentes tipos, especialmente bosques pantanosos de Myrtáceas (Tabla 15).

La siguiente descripción está hecha en base a la clasificación bioclimática de los pisos de vegetación de Luebert y Pliscoff (2006).

1) Bosque caducifolio templado de *Nothofagus obliqua y Laurelia sempervirens*
Se extiende al sur del la IX Región ocupando la depresión central sobre un relieve plano o de lomajes morreicos y en las laderas de ambas cordilleras. Dominada por *Nothofagus obliqua*, destaca la presencia de elementos laurifolios como *Laurelia sempervirens*, *Aextoxicon punctatum*, *Podocarpus saligna, Eucryphia cordifolia, con presencia importante epífitas* como *Lapageria rosea, Boquila trifoliolata, Cissus striata, Sarmienta repens y Luzuriaga radicans* que marcan su carácter más húmedo. La comunidad típica es la de *Nothofagus obliqua-Laurelia sempervirens*. La vegetación azonal está compuesta por bosques pantanosos

de *Myrceugenia exsucca*, *Blepharocalyx cruckshanksii* y *Drimys winteri* y por matorrales higrófilos de la comunidad. *Fuchsia magellanica-Aristotelia chilensis*. Gran parte de su extensión ha sido reemplazado casi totalmente por cultivos y praderas, encontrándose sólo en condiciones marginales y profundamente alterada, con presencia gran cantidad de comunidades asociadas a cultivos agrícola y praderas (*Holcus lanatus-Agrostis tenuis*, *Sisymbrium officinale-Dactylis glomerata*, *Plantago major-Poa annua*, *Avena fatua-Rumex acetosella*).

2) Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio y Araucaria araucana*
El estrato arbustivo está compuesto por *Chusquea culeou*, *Maytenus disticha*, *Myrceugenia chrysocarpa*, *Azara alpina* y *Pernettya mytilloides*, mientras que en el piso del bosque es frecuente la presencia de *Osmorhiza chilensis*, *Festuca scabriuscula*, *Sisyrinchium arenarium*, *Senecio angustissimus*, *Senecio pilquensis*, *Hypochaeris arenaria*, *Acaena ovalifolia*, *Viola magellanica*, *Adenocaulon chilense* y *Anemone antucensis*. En algunos sectores bajos es posible observar la presencia de *Nothofagus dombeyi*. La comunidad vegetal tipo representativa de este piso de vegetación es la de *Araucaria araucana-Nothofagus pumilio*.En situaciones azonales de suelos saturados se ha reportado la presencia de una comunidad de *Gunnera magellanica-Eleocharis melanostachys*.

3) Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio y Drimys andina*
Bosque caducifolio dominado por *Nothofagus pumilio* en la estrata arbórea, con una estrata arbustiva baja compuesta por *Drimys andina*, *Maytenus magellanica*, *Empetrum rubrum*, *Ribes cucullatum*, *Berberis serrato-datata*, *Berberis montana* entre otras. En la estrata herbácea se encuentran *Macrachaenium gracile*, *Rubus geoides*, *Valeriana lapathifolia*, *Adenocaulon chilense*, *Codonorchis lessonii*, *Viola reichei*, *Lagenophora hirsuta*. En las partes bajas de la vertiente occidental se observa una estrecha franja altitudinal de bosque caducifolio mixto dominado por *Nothofagus pumilio* y *Nothofagus betuloides* con un denso sotobosque de *Chusquea montana*. Las comunidades vegetales tipo representativas de este piso de vegetación son *Nothofagus pumilio-Drimys andina* y *Nothofagus betuloides-Nothofagus pumilio*. La vegetación azonal parece estar representada por turberas dominadas por *Schoenus andinus-Euphrasia flavicans* y por *Oreobolus obtusangulus-Senecio trifurcatus*.

4) Bosque caducifolio achaparrado templado andino de *Nothofagus pumilio y Ribes cucullatum*
Bosques caducifolios achaparrados dominados por *Nothofagus pumilio* en el estrato arbóreo denso de hasta 4 m de altura, con una presencia constante y característica de *Maytenus disticha*, *Chiliotrichum rosmarinifolium*, *Ribes cucullatum* y *Pernettya myrtilloides* var. *nana* en el estrato arbustivo. El estrato herbáceo es pobre con presencia ocasional de *Rubus geoides*, *Adenocaulon chilense*, *Valeriana laxiflora* y otras especies. En algunas situciones *Nothofagus pumilio* tiende a asociarse con *Nothofagus antarctica*. La comunidad vegetal típica de este piso de vegetación es la de *Nothofagus pumilio-Ribes cucullatum*. Este piso marca el límite altitudinal de la vegetación boscosa. No hay muchos datos respecto a la vegetación azonal, que al parecer está compuesta por *Caltha* sp., *Marsippospermum grandiflorum* y algunas cyperaceas asociadas a terrenos anegados.

5) Matorral caducifolio templado andino de *Nothofagus Antarctica*
Matorrales caducifolios dominados por *Nothofagus antarctica*, típicos de zonas muy húmedas, que definen el límite altitudinal superior de la vegetación. La estrata arbustiva está compuesta principalmente por *Berberis microphylla* y *Pernettya pumila* y la estrata herbácea por *Poa pratensis*, *Ranunculus peduncularis* y *Trisetum canescens*. La comunidad vegetal tipo representativa es la de *Nothofagus antarctica*. Existen muy pocos antecedentes sobre este piso de vegetación, la mayor parte de ellos muy indirectos.

6) Bosque laurifolio templado costero de *Weinmannia trichosperma y Laureliopsis philippiana*
Piso de vegetación de bosque laurifolio costero sin la presencia de *Nothofagus*, que agrupa las comunidades dominadas por *Aextoxicon punctatum-Eucryphia cordifolia* y *Eucryphia cordifolia-Wienmannia trichosperma*. Está constituido por un conjunto diversificado de especies arbóreas, entre las que destacan

Aextoxicon punctatum, *Weinmannia trichosperma*, *Eucryphia cordifolia*, *Saxegothaea conspicua*, *Gevuina avellana*, *Laureliopsis philippiana*, *Caldcluvia paniculata*, *Luma apiculata*, *Myrceugenia planipes*, *Dasyphyllum diacanthoides*, con una estrata arbustiva conformada por *Greigia sphacelata*, *Rhaphithamnus spinosus*, *Pseudopanax laetevirens* y *Azara lanceolata*, asociadas a un importante contingente de epífitas como *Lapageria rosea*, *Hydrangea serratifolia*, *Griselinia ruscifolia*, *Luzuriaga radicans* y *Mitraria coccinea* y hierbas higrófilas como *Pilea eliptica* y *Nertera granadensis*. Son también abundantes los helechos de la familia Hymenophyllaceae. Las comunidades azonales corresponden a bosques pantanosos de *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. En la zona litoral se observan alguna formaciones dunarias y comunidades de suculentas en los roqueríos. La vegetación se encuentra fuertemente intervenida donde las principales comunidades de sustitución son las de *Corynabutilon vitifolium-Aristotelia chilensis*, *Berberis buxifolia-Rhaphithamnus spinosus* y *Aristotelia chilensis-Rubus ulmifolius*.

7) Bosque laurifolio templado interior de *Nothofagus dombeyi y Eucryphia cordifolia*
Se ubica en las alturas medias de ambas vertientes de la cordillera de la costa y en las laderas bajas de la parte occidental de la Cordillera de Los Andes de esta región, alcanzando a cubrir una pequeña parte de la XI Región y gran parte de la IX. En las laderas occidentales de la cordillera llega hasta el nivel del mar. En sus características particulares es reconocible por la presencia destacada en sus comunidades de especies tales como olivillo y ulmo. Sus características más favorables de temperatura, especialmente estivales, permiten una mayor diversidad florística y la penetración en las vertientes orientales de especies pertenecientes al bosque caducifolio especialmente aquellas de los bosques de roble. Son importantes los elementos laurifolios como *Eucryphia cordifolia*, *Persea lingue*, *Podocarpus saligna*, *Weinmannia trichosperma*, *Laureliopsis philippiana* y *Dasyphyllum diacanthoides* en la estrata arbórea, pero la presencia dominante de *Nothofagus dombeyi* marca la fisionomía y revela un carácter menos húmedo. En la Cordillera Pelada, son localmente importantes algunos bosquetes dominados por *Nothofagus alpina*. La vegetación azonal corresponde a bosques pantanosos de *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. Son frecuentes las comunidades pratenses donde ha sido introducido el ganado, especialmente *Holcus lanatus-Agrostis tenuis* que al degradarse son reemplazadas por comunidades de *Rubus ulmifolius-Ulex europaeus*. Donde el bosque ha sido talado se presentan los matorrales secundarios de *Berberis buxifolia-Rhaphithamnus spinosus* y *Aristotelia chilensis-Rubus ulmifolius*.

8) Bosque laurifolio templado andino de *Nothofagus dombeyi y Saxegothaea conspicua*
Representa la transición de los bosques laurifolio hacia los biosques siempreverdes. Bosque laurifolio dominado por *Nothofagus dombeyi* en el estrato arbóreo superior y por *Saxegothaea conspicua*, *Podocarpus nubigena*, *Laureliopsis philippiana* y ocasionalmente *Weinmannia trichosperma* en los estratos arbóreos intermedios. También pueden estar presentes *Amomyrtus luma*, *Dasyphyllum diacanthoides* y *Drimys winteri*. En la estrata arbustiva es común la presencia de *Chusquea culeou*, *Azara lanceolata*, *Ribes punctatum*. Las vasculares son muy importates, siendo destacable la presencia de *Hydrangea serratifolia*, *Asteranthera ovata*, *Asplenium dareoides*, *Luzuriaga radicans*, *Griselinia racemosa* y diversas especies de Hymenophyllaceae. La comunidad vegetal tipo característica de este piso vegetacional es la de *Nothofagus dombeyi-Laureliopsis philippiana*. Comunidades caracterizadas por *Pilgerodendron uvifera* asociadas a suelos azonales saturados son frecuentes en el ámbito de este piso.

9) Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida y Podocarpus nubigena*
Vegetación boscosa dominada por *Nothofagus nitida* y *Podocarpus nubigena*, que se encuentra asociada a zonas frías de laderas altas y cumbres cordilleranas costeras y de los suelos de ñadis. Son también frecuentes *Drimys winteri, Saxegothaea conspicua*, *Amomyrtus luma* y *Weinmannia trichosperma* como componentes arbóreos, *Tepualia stipularis*, *Desfontainia spinosa*, *Pseudopanax laetevirens* y *Chusquea quila* en la estrata arbustiva, *Nertera granadensis* en la estrata herbácea y las epífitas *Mitraria coccinea* y *Asteranthera ovata*. En los sectores donde el régimen térmico es aún más frío es posible encontrar bosquetes de *Nothofagus antarctica*. En la zona interior del archipiélago de Chiloé el bosque está dominado por *Eucryphia cordifolia* y *Laureliopsis philippiana*, sin *Nothofagus*, mientras que en la depresión intermedia

de los alrededores de Puerto Montt existen algunos bosquetes de *Fitzroya cupressoides*. La vegetación azonal corresponde a bosques pantanosos dominados por *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. En las zonas litorales de playas, se desarrolla una franja vegetacional muy angosta donde las especies diferenciales son *Hebe salicifolia* y *Pernettya mucronata* que simultáneamente usufructúan del suelo húmico del bosque y de la condición lumínica del litoral. Las principales comunidades de reemplazo cuando el bosque ha sido alterado son las de Fuchsia magellanica-Aristotelia chilensis, o bien un conjunto diversificado de comunidades pratenses asociadas al ganado.

10) Matorral bajo templado andino de *Adesmia longipes y Senecio bipontini*
Matorral enano abierto con una estrata de gramíneas donde las especies más frecuentes son *Adesmia longipes*, *Senecio bipontini*, *Poa obvallata* y *Festuca thermarum*, a las que se asocian *Empetrum rubrum*, *Sernecio triodon*, *Pernettya pumila*, *Perezia pedicularidifolia*, *Festuca monticola* y otras. Hay varias comunidades de matorrales bajos florísticamente diferenciadas que corresponden a la comunidades *Festuca monticola-Empetrum rubrum*, *Senecio triodon-Perezia pedicularidifolia* y *Nassauvia revoluta-Nassauvia-dentata*. En el área existen situaciones azonales asociadas a cursos de agua ovegas que corresponden principalmente a la comunidad de *Caltha appendiculata-Plantago barbata*.

11) Bosque siempreverde templado andino de *Nothofagus dombeyi y Gaultheria phillyreifolia*
Bosque perennifolio que se distribuye en un estrecho piso altitudinal de la cordillera de los Andes. Responde a una situación ambiental más húmeda y fría, con numerosas penetraciones de elementos florísticos laurifolios y en ciertos lugares también de elementos alto-andinos. El paisaje vegetal es calificado de mixto por la abundante participación de especies de hoja perenne que algunas veces llegan incluso a dominar el dosel superior. Dominado por *Northofagus dombeyi* en la estrata superior y con una estrata arbustiva donde *Gaultheria phillyreifolia* es muy abundante. El estrato arbóreo intermedio está compuesto por *Saxegothaea conspicua*, *Weinmannia trichosperma* y ocasionalmente *Araucaria araucana* e incluso *Nothofagus pumilio* que son componentes de los niveles altitudinales superiores. Además de *Gaultheria*, en el estrato arbustivo están presentes *Azara lanceolata*, *Blechnum magellanicum*, *Chusquea culeou*, *Desfontainia spinosa* y *Fuchsia magellanica* y la estrata herbácea por *Hymenophyllum tortuosum*, *Grammitis magellanica* y *Nertera granadensis*. Entre las epífitas destaca la presencia de *Asteranthera ovata*. En las partes más altas presenta una fuerte influencia florística del bosque de *Araucaria araucana* y *Nothofagus pumilio*. La comunidad vegetal tipo característica de esta unidad de la de *Nothofagus dombeyi-Gaultheria phillyreifolia*. En su rango de distribución sur se presentan algunos bosques azonales de *Pilgerodendron uvifera*.

12) Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus betuloides y Desfontainia spinosa*
Bosque siempreverde dominado por *Nothofagus betuloides*, *Drimys winteri* y *Podocarpus nubigena* en el dosel superior. El estrato arbustivo se caracteriza por la presencia muy constante de *Desfontainia spinosa*, la que se ve acompañada por *Blechnum magellanicum*, *Fuchsia megllanica* y *Pseudopanax laetevirens*. Al nivel del suelo destaca la presencia de *Lebetanthus mysinites* y las epífitas más importantes son *Philesia magellanica* y *Campsidium valdivianum*. La comunidad vegetal tipo que caracteriza esta unidad es la de *Nothofagus betuloides-Podocarpus nubigena*. Existen pocos antecedentes específicos para este piso vegetacional.

13) Bosque resinoso templado costero de *Fitzroya cupressoides*
Su distribución corresponde a las cumbres y laderas altas de la cordillera de la costa al sur de Valdivia. El paisaje vegetal se encuentra muy modificado por incendios ocurridos en el pasado, persistiendo aún en pie los fustes de los árboles muertos, que otorguen al paisaje una fisionomía muy característica. Corresponde a un complejo de comunidades vegetales ubicadas en las altas cumbres de las cordilleras Pelada, Sarao y Piuchué. Destaca la presencia de los bosques de *Fitzroya cupressoides*, pero también es posible identificar comunidades boscosas de *Pilgerodendron uviferum*, de *Nothofagus nitida* y de *Nothofagus betuloides*, y comunidades turbosas bajas de *Lepidothamnus fonckii* y de *Nothofagus antarctica*. En los bosques de

Fitzroya, el elenco florístico está constituído por *Philesia magellanica*, *Blechnum magellanicum*, *Berberis serrato-dentata*, *Chusquea nigricans*, *Oreobolus obstusangulus*, *Tepualia stipularis* y *Desfontainia spinosa* como especies diferenciales. Ha estado sometido a fuerte explotación, de modo que en algunos sectores es posible observar grandes extensiones de bosques quemados en pie.

14) Bosque resinoso templado andino de *Fitzroya cupressoides*
Bosque perennifolio dominado por la conífera *Fitzroya cupressoides*, el que pueden estar acompañado por *Podocarpus nubigena* y *Nothofagus nitida* o *Nothofagus betuloides* en el estrato arbóreo intermedio. La estrata arbórea baja y arbustiva se componen típicamente por *Gevuina avellana*, *Chusquea macrostachya*, *Drimys andina*, *Embothrium coccineum*, *Desfontainia spinosa*, *Ugni molinae* y *Ugni candollei*, entre otras. La estrata herbácea es pobre y se compone principalmente por helechos (e.g. *Polypodium feullei*, *Hymenophyllum pectinatum*) y algunas Ciperáceas, mientras que las epífitas *Philesia magellanica*, *Astranthera ovata* y *Campsidium valdivianum* son muy frecuentes. La comunidad vegetal tipo más representativa de este piso de vegetación es la de *Fitzroya*

En estos bosques templados existe inusuales formas de vida, algunas de ellas raras o ausentes en otros bosques templados. En la Región existen 8 tipos forestales autóctonos: Alerce, Ciprés de las Guaitecas, Araucaria, Ciprés de la Cordillera, Lenga, Roble-Raulí-Coigue, Coigue-Raulí-Tepa, y Siempreverde (Tabla 16). De éstos, los tipos Siempreverde y Lenga, serían los más abundantes con un 32.4 % y 25.3% respectivamente (Donoso y Lara 1996, CONAF - CONAMA 2008).

En la Región de los Ríos existen alrededor de 459 especies de plantas vasculares nativas, que incluyen 49 especies de árboles, 121 especies de arbustos, 20 trepadoras, 9 rastreras, 71 especies de helechos, 12 especies de epífitas y 282 especies herbáceas. En cuanto a las plantas no vasculares, en esta región se describe la presencia de 22 especies de musgos, 17 hepáticas (2 hepáticas talosas, 6 hepáticas talosas simples, 9 hepáticas foliosas) y 2 especies de antocerotes (Tabla 17). Del total de plantas vasculares aproximadamente un 28% son endémicas de Chile y Argentina, incluyendo 7 especies exclusivas de Chile (Tabla 18). En cuanto a plantas no vasculares, el 29,3% de ellas son endémicas de Chile y Argentina (Tabla 17; Tabla 19).

Tabla 17. Distribución porcentual de tipos de briófitas y endemismos

Tipo Briófita	N	%
Musgos	22	53,7
Hepáticas talosas	2	4,9
Hepáticas talosas simples	6	14,6
Hepáticas foliosas	9	22,0
Antocerotes	2	4,9
Endémica	12	29,3
Nativa	29	70,7
Número de especies totales	**41**	

Tabla 18. Distribución procentual de los endemismos de plantas vasculares de la Región de Los Ríos

Nativa (ChA)	122	26,6
Nativa (Ch)	7	1,5
Nativa	330	71,9
Número de especies totales	459	

Nativa (ChA): Endémica de Chile y Argentina; (Ch): Endémica de Chile

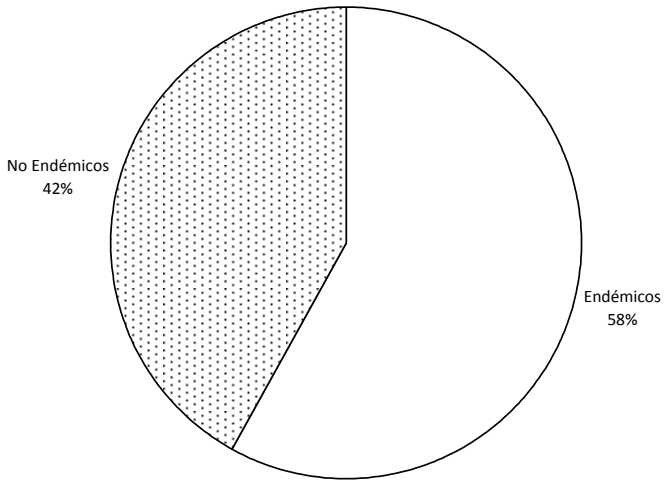
La presencia de un elevado porcentaje de géneros monotípicos, le confiere un altísimo valor a las especies vegetales presentes en el bosque. Esta biodiversidad forestal única y exclusiva representa una fuente potencial de recursos genéticos sólo presente en nuestro país.

La briófitas o plantas no vasculares, son un peculiar grupo de flora ancestral. La mayor ríqueza y exhuberancia de musgos, hepáticas y antocerotes se manifiesta a partir de la Región de Los Ríos (Ardiles et al. 2008). Una parte importante de la riqueza de briófitas está vinculada a las turberas, ecosistemas terrestres dominados por *Sphagnum*. En la región hay 41 especies de briófitas en total, el grupo con más ríqueza específica son los musgos (N 22), y le siguen las hepáticas (N 17) (Tabla 20). Se describe a las briófitas como un excelente grupo indicador de la calidad del hábitat, además su presencia favorece el desarrollo y crecimiento de las semillas y plántulas de diversas especies de plantas vasculares; ayudan a la estabilización del suelo y a retener humedad; hospedan a numerosas especies animales al brindar hábitat y/o alimento (Ardiles et al. 2008). Además de estos roles ecológicos, se le reconoce una importancia económica debido a sus multiples usos por su enorme capacidad de absorción y una importancia cultural.

Mamíferos

En cuanto a la fauna de mamíferos terrestres, se reporta la presencia de 12 familias, distribuidas en 5 órdenes. La familia más numerosa son los Cricetidae con 10 especies, la cual forma parte del orden Rodentia que representa el 48% del total de especies, sigue en riqueza de especies los carnívoros (26%) y los Chiropteros (16%). El endemismo de los mamíferos del bosque es notable, de las 31 especies nativas un 58% son endémicas (Tabla 21; Figura 4). Entre estas especies tenemos al monito del monte, el zorro chilla, el gato guiña, el huillín, el pudú, la comadrejita trompuda, la cachaña, el choroy, el carpintero negro y el chucao.

Figura 4. Distribución porcentual de endemismos de mamíferos terrestres de la Región de Los Ríos



La mayoría de los mamíferos de gran tamaño tienen altos valores de conservación, debido principalmente a sus elevados requerimientos de hábitat, extensos ámbitos de hogar y críticos estados de conservación

Otra notable particularidad de la fauna de nuestros bosques templados, es la presencia de dos especies de marsupiales, similares a los canguros de Australia. La comadrejita trompuda y el monito del monte, que

representan verdaderos fósiles vivientes y cuyos orígenes datan de hace 50 millones de años (Palma y Spotorno 1995). La exclusividad de la fauna del bosque confiere un altísimo valor a este ecosistema.

El *monito del monte*, único marsupial gondwánico en el mundo, habita exclusivamente los bosques nativos húmedos en la Cordillera de la costa, el valle y en la Cordillera de Los Andes, hasta los 1.100 m.s.n.m de altitud (Jiménez 2005). Al parecer es una especie generalista de hábitat, pudiendo encontrarla en una gran diversidad de bosques, que van desde los diversos bosques costeros, bosques remanentes y ribereños del valle, hasta los más pobres bosques de altura que alcanzan el nivel de las nieves, pero que presentan abundancia de sotobosque. Sólo se traslada entre árboles y ocupa el suelo del bosque para alimentarse del grillo del bosque u otros animales de la hojarasca, y para trasladarse al siguiente árbol donde trepar. Por lo cual, es considerado una especie estrictamente arborícola, que al cortarse el bosque ve severamente restringido su hábitat. Presenta actividad principalmente nocturna, moviéndose con mucha agilidad y rapidez en el dosel y en el estrato intermedio del bosque. Son capaces de entrar en un período de sopor cuando escasea el alimento y durante el invierno, para esto se enrollan al interior del nido, formando una bolita, o se cuelgan de la cola boca abajo. El sopor no dura muchos días, tiempo que se mantienen utilizando la grasa corporal que acumulan principalmente en la base de la cola durante el período cálido. La alimentación del monito del monte consiste tanto de insectos como de frutos y huevos de aves. Pueden capturar insectos al vuelo y también alimentarse de larvas y pupas. Entre los frutos que consumen se incluyen los del sauco, copihue, quilineja, chaquihue, quintral, además de otros. Monito del monte también es un eficiente depredador de nidos de aves y de aves en su dormidero. Debido a la extensa destrucción de su hábitat original, y al reemplazo del mismo por campos agrícolas y plantaciones forestales exóticas, gran parte de sus poblaciones, especialmente en el valle han desaparecido y las pocas que quedan se encuentran por desaparecer. La principal amenazada de monito es la fragmentación del bosque.

Aves

Las aves que frecuentan ambientes terrestres en esta Región corresponden aproximadamente a 86 especies, distribuidas en 24 familias, de las cuales 25 habitan ambientes de bosque. Tyrannidae, Furnariidae y Cathartidae corresponden a las familias con mayor riqueza específica. Un 46% de ellas son endémicas de Chile y Argentina. Un 32% tiene una distribución en Sudamérica, 3% en Sud y Centroamérica, 8% en todo el continente americano y 7% con distribución cosmopolita (Tabla 22; Tabla 23).

Tabla 22. Proporción de endemismo de especies de aves terrestres de la Región

	Nº especies	%
Endémico**	37	43,0
Endémico*	2	2,3
Nativo (SA,CA,NA)	7	8,1
Nativo (SA)	32	37,2
Nativo (C)	6	7,0
Nativo (SA, CA)	2	2,3
	86	

Endémico*: se distribuye solamente en Chile;
Endémico**: se distribuye en Chile y Argentina;
Nativo (SA): se distribuye en Sudamérica; (SA, CA): Sud y Centroamérica; (SA, CA, NA): Sud, Centro y Norteamérica.

En general, todas las especies del bosque son valiosas considerando el alto endemismo que presentan. Muchas de las aves cumplen con roles ecológicos muy importantes como el picaflor al polinizar flores tubulares y el carpintero negro al proporcionar hábitat a muchas especies que dependen de cavidades para su desarrollo. La Torcaza, que fuera catalogada en estado de conservación crítico y en un estado alto de riesgo en la zona sur (VIII a X regiones), debido a la fragilidad y sensibilidad de los bosques donde naturalmente habita (SAG 2004), sumado a su caza histórica en el país y a la transmisión de enfermedades de origen domestico (i.e. Newcastle), hoy en día en esta región se han reportado considerables mejoras en su número poblacional debido a la disminución de las presiones de caza. Otra especie de alto valor en conservación es el Concón, especie clave y endémica de los bosques templados de Chile y Argentina, que utiliza bosques senescentes, asociados a una alta biodiversidad (Martínez 2005).

Es importante considerar ciertos rasgos de vulnerabilidad a la fragmentación de hábitats de algunas aves de restringida movilidad en hábitats fragmentados (e.g. aves de sotobosque como el Chucao, Huet-huet y Colilarga) que los hace más propensos a disminuciones poblacionales.

Reptiles

En un estudio sobre patrones de variación de riqueza de reptiles, se constata que esta disminuye de norte a sur, debido a las bajas temperaturas y a las altas precipitaciones y humedad (a diferencia con los anfibios que ocurre lo contrario) (Vidal y Lillo 2008). Por lo tanto, la fauna de reptiles de la Región de los Ríos se caracteriza por una baja riqueza, representada por la presencia de los géneros Diplolaemus y Liolaemus, y un alto número de endemismos (Chile y Argentina) (80%) (Tabla 24)

Insectos polinizadores

Los insectos polinizadores son importantes en los hábitats silvestres y también en cultivos agrícolas, permitiendo una efectiva reproducción de las plantas mediante el acarreo directo de granos de polen desde

los estambres de una flor hasta el estigma de otra (Ruz y Vivallo 2005). Estos insectos, en distintos estados de desarrollo de su vida, dependen del néctar de las flores y del polen, lo que los hace extremadamente dependientes de la cubierta forestal nativa, por otra parte al eliminarse la superficie de bosque se destruyen sus sitios de reproducción, y consecuentemente, las posibilidades de vida en un paisaje transformado disminuyen (Ruz y Vivallo 2005).

Las abejas constituyen uno de los grupos de insectos más importantes del orden Hymenoptera y su imporatancia ecológica radica en el hecho de que son los principales polinizadores de plantas nativas, por lo que los cambios radicales en la vegetación afectarían fuertemente sus poblaciones (Ruz y Vivallo 2005).

Según datos no publicados, en la Región de Los Ríos existirían al menos 41 especies de insectos polinizadores nativos y 3 introducidos. El orden Diptera, es el más numeroso en ríqueza de especies (N 24), siendo la familia *Syrphidae* es la que tiene el mayor valor (12) de las 5 familias presentes (Tabla 25).

1.3.3 Sistemas Costeros - Marinos

El océano está conformado por la columna de agua denominada *zona pelágica* y la superficie del fondo marino denominada *zona bentónica*, donde viven los organismos pelágicos y los organismos bentónicos, respectivamente.

Los seres pelágicos, son aquellos que se caracterizan por su independencia biológica con respecto al fondo. Se pueden considerar dos categorías, en una de ellas se incluyen aquellos que son arrastrados pasivamente por la actividad de las aguas, aunque en ocasiones estén dotados de débiles apéndices de locomoción, insuficientes para oponerse a la acción de las corrientes, las olas o los vientos; la otra está integrada por los que tienen medios adecuados para su desplazamiento al poseer órganos de natación capaces de contrarrestarlos. A los primeros se les considera estrictamente formadores del plancton y, a los segundos, del necton.

La zona pelágica puede dividirse en las provincias nerítica y oceánica. La provincia nerítica es la porción del ambiente marino que se extiende desde la línea de bajamar hasta el borde de la plataforma continental, esta zona es la de mayor producción de organismos. La zona oceánica, se extiende desde la plataforma continental hacia el océano. Puede subdividirse en zonas epipelágica, mesopelágica, batipelágica y abisopelágica. En tanto, la zona bentónica se subdivide en las siguientes: supralitoral, litoral, sublitoral, batial, abisal y hadal.

El hábitat pelágico ubicado en la zona de la columna de agua sobre el fondo marino, se caracteriza por estar sujeto a extremas fluctuaciones ambientales (Moreno y Fedele 2002). Por lo tanto las especies pelágicas se caracterizan por su alta y cambiante productividad, ya sea por la intensidad de pesca y/o cambios en las condiciones ambientales, lo que afecta considerablemente al sector pesquero que se sustenta en ellas (Cubillos *et. al.* 1999).

El otro gran grupo de comunidades del mar es el bentos, constituido por los organismos tanto vegetales como animales que viven relacionados con el fondo, semienterrados, fijos o que pueden moverse sin alejarse demasiado de él, desde la marca de la pleamar hasta los fondos de las fosas más profundas. Las comunidades bentónicas son muy diversas según la naturaleza del sustrato (roca, arena, limo) y la profundidad. En los fondos marinos suele reinar una estabilidad de condiciones muy superior a la propia de las aguas pelágicas, donde se encuentran el plancton y el necton, y que están sometidas a movimientos y cambios incesantes (Cifuentes et al.)

Esta división marca diferencias en la distribución de los organismos, en este informe se hará referencia

basicamente a si habitan en el sistema pelágico o bentónico.

En relación a las c*orrientes marinas de la costa* de Valdivia, a los 43°S aproximadamente se acerca al continente la Corriente de Deriva del Oeste que se bifurca en dos ramas: hacia el sur, la Corriente del Cabo de Hornos y hacia el norte la Corriente de Perú o Corriente de Humboldt, la que alcanza la costa de esta Región. Este sistema de corrientes de Humboldt, influye en la Región con su rama oceánica o corriente Perú Chile y con otra costera llamada también Corriente Costera de Chile.

En zonas asociadas a vientos intensos se describe el *fenómeno de surgencia costera*, el cual consiste en el desplazamiento del agua superficial hacia mar abierto, dejando un espacio que es ocupado por aguas que están bajo la superficie. La consecuencia más importante es que las aguas surgentes tienen un alto contenido de nutrientes y esto hace que las zonas costeras, en donde se presentan estos afloramientos, sean muy productivas ya que los nutrientes son importantes para el desarrollo del fitoplancton, el que constituye la base de las cadenas alimenticias en el océano. Las áreas de surgencia, coinciden con las zonas donde se localizan las principales áreas de pesca de recursos pelágicos, como la sardina, el jurel y la anchoveta.

En la costa sur del distrito valdiviana existe una enorme variedad de ambientes, encontramos playas de rocas, playas de arena, playas de grava y bolones (al sur de la desembocadura del río Valdivia), estuarios, matorrales y dunas.

Las *dunas* corresponden a sistemas dinámicos, variables y frágiles, con una gran diversidad de estructuras y particular flora y fauna (Müller 1992). La vegetación dunaria en Hueicolla está constituida fundamentalmente por por cinco comunidades: (a) Matorral de perlilla (*Margyricarpetum pinnatae*), (b) Matorral de brecillo (*Empetrum rubrae*), (c) Comunidad de dicha grande (*Ambrosietum chamissonis*), (d) Comunidad de pichoga (*Euphorbietum portulacoides*) y (e) Comunidad de doca (*Carpobrotetum aequilaterae*). Destaca el Matorral de Patagüa marina (*Escallonio-Grisellinietum jodinifoliae*) y Ñipa (*Escalonia rubra*), comunidad que se desarrolla en la zona costera entre las comunidades dunarias y el bosque de olivillo, en altitudes entre 5 y 50 msm. Actualmente la patagüa marina es considerada una especie amenazada debido a fuertes alteraciones antropogénicas, producto de sustitución de bosque, incendios y sobrepastoreo de ganado vacuno (CEA 2005).

Respecto a la fauna asociada a las dunas, son los reptiles, aves e insectos los que frecuentan mayormente este tipo de ambiente (Conservación Marina 2006), siendo de especial importancia para aves migratorias que hacen uso de estas como zonas de descanso y alimentación (Conservación Marina 2006). Las principales presiones que afectan la conservación de las dunas, son las actividades turísticas no reguladas (Conservación Marina 2006)

El *matorral costero*, en su mayoría dominado por patagua marina y Chusquea quila, crece sobre roqueríos y dunas fósiles estabilizadas que forman los ambientes más xericos del litoral. En el estrato bajo dominan murta (*Ugni molinae*) y *G. mucronata*. El estrato herbáceo esta compuesto principalmente por cardoncillo (*Eryingium paniculatum*), Calle-calle (*Libertia chilensis*) y *Fascicularia bicolor*, en los sectores secos. En las zonas húmedas dominan nalca (*Gunnera tinctoria*) y Llaupangue (*Francoa apendiculatta*) (Ramirez y San Martin 2005; en: Conservación Marina 2006).

Las *playas de arena* constituyen un sistema de transición de un medio acuático al terrestre. Las playas arenosas sostienen una rica diversidad faunística (macroinfauna y avifauna principalmente) (Conservación Marina 2008 a, b) y es común observar el pasto de dunas (Ammophila arenaria), importante estabilizadora de las dunas (CEA 2005). En la Región se pueden identificar, de norte a sur, las siguientes playas principales a Mehuín, Maiquillahue, Chanchan, Pilolcura, Curiñanco, Calfuco, San Ignacio, Niebla, Chaihuín, Colún, Chahuay, Hueicolla y Carimahuida. En general corresponden a playas de más de 1,5 km de extensión, de

tipo disipativas e intermedias y de ancho intermareal mayor a 50 m. Los macro invertebrados más comunes en zonas arenosas son los crustáceos y bivalvos con un 38% de especies presentes en estos ecosistemas (Tabla 26). De las aves destacan las especies boreales como se describirá en los siguientes párrafos.

Las *plataformas rocosas* se caracterizan por su gran energía, exposición al oleaje y viento, predominantemente del noroeste y suroeste (Conservación Marina 2006). Estos ambientes rocosos sirven de hábitat para diferentes especies de algas e invertebrados, los cuales se distribuyen en la zona intermareal, submareal y en muchos casos en zonas intermedias. En la región cerca de 104 km de los 158 km que componen la longitud total de la costa de la Región, corresponde a costa rocosa.

De acuerdo a Zagal y Hermosilla (2001), en ambientes rocosos se distribuirían 104 especies de *invertebrados marinos*. En la zona intermareal rocosa se encuentran 40 especies de invertebrados marinos, siendo los crustáceos la clase con mayor ríqueza específica (44,5%), seguida de los gastrópodos (27,5%) y bivalvos (7,5%). De acuerdo a un estudio de Conservación Marina (2008b), el crustáceo *Jhelius cirratus* es el crustáceo más abundante en la costa de Valdivia, seguido por *Perumitylus purpuratus* (bivalvo), *Balanus flosculus*, *Siphonaria lessoni* y *Nodilittorina araucana* (crustáceos) (Tabla 26). En cuanto a los invertebrados que se distribuyen en la zona submareal rocosa, encontramos que las clases con mayor riqueza específica son los gastrópodos (27,3%), seguido de los crustáceos (18,2%) y los bivalvos (9,1%). Siendo las especies más abundantes *Chiton magnificus*, *Pyura chilensis*, *Tegula atra* y *Tonicia chilensis* (Conservación Marina 2008 b). Además, existen algunos organismos que se distribuyen tanto en la zona intermareal como en la submareal, para este grupo la clase más numerosa en cuanto a especies es Gastropoda (25,8%), Crustacea (19,4%) y Bivalvia (3,2%). En la costa de la Región, los sectores de Chaihuín y Pichicullín son los que presentaron las mayores abundancias de macroinfauna, y los sitios con mayor riqueza se observó al sur de la desemobocadura del río Valdivia, específicamente en Chaihuín y Huiro (Conservación Marina 2008 b). Dentro del ensamble de filtradores es importante la abundancia y diversidad de esponjas, dentro de las cuales se has identificado una especie y varios morfos pertenecientes a los menos a 9 especies (Conservación Marina 2006). Otro aspecto importante de esta zona, lo constituye la presencia de *Loxechinus albus* y *Austromegabalanus psittacus*, especies generalmente escasas (Conservación Marina 2006).

De los invertebrados que habitan ambientes rocosos (104 aprox.), 32 son comestibles, de este total un 33,3% son explotados y un 23,8% han sido altamente explotados. (Tabla 26).

Las *algas* son la base alimenticia y hábitat para muchos organismos, su alta riqueza en las costas de la Región, sobre desde la desemobocadura del Río Valdivia al sur, permiten el desarrollo de vertebrados e invertebrados pelágicos y bentónicos que dependen de ellas. A pesar de este importante rol en ambientes marinos, no han sido lo suficientemente estudiadas; se desconocen sus patrones de distribución, como también el real número de especies, entre otros aspectos. Conservación Marina (2008 c) desarrolló una evaluación de algas inter y submareales en toda la costa de la Región. Aunque este estudio contribuye enormemente al conocimiento de las algas de la Región, debe ser complementado con muestreos más intensivos y sistemáticos, considerando más puntos a lo largo de la costa. Hasta ahora, este grupo de investigadores, han identificado un total de 36 especies de algas, destacando registros no mencionados en la bibliografía para la costa valdiviana, pero que requieren confirmación. Cabe destacar dos especies endémicas, *Gelidium chilense* (endémica para Sudamérica) y *Laurencia chilensis* (endémica para Chile) Conservación Marina 2008 c) (Tabla 27).

Ictiofauna

En relación a los peces de la costa de Región de Los Ríos, muchas de las especies que son posibles de observar constituyen poco o ningún interés desde el punto de vista económico ya que son peces de

pequeño tamaño. No obstante, estas especies juegan un rol de gran importancia debido a que constituyen parte de la alimentación de otros organismos de niveles tróficos mayores. Dentro de los peces inter y submareales, se han incluido aquellos que necesitan zonas estuariales en sus formas juveniles, como es el caso de los Clupeiformes, para completar su desarrollo, como también algunos que se distribuyen en zonas estuariales. Entre los peces de la zona litoral se pueden distinguir en la región tres clases Myxini, Cephalaspidomorfi, Holocephali y Chondrichthyes; constituído por 23 órdenes, 57 familias y 77 especies (Tabla 28).

En ambientes rocosos, destacan los pejesapos (Gobiesocidae), los cuales pueden estar expuestos al aire durante horas sin sufrir efectos negativos. Un poco más abajo se encuentran peces de las familias Clinidae, Labrisomidae, y Blennidae, utilizando pozas intermareales. En estas mismas pozas, en periodos limitados del año, habitan formas juveniles de especies de la familia Nototheniidae y Bovichtidae, incluso, pero raramente, es posible observar formas juveniles de peces nérito-pelágicos, como sardinas. En sectores submareales de estos ambientes rocosos, habitan especies de la familia Cheilodactylidae, Aplodactylidae, Labridae, Branchiostegidae y Pinguipedidae. Todas ellas prefieren sustratos duros para protegerse, buscar su alimento y reproducirse (Agregar cita).

En las playas de arena, como en Curiñanco y Chan Chan, a poca profundidad se encuentra el pez de la familia Dactyloscopidae, su densidad parece ser muy baja. Es posible que lleguen rayas de la familia Narcinidae y lenguados de ojos chicos de la familia Paralichthyidae, corvinas de la familia Sciaenidae y róbalos de la familia Elginopsidae. En el cinturón submareal, en los fondos de arena, habitan especies bentónicas como rayas eléctricas o tembladeras, lenguados, merluzas de la familia Merluccidae, blanquillos de la familia Branchiostegidae, peje chanchos de la familia Congiopodidae, especies de la familia Scorpaenidae, congrios (Ophidiidae), merluzas de cola (Macruronidae) y otras más (Agregar cita).

Dentro de los peces nérito-pelágicos (porque están cerca de la costa) encontramos al tollo de cachos (Squalidae), anchoveta (Engraulidae), sardinas (Clupeidae), corvina (Sciaenidae), Sierra (Gempylidae), jurel (Carangidae), además encontramos otras especies de las familias Normanichthyidae y Centrolophidae. Una especie muy particular y escasamente conocida, es el pejerreicillo (Notocheiridae) que habita el hábitat que crean las olas entre una y otra, en la superficie misma o muy cerca antes de reventar, De las especies nérito-oceánicas, encontramos el tollo (Triakidae), y especies de las familias Scombridae, Molidae, Apogenidae y Myliobatidae (Agregar cita).

En mayor relación con los estuarios, cerca de sus desemobocaduras o en ellas, se encuentran las lampreas (Petromyzonidae), comunes entre rocas y piedras. Estas no se encuentran en el cinturón submareal o en la plataforma continental, a diferencia de sus parientes lampreas de mar. En las zonas estuariales, es posible observar agujas d emar, asociadas a comunidades de pelillo (Graciliaria). Además de estas especies exclusivamente bentónicas, podemos encontrar también algunas pelágicas como puyes (Galaxiidae), lisas (Mugilidae), pejerreyes (Atherinopsidae) y tencas (Cyprinidae). Todas tienen capacidades osmoregulatorias (Agregar cita).

Es muy probable que nuevas exploraciones entreguen otros antecedentes de especies que, habitando partes más profundas de la plataforma continental, naden hacia aguas más someras.

Aves

El alto porcentaje de aves que habitan los ecosistemas oceánicos, costeros y marinos de la Región de Los Ríos, el alto número de especies en estado crítico de conservación y el gran número de aves que llegan a estas costas en busca de alimento y descanso, obligan su protección.

En un estudio realizado por Conservación Marina (2008 a) se describe la presencia de ocho órdenes, 17 familias y 42 especies de aves oceánicas, costeras y marinas. La familia con más riqueza específica son las gaviotas (Laridae) con un 21,4% y luego los playeros (Scolopacidae) con un 14,3%. De las 31 especies residentes, 6 son migratorias australes, destacando por ser endémicas de Chile y Argentina, *Phalacrocorax magellanicus* (cormorán de las rocas) y *Ph. atriceps* (cormorán imperial) (Tabla 29).

Las especies boreales (N 11) son de reconocida importancia y preocupación internacional, ya que ocupan un amplio territorio, dependiendo de las costas de esta Región para alimentarse y descansar. El albatros de ceja negra y el yunco de los canales han sido catalogadas como En Peligro por la IUCN (2001), mientras que La fardela negra como casi amenazada, todas son especies oceánicas (Tabla 29).

En los sectores rocosos de la bahía Maiquillahue existe una gran colonia de liles y de pingüino de Magallanes por lo que representa un área de gran valor que requiere urgente protección (especies clasificadas como casi amenazadas según la IUCN (2001). Las playas con mayor riqueza de especies son Chaihuín y Pilolcura, destacando la primera por la presencia de un alto número de especies migratorias boreales en las playas arenosas (Conservación Marina 2008 a)

Mamíferos

En relación a las especies de mamíferos de ecosistemas rocosos, destacan los dos carnívoros que se distribuyen en las costas de la Región, lobo común (Otaria flavescens) y nutria marina (Lontra felina). El lobo marino se desarrolla normalmente formando colonias reproductivas (Muñoz Pedreros y Yañez 2009), en las costas de la Región se registra la presencia de cinco de estas colonias, las más importantes considerando número de individuos son: Pililín, Punta Curiñanco norte y Huiro (entre 400 y 1.000 individuos las colonias más grandes) (Conservación Marina 2008 d). A pesar de que el número de individuos estimado para la especie es bajo (17.256 ejemplares entre la V y IX regiones), el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) permite su caza previa autorización.

El chungungo, es un mustélido protegido por la Ley de Caza, está incluida en el apéndice I CITES y es considerada En Peligro con poblaciones reducidas. Habita costas estuarios y roqueríos. Se asocia al litoral expuesto al oleaje, en costas con rocas y grietas, especialmente en bancos de algas. Se alimenta fundamentalmente de peces, moluscos, crustaceos, equinodermos, gastrópodos y ocasionalmente aves.

En las costas de la Región se estima una densidad promedio de 1,98 ± 0,98 ind/kmLc, siendo los sectores de Chaihuín y Punta Galera, los con mayores valores de densidad. También son importante Huiro, Punta Curiñanco, Bonifacio y Maiquillahue (Conservación Marina 2008 e).

La conservación de esta especie requiere urgentes medidas de protección en las zonas donde se encuentran densidades más altas, su protección permitiría la de una amplia biodiversidad marino – costera, al ser un depredador tope y utilizar amplios territorios.

Las otras familias (N = 7) y especies (N = 36) perteneces al orden Cetacea, el cual está representado por un alto número de ballenas y delfines (Tabla 30) (Muñoz y Valenzuela 2009). Todas las especies se encuentran en algún grado de riesgo de conservación, debido a que sus principales amenazas, enmallamientos accidentales en redes de pesca y colisiones, contaminación y pesca directa, son de dificil control y fiscalización.

Folio016698

1.4 Protección de la Biodiversidad en la Región De Los Ríos

1.4.1 Sistema de Áreas Silvestres Protegidas del estado (SNASPE)

Las áreas silvestres protegidas son zonas territoriales bien delimitadas destinadas para la protección de la biodiversidad y los recursos naturales que albergan, existiendo distintas categorías de acuerdo a la modalidad de uso de los recursos. La definición de área protegida establecida en la Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente (Nº 19.300) incluye multiples figuras de protección, no obstante, la mayor parte de las distintas figuras de protección de tierras públicas y privadas reconocidas en dicha Ley no califican dentro de la definición internacional de Área Protegida, al carecer de procedimientos de administración, planificación, organización y gestión que sigan el ciclo de manejo descrito por la Comisión Mundial de Parques de la IUCN (CEAM 2008).

En Chile las únicas áreas protegidas oficialmente que cuentan con mecanismos efectivos de administración y manejo, es decir con sustento legal, presencia de guardaparques y asignación presupuestaria, son las unidades adscritas al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), bajo la coordinación del Departamento de Patrimonio Silvestre de la CONAF. Las áreas pertenecientes a este sistema corresponden a las siguientes categorías: Parques Nacionales (PN), Reservas Nacionales (RN) y Monumentos Naturales (MN).

Actualmente no existe un cuerpo jurídico que regule de manera sistemática y orgánica las diversas áreas de protección. Además, las distintas categorías se encuentran reguladas por normas diferentes. Esta dispersión normativa y la ausencia de un reglamento genera contradicciones, vacíos e incoherencias que es necesario subsanar (Manzur 2005). Simultáneamente, otras leyes amenazan las áreas protegidas y contradicen las leyes que las resguardan. Tal es el caso del Código Minero (Ley 18.248 de 1983), que en su artículo 17, faculta la exploración y explotación minera dentro de las áreas silvestres protegidas. Cuando estas son declaradas de interés histórico o científico para efectos mineros, se requiere autorización previa del Intendente o del Presidente de la República para efectuar dicha explotación. También existen otras contradicciones legislativas. La Convención de Washington y la Ley de Bosques imponen el deber de asegurar que los límites de los parques nacionales no serán alterados ni enajenados en parte alguna de ellos, salvo por decisión de la autoridad legislativa competente, que en este caso es el Congreso Nacional. Dicha norma coexiste con otra (D.L. 1.939 de 1977), sobre Adquisición, Administración y Disposición de Bienes del Estado, la cual faculta a una autoridad administrativa para que mediante un simple decreto supremo -expedido a través del Ministerio de Bienes Nacionales, de inferior rango legal a la Convención de Washington- desafecte un parque nacional, en otras palabras, lo despoje de su categoría de tal (Carter s/a). El Código de Aguas, por otro lado, permite la transacción de las aguas en forma separada de la tierra, lo que atenta en contra de labintegridad de las áreas protegidas.

El SNASPE cubre una superficie total de 14.333.194 ha, lo que equivale a un 19% de la superficie nacional (www.conaf.cl). En la Región de Los Ríos, esta superficie comprende 83.049 ha, lo que equivale a un 0,6% de la superficie del SNASPE nacional y un 4,5% de la superficie de la Región (Tabla 31). Hasta la fecha, en la Región existe la Reserva Nacional (RN) Mocho – Choshuenco, el Parque Nacional (PN) Alerce Costero (recientemente creado), más el PN Villarrica y PN Puyehue, que comparten su ubicación con la Región de La Araucanía y de Los Lagos, respectivamente, quienes, además, los administran (Tabla 32).

Durante el año 2007, WWF Chile y CONAF coordinaron la elaboración de una propuesta técnica para la creación del PN Alerce Costero, en mayo de 2008 el Gobierno Regional muestra su respaldo al proyecto con la firma de un acuerdo de programación.

Tabla 31. Superficie (Ha y %) de las áreas del SNASPE de la Región de Los Ríos

SNASPE	Superficie (ha)	% Área Protegida/ Superficie SNASPE Regional
PN Villarrica (sector Región de los Ríos)	17.352	20,9
PN Puyehue (sector Región de los Ríos)	46.125	55,5
RN Mocho-Choshuenco	7.537	9,1
RN Valdivia	9.727	11,7
MN Alerce Costero	2.308	2,8
SNASPE Región de los Ríos	83.049	
Superficie Regional	1.842.950	
SNASPE Nacional	14.333.194	
% cobertura SNASPE Regional / Superficie Regional		4,5
% cobertura SNASPE Regional / SNASPE Nacional		0,6

Tabla 32. Áreas bajo Protección Oficial y Conservación de la Biodiversidad

Nombre del sitio	Superficie (Ha)	Característica del ecosistema
P.N. Puyehue (sector de Los Ríos)	46.125 (de 109.574)	La formación dominante es el bosque húmedo Siempreverde, En los lugares más bajos se encuentra el bosque de ulmo y coihue acompañado de olivillo y tineo. El sotobosque es muy abundante en arbustos, lianas helechos, musgos y líquenes, que dan origen a una gran riqueza florística. A mayor altura se presenta el bosque de tepa y mañío acompañado de grandes coihues, especie que a mayor altura pasa a ser la predominante. Cerca del límite vegetacional se desarrollan bosques puros de coihue de Magallanes y también formaciones puras de lenga.
R.N. Villarrica (sector de Los Ríos)	17.352 (de 61.462 ha)	De acuerdo a la clasificación de Gajardo (1996) la Reserva Forestal Villarrica están insertos en la Región de los Bosques Andino - Patagónicos y, dentro de esta la Sub Región de la Cordillera de la Araucanía; la Región de los Bosques Caducifolios y, dentro de esta la Sub Región de los Bosques Caducifolios Andinos y Sub-Región de los Bosques Caducifolios del Llano.
Reserva Nacional Mocho-Choshuenco	7.537	La zona corresponde a la formación Panguipulli, la unidad más antigua de la cordillera de los Andes conocida en la región. Contiene bosque Laurifolio Valdiviano, el Caducifolio Andino, el Andino Patagónico y el Siempreverde Andino. Entre su fauna se destacan mamíferos como el Puma (Puma concolor), Zorro chilla (Pseudalopex griseus), Pudú (Pudu pudu) y la Guiña (Felis guigna), y las aves más comunes son el Cóndor (Vultur gryphus), la Águila Mora (Geranoaetus melanoleucus), el Carpintero negro (Campephilus magellanicus) y el Traro (Polyborus plancus).
Monumento Natural Alerce Costero	2.308	En la Cordiellera de la Costa, presenta dos tipos forestales: Alerce (1.467 ha) y Siempreverde (778 ha). La especie más característica es Alerce (Fitzroya cupressoides) que forma bosquetes puros o asociados con Canelo (Drimys winteri), Coihue de Chiloé (Nothofagus nítida) y Tineo (Weinmannia trichosperma). Entre la fauna de la unidad se encuentran Guiña (Felis guigna), Puma (Puma concolor), Quique (Galis cuja), Pudú (Pudu pudu) y Carpintero negro (Campephilus magellanicus) principalmente, siendo consideradas algunas de estas especies en peligro, raras o vulnerables.
Reserva Nacional Valdivia	9.767	Los Tipos Forestales presentes en la reserva corresponden a Siempreverde (8.526 ha) y Alerce (1.325 ha) y ambos con una alta diversidad florística, con más de 182 plantas vasculares, siendo de estas 174 especies nativas y 60 especies endémicas. Existen especies con problemas de conservación, destacándose: Tupa rosada (Labelia bridgesii) como especie rara, Planta de león (Valdivia gayana) y Helecho (Blechnum corralense) como en peligro y Alerce (Fitzroya cupressoides) como vulnerable, monumento natural de Chile y catalogada como la segunda especie arbórea más longeva del planeta, alcanzando más de 3.600 años (Lara y Villalva, 1993). Asimismo, la fauna presenta especies con diferentes estados de conservación: Puma (Puma concolor) como vulnerable, Guiña (Oncifelis guigna) como en peligro y la Culera de cola corta (Tachymenis chilensis) y la Ranita de Darwin (Rhinoderma darwin) como vulnerables.
Parque Nacional Alerce Costero	25.316*	Constituido por lotes C y B del fundo Quitaluto (4.227 ha); Reserva Nacional Valdivia (9.767 ha); Sector Pangui (9.500 ha); Monumento Natural Alerce Costero (2.308 ha)
*superficie aproximada		

Existen algunos aspectos críticos que dificultan la efectividad de las unidades del SNASPE, que amenazan su integridad y debilitan su protección efectiva. Por una parte el financiamiento que el Estado destina a las áreas silvestres protegidas ha sido históricamente insuficiente para un buen manejo y administración de las mismas, lo que ha impedido una efectiva labor de fomento, mantenimiento y mejoramiento. Ello se traduce en una deficiente infraestructura; escasez de personal administrativo y de guardaparques; escaso equipamiento de las unidades para el trabajo de terreno; y bajos sueldos de los funcionarios (Manzur 2005). Además, el limitado desarrollo legal del SNASPE en Chile impide que el cuerpo de guardaparques tenga el sustento legal necesario para poder denunciar y cursar infracciones a terceros que violen las leyes en el entorno o al interior de la unidad (CEAM 2008).

Por otra parte, pese a la amplia cobertura de las áreas silvestres protegidas en la Región y a la importante incorporación de la Cordillera Pelada en el sistema de protección, éstas no incluyen todas las formaciones vegetacionacles presentes (Luebert y Pliscoff 2006). Haciendo un análisis de representatividad de las formaciones vegetacionales en el SNASPE (incluyendo el PN Alerce Costero), es posible observar que las formaciones vegetacionales menos representadas son el Bosque Caducifolio del Sur (0,1% de representación en el SNASPE), Caducifolio Mixto de la Cordillera Andina (2%) y el Bosque Laurifolio de Los Lagos, todos presentes en el valle y serranías transversales de la Región y sujetos a fuertes presiones antrópicas (Tabla 33). Cabe mencionar que con la creación del PN Alerce Costero el Bosque Laurifolio de Valdivia y el Siempreverde de la Cordillera Pelada aumentaron su representación en 4,7 y 11,9 puntos porcentuales, respectivamente. Es así como, la destrucción de nuestra única y valiosa biodiversidad forestal ocurre en un escenario en el cual no están protegidos todos los tipos de ecosistemas forestales existentes. Existen aproximadamente 84.794,1 ha de bosques nativos protegidos en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, SNASPE en la Región, lo que corresponde al 8,6% de la superficie remanente de bosque nativo de la Región.

Tabla 33. Representatividad de las formaciones vegetacionales en el actual SNASPE y Áreas Protegidas Privadas de la Región de Los Ríos

Formación	Superficie			Protegido			
	Original (ha)	Remanente (ha)	Remanente (%)	SNASPE (ha)	SNASPE (%)	RAPP (%)	ASP+RAPP (%)
Bosque caducifolio altoandino con Araucarias	13192,35	12997,59	98,5	4172,2	32,1	0	32,1
Bosque caducifolio altoandino húmedo	104564,24	103351,3	98,8	17156,3	16,6	14,4	31,0
Bosque caducifolio mixto de la Cordillera Andina	284563,22	261191,07	91,8	5223,8	2,0	13,8	15,8
Bosque caducifolio del sur	656037,35	146355,04	22,3	146,4	0,1	0,4	0,5
Bosque siempreverde de la Cordillera Pelada	39726,63	39234,19	98,8	4962,9	12,6	70,7	83,3
Bosque laurifolio de Los Lagos	333967,96	178665,2	53,5	3930,6	2,2	4	6,2
Bosque laurifolio andino	58207,11	53188,33	91,4	13456,6	25,3	7,8	33,1
Bosque laurifolio de Valdivia	263037,34	190450,53	72,4	35745,3	18,8	33,2	52,0
Bosques Ribereños (Valle)	-	59824,49	-		1	0,7	1,7
Total	1753296,2	985433,25	56,2	84794,1	8,6	15,6	24,2

1.4.2 Otras categorías de protección oficial

También con carácter de áreas formales (creadas por el Estado), aún cuando no integran el SNASPE, se encuentran otras figuras de Protección Oficial; Santuarios de la Naturaleza, bajo la custodia juridica del Consejo de Monumentos Nacionales (CMN), Áreas con Prohibicón de Caza, Distritos de Conservación de Suelos, Bosques y Aguas, Centros y Zonas de Interés Turístico, Áreas de Protección Turística, Áreas de Protección establecidas en Instrumentos de Planificación, Áreas de Interés Científico o Histórico, Áreas Protegidas Privadas, y Reservas de la Biósfera.

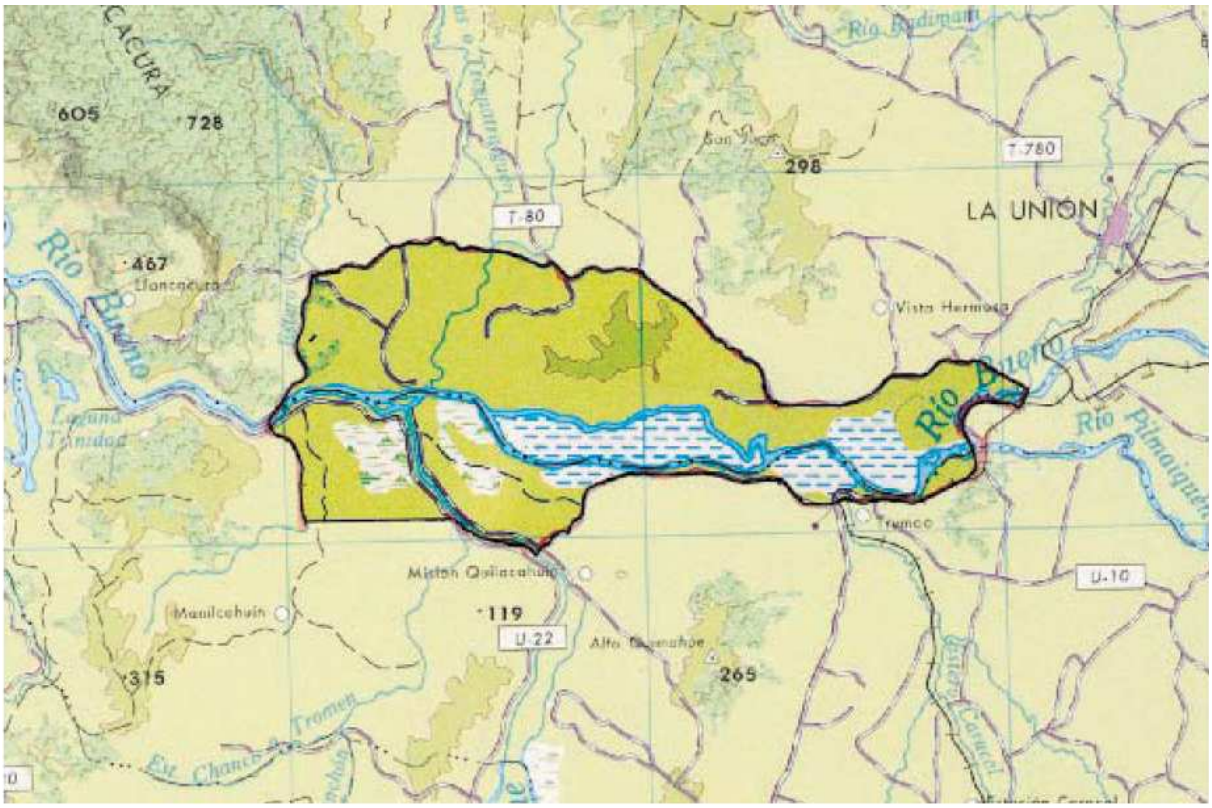
El *Santuario de la Naturaleza Carlos Andwandter* y sitio Ramsar es el único en la Región de Los Ríos, posee

una superficie de 4.877 ha, se ubica inmediatamente al norte de la ciudad de Valdivia (39º 41 S; 73º 11 O) y se caracteriza por ocupar una interfase entre un sistema lótico, uno léntico y uno estuarino. Destaca por haber sido el principal sitio de nidificación del cisne de cuello negro, además de albergar especies en estados críticos de conservación como el huillín, águila pescadora y garza cuca. Sin embargo, a partir del año 2004, la empresa de Celulosa CELCO, ubicada aguas arriba del humedal Santuario de la Naturaleza Carlos Andwandter. Hoy en día continúa en funcionamiento con similares condiciones y enfrentando serios problemas ambientales y sociales, a pesar del daño irreversible generado por el vertimiento de sus RILES al Santuario y de las resoluciones administrativas vigentes (CEAM 2008). El año 2006, CONAF inició un Plan Integral de Gestión del Río Cruces, el cual plantea un Programa de Restauración y Conservación y establece la necesidad de desvincular las descargas industriales de la Planta Valdivia de la empresa Celco-Arauco como condición necesaria para la recuperación del ecosistema dañado (CONAF 2006).

La nueva Ley de Caza establece la prohibición de caza y captura de fauna silvestre en los Santuarios de la Naturaleza. No obstante, el Servicio Agrícola y Ganadero podrá autorizar la caza o captura en dichos lugares, pero sólo para fines científicos; para controlar la acción de animales que causen graves perjuicios al ecosistema; para establecer centros de reproducción o criaderos; o para permitir una utilización sostenible del recurso. En estos casos, deberá contarse también con el permiso de la autoridad que tiene a su cargo la administración del Santuario; es decir, el Consejo de Monumentos Nacionales (SAG 2009).

La creación de *Áreas con Prohibicón de Caza* tiene por objeto prohibir temporalmente la caza o captura de animales silvestres en determinadas áreas del territorio nacional, donde la diversidad o la presencia de especies amenazadas pueden ser alteradas por la caza, correspondiendo en general a sitios importantes a nivel regional en términos de diversidad de fauna silvestre, con una superficie suficiente como para permitir el establecimiento de poblaciones regulares, en cuanto al número de individuos y al tamaño de sus ámbitos de hogar. Además, para su constitución, debe contar con el apoyo de la comunidad local, expresado a través de cartas firmadas por propietarios, municipios, gobernaciones y ONG vinculadas a la temática ambiental que se encuentren efectuando actividades en la zona. Estas áreas son creadas y desafectadas por Decreto Supremo del Presidente de la República, expedido a través del Ministerio de Agricultura. Si bien la creación de este tipo de áreas de protección no establece restricciones distintas a la caza o captura de especímenes de fauna silvestre, su existencia determina que dichos ecosistemas sean más valorados frente a condiciones de intervención antrópica que pudieran estar afectándolos, tanto por parte de organismos gubernamentales, como por la comunidad del sector, quienes los consideran como santuarios de fauna silvestre (www.sag.gob.cl).

En la Región de Los Ríos el año 2000 se declaró como Área con Prohibicón de Caza (con 30 años de prohibicón) un sector de Vegas de Trumao, ubicado a 5 km al oeste del Río Bueno, a lo largo del río de mismo nombre en la zona de confluencia con el río Pilmaiquén. Se trata de un importante humedal para aves acuáticas, especialmente anátidas, así como para mamíferos como el huillín y el coipo, y varias especies de anfibios, entre los que destaca la rana chilen, el sapo de Miguel y la rana arbórea (SAG 2009).



Fuente: SAG (2009)

En Chile, lamentablemente no existen áreas declaradas como *Distrito de Conservación de Suelos, Bosques y Aguas*, a pesar de la grave situación de erosión que existe en el país y de constituir esta ley una eficaz herramienta para el manejo de sectores deteriorados (CODEFF 1996). El año 2005 CIREN, con participación del SAG desarrollaron una propuesta metodológica para facilitar la determinación del establecimiento de distritos de conservación de suelos, bosques y aguas en áreas degradadas en la VIII Región.

Las áreas del territorio que tengan condiciones especiales para la atracción del turismo, podrán ser declaradas *Zonas de Interés Turístico Nacional* (ZOIT) o *Centros de Interés Turístico Nacional* (CEIT) por el Servicio Nacional de Turismo (SERNATUR, www.sernatur.cl). A contar de la fecha de la publicación de la Resolución que declara Zona o Centro de Interés Turístico Nacional un área determinada del territorio, todas las actividades que se desarrollen en dichas áreas y que incidan en la conservación, urbanización, servicios e instalaciones necesarias para su aprovechamiento turístico, deberán ajustarse al Plan de Ordenamiento correspondiente. Este Plan es elaborado por el Servicio Nacional de Turismo, en coordinación con los organismos y servicios públicos correspondientes; y debe ser aprobado por Decreto Supremo y publicado en el Diario Oficial. En la Región de Los Ríos Panguipulli fue declarado como una ZOIT el año 2006 y actualmente no existen CEIT declarados, El año 2008 se propusieron las siguientes ZOIT: Valdivia-Corral y Cuenca del Lago Rango. De manera complementaria, se propone como Áreas Turística Prioritaria Siete Lagos, incluyendo las antes mencionadas.

El estatuto jurídico de las *Áreas de Protección establecidas en Instrumentos de Planificación* se encuentra en la Ley General de Urbanismo y Construcciones y su Reglamento: la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones. Estos cuerpos legales no regulan de manera expresa las áreas de protección, sino que regulan en general la planificación urbana. Esta planificación se hace a través de los Planes Regionales de Desarrollo Urbano, de los Planes Reguladores Intercomunales o Metropolitano y de los Planes Reguladores Comunales. Los planes definen los usos del suelo permitidos en el área de su competencia, y pueden establecer Áreas de Protección con el fin de proteger el medio ambiente. En este sentido, en la comuna de

Valdivia el Plan Regulador establece como áreas de protección a Parques, Playas Marítimas y de Ríos, Humedales y Hualves. Sin embargo, considera los humedales de la zona de Guacacamayo, Las Mulatas y Angachilla como sitios de desarrollo inmobiliario, lo que amenaza la conservación de estos ecosistemas urbanos. Además no hace mención de otros terrenos inundados ni de remanentes de bosques urbanos. El Plan Regulador de Los Lagos no fue admitido de acuerdo a la información del Sistema de Evaluación Ambiental (SEIA, http://www.e-seia.cl)

Para incluir una cierta área que se desea proteger en un Plan Regulador Intercomunal, debe presentarse una solicitud ante la Secretaría Regional Ministerial de Vivienda y Urbanismo correspondiente, sin perjuicio de remitir copia a la Municipalidad, al Gobierno Regional y a la División de Desarrollo Urbano del Ministerio de Vivienda. Por otro lado, en el caso de querer introducir un terreno a resguardar en un Plan Regulador Comunal, debe presentarse una solicitud a la Municipalidad respectiva, con copia a la Secretaría Regional Ministerial de Vivienda y Urbanismo y alGobierno Regional. En cada uno de estos casos, la facultad de la autoridad de crear las referidas áreas de protección es discrecional; es decir, frente a la solicitud de un particular no es obligatorio realizar tal creación.

El estatuto jurídico de las *Áreas de Protección Turística* se encuentra en la Ley 18.378 de 1984. El establecimiento de estas áreas tiene por objeto prohibir la corta de árboles situados hasta cien metros de las carreteras públicas y de las orillas de los ríos y lagos que sean bienes nacionales de uso público, como también en quebradas u otras áreas no susceptibles de aprovechamiento agrícola o ganadero, cuando así lo requiera la conservación de la riqueza turística (Ley 18.378 1984). En la Región de Los Ríos son Áreas de Protección Turística la Carretera longitudinal y Chaihuín Hueicolla (Manzur 2005).

En cuanto a las *Áreas de Interés Científico o Histórico* el Ministerio de Minería las crea por decreto supremo expedido a través del Ministerio de Minería, el cual fija los deslindes correspondientes y se encuentran reguladas por el Código de Minería y su Reglamento. Al igual que en los Santuarios, la nueva Ley de Caza establece la prohibición de caza y captura en lugares declarados de interés científico. También la Ley 19.300, exige que la ejecución de obras, programas o actividades en áreas sujetas a protección oficial deben someterse al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. En la Región no existen áreas con esta categoría de protección.

La Ley General de Bases del Medio Ambiente (Nº 19.300), en su Artículo 35, señala que el Estado fomentará e incentivará la creación de *Áreas Silvestres Protegidas de Propiedad Privada*. A pesar que la Ley de Bases entró en vigencia en 1994, el Reglamento sobre Áreas Privadas Protegidas sólo fue elaborado el año 2003, y todavía no ha sido promulgado.

A pesar de la falta de un instrumento legal y de incentivos, existe actualmente en Chile una considerable superficie de áreas privadas protegidas creadas de forma voluntaria por sus dueños. El primer catastro de APPs, realizado en Chile por el Centro de Investigación y Planificación del Medio Ambiente (CIPMA) en 1997, registró un total de 39 APPs que cubrían cerca de 400 mil hectáreas. El mismo año, el Comité Nacional Pro Defensa de la Fauna y Flora (CODEFF), creó la Red de Áreas Privadas Protegidas (RAPP), cuyos objetivos son incentivar a los propietarios a destinar sus predios a la conservación, como también apoyar la conservación y uso sustentable de esos terrenos. Un catastro reciente encargado por CONAMA en 2005 estima en alrededor de 300 el número de este tipo de iniciativas de conservación privadas en todo el país, con una cobertura cercana a 1.400.000 hectáreas (CEAM 2008).

Las Áreas Privadas Protegidas constituyen un importante aporte para reforzar y complementar el SNASPE, protegiendo ecosistemas que se encuentran subrepresentados o ausentes en el sistema público. Además, debido a que la mayoría de los sitios prioritarios de conservación son privados, el fisco debería adquirir 1 millón 690.000 ha para completar la representatividad del SNASPE y garantizar la protección de al menos 5% de todas las formaciones vegetacionales existentes. Por lo tanto, reforzar las áreas privadas protegidas

debería constituir una política ambiental prioritaria de la Región (Sepúlveda 2002) (Tabla 34).

Tabla 34. Lista de áreas protegidas privadas de la Región

Provincia	Nombre área	Sup. (ha)	Nombre propietario	Perfil
Varias	Reserva Valdiviana	60000	TNC, WWF	Área de preservación con bosques primarios de Tipo forestal Siempreverde, Alerce y Olivillo costero. Objetivo: preservación, restauración, investigación, educación y desarrollo local.
Varias	Reserva Huilo Huilo	50000	Fundación Huilo Huilo	Bosque caducifolio de los andes con raulí, laurifolio andino. Manejo de bosque, ecoinmobiliaria y ecoturismo.
Varias	Red de ASPP de Valdivia	1000	Asociación Gremial de ASPP de Valdivia	Alrededor de 40 iniciativas pequeñas y medianas, con actividad agrícola tradicional que protegen fragmentos de bosque.
Ranco	Parque Futangue	12000	Sociedad Futangue. Andrés Martínez, Administrador.	Bosques siempreverdes y laurifolios. Preservación y recreación, ecoturismo. Colinda con PN Puyehue. Posee equipamiento de Uso Público.
Ranco	Caunahue Biodiversidad	4000	Sociedad Los Venados. Propietario Hernán Pérez	Bosques primarios de coigue-raulí-tepa y lenga. Protección de ribera del río Caunahue. Área Privada destinada a la preservación y conservación ex situ de fauna nativa. Colinda con RN Mocho Choshuenco. Posee equipamiento de Uso Público.
Ranco	El Mirador	820	Familia Soto Vio	Bosques adultos y renovales, de tipo forestal roble-rauli-coigue y coigue-rauli-tepa. Destinado a ecoturismo, apicultura y conservación del bosque nativo. Colinda con PN Puyehue. Posee equipamiento de Uso Público.
Ranco	Bosque de Quilin	120	Varios propietarios	Enclave de Bosque Adulto de Olivillo-Laurel-Lingue, de alta singularidad. Protege el desague del rio Bueno, tiene alto valor cultural. Condominio ecoinmobiliario.
Ranco	BAVC Pumillahue	500	Forestal AnChile	Área de preservación con bosques primarios de Tipo forestal Siempreverde y Coigue Raulí Tepa. Colinda con Reserva Costera Valdiviana y futuro PN Alerce Costero.
Valdivia	Parque Chan Chan-Quechumalal	25000	Familia Luksic-Fundación Luksburg	Bosques adultos y renovales, de tipo forestal roble-rauli-coigue y coigue-rauli-tepa. Destinado a la preservación y conservación del bosque nativo. Sin uso público.
Valdivia	San Pablo de Tregua	3700	UACh	Bosques adultos y renovales, de tipo forestal roble-rauli-coigue y coigue-rauli-tepa Destinada a manejo forestal, conservación e investigación
Valdivia	Fundo Paillahuinte	3000	Familia Von Appen-People Help People	Bosques adultos y renovales, de tipo forestal roble-rauli-coigue y coigue-rauli-tepa. Destinado a la preservación y conservación del bosque nativo. Sin uso público.
Valdivia	Llancahue	1332	Predio Fiscal concesiona do a la UACH	Relictos de bosque siempre verde y laurifolio. Destinado a la conservación y manejo para la producción de agua potable. Educación ambiental y restauración.
Valdivia	BAVC Curirruca	1228	Forestal Rio Cruces	Bosque adulto de roble, rauli y coigue, coigue-raulí-tepa. Destinado a la conservación y el manejo sustentable de bosque. Sin uso público.
Valdivia	BAVC Putraique	1500	Forestal Tornagaleones-MASISA	Bosque adulto de roble, rauli y coigue, coigue-raulí-tepa. Destinado a conservación, restauración e investigación. Sin uso público.
Valdivia	Parque Oncol	700	Forestal Valdivia. Grupo Arauco	Ecoturismo y preservación en bosque siempreverde
Valdivia	Predio La Quila	200	Forestal Tornagaleo nes-MASISA	Renovales de roble y coigue con laurel. Conservación y manejo sustentable de bosque nativo. Senderos de uso público. Colinda con SN Carlos Anwandter.
Valdivia	San Julián	325	UACh	Bosques adultos y renovales roble laurel lingue y roble-rauli-coigue. Manejo forestal, investigación y recreación.
Valdivia	Senderos del Bosque	150	Propietario Claudio Donoso	Bosque laurifolio y renovales de roble - coigue. Ecoturismo, conservación investigación.
Valdivia	San Martín	120	UACH	Remanentes importante de bosque adulto roble laurel lingue. Destinado a la investigación y preservación

Cont. Tabla 34. Lista de áreas protegidas privadas de la Región

Provincia	Nombre área	Sup. (ha)	Nombre propietario	Perfil
Valdivia	Paillahue	100	Varios propietarios	Bosque laurifolio y renovales de roble-coigue. Comunidad de conservación y futuro uso ecoinmobiliario.
Valdivia	Curiñanco	80	CODEFF	Reserva con bosques relictos de Olivillo costero. Ecoturismo, educación ambiental y restauración ecológica.
Valdivia	Parque Urbano el Bosque	7	Comité Lemu Lahuen	Relicto de bosque de Roble- Laurel-Lingue y humedales. Destinado a la educación ambiental, restauración y preservación. Gestionado y administrado directamente por vecinos del barrio.
Valdivia	Parcela Altamira	3	CEA	Pequeñas superficie a orillas del río Valdivia, Isla del Rey. Destinada a la Educación ambiental y restauración ecológica.
	TOTAL	**165.885**		

Fuente: CEAM 2008

Las *Reservas de la Biósfera* son una inicitaiva liderada por la UNESCO, dentro del programa *Mand and the Biosphere* (MAB), que promueve la conservación de áreas bajo un enfoque de uso racional por parte de los habitantes locales. Actualmente en Chile existen 8 Reservas de la Biósfera, la última Reserva en crearse, el año 2007, fue *Bosques Templados Lluviosos de los Andes*. Esta reserva abarca 2.168.177 hectáreas, manteniéndo una muestra importante de recursos hídricos; se extiende entre las regiones de la Araucanía, Los Ríos y Los Lagos, y, además comparte sus límites con la Reserva de Biosfera Andino Norpatagónica de Argentina.

Oficialmente, la creación de las *Áreas Marinas Protegidas* se rige bajo la Ley de Pesca, y su tuición queda en manos del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) dependiente del Ministerio de Economía. Sin embargo, como veremos mas adelante, existen varios otros cuerpos legales que permiten la creación de áreas marinas protegidas, lo que crea confusión y superposición de funciones entre los diversos organismos.

Las Áreas Marinas Protegidas en Chile comprende 1) Parques Marinos (hoy existe sólo Francisco Coloane), 2) Reservas Marinas (actualmente tres), 3) Áreas Marinas Costeras Protegidas, que a la vez incluye Parques Submarinos (en Isla de Pascua) y Áreas Marinas Costeras Protegidas de Múltiples Usos (AMCP – MU), y 4) Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB). La Ley de Pesca y Acuicultura, es la que establece las figuras de Parques y Reservas marinas, se diferencian fundamentalmente en que las Reservas se refieren a aguas terrestres y marinas y es posible realizar actividades extractivas durante períodos transitorios. Por otro lado el Ministerio de Economía, a través de la Subsecretaría de Pesca, puede crear Reservas Genéticas. La Ley General de Pesca y Acuicultura, señala que las zonas lacustres, fluviales y marítimas que integran el SNASPE en conformidad con la Ley 18.362, quedarán excluidas de toda actividad pesquera extractiva y de acuicultura. Las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) son creadas por la Subsecretaria de Marina del Ministerio de Defensa Nacional.

Las *Áreas Marinas Costeras Protegidas de Múltiples Usos* son en general de reciente desarrollo en Chile (recién ocurren después del año 2000). Son una alternativa que compatibiliza la conservación de ecosistemas marinos, integrando a las comunidades en la gestión de las mismas incorporando usos tradicionales del maritorio compatibles con los objetivos de conservación (GEF Marino – PNUD 2007).

En la Región de Los Ríos se está llevando el proceso de Zonificación del Borde Costero,

1.5 Amenazas a la Biodiversidad en la Región De Los Ríos

La principal causa de pérdida de biodiversidad radica en la explotación excesiva de recursos naturales con poco valor agregado, lo que ha ejercido una presión desmedida sobre especies y ecosistemas (Manzur 2005), lo que se traduce a escalas regionales en la pérdida de biodiversidad y degradación de ecosistemas. No ha existido suficiente voluntad política de los gobiernos de turno para implementar medidas de conservación y uso sustentable de los recursos naturales (Manzur 1998).

Actualmente, en esta región las principales causas de pérdida de especies fauna nativa se resumen en Pérdida y degradación de hábitat; Sobreexplotación con fines comerciales; e Introducción de especies exóticas.

Las dos nutrias presentes en nuestra región están en un grave estado de amenaza debido a la histórica sobreexplotación de ellas con fines de peletería. Aunque la explotación de las especies antes descritas ya no constituye una presión, hoy en día, todavía existen antecedentes de sobreexplotación de otras especies como el alerce y de especies pesqueras (Moreno y Fedele 2002).

El impacto que genera la introducción de especies exóticas invasoras constituye una grave amenaza para la biodiversidad, las cuales pueden excluir formaciones nativas en el caso de la flora invasiva u ofrecer serios problemas de depredación, competencia, transmisión de enfermedades a la fauna nativa. Las especies introducidas en esta región identificadas por consulta a expertos, talleres regionales y fuentes secundarias son: Jabalí, Perros, Gatos, Ciervos, Liebre europea, Guarén, Rata negra, Laucha, Visón, Salmónidos, Gambusias, Pinos, Eucaliptos, Álamos, Acer, Espino alemán, Murra o mora, Mosqueta, y otras. Los atributos generales de estas especies son su alta tasa reproductiva, ser generalistas de hábitat y/o dieta, alta capacidad de dispersión y de asociación con los seres humanos.

El *jabalí* se introdujo a nuestro país de forma involuntaria desde Argentina en el año 1956. Originalmente su distribución comprendía a Europa, Asia y África. Actualmente se pueden encontrar tropillas desde la VIII a XI regiones, de forma silvestre y también en cautiverio con fines comerciales. El hábitat preferido del jabalí son las regiones húmedas cubiertas de matorral y bosques, es un animal que gusta del agua y de charcas. Tiene un mayor impacto sobre las zonas precordilleranas, pero ha avanzado su distribución hacia el valle de la Región. Sobre la flora pueden modificar la composición de especies, provocar la extinción local de plantas, reducir la diversidad y alterar la cubierta del suelo. La fauna puede verse afectada por depredación, destrucción de nidos, competencia por alimentos y destrucción de hábitat. Es un animal omnívoro y oportunista, cuya dieta está determinada por la abundancia relativa de los diferentes tipos de alimentos. Busca en la espesura del bosque callampas, tubérculos, larvas, insectos, gusanos y lombrices. Come cualquier tipo de frutos, legumbres e incluso carroña. Es capaz de comer otros ejemplares de su misma especie, que estén moribundos o muertos. Cuando el alimento escasea, es capaz de realizar grandes migraciones, lo que podría explicar su gran expansión territorial. Actualmente,

El *visón americano* es una especie de la familia de los mustélidos, pariente de nutrias, chingues y quiques. Su distribución natural comprende Canadá y gran parte de los Estados Unidos. Los visones fueron introducidos a Chile por primera vez entre 1934 y 1936, en Punta Arenas, con su posterior liberación y escape desde criaderos. Paralelamente a su introducción en Chile, el visón fue importado por criaderos comerciales en varias provincias del sur de Argentina desde la década de los 1930s. En 1959 existían más de 60 criaderos de visón en Argentina, que involucraron el escape de ejemplares que se asilvestraron en gran parte del territorio austral. Los impactos que provoca el visón sobre la fauna nativa son mundialmente conocidos.

Esta especie ocupa ambientes acuáticos y terrestres, siendo un eficiente cazador que consume un amplio rango de presas, entre las que destacan roedores, liebres, peces, crustáceos, lagartijas, aves (principalmente

acuáticas) e insectos, siendo este el principal problema (sus hábitos alimentarios), consumiendo de forma indiscriminada todo tipo de aves de corral, incluso pavos que superan ampliamente su tamaño, además de fauna silvestre. Aves como el caiquén, el chucao, el hued – hued, y el pidén podrían estar afectadas por exceso de depredación. De igual forma distintos peces, batracios y roedores de sistemas ribereños podrían verse expuestos a drásticas disminuciones poblacionales si el visón continúa en aumento. Se han reportado impactos negativos del visón para Aysén y el sur de Argentina.

Los *perros y gatos* son importantes depredadores de fauna silvestre. Se han reportado ataques de perros a pudúes (Silva et al. 2009), zorros, coipos, incluso huillín, mientras que los gatos son importantes depredadores de aves, monito del monte y roedores benéficos. Además, al ocupar el mismo espacio desplazan a las especies nativas de su hábitat original.

Los *conejos* depredan la vegetación nativa, aunque pueden ser un recurso económico por el comercio de carne y piel. El *ciervo rojo* llegó a Chile desde Argentina en los años '50 traído para cotos o centros de caza. Es una especie muy agresiva, que produce daños en la vegetación nativa y compite con ciervos autóctonos como el pudú. La *rata almizclera* construye túneles que destruyen canales y represas de irrigación causando inundaciones y pérdida de hábitat. Además, todas las especies de *ratas* son pestes por consumir granos de las cosechas y almacenados. La *liebre europea*, introducida en Magallanes desde Europa en 1896 es considerada una peste, pues causa impactos en la vegetación, cultivos, pastizales y plantaciones forestales. Sin embargo, ha demostrado un impacto positivo en la fauna nativa, al integrar la dieta de muchos carnívoros chilenos, aumentando la disponibilidad de alimentación para estos animales y reduciendo la predación sobre las presas nativas y el ganado doméstico. Además, la liebre se ha transformado en un recurso económico muy lucrativo por el comercio de carne y pieles (Iriarte *et al.* 2005).

La Ley de Caza cataloga a 9 especies como dañinas de todas las especies distribuídas en esta Región (Tabla 35)

Tabla 35. Especies dañinas presentes en la Región de Los Ríos (SAG 2009)

Aves	Paloma asilvestrada	*Columba livia*
	Cotorra argentina	*Myiopsitta monachus*
	Gorrión	*Passer domesticus*
Mamíferos	Liebre	*Lepus capensis*
	Laucha	*Mus musculus*
	Rata negra	*Rattus rattus*
	Guarén	*Rattus norvergicus*
	Visón	*Mustela vison*
	Jabalí	*Sus scrofa*

Entre las principales amenazas referidas a la alteración de hábitat se encuentran la construcción de embalses para centrales hidroeléctricas, drenaje, el vertido de residuos líquidos industriales y aguas servidas, la extracción de áridos, la canalización o semicanalización de los cauces, sustitución de bosque nativo por plantaciones forestales y contaminación difusa por pesticidas. En cuanto a las amenazas biológicas, la de mayor impacto es el efecto de especies de peces introducidos, sin embargo la magnitud e importancia de esta interacción no ha sido evaluada en esta Región.

Las principales amenazas para los camarones de río son la extracción o pesca no controlada ni regulada, las alteraciones físicas del cauce de los ríos por extracción intensiva o extensiva de áridos (*S. spinifrons*), alteraciones del hábitat por contaminación química de las aguas, por modificación o destrucción de la vegetación ribereña, por expotación forestal, erosión y urbanización, y drena de humedales para

incorporarlos a la explotación agrícola (C. Jara com. pers). La ausencia de control sobre la pesca de camarones parastácidos se relaciona con que ellas no han sido reconocidas como recursos pesqueros por la autoridad civil competente.

En el caso de las *Aegla*, la mayor amenaza en la zona central es el empleo masivo de pesticidas y fertilizantes agrícolas.

Las principales causas de declinación son la pérdida y/o fragmentación del hábitat y la alteración de este por la urbanización y el uso de tecnologías convencionales en la agricultura que provocan contaminación en los cuerpos de agua.

En cuanto a las especies dulceacuícolas, en 1903, como parte de un programa del gobierno, se introdujeron 6 especies de salmones en lagos y lagunas del país. Se documentan en estado libre en la Región de Los Ríos la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha café (*Salmo trutta*) con severos impactos negativos sobre la fauna local. De todos modos, existen antecedentes que sugieren un desplazamiento de la fauna nativa como efecto de los animales introducidos, sobre todo en ambientes que sufren contaminación.

Las principales amenazas descritas corresponden a actividades antropogénicas que destruyen y alteran su hábitat, siendo las intervenciones directas de cursos y cuerpos de agua la causas que más impactan sobre el huillín, las principales descritas en esta Región son: construcción de represas para generar electricidad, deforestación ribereña, contaminación acuática, caminos y el drenaje (Medina 1996)

Con relación a la flora vascular, existen 106 especies exóticas en la Región, lo que alcanza un 16,8% en relación al total de especies presentes en la Región de Los Ríos. Muchas de estas nuevas especies fueron introducidas por los españoles que al transportar sus cereales a los territorios que colonizaban, traían consigo toda la flora de malezas acompañantes (Matthei 1995). Otra forma de entrada de estas especies ha sido su introducción como plantas medicinales (marrubio, menta, melisa, rosa mosqueta), plantas forrajeras, para cercos vivos (zarzamora), plantas ornamentales o importadas (Matthei 1995). Las malezas ejercen efectos negativos no cuantificados en los cultivos y para la sobrevivencia de las especies nativas (Simonetti 2002). En cuanto al impacto sobre la vegetación nativa, existe evidencia que los densos matorrales de malezas como la zarzamora (*Rubus spp*), el espinillo (*Ulex europaeus*) y la retamilla (*Teline monspesulana*), impiden la regeneración de especies de flora nativa (Pauchard y Alaback 2002).

Por ejemplo, a través del polen, especies genéticamente modificadas pueden contaminar otras especies emparentadas y transformar la progenie en transgénica. Al pasar estos nuevos genes a las plantas silvestres, se altera la integridad genética de las especies nativas, socavando el patrimonio genético. En este sentido, una causa que agrava la pérdida de la diversidad genética es la falta de valoración de los cultivos tradicionales y perdida del conocimiento vernacular sobre el uso de especies nativas es de extrema gravedad, ya que ellos constituyen la base para las futuras mejoras genéticas de los cultivos nacionales. Se pierde germoplasma, que posee valiosas adaptaciones a las condiciones locales y resistencia a condiciones adversas como heladas, sequía, plagas, enfermedades, etc.

En esta Región, ha habido gran degradación de ecosistemas por las actividades agrícolas y ganaderas; el sobrepastoreo; la explotación sostenida e insustentable del bosque nativo; las plantaciones forestales con especies exóticas; el uso de la vegetación para leña y los incendios forestales (Santibañez y Royo 2002).

En cuanto a los ecosistemas dulceacuícolas, su deterioro se debe principalmente a la contaminación por diversos residuos provenientes de aguas servidas; residuos industriales líquidos y sólidos; residuos de la agricultura, como pesticidas; y fertilizantes químicos. Todo ello altera las propiedades fisicoquímicas y biológicas de los cuerpos de agua. La contaminación del agua se debe a los impactos de la piscicultura intensiva, la agricultura, la ganadería, las plantas de celulosa y la industria pesquera. Otras actividades que

generan grandes impactos en estos ecosistemas son la construcción de grandes represas hidroeléctricas, introducción de especies exóticas, la tala de bosques en quebradas, los rellenos y la construcción de drenajes (Schlatter *et al.* 1998, Soto y Campos 1995, Muñoz y Moller 1997), además, el turismo y las actividades deportivas en lagos y ríos y la pesca extractiva se consideran como impactos que se deben prevenir al considerar las proyecciones de desarrollo turístico para la Región.

Profundizando un poco más sobre las hidroeléctricas, en la Región se encuentran aprobadas cinco centrales de pasada, cuatro de ella se ubican en la provincia de Ranco, dos en Río Bueno, una en Lago Ranco y una en Futrono. En la provincia de Valdivia se contempla la construcción de la central de pasada hidroeléctrica de San Pedro. En tramitación está la central hidroeléctrica de Maqueo y el aumento de potencia de la central hidroeléctrica Florín, ambas en Futrono y Lago Ranco, de la provincia de Ranco (https://www.e-seia.cl/) (Tabla 36).

La destrucción de humedales urbanos en la comuna de Valdivia, por parte de empresas inmobiliarias es también un serio problema, no sólo por la pérdida de biodiversidad, sino también por la pérdida de todos los servicios y funciones que prestan los humedales, como áreas verdes para esparcimiento, control de inundaciones, del clima, etc. (Primack et al., 2001).

Las principales causas de la desaparición y degradación del bosque nativo en esta Región son la sustitución del bosque por pino y eucalipto, junto a las malas prácticas de explotación como es el floreo que consiste en explotar los mejores ejemplares. Otras causas radican en la habilitación de tierras forestales para la agricultura y ganadería, y los incendios forestales (CONAF-CONAMA 2008, Lara *et al.* 2000).

Las plantaciones forestales en la Región de Los Ríos son las que tuvieron el mayor aumento de superficie entre el año 1998 y 2006 (CONAF-CONAMA 2008), resultado del cambio de uso de praderas y matorrales, bosques mixtos y de la sustitución de bosque nativo, siendo esta última la principal causa de su aumento. Del mismo modo, la superficie de praderas en la Región aumentó debido principalmente a la conversión de bosque nativo. Se ha evidenciado que el cambio de uso del suelo, desde terrenos o suelo agrícolas hacia un uso forestal (plantaciones), genera un impacto indirecto en la actividad agropecuaria, ya que al disminuir su superficie, también disminuyen los empleos rurales.

En cuanto a la evolución de la superficie en áreas urbanas dentro de la Región, se observa un incremento en 969,4 ha, el principal origen de esta superficie son praderas y matorrales (814,3ha). Los humedales aunque contribuyen de manera poco significativa al aumento de la superficie de áreas urbanas, entre 1998 y 2006 26,1 ha de humedales contribuyeron a su desarrollo.

En la provincia de Valdivia destaca el aumento de superficie urbana y de plantaciones y la disminución de praderas y bosque nativo. La provincia de Ranco aunque sigue el mismo patrón general, destaca la disminución de vegetación ribereña y otros terrenos húmedos, y el aumento de los terrenos de uso agrícola y minería industrial. Las comunas de Mariquina y Valdivia, Máfil y Lanco, son las que presentan el más alto uso de suelo asociado a plantaciones. La vertiente oriental de la Cordillera de la Costa y en sectores de la depresión intermedia de las comunas de Lanco, Mariquina y Máfil se ubican las plantaciones forestales en la Región, siendo esta la ruta de sustitución. Todas las restantes clasificaciones de uso sufrieron disminución. (CONAF-CONAMA 2008)

La mayor disminución de la superficie cubierta con bosque nativo ocurrió en la provincia de Valdivia, por lo que se requiere redoblar los esfuerzos de fiscalización para la conservación de las superficies con bosque nativo (CONAF-CONAMA 2008).

Un aspecto a considerar se refiere a las proyecciones de explotación minera en la Región, aunque no parece ser un problema actual, sí es una amenaza futura para la conservación de la biodiversidad regional, al

observar un aumento en el número y superficie de concesiones mineras, tanto para exploración como para explotación (http://www.sernageomin.cl/pdf/publicaciones/anuario2008.pdf)

Al observar el catastro de concesiones mineras de Sernageomin grandes grupos de concesiones en zonas geográficas específicas, existiendo una mayor concentración de ellas en el límite norte de la Región. El grupo con mayor número y superficie de concesiones se encuentra en la Cordillera de la Costa de la comuna de San José de la Mariquina, Máfil y Lanco. Además, se observan otros dos grupos en los faldeos de la Cordillera de los Andes en las comunas de Panguipulli y Futrono. Finalmente, en la comuna de La Unión se observa un tercer gran grupo de concesiones.

Los ecosistemas marinos y costeros de la Región de Los Ríos se ven afectados principalmente por la descarga de RILES industriales y urbanos; la introducción de especies para cultivos marinos (mariscos y peces); los derrames de hidrocarburos; la expansión urbana y el turismo excesivo. Pueden constituirse en importantes fuentes de contaminación las aguas de lastre y de sentina al estar proyectada la construcción de un puerto en Corral con características transoceánicas (CONAMA 1993, Ormazábal 1993, Moreno 2000, GORE 2009). Es extremadamente preocupante que, mientras se han realizado significativos avances por conservar ecosistemas terrestres representativos, haya evaluaciónes recientes que indican que la conservación de la biodiversidad marina y costera es tremendamente inadecuada, con menos del 1% de los ecosistemas marinos del plantea protegidos.

A todo lo anterior se agrega la falta de educación ambiental de la ciudadanía respecto al valor de nuestro patrimonio silvestre, lo que incide en una conducta destructiva hacia los mismos.

1.5.1 La destrucción del bosque nativo

A pesar que los bosques nativos de Chile son reservorios de biodiversidad mundial, están desapareciendo a una tasa muy acelerada. De acuerdo a la actualización del Catastro de Uso del Suelo y Vegetación (CONAF-CONAMA 2008) en la Región de Los Ríos existirían 849.770,6 ha de bosque nativo, lo que indica una disminución en un 1,8% respecto a la superficie registrada en 1998 (-15.637,3 ha). La superficie con plantaciones de especies alóctonas en la región corresponde a un total de 179.293ha, de este total *Pinus radiata* ocupa un 62% y *Eucaliptus sp*. un 33%.

La destrucción de bosque nativo avanza de norte a sur (Fuentes 1994), en las regiones VII y VIII sólo sobrevive 7.1% del bosque nativo original (Armesto y Smith Ramírez 1994) y la desaparición se debió mayormente a sustitución por pino y eucalipto (Armesto et al. 1994). Este antecedesnte, junto a las causas de disminución de bosque nativo que entrega el actual catastro, permite afrimar que la sustitución con especies forestales alóctonas continúa siendo una clara amenaza para su sobrevivencia y conservación. Otra causa de deterioro de bosque nativo es el floreo, que consiste en la tala selectiva de los mejores ejemplares del bosque para la producción de astillas y madera aserrada. El floreo no aprovecha el verdadero potencial productivo de los recursos forestales ya que deja los árboles más deteriorados en pie, los cuales no tienen posibilidades de recuperación y reduce la capacidad de regeneración del bosque, ya que se elimina la posibilidad de contar con buenas semillas que aseguren su permanencia (Donoso y Lara 1996). El floreo es actualmente la modalidad más generalizada de explotación del bosque nativo de Chile. Su práctica sistemática destruye paulatinamente el bosque y disminuye su extensión (Schmidt y Lara 1985).

La extracción de leña de especies nativas por si sola es un asunto clave para la conservación de bosque en la Región de Los Ríos. El consumo total de leña urbana y rural alcanzó en el año 2004 a 1.322.341 metros de leña, consumo que fue liderado por la comuna de Valdivia 372.579 metros de leña (Agenda Local 21 2008). El consumo medio por familia es de 12,3 m3 al año, siendo el ulmo y la leña blanca proveniente de roble y otras especies, las más utilizadas con un 47%, y 50% del consumo, respectivamente (AIFBN 2009). El

consumo de leña se explica por, entre otras causas, ser a un combustible producido íntegramente en la Región, presenta una fuente de trabajo importante, representa un importante aporte a los ingresos prediales y es barato en términos relativos, al comparar el precio de otros combustibles fósiles (Kausel y Vergara 2003).

La eliminación y degradación del bosque nativo causa serios impactos en el ecosistema, entre los que se destacan (Claude 1997):

- La compactación y desplazamiento de suelos
- La alteración del ciclo de nutrientes
- El agotamiento de los nutrientes
- La disminución de la productividad del sitio en el mediano y largo plazo
- Cambios en la circulación de las aguas
- Riesgo de erosión por escurrimiento superficial
- Impactos sobre el clima
- Aumento del riesgo de extinción de las especies de flora y fauna
- Impacto sobre los lagos (eutrofización).

La destrucción y la degradación del bosque nativo, la reducción y fragmentación de las áreas forestales, los cambios en los micro ambientes dentro del bosque, alteración del caudal y calidad de las aguas e introducción de especies exóticas ponen en riesgo las especies de fauna y flora asociada a ellos (Armesto et al. 1996b). Para aquellas especies con baja capacidad de desplazamiento, la creación de corredores biológicos entre fragmentos es de suma importancia para asegurar su sobrevivencia (Murúa 1994).

Así como en diversas investigaciones (Huber et al. 1985, Huber 1991, Oyarzún & Huber 1999, FORECOS 2003) se indica la relación que existe entre la mantención del bosque nativo con la mantención de los niveles en calidad y cantidad de agua, en muchas localidades de la Región se ha constatado una creciente disminución de la cantidad de agua como un problema asociado a las plantaciones forestales en el valle y cordillera de la costa. Una condicionante que agrava esta situación, es la corta de bosques en zonas de protección (Agenda Local 21 2008).

Entre las industrias relacionadas a la madera destacan la planta de Celulosa de Valdivia ARAUCO. Ubicada en las cercanías de San José de la Mariquina, tiene una capacidad de producción anual de 500 a 550 mil toneladas de pulpa de celulosa Kraft blanqueada de pino y eucalipto. La producción de astillas supera el millón de m^3 y representa el 14% del total nacional, el mayor porcentaje de especies astilladas corresponden a especies alóctonas. La misma situación acontece para el caso de la industria de aserrío, donde es posible observar un creciente aumento en la producción de madera aserrada, proveniente en su gran mayoría de especies exóticas (Agenda Local 21 2008). La industria de tableros representa otra importante fuente de producción para la Región, especialmente en Valdivia, Panguipulli y Mariquina. En este rubro destaca la empresa Masisa.

Un uso sustentable del bosque nativo debe fundamentarse en estudios científicos y debe considerar las tasas de extracción y reposición del recurso; así como el impacto de las actividades extractivas sobre la biodiversidad y otras funciones del ecosistema (Arroyo et.al. 1998).

1.5.2 La agricultura y sus impactos sobre la biodiversidad

El desarrollo de la agricultura en Chile ha significado una serie de impactos al medio ambiente. En primer término, la habilitación de suelos para la agricultura y ganadería, ha incidido en una pérdida importante de vegetación nativa y de hábitat de buena calidad para la fauna y flora. El desarrollo de la agricultura tradicional y aquella intensiva de exportación han significado impactos diferentes en el medio ambiente. La

Folio016713

situación de pobreza de la agricultura campesina, ha aumentado los riesgos ambientales de mal manejo de los suelos, pérdida de la cobertura vegetal, deforestación y sobrepastoreo (Informe Nacional 1991); en tanto que los impactos de la agricultura de exportación se vinculan a la contaminación del suelo por uso excesivo de insumos químicos y pérdida de biodiversidad.

De las 1.842.900,5 ha que constituye la superficie de nuestra Región, de acuerdo a la actualización del catastro 16.275 ha corresponde a terrenos agrícolas, lo que equivale a un 0,88%. Mientras que el VII Censo Agropecuario y Forestal (INE 2007) indica una superficie de tipo agropecuaria para la Región de 979.330 ha. Esta reducida cantidad de suelo disponible para la agricultura se debe a la topografía accidentada y montañosa de nuestra Región. Por estas razones, la agricultura y ganadería se concentra en áreas específicas. Esta Región se dedica principalmente a la cría de ganado bovino y producción de forrajeras anuales y permanentes.

Es en la depresión intermedia (Máfil, Paillaco, sectores de Río Bueno y La Unión) y precordilleras de la Región de Los Ríos donde se practica mayormente las actividades agropecuarias, generando hábitats totalmente fragmentados, afectando el número de individuos, éxito reproductivo y capacidad de dispersión (Wilson y Díaz 2001). Sumado a lo anterior, se encuentran los efectos producto del arrastre de materia orgánica y erosión superficial, aumentando el ingreso de nutrientes por escurrimiento a ríos y lagos (Soto y Campos 1996). En la región se cultivan principalmente cereales, la papa y la avena (Agenda Local 21 2008)

Un problema derivado de la actividad lechera se refieren al manejo de purines, siendo estos una fuente de contaminación de los cursos de agua y generación de malos olores durantes los procesos de reutilización como fertilizante (Agenda Local 21 2008).

El principal problema ecológico de la agricultura chilena es la erosión del suelo. La praderas sometidas a actividades ganaderas con alta carga animal, degradan el suelo con el tiempo, ya que el pisoteo animal reduce el espacio poroso del suelo dificultando el arraigamiento (Seguel et al. 2002). Su degradación por sobre pastoreo trae como consecuencia una invasión con especies leñosas, principalmente arbustivas, que interrumpen el normal desarrollo de la sucesión secundaria lo que impide la regeneración del bosque original (Ellies 1995), a la vez que, dificulta el uso del suelo con fines agrícolas. Conocidos ejemplos de estas invasiones biológicas en el centro-sur de Chile son los Matorrales de Espinillo ***(Rubo-Ulicetum europaei)*** *y* los de Zarzamora ***(Aristotelio-Rubetum constrictae)*** (Hildebrand 1983, Ramírez et al. 1988).

La intensidad y forma de degradación de estas praderas antropogénicas depende del tipo de ganado que el sobre pastorea. Lo común en la Región de Los Ríos es la introducción de ganado bovino, pero ocasionalmente, y en especial en las serranías de la cordillera costera, se presenta ganadería ovina, que es más degradadora que el primero (Ramírez et al. 2005). El suelo de la pradera de ovinos presenta una menor cubierta vegetal, una mayor compactación y mayor sequía edáfica, indicando un avanzado estado de degradación. La degradación de la pradera de bovinos favorece la formación de un Matorral de Zarzamora, la de ovinos, la invasión del arbusto alóctono Rosa mosqueta (Ramírez et al. 2005).

Las prácticas productivas relacionadas con la aplicación de agroquímicos son un tema transversal presente en el sector agropecuario y otros sectores productivos, como el sector forestal. El uso y manejo inadecuado de estos productos químicos genera importantes problemas de contaminación en cursos de aguas, suelo y también en otros sistemas productivos, como el apícola. El 70% del total de los plaguicidas importados se utiliza en las actividades forestales y agrícolas (Rozas 1995). Considerando que existe una escasa superficie cultivable, es posible deducir que grandes cantidades de plaguicidas se aplican en una reducida superficie. Los efectos de los plaguicidas sobre la biodiversidad son múltiples, por una parte reducen o eliminan la biodiversidad, pues causan la muerte de insectos benéficos como los polinizadores y depredadores de plagas (por ejemplo, las chinitas) y afectan otras especies superiores, se “biomagnifican”, aumentando sus concentraciones a medida que avanza la cadena trófica.

El uso e importación de fertilizantes, también se ha incrementado. Más del 50% de los productos utilizados contiene niveles de metales pesados superiores a 2.5mg/kg (Gallardo 2004). Estos contaminantes permanecen en el suelo y afectan la microfauna, lo que puede generar toxicidad y concentración en los tejidos de los cultivos. Los metales pesados se encuentran principalmente en fertilizantes fosforados; también se encuentra cadmio y arsénico en fertilizantes provenientes principalmente de EE.UU y México; y plomo asociado a calizas.

En relación a los cultivos transgénicos, existe evidencia que la RM, VI, X y XIV regiones tienen las mayores variedades de cultivos transgénicos liberados, principalmente canola, remolacha, papa, pinos y manzanos (Manzur 2005).

El uso creciente de semillas mejoradas y sistemas de monocultivo, amenaza la biodiversidad agrícola, provocando que las variedades tradicionales de cultivos localmente adaptados, como también el conocimiento de su uso, se pierdan por desuso y falta de valoración.

1.5.3 La pesca y acuicultura y sus impactos sobre la biodiversidad

El sector pesquero se compone de tres subsectores: industrial, artesanal y acuícola.

Relativo a la pesca industrial de la Región, las principales artes de pesca son el cerco (11 flotas) y arrastre (10 flotas) (SERNAPESCA 2008)

La actividad pesquera artesanal se desarrolla en cuatro comunas de la región, siendo las más importantes Valdivia (1.545), Corral (714 pescadores) y Mariquina (529). Distinguiéndose cinco actividades de pesca artesanal (ayudante de buzo, buzo mariscador, patrón artesanal, pescador artesanal y recolector de orilla) (Agenda Local 21 2008).

Las especies más desembarcadas corresponden a los peces, principalmente pelágicos (jurel, sardina, anchoveta, entre otras), posteriormente se encuentra el recurso alga y moluscos y finalmente crustáceos (Sernapesca 2008). De las especies pelágicas, las principales especies son la anchoveta y sardina, las cuales en su gran mayoría son desembarcadas en la pesquera El Golfo, ubicada en la comuna de Corral, donde se convierte en Harina de pescado y así es enviada a mercados internacionales (Agenda Local 21 2008).

La mayor parte de la producción regional se orienta hacia la exportación, alcanzando 227 mill US, siendo los choros, choritos y cholgas (27%) y el agar-agar (21%) los que contribuyen mayormente a esta cifra, posteriormente se ubican almejas, erizos de mar y lenguas de erizo, con importantes ingresos. Curiosamente con ingresos menores a los 10 millones de dólares se encuentra uno de los recursos más importante para los pescadores artesanales, el loco (*Concholepas concholepas*) (SERNAPESCA 2008).

En relación a la acuicultura, en la Región existen 57 centros de acuicultura inscritos, 44 presentaron operación y 10 registraron cosecha. De estos centros, 6 son para cultivos de algas, 12 moluscos, y 43 peces. En el año 2009 hubo 18 solicitudes presentadas a Sernapesca para desarrollar actividades de acuicultura, 1 en la Unión y 8 en Corral, todas para cultivos de salmónidos (Sernapesca 2009). Las mayores cosechas en la región corresponden a peces (1.473 ton) y molusco (188 ton) (SERNAPESCA 2008).

Las áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB), corresponden zonas geográficas delimitadas que se entregan por Sernapesca a una organización de pescadores artesanales para la ejecución de un proyecto de manejo y explotación de recursos bentónicos ubicados en la franja costera de las 5 millas reservadas a la pesca artesanal o en aguas terrestres e interiores. En la Región bajo esta modalidad existen 10 caletas de base con 3373 ha totales. Las principales especies extraídas en estas áreas de manejo son el

loco, diferentes especies de lapas, chorito, choro zapato, cholga, machas, jaiba, picoroco, algas y piure (SERNAPESCA 2008).

El patrón de explotación pesquera se resume en una explotación intensiva hasta agotar el recurso, el cual se abandona y se reemplaza por la explotación intensiva de otra especie. En la práctica, significa un aumento del número de especies que van entrando en régimen de explotación. Todo ello indica la forma no sustentable como se ha desarrollado la actividad pesquera en Chile. Para las principales especies que se explotan hoy en día, la autoridad se ha visto en la necesidad de implantar cuotas de captura, vedas reproductivas y totales y tallas mínimas de extracción. Para el año 2010 se han establecido cuotas de captura para las siguientes especies en esta Región: Merluza de cola, Jurel, Merluza del sur, Merluza común, Anchoveta (www.subpesca.cl). Del mismo modo que los otros recursos pesqueros, la extracción de algas se realiza de manera desmedida, su explotación afectaría las poblaciones de locos, erizos, jaibas, centollas y gran variedad de especies de peces costeros que utilizan este sustrato como hábitat natural, refugio y fuente de alimento (Cárdenas 1985, Morales y Gezán 1986). La fuerte presión extractiva de macroalgas sin las adecuadas técnicas ni bases científicas ha obligado al establecimiento de vedas en la XIV, X y XI Región.

El agotamiento de los recursos marinos debería afectar también las diversas poblaciones de cetáceos, pinnípedos (lobos marinos y focas), nutrias, aves marinas y otras especies que habitan nuestras aguas, y que dependen de los productos del mar para su alimentación (Cárdenas 1985).

Graves impactos ambientales de la pesquería se refieren a la destrucción de los fondos marinos y pérdida de la fauna asociada a las especies comerciales. La pesca de arrastre, utilizada en las pesquerías de merluza, camarón y langosta, es sumamente destructiva de la biodiversidad, al no discriminar las especies objetivo. La captura de especies asociadas con cuotas de captura copadas, hace que las cuotas oficiales sean sobrepasadas en forma considerable (Cárdenas 1985). También ha habido interferencia entre la pesca artesanal y la acuicultura con los lobos marinos, los cuales son cazados clandestinamente para proteger estas pesquerías.

En términos generales, tanto el cultivo de peces en jaulas flotantes como el de moluscos en bandejas o en long-lines tienen impactos sobre el ambiente circundante, tanto a escala local como en escalas mayores. El impacto más importante de estos cultivos es sobre el fondo marino, generalmente sobre un área localizada inmediatamente bajo las instalaciones. Sin embargo, el impacto acumulativo de numerosos centros en un mismo cuerpo de agua puede llegar a ser muy significativo (Buschmann 2001, 1996, Woods et al. 2003). Por otro lado, los diferentes tipos de organismos cultivados producen desechos metabólicos. El potencial enriquecimiento orgánico del ecosistema bentónico implica un mayor consumo de oxígeno y la eventual formación de sedimentos anóxicos. Por otro lado, en la columna de agua, el enriquecimiento extremo con nutrientes solubles como el nitrógeno y el fósforo puede provocar la eutroficación de los cuerpos de agua. En asociación con esto se pueden desencadenar florecimientos algales potencialmente dañinos tanto para los organismos silvestres como para aquellos cultivados.

El cultivo del salmón, también genera serios impactos ambientales. Los desechos orgánicos e industriales de la crianza, producen contaminación de las aguas y causan eutroficación de los lagos (Soto et al. 2006). El uso de antibióticos y drogas disueltas en el agua para evitar enfermedades en los salmones, puede causar impactos negativos en otras especies y a la salud humana. Los salmones que se fugan, causan desequilibrio en los ecosistemas al ser predadores y competidores de las especies nativas (Soto et al. 2006). Los masivos escapes de salmones causan impactos en el ecosistema marino. Se estima un escape anual de salmónidos de entre 900 mil a 4 millones de ejemplares, los salmones escapados consumirían hasta 1.800 toneladas de peces silvestres en ese tiempo, como puye, pejerreyes, corvina, merluza austral y sardina, entre otros. Los pescadores artesanales estiman pérdidas entre 4 a 6 millones de dólares anuales por consumo y destrucción de peces nativos (Manzur 2004).

Folio016716

El principal problema que afecta a los recursos pesqueros del país, es su manejo inadecuado y no sustentable, que permite la sobreexplotación de los recursos. Esta situación ocurre aun cuando la política pesquera se ha centrado en reducir la flota pesquera, en promover una diversificación de los productos y evitar la sobreexplotación a través de medidas de regulación específicas. Además existe una legislación pesquera que provee instrumentos de regulación cuya efectiva implementación y mayor fiscalización podría ser efectiva para la conservación de las pesquerías. Sin embargo aun no se cuenta con un plan ordenado de manejo e investigación que permita establecer estrategias de uso racional focalizadas para cada especie. Por otra parte, el escaso avance en la creación de áreas marinas protegidas denota una falta de voluntad política hacia la conservación de los recursos marinos (Cubillos et al. 1999).

Otro factor que incide en la sobreexplotación y que debe revertirse es que gran parte de los productos pesqueros se venden como materia prima con bajo valor agregado como es el caso de la harina de pescado, lo que incide en una mayor presión sobre los recursos. Es valorable sin embargo la tendencia a revertir este proceso por la exportación de productos de mayor valor agregado, y de mayor precio.

Una grave amenaza para la costa de le región, es la construcción de un ducto al mar para la evacuación de RILES de la empresa de celulosa CELCO. Debido principalmente a que este ducto podría generar problemas en los recursos bentónicos y pelágicos presentes, contaminándolos con parte de los desechos (Agenda Local 21 2008)

ANEXOS I

Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
FLORA VASCULAR							
Aextoxicacae	*Aextoxicon punctatum*	Olivillo/Palo muerto	DD				
Araucariaceae	*Araucaria araucana*	Araucaria/Pehuén/Piñonero	VU A2c; B1ab(ii,iii,v)	VU			
Cupressaceae	*Austrocedrus chilensis*	Ciprés de la cordillera	VU A2; B2ab(iii)	Vulnerable	FP		
Cupressaceae	*Fitzroya cupressoides*	Alerce/Lahuén/Lahual	EN A2cd UICN		EP		
Cupressaceae	*Pilgerodendron uviferum*	Ciprés de las guaitecas	Vulnerable A2cd	Vulnerable			
Eucryphiaceae	*Eucryphia cordifolia*	Ulmo	LR/NT				
Icacinaceae	*Citronella mucronata*	Huillipatagua		Rara			
Lauraceae	*Persea lingue*	Lingue/Litchi	LR/NT	FP			
Monimiaceae	*Laurelia sempervirens*	Laurel/Tihue	LR/NT				
Monimiaceae	*Peumus boldus*	Boldo		Vulnerable			
Myrtaceae	*Blepharocalyx cruckshanksii*	Temu/Palo colorado	LR/NT				
Myrtaceae	*Legrandia concinna*	Luma del Norte	CR	EP			
Nothofagaceae	*Nothofagus dombeyi*	Coigüe	LR/LC				
Nothofagaceae	*Nothofagus alpina*	Raulí	LR/NT				
Podocarpaceae	*Lepidothamnus fonkii*	Ciprés enano	Vulnerable B1+2c				
Podocarpaceae	*Podocarpus nubigena*	Mañío de hojas punzantes	NT				
Podocarpaceae	*Podocarpus saligna*	Mañío de hojas largas	VUA2cd				
Podocarpaceae	*Prumnopitys andina*	Lleuque/Uva de la cordillera	VU B2ab(ii-v)	Rara			
Podocarpaceae	*Saxegothaea conspicua*	Mañío de hojas cortas	NT				
Campanulaceae	*Lobelia bridgesii*	Tupa rosada	VU D1, 2	Rara			
Escalloniaceae	*Valdivia gayana*	Planta de León/Valdivia	DD	VU /R			
Lamiaceae	*Satureja multiflora*	Menta del árbol/Menta de agua	NT				
Malvaceae	*Corynabutilon ochsenii*	Huella chica	DD	EP			
Adiantaceae	*Pellaea ternifolia*	Cusapi/Yuquelahué	VU				
Blechnaceae	*Blechnum arcuatum*	Helecho de las cascadas	VU				
Blechnaceae	*Blechnum asperum*		VU				
Blechnaceae	*Blechnum blechnoides*		VU				
Blechnaceae	*Blechnum corralense*		EN				
Dicksoniaceae	*Lophosoria quadripinnata*	Ampe/Palmilla	VU				
Dryopterdaceae	*Polystichum subintegerrimum*		VU				
Dryopteridaceae	*Megalastrum spectabile var spectabile*	Pesebre	VU				

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
Gleicheniaceae	*Gleichenia litoralis*		VU				
Grammitidaceae	*Grammitis magellanica*		VU				
Hymenophyllaceae	*Hymenoglossum cruentum*	Sanguinaria/Helecho película	VU				
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum caudiculatum var productum*	Pallante chilote	VU				
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum cuneatum*		VU	EP/R			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum dicranotrichum*		VU				
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum falklandicum*		VU				
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum secundum*		VU				
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum tortuosum var tortuosum*		VU				
Hymenophyllaceae	*Sepyllopsis caespitosa*		IC				
Hymenophyllaceae	*Trichomanes exsectum*		R				
Lomariopsidaceae	*Elaphoglossum gayanum*		VU				
Lycopodiaceae	*Lycopodium alboffii*		VU				
Lycopodiaceae	*Lycopodium confertum*		VU				
Lycopodiaceae	*Lycopodium gayanum*		VU				
Lycopodiaceae	*Lycopodium paniculatum*	Palmita, Llanka-Lahuén	VU				
Marsileaceae	*Pilularia americana*		EP				
Ophioglossaceae	*Ophioglossum valdivianum*	Huentru-lahuén	IC				
Polypodiaceae	*Pleopeltis macrocarpa*		VU				
Schizaeaceae	*Schizaea fistulosa*		VU				
Asteraceae	*Conyza floribunda*		IC				
Asteraceae	*Soliva sessilis*		FP				
Brassicaceae	*Coronopus didymus*		IC				
Caryophyllaceae	*Spergularia villosa*		IC				
Chloraeinae	*Gavilea cardioglossa*	Orquídea	IC				
Euphorbiaceae	*Chiropetalum tricuspidatum*		FP				
Gentianaceae	*Cicendia quadrangularis*		IC				
Onagraceae	*Oenothera stricta ssp stricta*	Flor de San José					
Onagraceae	*Clarkia tenella*	Sangre de toro/Inútil	FP				
Oxalidaceae	*Oxalis perdicaria*		FP				
Plantaginaceae	*Plantago firma*		IC				
Polygonaceae	*Rumex maricola*		FP				

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
Scrophulariaceae	*Hebe salicifolia*	Hebe		Rara			
Scrophulariaceae	*Limosella australis*		IC				
Berberidopsidaceae	*Berberidopsis corallina*	Michay rojo	EN A2ce; B2ab(i-v); C2a(i) UICN	En Peligro			
TOTAL FLORA	**66**						
AVES MARINAS							
Anatidae	*Anas sibilatrix*	Pato real	LC			LC	
Anatidae	*Cygnus melanocoryphus*	Cisne de cuello negro		VU		LC	
Anatidae	*Tachyeres patachonicus*	Quetru volador	LC	IC		LC	
Laridae	*Larus modestus*	Gaviota garuma	LC	R		LC	
Laridae	*Sterna elegans*	Gaviota elegante	NT			LC	
Threskiornithidae	*Plegadis chihi*	Cuervo del pantano	LC	EP			
Pelecanidae	*Pelecanus thagus*	Pelícano	NT			NT	
Phalacrocoracidae	*Phalacrocorax gaimardi*	Lile	NT	IC			
Sulidae	*Sula variegata*	Piquero	LC	IC		LC	
Diomedeidae	*Thalassarche melanophrys*	Albatros de ceja negra	EN A4bd			EN	
Pelecanoididae	*Pelacanoides garnotii*	Yunco de los canales		VU			
Procellariidae	*Procellaria aequinoctialis*	Petrel negro	VU A4bcde			VU	
Procellariidae	*Puffinus griseus*	Fardela negra	NT			NT	
Procellariidae	*Puffinus creatpopus*	Fardela blanca		VU		VU	
Sphenicidae	*Spheniscus magellanicus*	Pingüino de Magallanes	NT			NT	
Sphenicidae	*Spheniscus humboldti*	Pingüino de Humboldt	VU 2bcde+3bcde+4bcde;	IC		VU	
TOTAL AVES MARINAS	**16**						
AVES HUMEDALES							
Rallidae	*Laterallus jamaicensis*	Pidencito	NT	IC			
Rostratulidae	*Rostratula semicollaris*	Becacina pintada		EP			
Scolopacidae	*Numenius borealis****	Zarapito boreal***	CE				
Scolopacidae	*Gallinago paraguaiae*	Becacina	LC	VU			
Laridae	*Larus serranus*	Gaviota andina	LC	R		LC	
Furnariidae	*Pseudocolopteryx flaviventris*	Pájaro amarillo	LC	IC			
Ardeidae	*Ardea cocoi*	Garza cuca	LC	R		LC	
Ardeidae	*Ixobrychus involucris*	Huairavillo	LC	R		LC	
Threskiornithidae	*Theristicus melanopis*	Bandurria	LC	VU		LC	

Folio016721

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
Phoenicopteridae	*Phoenicopterus chilensis*	Flamenco	NT	R		NT	
Anatidae	*Cygnus melanocoryphus*	Cisne de cuello negro		VU		LC	
Anatidae	*Coscoroba coscoroba*	Cisne coscoroba	LC	EP			
Anatidae	*Chloephaga melanoptera*	Piuquén	LC	VU		LC	
Anatidae	*Tachyeres patachonicus*	Quetru volador	LC	IC		LC	
Anatidae	*Anas bahamensis*	Pato gargantillo	LC	R		LC	
Anatidae	*Anas platalea*	Pato cuchara	LC	IC		LC	
Anatidae	*Heteronetta atricapilla*	Pato rinconero	LC	R		LC	
Accipitridae	*Pandion haliaetus*	Aguila pescadora	LC	VU		LC	
Accipitridae	*Circus cinereus*	Vari	LC				
TOTAL AVES HUMEDALES	**19**						
AVES TERRESTRES							
Cathartidae	*Vultur gryphus*	Cóndor	NT	R		NT	
Accipitridae	*Pandion haliaetus*	Águila pescadora		V		LC	
Accipitridae	*Accipiter bicolor*	Peuquito		R		LC	
Accipitridae	*Buteo ventralis*	Aguilucho de cola rojiza	NT	R		NT	
Accipitridae	*Buteo albigula*	Aguilucho chico	LC	R		LC	
Falconidae	*Falco peregrinus*	Halcón peregrino		EP		LC	
Columbidae	*Columba araucana*	Torcaza		V		LC	
Psittacidae	*Enicognathus leptorhynchus*	Choroy		V		LC	
Strigidae	*Strix rufipes*	Concón		IC		LC	
Strigidae	*Asio flammeus*	Nuco		IC		LC	
Picidae	*Campephilus magellanicus*	Carpintero negro		V		LC	
TOTAL AVES TERRESTRES	**11**						
TOTAL AVES	**46**						
MAMÍFEROS TERRESTRES Y DE HUMEDALES							
Microbiotheriidae	*Dromiciops gliroides*	Monito del monte/Chimaihuen	VU A1c		IC		
Caenolestidae	*Rhyncolestes raphanurus*	Comadrejita trompuda	VU A1c		IC		
Vespertillionidae	*Myotis chiloensis*	Murciélago oreja de ratón del sur	NT				
Molossidae	*Tadarida brasiliensis*	Murciélago común	NT				
Cricetidae	*Abrothrix longipilis var hirta*	Laucha de pelo largo	DD				
Cricetidae	*Abrothrix longipilis var morens*	Laucha de pelo largo	DD				
Cricetidae	*Abrothrix sanborni*	Laucha de Sanborn	DD				

Folio016722

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
Cricetidae	*Geoxus valdivianus var valdivianus*	Ratón topo valdiviano	Rara				
Cricetidae	*Chelemyx macronyx var vestitus*	Ratón topo de cordillera	DD				
Cricetidae	*Irenomys tarsalis var tarsalis*	Rata arbórea	DD				
Chinchillidae	*Lagidium viscacia var boxi*	Vizcacha de montaña	CR				
Myocastoridae	*Aconaemys porteri*	Tunduco de porter	DD				
Felidae	*Leopardus guigna var guigna*	Güiña	VU C2a[1] º		IC /R		
Felidae	*Puma concolor var araucana*	Puma	VU[1]				
Canidae	*Lycalopex griseus var maullinicus*	Zorro chilla	LR Ic				
Mustelidae	*Galictis cuja*	Quique	VU				
Mustelidae	*Lontra provocax*	Huillín	EN A3cd [1] ºº		IC		
Cervidae	*Pudu pudu*	Pudú	VU A1cde [1] ºº		VU		
TOTAL MAMÍFEROS TERRESTRES	**18**						
MAMÍFEROS MARINOS							
Mustelidae	*Lontra felina*	Chungungo	EN A1cd [1] ºº CMSI		IC		
Balaenopteridae	*Megaptera novaeangliae*	Ballena jorobada	Vu A1ad ºº CBIII CMSI		VU		
Balaenopteridae	*Eubalena glacialis (australis)*	Ballena franca austral	LRcd		EP		
Balaenopteridae	*Balaenoptera borelis*	Ballena boba/Sei/Rorcual Rudolphi	EP º CMSI				
Balaenopteridae	*Balaenoptera bonaerensis*	Ballena minke antártica	LRcd º ºº CBI CMSI				
Balaenopteridae	*Balaenoptera acurostrata*	Ballena minke o rorcual pequeño	LRcd º ºº CBI CMSI				
Balaenopteridae	*Balaenoptera physalus*	Ballena de aleta/Rorcual común	EP ºº CBIII CMSI				
Balaenopteridae	*Balaenoptera musculus*	Ballena azul/Rorcual gigante	EP ºº CBIII CMSI		EP		
Balaenopteridae	*Caperea marginata*	Ballena pigmea	LRIc º CMSI II				
Physetiridae	*Physter macrocephalus*		Vu ºº CBI CMSI				
Ziphiidae	*Hyperoodon planifrons*	Ballena nariz de botella del sur	LRcd º ºº CBI				
Ziphiidae	*Ziphius cavirostris*	Ballena Picuda de Cuvier	IC º				
Ziphiidae	*Mesoplodón grayi*	Mesoplodón de Gray	DDº CBI				
Ziphiidae	*Mesoplodón hectori*	Mesoplodón de Héctor	DDº CBI				

Folio016723

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
Ziphiidae	*Mesoplodón layardii*	Mesoplodón de Layard	IC º CBI				
Delphinidae	*Lagenorynchus australis*	Delfín austral	DD ºº CBI CMSII				
Delphinidae	*Cephalorynchus eutropia*	Delfín chileno	IC º CBI		IC		
Delphinidae	*Lagenorynchus cruciger*	Delfín cruzado	IC º				
Delphinidae	*Grampus griseus*	Delfín gris	DD º CBI CMSII				
Delphinidae	*Lissodelphis peroni*	Delfín liso del sur	IC º CBI CMSII				
Delphinidae	*Tursiops truncatus*	Delfín nariz de botella	DD º CBI CMSII		EP		
Delphinidae	*Globicephala melaena (melas)*	Calderón negro	LR Icº CBI CMS				
Globicephalidae	*Orcinus orca*	Orca	LRcd º CBI CMSII				
Globicephalidae	*Pseudorca crassidens*	Falsa orca	CBI º				
Phocoenidae	*Phocoena spinipinnis*	Marsopa espinoza	IC º CMSII				
TOTAL MAMÍFEROS MARINOS	**25**						
TOTAL MAMÍFEROS	**43**						
ANFIBIOS							
Bufonidae	*Rhinella rubropunctata*	Sapo de manchas rojas	VU				
Calyptocephalellidae	*Calyptocephalella gayi*	Rana grande chilena	VU		VU		
Ceratophryidae	*Batrachyla taeniata*	Rana de antifaz	LC		R		
Cycloramphidae	*Alsodes norae*	Rana de pecho espinoso de Cordillera Pelada	DD				
Cycloramphidae	*Alsodes valdiviensis*	Rana de pecho espinoso de Oncol	DD				
Cycloramphidae	*Alsodes verrucosus*	Rana verrugosa de pecho espinoso	DD		IC		
Cycloramphidae	*Eusophus migueli*	Rana de hojarasca de Mehuín	EN		EP/R		
Cycloramphidae	*Eusophus roseus*	Rana rosácea de hojarasca	NT				
Cycloramphidae	*Eusophus vertebralis*	Rana grande de hojarasca	NT				
Cycloramphidae	*Hylorina sylvatica*	Rana esmeralda	LC		IC		
Cycloramphidae	*Insuetophrynus acarpicus*	Rana verde de Mehuín	CR		EP/R		
Rhinodermatidae	*Rhinoderma darwinii*	Ranita de Darwin	VU		IC		
Telmatobufo	*Telmatobufo australis*	Rana montana de dos líneas	VU		VU		
TOTAL ANFIBIOS	**13**						
GASTRÓPODOS							
Chilinidae	*Chilina ampullacea*					V	
	C. fluviatilis					V	

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
	C. major					V	
	C. robustior					V	
	C. elegans					V	
	C. limnaeformis					V	
	C. acuminata					V	
	C. olivacea					V	
Physidae	*Physa chilensis*					MR	
Lymnaeidae	*L. viator*					MR	
Planorbidae	*Biomphalaria chilensis*					MR	
TOTAL GASTRÓPODOS	**11**						
MALACOSTRÁCEOS							
Parastacidae	*Parastacus nicoleti*					VU	
	Samastacus spinifrons					VU	
Aeglidae	*Aegla abtao*					IC	
	Aegla cholchol					VU	
	Aegla denticulata denticulata					IC	
	Aegla hueicollensis					VU	
TOTAL MALACOSTRÁCEOS	**6**						
TOTAL INVERTEBRADOS	**17**						
PECES HUMEDALES							
Atherinopsidae	*Odontesthes mauleanum*	Cauque de Valdivia			VU	V	
	Basilichthys Australis	Pejerrey				V	
Characidae	*Cheirodon galusdae*	Pocha de los lagos			VU	V	
	Cheirodon australe	Pocha del sur			VU	FP	
	Cheirodon kiliani				EP/R	R	
Galaxiidae	*Aplochiton taeniatus*	Farionela				PE	
	Aplochiton zebra	Farionela listada				PE	
	Galaxias maculatus	Puye			FP	V	
	Galaxias platei	Tollo			FP	V	
	Brachygalaxias bullocki	Puye Peladilla			FP	I	
Percichthyidae	*Percichthys trucha*	Perca trucha			FP	V	
	Percichthys melanops	Trucha negra			VU	PE	
Perciliidae	*Percilia gillissi*	Carmelita				V	
Petromyzontidae	*Geotria australis*	Lamprea anguila			FP	V	

Cont. Tabla 2. Especies de flora y fauna de la Región amenazadas de acuerdo a su estado de conservación

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estado de Conservación				
			UICN	Libro Rojo	RCEs	Birdlife	Otro*
	Mordacia lapicida	Lamprea de agua dulce			EP	I	
Diplomystidae	*Diplomystes campoensis*	Tollo			EP	V	
Trichomycteridae	*Trichomycterus areolatus*	Bagre chico			VU	V	
TOTAL PECES HUMEDALES	**17**						
REPTILES							
	Liolaemus chilensis		V				
	Liolaemus lemniscatus		V	DD			
	Pristidactylus torquatus		V				
	Philodryas chamissonis		V	DD			
	Tachymenis chilensis		V				
	Dermochelys coriaca	Tortuga laúd		CR			
	Lepidochelys olivacea	Tortuga golfina		EN			
TOTAL REPTILES	**7**						

Criterios UICN: DD. “Data deficient” Datos insuficientes; LC. “Least concern” Preocupación menor; VU. Vulnerable; A2ace: Listado como VU por una reducción de su población estimada en más de un 30% en los últimos 10 años, basada en la reducción de su área de distribución, reducción y destrucción de hábitat y otras posibles amenazas indeterminadas; B1ab(iii). Listado como VU porque su extensión de ocurrencia no es mayor a 20.000 km2, es conocida por menos de 10 localidades y hay una declinación continua en la extensión y calidad de su hábitat. Criterios D. S. Nº5: F. Fuera de Peligro; I. Escasa o Inadecuadamente conocida; V. Vulnerable; P. Peligro de extinción: RCEs: Reglamento de Clasificación de Especies;

Tabla 5. Lista de especies de flora acuática de las cuencas del río Valdivia y Bueno

Flora acuatica en la cuenca del rio Valdivia		Flora acuática presente en la cuenca del río Bueno	
Nombre científico	**Nombre común**	**Nombre científico**	**Nombre común**
Azolla filiculoides	Flor del pato	Ranunculus chilensis	Ranúnculo de vega
Isoetes savatieri	Isete	Myriophyllum aquaticum.	Pinito de agua
Lilaeopsis lineada		Cladophora sp.	Pelo de agua
Aster valí		Alisma lanceolatum	Hualtata, llantén de agua
Cotula coronopifolia	Botón de oro	Nasturtium officinale	Berro
Senecio fistulosus	Hualtata, paco, lampazo	Egeria densa	Luchecillo
Senecio zosteraefolius		Equisetum bogotense	Hierba de la plata
Cardamine nasturtioides		Equisetum fluviatile	Helecho
Nasturtium officinale	Berro	Juncos procerus	Junquillo
Callitriche deflexa		Juncos sp	Junco
Callitriche palustres	Huenchecó	Ranunculus repens	Botón de oro
Callitriche stagnalis		Callitriche palustres	Huencheco
Spergularia rubra	Taisana	Verónica anagallis-aquatica	Nomeolvides
Chenopodium ambrosioides	Paico	Polygonum sp.	Duraznillo
Salicomia fruticosa	Sosa	Ludwigia peploides	Duraznillo de agua
Crassula erecta	Flor de la piedra	Melosira granulata	
Elatine chilensis	Yerbilla	Spirogira protecta	
Myriophyllum brasiliense	Pasto pinito	Tolypothrix taenuis	
Myriophyllum elatinoides	Hierba del sapo		
Hydrocotyle ranunculoides	Yerba de la plata		
Hydrocotyle volckmanni	Tembladerilla		
Ultricularia tenuis	Atrapa bichos		
Lythrum album	Romerillo		
Lythrum hyssopi	Folia		
Myrceugenia exsucca	Pitra		
Nymphaea alba	Loto		
Jussiaea repens			
Polygonum hidropiperoides	Duraznillo		
Ranunculus flagelliformis			
Ranunculus monanthos			
Ranunculus sp			
Salix viminalis	Mimbre"		
Gratiola peruviana	Contrahierba		
Limosella subulata			
Mimulus bridgesii	Placa, Berro		
Mimulus luteus	Placa		
Mimulus sp.			
Veronica anagallis-aquatica	No me olvides del campo		
Alisma plantado-aquatica	Llantén de agua		
Sagittaria chilensis			
Sagittaria sp.			
Cyperus conceptionis	Cortadera		
Cyperus eragrostis	Cortadera"		
Heleocharis pachycarpa			
Scirpus americanus			
Scirpus californicus Tahuatahua			
Scirpus cernís			
Scirpus inundatus			
Elodea densa Luchecillo,	huiro		
Juncus supinus			
Juncus cyperoides			
Juncus microcephalus Floribundus	J unquillo		
Juncus procerus	Junquillo, junco		
Juncus supiniformis			
Triglochin maritima	Hierba de la paloma		

Cont. Tabla 5. Lista de especies de flora acuática de las cuencas del río Valdivia y Bueno

Flora acuatica en la cuenca del rio Valdivia		Flora acuática presente en la cuenca del río Bueno	
Nombre científico	**Nombre común**	**Nombre científico**	**Nombre común**
Triglochin striata Hierba de la paloma			
Lemna valdiviana	Lenteja de agua		
Arundo donax	Caña de Castilla		
Potamogeton gayi	Huiro		
Potamogeton linguatus	Huiro		
Potamogeton lucens	Huiro		
Potamogeton lucens var. Brasiliense	Huiro		
Potamogeton obtusifolius	Huiro		
Potamogeton pectinatus	Huiro		
Potamogeton pusillus var.			
Tenuissimus	Huiro		
Potamogeton stenostachys	Huiro		
Leptocarpus chilensis	Canutillo		
Typha angustifolia Vatro,	Totora		
Zannichellia palustres	Cachudita de las lagunas		

Fuente: SAG 2004 a. Diagnostico y Clasificacion de los Cursos y Cuerpos de Agua segun Objetivos de Calidad. Cuenca del Río Valdivia
SAG 2004 b. Diagnostico y Clasificacion de los Cursos y Cuerpos de Agua segun Objetivos de Calidad. Cuenca del Río Bueno

Tabla 6. Fauna Íctica presente en las cuencas del río Valdivia, Bueno, Chaihuin y Colún

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	Estado de conservación	
					Habit et al. 2006	RCEs
Atheriniformes	*Atherinopsidae*	*Odontesthes mauleanum*	Cauque de Valdivia	Nativo (E)	V	VU
		Basilichthys Australis	Pejerrey	Nativo (E)	V	
Characiformes	*Characidae*	*Cheirodon galusdae*	Pocha de los lagos	Nativo (E)	V	VU
		Cheirodon australe	Pocha del sur	Nativo (E)	FP	VU
		Cheirodon kiliani		Nativo (E)	R	EP/R
Osmeriformes	*Galaxiidae*	*Aplochiton taeniatus*	Farionela	Nativo (E)	PE	
		Aplochiton zebra	Farionela listada	Nativo (E)	PE	
		Galaxias maculatus	Puye	Nativo	V	FP
		Galaxias platei	Tollo	Nativo (E)	V	FP
		Brachygalaxias bullocki	Puye Peladilla	Nativo (E)	I	FP
Perciformes	*Percichthyidae*	*Percichthys trucha*	Perca trucha	Nativo	V	FP
		Percichthys melanops	Trucha negra	Nativo (E)	PE	VU
	Perciliidae	*Percilia gillissi*	Carmelita	Nativo (E)	V	
Petromyzontiformes	*Petromyzontidae*	*Geotria australis*	Lamprea anguila	Nativo	V	FP
		Mordacia lapicida	Lamprea de agua dulce	Nativo (E)	I	EP
Siluriformes	*Diplomystidae*	*Diplomystes campoensis*	Tollo	Nativo (E)	V	EP
	Trichomycteridae	*Trichomycterus areolatus*	Bagre chico	Nativo	V	VU
	Salmonidae	*Salmo trutta trutta*	Trucha de mar	Introducido	NL	
		Salmo trutta fario	Trucha de río	Introducido	NL	
		Onchorhynchus mykiss	Trucha arcoiris	Introducido	NL	
	Poeciliidae	*Gambusia affinis*	Gambusia	Introducido	NL	

Nativo (E): Endémico

V: vulnerable; FP: fuera de peligro; R: rara; PE: en peligro de extinción; I: indeterminado; NL: no listada

Fuente: Habit E. B. Dyer & Vila I. 2006. Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. Gayana 70(1): 100-113

RCEs: Reglamento de Clasificación de Especies

Tabla 7. Crustáceos zooplanctónicos presentes en ecosistemas acuáticos continentales de la Región de Los Ríos

Subclase	Orden	Familia	Nombre científico	Distribución
Copepoda	Calanoidea	Boeckellidae	*B. gracilipes*	XV - V – IX a X
			B. gracilis	IX a X
			B. vallentini	RM - XIV
			B. longicaudata	Chile
			B. silvestrii	
			B. kinzeli	
			B. (Pseudoboeckella) thomseni	
		Centropagidae	*Parabroteas sarsi**	V a XII
		Diaptomidae	*Tumeodiaptomus diabolicus*	IV a X (Chiloé)
	Cyclopoidea	Cyclopidae	*Macrocyclops albidus*	V – XIV a X
			Eucyclops serrulatus	I – VII a XII
			Eucyclops chiliensis	XIV a X
			Tropocyclops meridionalis	V a XII
			Paracyclops chiltoni	V – XIV a X
			Acanthocyclops vernalis	IX a X
			Microcyclops anceps	V – IX a X - XII
			Mesocyclops longisetus	V – IX a XI
			Mesocyclops annulatus	Chile
	Harpacticoidea	Canthocamptidae	*Löfflerella chilensis*	XIV (Valdivia) a X (Chiloé)
			Antarctobius nieblensis	XIV (Niebla, Río Valdivia)
			Antarctobius brevifurcatus	XIV
			Attheyella serrata	XIV a X (Puyehue)
			Attheyella wieseri	IX a X
			Attheyella nuda	IX a X
			Attheyella hanae	XIV
			Attheyella pichilafquensis	IX a X
			Attheyella levigada	XIV a X (Puyehue)
			Attheyella occulta	XIV
			Attheyella laciniata	Chile
			Attheyella bullata	Chile
			Attheyella viviani	Chile
			Attheyella camposi	Chile
			Attheyella chilensis	Chile
			Attheyella multisetosa	XIV
			Moraria kummeroworum	Chile
			Antarctobius uncus	
Branchiopoda	Cladocera	Daphnidae	*Daphnia pulex*	XV a XII
			D. obtusa	VIII a XII
			D. ambigua	V – XIV a X
			Scapholeberis spinifera	XIV
			Simocephalus exspinosus	V a XIV (Riñihue)
			Simocephalus inflatus	XIV
			Ceriodaphnia dubia	V – XIV a X
			D. peruviana	
			D. dadayana	
			Daphniosis chilensis	
		Sididae	*Diaphanosoma chilense*	XV a X
		Bosminidae	*Bosmina (Neobosmina) chilensis*	XV – IX a XIV
			Eubosmina hagmanni	
			B. longirostris	
		Macrothricidae	*Streblocerus serricaudatus*	XIV a X
			Echinisca triserialis	V a XIV
			Streblocerus serricaudatus	XIV a X

Cont. Tabla 7. Crustáceos zooplanctónicos presentes en ecosistemas acuáticos continentales chilenos

Subclase	Orden	Familia	Nombre científico	Distribución
Branchiopoda	Cladocera	Chydoridae	*Camptocercus rectirostris*	V – XIV a X
			Alona guttata	V – XIV a X
			Alona pulchella	V – XIV a X
			Alona quadrangularis	XIV a X
			Leydigia leydigii	V - X
			Alonella clathratula	I- XIV a X
			Alonella excisa	XIV a X
			Pleuroxus aduncus	V – XIV a X
			Pleuroxus similis	XIV a X
			Chydorus piger	I- XIV a X
			Chydorus sphaericus	XV a XII
			Blapertura affinis	IX a X

Elaboración propia en base a: Villalobos L. 2006. Estado de conocimiento de los crustáceos zooplanctónicos dulceacuícolas de Chile. Gayana 70(1): 31-39

Tabla 8. Lista taxonómica, distribución y estado de conservación de especies de malacostráceos delacuícolas

Clase	Orden	Familia	Nombre Científico	Distribución	Estado de Conservación*
Malacostraca	Decapoda	Parastacidae	*Parastacus nicoleti*	IX a X (Osorno)	VU
			Samastacus spinifrons	V a XI	VU
			Virilastacus araucanius	VIII a X (Osorno)	
		Aeglidae	*Aegla abtao*	IX a X (Chiloé)	IC
			Aegla cholchol	IX a X (Chiloé)	VU
			Aegla denticulata denticulata	IX a X (Chiloé)	IC
			Aegla hueicollensis	XIV (Corral a Hueicolla)	VU
	Amphipoda	Hyalellidae	*Hyalella chiloensis*	VIII a X (Chiloé)	
			Hyalella costera	II a XIV (Isla Teja, Valdivia)	
	Isopoda	Janiridae	*Heterias (Fritzianira) exul*	XIV a X (Llanquihue)	

* Estado de Conservación propuesto por Bahamonde *et. al* (1998) VU: Vulnerable; IC: Inadecuadamente Conocido
Elaboración propia en base a: Jara C. G., E. H. Rudolph & E. R. González. 2006. Estado de conocimiento de los malacostráceos dulceacuícolas de Chile. Gayana 70(1): 40-49

Tabla 9. Lista taxonómica, distribución y estado de conservación de especies de gastrópodos dulceacuícolas

Clase	Subclase	Orden	Familia	Nombre científico	Distribución	Estado de Conservación*
Gastropoda	Pulmonata	Basommatophora	Chilinidae	*Chilina ampullacea*	XIV	V
				C. fluviatilis	Chile	V
				C. major	XIV	V
				C. robustior	XIV	V
				C. elegans	XIV	V
				C. limnaeformis	XIV	V
				C. acuminata	XIV	V
				C. olivacea	Zona sur	V
			Physidae	*Physa chilensis*	Chile	MR
				P. rrivalis	Chile	
			Lymnaeidae	*Lymnaea cousini*	XV a XIV	
				L. viator	Chile	MR
			Planorbidae	*Biomphalaria chilensis*	V a XI	MR
			Ancylidae	*Uncancylus gayanus*	V a X (Chiloé)	

*Estado de conservación propuesto por Valdovinos et al. (2004)
V: Vulnerable; MR: Menor Riesgo
Elaboración propia en base a: Valdovinos C. 2006. Estado de conocimiento de los gastrópodos dulceacuícolas de Chile. Gayana 70(1): 88 - 95

Tabla 10. Lista taxonómica, distribución y endemismo de bivalvos dulceacuícolas de la Región de Los Ríos

Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Distribución
Bivalvos	Paleoheterodonta	Hiiridae	*Diplodon chilensis**	XV a XII
			*D ch. chilensis**	VII a XI
	Veneroida	Sphaeriidae	*Psidium chilense*	VII a XI
			*P. huillichum**	XIV
			*P. llanquihuense**	XIV
			Musculium argentinum	XIV

*Endémico
Elaboración propia en base a: Parada, E. & S. Peredo. 2006. Estado de conocimiento de los bivalvos dulceacuícolas de Chile. Gayana 70(1): 82-87

Tabla 11. Lista sistemática, distribución y origen de insectos de ambientes dulceacuícolas de la Región de Los Ríos

Clase	Subclase	Orden	Familia	Nombre científico	Distribución	Origen
Insecta	Pterygota	Plecoptera	Eustheniidae	*Neuroperlopsis patris*	RM - VIII a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Neuroperla schedingi	IX a X (Osorno)	Endémico (Ch)
			Diamphipnoidae	*Diamphipnoa annulata*	IX a XI	Endémico (Ch)
				Diamphipnoa helgae	IX a X (Osorno)	Endémico (ChA)
				Diamphipnopsis samali	IX a X (Llanquihue)	Endémico (Ch)
			Austroperlidae	*Andesobius barilochensis*	XIV	Endémico (ChA)
				Klapopteryx armillata	VII a XIV	Endémico (Ch)
				Klapopteryx kuscheli	XIV a XII	Endémico (ChA)
				Penturoperla barbata	VII a XI	Endémico (ChA)
			Gripopterygidae	*Antarctoperla michaelseni*	VII a XII	Endémico (ChA)
				Araucanioperla brincki	XIV a X	Endémico (ChA)
				Araucanioperla bullocki	VIII a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Aubertoperla illiesi	VII a XI	Endémico (ChA)
				Ceratoperla fazi	IX a X (Osorno)	Endémico (ChA)
				Ceratoperla schwabei	XIV	Endémico (Ch)
				Chilenoperla puerilis	XIV a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Chilenoperla semitincta	IX a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Limnoperla jaffueli	RM - V a XII	Endémico (ChA)
				Notoperla archiplatae	RM a X (Osorno)	Endémico (ChA)
				Notoperlopsis femina	IX a XI	Endémico (ChA)
				Potamoperla myrmidon	V - VII a XII	Endémico (ChA)
				Chilenoperla semitincta	IX a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Rhithroperla rossi	IX a XII	Endémico (ChA)
				Senzilloides panguipulli	VII a XII	Endémico (ChA)
				Teutoperla rothi	VIII a X	Endémico (Ch)
			Notonemouridae	*Austronemoura chilena*	IX a X (Osorno)	Endémico (ChA)
				Austronemoura decipiens	XIV	Endémico (Ch)
				Austronemoura encoensis	IX a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Austronemoura eudoxiae	VII a X	Endémico (Ch)
				Austronemoura quadrangularis	XIV a X	Endémico (ChA)
				Neofulla areolata	IX a X (Osorno)	Endémico (Ch)
				Neofulla spinosa	XIV	Endémico (Ch)
				Neonemoura barrosi	V a XII	Endémico (ChA)
				Udamocercia arumifera	IX a X (Osorno)	Endémico (ChA)
				Udamocercia frantzi	IX a X (Osorno)	Endémico (ChA)
			Perlidae	*Inconeuria porteri*	VII a X	Endémico (Ch)
				Kempnyella genualis	VII a XI	Endémico (Ch)
				Kempnyella walperi	IX a X	Endémico (Ch)
				Pictetoperla gayi	VII a XII	Endémico (ChA)
				Pictetoperla repanda	VII a XI	Endémico (ChA)
		Ephemeroptera	Baetidae	*Deceptiviosa torrens*	IV a RM - IX a X - XII	Endémico (Ch)
			Oniscigastridae	*Siphlonella guttata*	XIV a X	Endémico (Ch)
				Siphlonella ventilans	XIV a X	Endémico (Ch)
			Nesameletidae	*Metamonius anceps*	M - VIII - X	Endémico (Ch)
				Metamonius hollermayeri	XIV a X	Endémico (Ch)
			Ameletopsidae	*Chiloporter eatoni*	?	Endémico (ChA)
				Chaquihua penai	XIV a X	Endémico (Ch)
			Oligoneuriidae	*Murphyella needhami*	VIII - XIV a X	Endémico (Ch)
			Leptophlebiidae	*Atalophlebia athanasii*	XIV a X	Endémico (Ch)
				Atalophlebia rofucensis	XIV a X	Endémico (Ch)
				Atalophlebia valdiviae	XIV a X	Endémico (Ch)
				Dactylophlebia carnulenta	IX a X	Endémico (ChA)
				Demoulinellus coloratus	IV - RM - VII a X	Endémico (Ch)

Cont. Tabla 11. Lista sistemática, distribución y origen de insectos de ambientes dulceacuícolas de la Región de Los Ríos

Clase	Subclase	Orden	Familia	Nombre científico	Distribución	Origen
Insecta	Pterygota	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	*Gonserellus atopus*	XIV a X	Endémico (Ch)
				Hapsiphlebia anastomosis	VII a VIII - XIV a X	Endémico (Ch)
				Massartellopsis irarrazavali	IV a XII	Nativo
				Meridialaris chiloeensis	IV - RM - VII a XII	Endémico (ChA)
				Meridialaris diguillina	IV - RM - VII a XII	Endémico (ChA)
				Meridialaris laminata	IV - RM - VII a X	Endémico (ChA)
				Meridialaris spina	RM - VII a X	Endémico (ChA)
				Nousia bella	IV - RM - VII a X	Endémico (ChA)
				Nousia crena	VII a X	Endémico (ChA)
				Nousia delicata	IV a XII	Endémico (ChA)
				Nousia grandis	VII a X - XII	Endémico (ChA)
				Nousia maculata	IV - M - VII a XII	Endémico (ChA)
				Nousia minor	VII a X	Endémico (ChA)
				Penaphlebia barriai	IV a XII	Endémico (Ch)
				Penaphlebia chilensis	IV - M - VII a X - XII	Endémico (ChA)
				Penaphlebia flavidula	VII a XI	Endémico (ChA)
				Penaphlebia fulvipes	XIV a XII	Endémico (ChA)
				Penaphlebia vinosa	RM - VII a X - XII	Endémico (ChA)
				Rhigotopus andinensis	IX a X	Endémico (ChA)
				Secochela illiesi	VII a X	Endémico (Ch)
				Thraulodes vitripennis	?	Endémico (ChA)
		Coleoptera	Gyrinidae	*Andogyrus*		
				Gyrinus sp.		
			Haliplidae	*Rhantus sp.*		
				Lancetes sp.		
				Leuronectes sp.		
				Anisomeria sp.		
				Megadytes sp.		
				Laccophilu sp.		
				Liodessus sp.		
				Laccornellus sp.		
				Platynectes sp.		
				Desmopachria sp.		
				Agabus sp.		
			Hydrophilidae	*Andotypus sp.*		
				Dactylosternum sp.		
				Cylorygmus sp.		
				Stethoxus sp.		
				Cercyon sp.		
				Dibolocelus sp.		
				Enochrus sp.		
				Chaetarthria sp.		
				Tropisternus sp.		
				Hydrochus sp.		

Endémico (ChA): Endémico de Chile y Argentina; (Ch): Endémico de Chile

Elaboración propia en base a: Camousseight A. 2006. Estado de conocimiento de los ephemeroptera de Chile. Gayana 70(1): 50-56

Vera A. & Ariel Camousseight. 2006. Estado de conocimiento de los plecópteros de Chile. Gayana 70(1): 57-64

Tabla 12. Lista sistemática y estado de conservación de las aves de humedales presentes en la Región de Los Ríos

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico	Estado de Conservación				
				Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES	
Gruiformes	Rallidae	Pidén común	*Pardirallus sanguinolentus*			LC		
		Pidencito	*Laterallus jamaicensis*	IC		NT		
		Tagüita común	*Gallinula melanops*			LC		
		Tagua chica	*Fulica leucoptera*		LC	LC		
		Tagua común	*Fulica armillata*		LC	LC		
		Tagua de frente roja	*Fulica rufifrons*		LC	LC		
Charadriiformes	Charadriidae	Chorlo dorado	*Pluvialis dominica*		LC	LC		
		Chorlo semipalmado	*Charadrius semipalmatus*		LC	LC		
		Chorlo nevado	*Charadrius alexandrinus*		LC	LC		
		Chorlo de doble collar	*Charadrius falklandicus*		LC	LC		
		Chorlito cordillerano	*Phegornis mitchelli*					
		Chorlo de collar	*Charadrius collaris*		LC	LC		
		Chorlo chileno	*Charadrius modestus*		LC	LC		
		Queltehue	*Vanellus chilensis*			LC		
	Haematopodidae	Pilpilen comun	*Haematopus palliatus pitanay*		LC	LC		
		Pilpilen negro	*Haematopus ater*		LC	LC		
	Recurvirostridae	Perrito	*Himantopus melanurus*					
	Jacanidae	Jacana	*Jacana jacana*		LC	LC		
	Rostratulidae	Becacina pintada	*Rostratula semicollaris*	EP				
	Scolopacidae	Zarapito pico curvo	*Numenius phaeopus*		LC	LC		
		Zarapito boreal***	*Numenius borealis****			CE	I	
		Zarapito pico recto	*Limosa haemastica*		LC	LC		
		Zarapito moteado	*Limosa fedoa*			LC		
		Becacina	*Gallinago paraguaiae*	VU		LC		
		Pollito de mar boreal	*Phalaropus lobatus*		LC	LC		
		Pollito de mar tricolor	*Steganopus tricolor*		LC	LC		
		Pitotoy	*Tringa flavipens*		LC			
		Pitotoy grande	*Tringa melanoleuca*		LC	LC		
		Playero ártico	*Calidris canutus*			LC		
		Playero blanco	*Calidris alba*		LC	LC		
		Playero de Baird	*Calidris bairdii*		LC	LC		
		Playero lomo blanco	*Calidris fuscicollis*			LC		
		Playero pectoral	*Calidris melanotos*			LC		
		Playero semipalmado	*Calidris pusilla*			LC		

Cont. Tabla 12. Lista sistemática y estado de conservación de las aves de humedales presentes en la Región de Los Ríos

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico	Estado de Conservación				
				Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES	
Charadriiformes	Laridae	Gaviota dominicana	*Larus dominicanus*		LC	LC		
		Gaviota andina	*Larus serranus*	R	LC	LC		
		Gaviota cahuil	*Larus maculipennis*		LC	LC		
		Gaviota franklin	*Larus pipixcan*		LC	LC		
		Gaviotín negro	*Chlidonias niger*		LC	LC		
		Gaviotín piquerito	*Sterna trudeaui*			LC		
		Gaviotín sudamericano	*Sterna hirundinacea*		LC	LC		
		Rayador	*Rynchops niger*			LC		
Coraciformes	Alcedinidae	Martín pescador	*Ceryle torquata*			LC		
Passeriformes	Furnariidae	Churrete común	*Cinclodes patagonicus*		LC	LC		
		Churrete acanelado	*Cinclodes fuscus*			LC		
		Churrete chico	*Cinclodes oustaleti*			LC		
		Trabajador	*Phleocryptes melanops*		LC	LC		
		Run run	*Hymenops perspicillatus*			LC		
		Pájaro amarillo	*Pseudocolopteryx flaviventris*	IC		LC		
		Siete colores	*Tachuris rubrigastra*		LC	LC		
	Troglodytidae	Chercán de las vegas	*Cistothorus platensis*			LC		
	Icteridae	Trile	*Chrysomus thilius*					
Podicipediformes	Podicipedidae	Pimpollo común	*Rollandia rolland*		LC	LC		
		Huala	*Podiceps mayor*		LC			
		Picurio	*Polidymbus podiceps*					
		Blanquillo	*Podiceps occipitalis*		LC	LC		
Ciconiiformes	Ardeidae	Garza grande	*Ardea alba*			LC		
		Huairavo	*Nycticorax nycticorax*		LC	LC		
		Garza cuca	*Ardea cocoi*	R	LC	LC		
		Garza chica	*Egretta thula*		LC	LC		
		Garza boyera	*Bubulcus ibis*			LC		
		Huairavillo	*Ixobrychus involucris*	R	LC	LC		
	Threskiornithidae	Bandurria	*Theristicus melanopis*	VU	LC	LC		
		Espátula rosada	*Ajaia ajaja*			LC		
	Ciconiidae	Cigüeña pelada	*Mycteria americana*		LC	LC		
		Pillo	*Euxenura maguari*					
Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	Flamenco	*Phoenicopterus chilensis*	R	NT	NT	II	
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	Yeco	*Phalacrocorax brasilianus*		LC	LC		
Anserfiormes	Anatidae	Pato silbón	*Dendrocygna bicolor*		LC	LC		
		Pato silbón pampa	*Dendrocygna viduata*		LC	LC		
		Silbón de ala blanca	*Dendrocygna autumnalis*		LC	LC		
		Cisne de cuello negro	*Cygnus melanocoryphus*	VU	LC		II	
		Cisne coscoroba	*Coscoroba coscoroba*	EP		LC	II	
		Piuquén	*Chloephaga melanoptera*	VU	LC	LC		
		Caiquén	*Chloephaga picta*		LC	LC		
		Pato juarjual	*Lophoneta specularioides*					
		Quetru volador	*Tachyeres patachonicus*	IC	LC	LC		
		Pato real	*Anas sibilatrix*		LC	LC		
		Pato jergón chico	*Anas flavirostris*		LC	LC		
		Pato jergón grande	*Anas georgica*		LC	LC		
		Pato anteojillo	*Anas specularis*			NT		
		Pato gargantillo	*Anas bahamensis*	R	LC	LC		
		Pato de alas azules	*Anas discors*		LC	LC		
		Pato capuchino	*Anas versicolor*		LC	LC		
		Pato colorado	*Anas cyanoptera*		LC	LC		
		Pato cuchara	*Anas platalea*	IC	LC	LC		
		Pato cortacorriente	*Merganetta armata*		LC	LC		

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico	Estado de Conservación		LC		
				Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES	
Anserfiormes	Anatidae	Pato negro	*Netta peposaca*		LC	LC		
		Pato castaño	*Netta erytrophthalma*		LC			
		Pato rinconero	*Heteronetta atricapilla*	R	LC	LC		
Falconiformes	Accipitridae	Aguila pescadora	*Pandion haliaetus*	VU	LC	LC	II	
		Vari	*Circus cinereus*			LC	II	

Libro Rojo: VU: Vulnerable; R: Rara; IC: Inadecuadamente Conocida; EP: En Peligro; IUCN: LC:Least Concern; NT: Threatened; CITES: Apéndice I y II

Tabla 14. Taxonomía, Distribución, Estado de Conservación y Endemismos de Anfibios presentes en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución longitudinal	Distribución latitudinal	Estado de conservación		Origen
					IUCN	RCEs	
Bufonidae	*Nannophryne variegata*	Sapo variegado	IX a XII	C Andes	LC		Endémico (ChA)
	Rhinella rubropunctata	Sapo de manchas rojas	Lago Lanalhue (VIIIr) a Palena	Costa	VU		Endémico (ChA)
Calyptocephalellidae	*Calyptocephalella gayi*	Rana grande chilena	R. Coquimbo a R. Los Lagos	Valle	VU	VU	Endémico (Ch)
Ceratophryidae	*Batrachyla antartandica*	Rana jaspeada	Mehuín a Islas Virtudes**	Costa y Valle	LC		Endémico (ChA)
	Batrachyla leptopus	Rana moteada	Concepción a Aysén		LC		Endémico (ChA)
	Batrachyla taeniata	Rana de antifaz	Provincia de Aconcagua a provincia de Capitán Prat		LC	R	Endémico (ChA)
Cycloramphidae	*Alsodes norae*	Rana de pecho espinoso de Cordillera Pelada	Parque Oncol		DD		Microendémico
	Alsodes valdiviensis	Rana de pecho espinoso de Oncol	Cerro Mirador, RCV		DD		Microendémico
	Alsodes verrucosus	Rana verrugosa de pecho espinoso	Provincia de Cautín y P. N. Puyehue		DD	IC	Endémico (ChA)
	Eusophus emiliopugini	Rana de hojarasca de párpados verdes	Noreste de Osorno a Islas Kent e Isla Rivero		LC		Endémico (ChA)
	Eusophus migueli	Rana de hojarasca de Mehuín	Mehuín		EN	EP/R	Microendémico
	Eusophus roseus	Rana rosácea de hojarasca	Cautín a Valdivia**	Entre los 13 y 980 msnm	NT		Endémico (ChA)
	Eusophus vertebralis	Rana grande de hojarasca	R. Bío-Bío a Valdivia**		NT		Endémico (Ch)
	Hylorina sylvatica	Rana esmeralda	Golfo de Arauco a Chiloé		LC	IC	Endémico (ChA)
	Insuetophrynus acarpicus	Rana verde de Mehuín	Mehuín y Queule		CR	EP/R	Microendémico
Leiuperidae	*Pleuroderma thaul*	Sapito de cuatro ojos	R. Antofagasta a R. Aysén	Todo el rango	LC		Endémico (ChA)
Leptodactylidae	*Eusophus calcaratus*	Rana de hojarasca austral	Tres Chiflones a Isla Wellington		LC		Endémico (ChA)
Rhinodermatidae	*Rhinoderma darwinii*	Ranita de Darwin	Concepción (VIIIr) a Palena	Todo el rango	VU	IC	Endémico (ChA)
Telmatobufo	*Telmatobufo australis*	Rana montana de dos líneas	Cordillera Pelada, Lago Ranco y Lago Riñihue	Costa y Valle	VU	VU	Endémico (Ch)

LC: Least Concern; VU: Vulnerable; DD: Data Deficient; EN: Endangered; NT: Near Threatened; CR: Critically endangered.
Endémico (ChA): Comparte su distribución con Argentina; **: Límite de distribución Región de Los Ríos
Fuente: Rabanal F y J. Nuñez.2009. Anfibios de los Bosques Templados de Chile.

Tabla 15. Descripción de las formaciones azonales presentes en cada piso de vegetación de la Región

Formación vegetacional Gajardo 1993	Piso vegetacional Luebert y Pliscoff 2004	Vegetación azonal asociada
Bosque caducifolio alto andino con araucarias	Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio* y *Araucaria araucana*	Suelos saturados con presencia de *Gunnera magellanica-Eleocharis melanostachys*
Bosque caducifolio alto andino húmedo	Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio* y *Drimys andina*	Turberas dominadas por *Schoenus andinus-Euphrasia flavicans* y por *Oreobolus obtusangulus-Senecio trifurcatus*
	Matorral bajo templado andino de *Adesmia longipes* y *Senecio bipontini*	Asociadas a cursos de agua o vegas que corresponden principalmente a la comunidad de *Caltha appendiculata-Plantago barbata*
Bosque caducifolio del sur	Bosque caducifolio templado de *Nothofagus obliqua* y *Laurelia sempervirens*	La vegetación azonal está compuesta por bosques pantanosos de *Myrceugenia exsucca*, *Blepharocalyx cruckshanksii* y *Drimys winteri* y por matorrales higrófilos de la comunidad *Fuchsia magellanica-Aristotelia chilensis*
Bosque caducifolio mixto de la Cordillera de Los Andes	Bosque siempreverde templado andino de *Nothofagus dombeyi* y *Gaultheria phillyreifolia*	Suelos saturados con presencia de *Pilgerodendron uvifera*
	Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus alpina* y *Dasyphyllum diacanthoides*	Propia de cursos de agua está dominada por especies laurifolias de la cominudad vegetal tipo *Aextoxicon-punctatum-Laurelia sempervirens*
	Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus alpina* y *N. dombeyi*	
Bosque Laurifolio andino	Bosque laurifolio templado andino de *Nothofagus dombeyi* y *Saxegothaea conspicua*	Suelos saturados con presencia de *Pilgerodendron uvifera*
	Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida* y *Podocarpus nubigena*	Bosques pantanosos dominados por *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. En las zonas litorales de playas, se desarrolla una franja vegetacional muy angosta donde las especies diferenciales son *Hebe salicifolia* y *Pernettya mucronata* que simultáneamente usufructúan del suelo húmico del bosque y de la condición lumínica del litoral.
	Matorral bajo templado andino de *Adesmia longipes* y *Senecio bipontini*	Asociadas a cursos de agua o vegas que corresponden principalmente a la comunidad de *Caltha appendiculata-Plantago barbata*.
Bosque Laurifolio de Los Lagos	Bosque laurifolio templado interior de *Nothofagus dombeyi* y *Eucryphia cordifolia*	Bosques pantanosos de *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*.
Bosque Laurifolio de Valdivia	Bosque laurifolio templado costero de *Weinmannia trichosperma* y *Laureliopsis philippiana*	Bosques pantanosos de *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. En la zona litoral se observan alguna formaciones dunarias y comunidades de suculentas en los roqueríos.
	Bosque laurifolio templado interior de *Nothofagus dombeyi* y *Eucryphia cordifolia*	bosques pantanosos de *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*.
Bosque siempreverde de la Cordillera Pelada	Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida* y *Podocarpus nubigena*	Bosques pantanosos dominados por *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. En las zonas litorales de playas, se desarrolla una franja vegetacional muy angosta donde las especies diferenciales son *Hebe salicifolia* y *Pernettya mucronata* que simultáneamente usufructúan del suelo húmico del bosque y de la condición lumínica del litoral.
	Bosque resinoso templado costero de *Fitzroya cupressoides*	Comunidades turbosas bajas de *Lepidothamnus fonckii* y de *Nothofagus antarctica*

Elaboración propia en base a: Luebert y Pliscoff 2006.

Tabla 16. Equivalencia de las diferentes clasificaciones a la vegetación nativa de la Región

Piso Vegetación	Formación vegetacional
Bosque caducifolio templado de *Nothofagus obliqua y Laurelia sempervirens*	Bosque caducifolio del sur
Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio y Araucaria araucana*	Bosque caducifolio alto-andino con Araucaria
	Bosque xerófilo con Araucaria araucana
Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus pumilio y Drimys andina*	Bosque caducifolio alto-andino húmedo
	Bosque higrófilo valdiviano y mezcla con bosque mesófilo
Bosque caducifolio achaparrado templado andino de *Nothofagus pumilio y Ribes cucullatum*	Bosque caducifolio alto-andino húmedo
	Matorral caducifolio alto-montano
	Bosque higrófilo valdiviano y mezcla con bosque mesófilo
Matorral caducifolio templado andino de *Nothofagus Antarctica*	Matorral caducifolio alto-montano
	Bosque siempreverde montano
Bosque laurifolio templado costero de *Weinmannia trichosperma y Laureliopsis philippiana*	Bosque laurifolio de Valdivia
Bosque laurifolio templado interior de *Nothofagus dombeyi y Eucryphia cordifolia*	Bosque laurifolio de Valdivia
	Bosque laurifolio de Los Lagos
Bosque laurifolio templado andino de *Nothofagus dombeyi y Saxegothaea conspicua*	Bosque laurifolio andino
Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida y Podocarpus nubigena*	Bosque siempreverde de la Cordillera Pelada
	Bosque laurifolio andino (marginal)
	Bosque siempreverde andino
Matorral bajo templado andino de *Adesmia longipes y Senecio bipontini*	Bosque caducifolio alto-andino húmedo
	Bosque laurifolio andino
	Tundra de Empetrum rubrum
	Bosque xerófilo con Austrocedrus chilensis
Bosque siempreverde templado andino de *Nothofagus dombeyi y Gaultheria phillyreifolia*	Bosque caducifolio mixto de la cordillera andina
Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus betuloides y Desfontainia spinosa*	Bosque siempreverde de Puyihuapi
Bosque resinoso templado costero de *Fitzroya cupressoides*	Bosque siempreverde de la Cordillera Pelada
Bosque resinoso templado andino de *Fitzroya cupressoides*	Bosque siempreverde andino

Elaboración propia en base a: Luebert y Pliscoff 2006. y Gajardo año?

Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
ARBOREAS							
Acardiaceae	*Lithraea caustica*	Litre	IV a X	Nativa (ChA)			
Aextoxicacae	*Aextoxicon punctatum*	Olivillo/Palo muerto	IV a X	Nativa	DD		
Anacardiaceae	*Schinus polyamus*	Huingán	III a X	Nativa (ChA)			
Araliaceae	*Pseudopanax laetevirens*	Sauco del diable/Traumén	VI a XII	Nativa			
Araucariaceae	*Araucaria araucana*	Araucaria/Pehuén/Piñonero	VIII a XIV	Nativa (ChA)	VU A2c; B1ab(ii,iii,v)	VU	
Astereceae	*Dasyphyllum diacanthoides*	Trevo/Palo santo	VII a X	Nativa			
Celastraceae	*Maytenus boaria*	Maitén	I a X	Nativa			
Celastraceae	*Maytenus magellanica*	Leña dura/Maitén de Magallanes	VIII a XII	Nativa			
Cunoniaceae	*Caldcluvia paniculata*	Tiaca/Triaca	VII a XI	Nativa			
Cunoniaceae	*Weinmannia trichosperma*	Tineo/Palo santo/Madel	VI a XI	Nativa			
Cupressaceae	*Austrocedrus chilensis*	Ciprés de la cordillera	V a XI	Nativa	Vulnerable A1c VU A2; B2ab(iii)	Vulnerable	FP
Cupressaceae	*Fitzroya cupressoides*	Alerce/Lahuén/Lahual	XIV a X	Nativa (ChA)	EN A2cd UICN		EP
Cupressaceae	*Pilgerodendron uviferum*	Ciprés de las guaitecas	XIV a XII	Nativa (ChA)	Vulnerable A2cd	Vulnerable	
Elaeocarpaceae	*Aristotelia chilensis*	Maqui	IV a XI	Nativa			
Elaeocarpaceae	*Crinodendron hookerianum*	Chaquihue/Polizón/Copío	IX a X	Nativa (ChA)			
Eucryphiaceae	*Eucryphia cordifolia*	Ulmo	VIII a X (CC)	Nativa	LR/NT		
Fabaceae	*Acacia caven*	Espino/Aromo	III a VIII	Nativa			
Fabaceae	*Sophora cassioides*	Pelú/Pilo	VII a XI	Nativa			
Icacinaceae	*Citronella mucronata*	Huillipatagua	IV a X	Nativa (ChA)		Rara	
Lauraceae	*Persea lingue*	Lingue/Litchi	V a X	Nativa	LR/NT	FP	
Monimiaceae	*Laurelia sempervirens*	Laurel/Tihue	IV a X	Nativa (ChA)	LR/NT		
Monimiaceae	*Laureliopsis philippiana*	Tepa	VII a XI	Nativa (ChA)			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Monimiaceae	*Peumus boldus*	Boldo	IV a IX	Nativa (ChA)		Vulnerable	
Myrtaceae	*Amomyrtus meli*	Meli	VIII a X	Nativa (ChA)			
					UICN	**Libro Rojo**	**RCEs**
Myrtaceae	*Myrceugenia exsucca*	Pitra/Petra/Patagua	IV a X	Nativa			
Myrtaceae	*Tepualia stipularis*	Tepú	VII a XII	Nativa (ChA)			
Myrtaceae	*Legrandia concinna*	Luma del Norte	VII a VIII	Nativa (ChA)	CR	EP	
Myrtaceae	*Amomyrtus luma*	Luma/Cauchao/Reloncaví	VII a XI	Nativa (ChA)			
Myrtaceae	*Luma chequen*	Chequén/Arrayán blanco	IV a X	Nativa (ChA)			
Nothofagaceae	*Nothofagus antarctica*	Ñirre	VI a XII	Nativa			
Nothofagaceae	*Nothofagus betuloides*	Coigüe de Magallanes	XIV a XII	Nativa			
Nothofagaceae	*Nothofagus dombeyi*	Coigüe	VI a XI	Nativa	LR/LC		
Nothofagaceae	*Nothofagus nitida*	Coigüe de Chiloé	XIV a XII	Nativa (ChA)			
Nothofagaceae	*Nothofagus obliqua*	Roble/Hualle/Pellín	V a X	Nativa			
Nothofagaceae	*Nothofagus pumilio*	Lenga	VII a XII	Nativa			
Nothofagaceae	*Nothofagus alpina*	Raulí	VI a X	Nativa	LR/NT		
Podocarpaceae	*Lepidothamnus fonkii*	Ciprés enano	X a XII	Nativa (ChA)	Vulnerable B1+2c		
Podocarpaceae	*Podocarpus nubigena*	Mañío de hojas punzantes	IX a XII	Nativa	Casi amenazada/NT		
Podocarpaceae	*Podocarpus saligna*	Mañío de hojas largas	VII a X	Nativa (ChA)	VUA2cd		
Podocarpaceae	*Prumnopitys andina*	Lleuque/Uva de la cordillera	VII a XIV	Nativa (ChA)	Vulnerable A1acd VU B2ab(ii-v)	Rara	
Podocarpaceae	*Saxegothaea conspicua*	Mañío de hojas cortas	VII a XI	Nativa (ChA)	NT		
Proteaceae	*Gevuina avellana*	Avellano/Guevín	IV a XI	Nativa			
Proteaceae	*Lomatia dentata*	Avellanillo/Palo negro	IV a X	Nativa (ChA)			
Proteaceae	*Lomatia ferruginea*	Fuinque/Romerillo/Palmilla	VII a XII	Nativa			
Proteaceae	*Lomatia hirsuta*	Radal/Nogal silvestre	IV a X	Nativa			
Proteaceae	*Embothrium coccineum*	Notro/Ciruelillo	VII a XII	Nativa			

Folio016742

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Winteraceae	*Drimys winteri*	Canelo	IV a XII	Nativa			
ARBUSTIVAS							
Anacardiaceae	*Schinus polygama var parviflora*	Huingan/Borocoi	III a XIV	Nativa			
Asteraceae	*Acrisione denticulata*	Palpalén/Palo de yegua	V a X	Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Ageratina glechonophylla*	Barba de viejo	III a VIII	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis linearis ssp pycnocephala*	Romerillo	III a X	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis magellanica*	Chilco de magallanes	RM a XII	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis neaei*		RM a XI	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis nivalis*			Nativa			
Asteraceae	*Baccharis obovata ssp obovata*			Nativa			
Asteraceae	*Baccharis obovata ssp umbelliformis*			Nativa			
Asteraceae	*Baccharis patagonica*			Nativa			
Asteraceae	*Baccharis patagonica ssp patagonica*			Nativa			
Asteraceae	*Baccharis pingraea*			Nativa			
Asteraceae	*Baccharis racemosa*	Chilca/Chilco	RM a XI	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis rhomboidalis ssp rhomboidalis*		RM a X	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis sagittalis*	Verbena de tres esquinas	IV a XI	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis salicifolia*		I a X	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis sphaerocephala*	Rarín/Radi	VIII a X	Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Baccharis zoellneri*			Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Asteraceae	*Chiliotrichum rosmarinifolium*	Romerillo	VII a XII	Nativa			
Asteraceae	*Haplopappus bustillosianus*			Nativa			
Asteraceae	*Haplopappus glutinosus*			Nativa			
Asteraceae	*Leptocarpha rivularis*	Palo negro	VII a X	Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Nassauvia lagascae var lagascae*	Repollito	V a IX	Nativa			
Asteraceae	*Nassauvia lagascae var lanata*	Repollito	V a IX	Nativa			
Asteraceae	*Nassauvia planifolia*			Nativa			
Asteraceae	*Nassauvia pulcherrima*			Nativa			
Asteraceae	*Nassauvia ramosissima*			Nativa			
Asteraceae	*Nassauvia revoluta*		IV a XII	Nativa			
Asteraceae	*Baccharis cymosa*			Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Baccharis elaeoides*			Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Baccharis juncea*			Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Baccharis lycioides*			Nativa			
Berberidopsidaceae	*Berberis valdiviana*			Nativa			
Berberidopsidaceae	*Berberis congestiflora*	Michay	IX a X	Nativa (ChA)			
Berberidopsidaceae	*Berberis darwinii*	Michay/Calafate	VII a XI	Nativa			
Berberidopsidaceae	*Berberis microphylla*	Calafate/Mulun/Michay	VI aXII	Nativa			
Berberidopsidaceae	*Berberis montana*	Palo amarillo/ Mihay/Chelia	Va X	Nativa			
Berberidopsidaceae	*Berberis serratodentata*	Michay/berberis/calafate	VII a XI	Nativa			
Berberidopsidaceae	*Berberis trigona*	Calafate/Michay	VII a X	Nativa			
Buddlejaceae	*Buddleja globosa*	Matico	IV a X	Nativa			
Campanulaceae	*Lobelia bridgesii*	Tupa rosada	XIV (Corral)	Nativa (ChA)	VU D1, 2	Rara	

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Campanulaceae	*Lobelia tupa*	Tupa/Tabaco del diablo	V a X	Nativa			
Celastraceae	*Maytenus disticha*	Racoma/Maitencito	VII a XII	Nativa			
Coriariaceae	*Coriaria ruscifolia*	Deu/Huique/Matarratones	VII a XI	Nativa			
Desfontainiaceae	*Desfontainia spinosa*	Taique/Chapito	VII a XII	Nativa			
Empetraceae	*Empetrum rubrum*	Brecillo/Murtilla de Magallanes	VII-IX a XII	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria insana*	Hued-hued	VII a XII	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria pumila*	Chaura, Chaura enana	RM a XII	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria antarctica*		IX a XII	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria mucronata var angustifolia*	Chaura, Chique	VIII a XII	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria poeppigii*		VII a XI	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria pumila var leucocarpa*		RM y XII	Nativa			
Ericaceae	*Gaultheria tenuifolia*		VIII a XIV	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia alpina*	Ñipa	V a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia leucantha*	Siete camisas/Ñipa blanca	VII a X	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia revoluta*	Lun/Siete camisas/Lin	IV a XIV	Nativa (ChA)			
Escalloniaceae	*Escallonia rosea*	Ñipa rosada	IX a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia rubra var dumetorum*	Siete camisas colorado/Ñipa	IV a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia rubra var macrantha*	Siete camisas colorado/Ñipa	IV a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia rubra var rubra*	Siete camisas colorado/Ñipa	IV a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia virgata*	Meki/Moki/Mata negra	VII a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Escallonia virgata x leucantha*	Meki/Moki/Mata negra	VII a XII	Nativa			
Escalloniaceae	*Valdivia gayana*	Planta de León/Valdivia	XIV (Valdivia)	Nativa (ChA)	DD	VU /R	

Folio016745

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Euphorbiaceae	*Euphorbia portulacoides*	Pichoa grande	IV a IX	Nativa			
Euphorbiaceae	*Euphorbia portulacoides*	Pichoa grande	IV a XIV	Nativa			
Fabaceae	*Psoralea glandulosa*	Culén	IV a X	Nativa (ChA)			
Fabaceae	*Otholobium glandulosum*	Culén		Nativa			
Fabaceae	*Senna stipulacea var stipulacea*	Palo de yegua		Nativa			
Flacourtiaceae	*Azara integrifolia*	Corcolén	V a X	Nativa (ChA)			
Flacourtiaceae	*Azara serrata*		IV a X	Nativa (ChA)			
Griseliniaceae	*Griselinia jodinifolia*	Tribillo/Yelmo chico	VII a X	Nativa (ChA)			
Lamiaceae	*Satureja multiflora*	Menta del árbol/Menta de agua	VII (sur) a XIV	Nativa (ChA)	NT		
Lamiaceae	*Satureja gilliesi*	Oreganillo	IV a IX	Nativa			
Lamiaceae	*Lepechinia chamaedryoides*	Alhuelahuén	V a XIV	Nativa (ChA)			
Lamiaceae	*Teucrium bicolor*	Oreganillo	IV a IX	Nativa			
Malvaceae	*Corynabutilon ochsenii*	Huella chica	IX a XIV (y Osorno)	Nativa (ChA)	DD	EP	
Malvaceae	*Corynabutilon vitifolium*	Huella	V-VIII a X	Nativa (ChA)			
Myrtaceae	*Myrceugenia chrysocarpa*	Luma blanca, Pitrilla	IX a X	Nativa			
Myrtaceae	*Myrceugenia ovata var nannophylla*	Chequén/Chin-chin	VII a X (Andes)	Nativa			
Myrtaceae	*Myrceugenia ovata var ovata*	Chequén/Chin-chin	VII a X (CC)	Nativa			
Myrtaceae	*Myrceugenia parvifolia*	Chilchilco/Chequén/Pataguilla valdiviana	VIII a X	Nativa (ChA)			
Myrtaceae	*Myrceugenia planipes*	Patagua de Valdivia/Pitra	VIII a XI	Nativa			
Myrtaceae	*Ugni candollei*	Murta blanca/Tautau	VII-XIV a X (Chiloé)	Nativa (ChA)			
Myrtaceae	*Ugni molinae*	Murta/Murtilla	VII a XI	Nativa			

Folio016746

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Onagraceae	*Fuchsia magellanica*	Chilco/Chilca	IV a XII	Nativa			
Phytolaceae	*Ercilla volubilis*	Uvillo		Nativa			
Polygalaceae	*Muehlenbeckia hastulata var fascicularis*	Quilo/Voqui negro/Molleca	IV a X	Nativa			
Polygalaceae	*Muehlenbeckia hastulata var hastulata*	Quilo/Voqui negro/Molleca	IV a X	Nativa			
Polygalaceae	*Polygala gnidioides*		VI a VIII	Nativa (ChA)			
Portulacaceae	*Calandrinia colchaguensis*		RM a XII	Nativa			
Rhamnaceae	*Colletia hystrix*	Crucero	V a XIV	Nativa			
Rhamnaceae	*Discaria chacaye*	Espino blanco	IV a XII	Nativa			
Rubiaceae	*Galium hypocarpium*	Relbún	IV a X	Nativa			
Santalaceae	*Myoschilos oblongum*	Orocoipo/Codocoipo	IV a XI	Nativa			
Saxifragaceae	*Ribes magellanicum*	Uvilla/Parrilla	RM a XII	Nativa			
Saxifragaceae	*Ribes valdivianum*		IX a X (Chiloé)	Nativa			
Scrophulariaceae	*Calceolaria dentata*	Capachito	VI a X	Nativa			
Scrophulariaceae	*Calceolaria integrifolia*	Capachito arbustivo/Arguenita	V a X (CC)	Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Jovellana punctata*	Capachito morado/Argenita	VIII a X	Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Jovellana violacea*	Capachito morado/Capachito arbustivo	VIII	Nativa (ChA)			
Solanaceae	*Cestrum parqui*	Palqui/Parqui	IV a X	Nativa			
Solanaceae	*Fabiana imbricata*	Pichi/Peta/Romero	IV a XI	Nativa			
Solanaceae	*Latua pubiflora*	Palo brujo/Latúe	XIV a X	Nativa (ChA)			
Solanaceae	*Solanum ligustrinum*	Natre/Natri	IV a VII	Nativa			
Solanaceae	*Solanum valdiviense*	Huevil/Llaguecillo	VII a X	Nativa			
Solanaceae	*Vestia foetida*	Chuplín/Huevíl/Palqui	V a X	Nativa (ChA)			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Stylidiaceae	*Donatia fascicularis*	Donancia	X	Nativa			
Thymelaeaceae	*Ovidia andina*	Traro voqui	VII a XI	Nativa			
Thymelaeaceae	*Ovidia pillopillo*	Pillo pillo	VIII a X	Nativa (ChA)			
Verbenaceae	*Rhaphithamus spinosus*		IV a XI	Nativa			
Winteraceae	*Drimys andina*	Canelo enano	VIII a X (C Andes)	Nativa			
HELECHOS							
Adiantaceae	*Adiantum chilense*	Doradilla/Palito negro/Culantrillo	IV a XII	Nativa (ChA)			
Adiantaceae	*Adiantum scabrum*		IV a X	Nativa (ChA)			
Adiantaceae	*Adiantum sulphureum*		IV a XI	Nativa (ChA)			
Adiantaceae	*Pellaea ternifolia*	Cusapi/Yuquelahué	XIII a II-VI a XIV	Nativa	Vulnerable		
Aspleniaceae	*Asplenium dareoides*	Helecho perejil	IV a XII	Nativa			
Aspleniaceae	*Asplenium monanthes*			Nativa			
Azollaceae	*Azolla filiculoides*		II	Nativa			
Blechnaceae	*Blechnum arcuatum*	Helecho de las cascadas	VIII a XI	Nativa	Insuficientemente conocida		
Blechnaceae	*Blechnum asperum*		IX a X	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Blechnaceae	*Blechnum blechnoides*		VIII a X (CC)	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Blechnaceae	*Blechnum chilense*	Costilla de vaca/Quilquil	IV a XII	Nativa			
Blechnaceae	*Blechnum corralense*		XIV a X	Nativa (ChA)	En Peligro		
Blechnaceae	*Blechnum hastatum*	Palmilla/Quilquil/Iquide de la Pampa	IV a X	Nativa			
Blechnaceae	*Blechnum magellanicum*	Katalapi	VII a XII	Nativa			
Blechnaceae	*Blechnum microphyllum*		VI a XIV (Andes y precordillera)	Nativa			
Blechnaceae	*Blechnum mochaenum*	Iquide	VII a XI	Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Blechnaceae	*Blechnum penna-marina*	Pinque	IX a XII	Nativa			
Dennstaedtiaceae	*Hypolepis poeppigii*	Huilel-lahuén/Pesebre	XIV a X	Nativa			
Dicksoniaceae	*Lophosoria quadripinnata*	Ampe/Palmilla	VII a XI	Nativa	Vulnerable		
Dryopterdaceae	*Polystichum andinum*		V a XII (Andes)	Nativa			
Dryopterdaceae	*Polystichum chilense*		V a XII (Andes)	Nativa			
Dryopterdaceae	*Polystichum chilense var chilense*	Pelomén-lahuén	VII a XII	Nativa			
Dryopterdaceae	*Polystichum multifidum*		XIV a XII (Andes)	Nativa			
Dryopterdaceae	*Polystichum plicatum*		IV a XII (Andes)	Nativa			
Dryopterdaceae	*Polystichum subintegerrimum*		VIII a X	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Dryopterdaceae	*Rumohra adiantiformis*		IV a XII	Nativa			
Gleicheniaceae	*Gleichenia litoralis*		XIV a XI	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Gleicheniaceae	*Gleichenia quadripartita*		VIII a XII	Nativa			
Gleicheniaceae	*Gleichenia squamulosa*		VII a XI	Nativa (ChA)			
Grammitidaceae	*Grammitis magellanica*		VIII a XII	Nativa	Vulnerable		
Hymenophyllaceae	*Hymenoglossum cruentum*	Sanguinaria/Helecho película	VII a XII	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum caudiculatum var productum*	Pallante chilote	VII a XII	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum cuneatum*		IX a X	Nativa (ChA)	Vulnerable	EP/R	
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum darwinii*		VII a XII	Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum dentatum*		VIII a XI	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum dicranotrichum*		VIII a XI	Nativa (ChA)	Vulnerable		
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum falklandicum*		VIII a XII	Nativa	Vulnerable		
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum fuciforme*		VII a XI (CC)	Nativa (ChA)			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum krauseanum*		VIII a XI	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum pectinatum*		VIII a XII	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum peltatum*		IV a XII	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum plicatum*		VII a X (CC)	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum secundum*		XIV a X (CC)	Nativa	Vulnerable		
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum seselifolium*		IX a XII	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum umbratile*		XIV a X	Nativa			
Hymenophyllaceae	*Sepyllopsis caespitosa*		IX a XII	Nativa	Insuficientemente conocida		
Hymenophyllaceae	*Trichomanes exsectum*		VII - XIV a X (Chiloé)	Nativa	Rara		
Lomariopsidaceae	*Elaphoglossum gayanum*		XIV a X (Valle y CC)	Nativa	Vulnerable		
Lomariopsidaceae	*Elaphoglossum mathewsii*		XIV a X (Andes)	Nativa			
Lycopodiaceae	*Lycopodium alboffii*		XIV a XII	Nativa	Vulnerable		
Lycopodiaceae	*Lycopodium confertum*		XIV a XII	Nativa	Vulnerable		
Lycopodiaceae	*Lycopodium gayanum*		VIII a XI	Nativa	Vulnerable		

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Lycopodiaceae	*Lycopodium magellanicum var erectum*		VIII a XII	Nativa			
Lycopodiaceae	*Lycopodium magellanicum var magellanicum*		VIII a XII	Nativa			
Lycopodiaceae	*Lycopodium paniculatum*	Palmita, Llanka-Lahuén	VIII a XI	Nativa	Vulnerable		
Marsileaceae	*Pilularia americana*		IV a XVI	Nativa	En Peligro		
Ophioglossaceae	*Ophioglossum crotalophoroides*		V a X	Nativa			
Ophioglossaceae	*Ophioglossum valdivianum*	Huentru-lahuén	IX a X	Nativa	IC		
Polypodiaceae	*Pleopeltis macrocarpa*		VIII a X	Nativa	Vulnerable		
Polypodiaceae	*Polypodium feuillei var feuillei*	Hierba del lagarto/Pillavilcún	IV a XI	Nativa			
Pteridaceae	*Pteris chilensis*		IV a XIV (CC)	Nativa (ChA)			
Pteridaceae	*Pteris semiadnata*		VIII a X	Nativa			
Schizaeaceae	*Schizaea fistulosa*		XIV a XII	Nativa	Vulnerable		
Selagisnellaceae	*Selaginella apoda*			Nativa			
Cuscutaceae	*Cuscuta pauciflora*			Nativa (ChA)			
Cuscutaceae	*Cuscuta suaveolens*			Nativa (ChA)			
Loranthaceae	*Desmaria mutabilis*	Quintral amarillo	IX a X (Osorno)	Nativa (ChA)			
Loranthaceae	*Notanthera heterophylla*	Quintral del boldo/Peumo	VI a VII	Nativa			
Loranthaceae	*Tristerix corymbosus*	Quintral/Quitral	V a IX	Nativa			
Loranthaceae	*Tristerix verticillatus*	Quintral del Huingán	IV a XIV	Nativa			
Misondendraceae	*Misodendrum angulatum*	Injerto, Misodendro	VIII a XII	Nativa			
Misondendraceae	*Misodendrum brachystachyum*			Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Misondendraceae	*Misodendrum gayanum*			Nativa			
Misondendraceae	*Misodendrum linearifolium*			Nativa			
Misondendraceae	*Misodendrum oblongifolium*	Barba de angel	VIII a XI	Nativa			
Misondendraceae	*Misodendrum punctulatum*		VIII a XII	Nativa			
HERBÁCEAS							
Aizoaceae	*Carpobrotus aequilaterus*	Doca/Frutilla de mar	IV a X	Nativa			
Apiaceae	*Apium australe*	Apio silvestre		Nativa			
Apiaceae	*Asteriscium chilense*	Anicillo	III	Nativa (ChA)			
Apiaceae	*Azorella diversifolia*	Llaretilla/Llareta	IX a XI	Nativa (ChA)			
Apiaceae	*Azorella trifoliolata*		VII	Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Adenocaulon chilense*		VIII a XII	Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Aster vahlii var tenuifolius*	Margarita de pantano	VII a XII	Nativa			
Asteraceae	*Gamochaeta spiciformis*		X a XI	Nativa			
Asteraceae	*Madia sativa*	Melosa/Media	I a XII	Nativa			
Asteraceae	*Perezia lyrata*			Nativa			
Asteraceae	*Perezia pedicularidifolia*	Estrella de los Andes	VII a XI (Andes)	Nativa			
Asteraceae	*Perezia prenanthoides*			Nativa			
Asteraceae	*Perezia spathulata*			Nativa			
Asteraceae	*Senecio fistulosus*	Hualtata	V a XII	Nativa			
Asteraceae	*Senecio otites*		IX a X	Nativa			
Asteraceae	*Solidago chilensis*	Fulel	I a X	Nativa			
Asteraceae	*Triptilion spinosum*	Siempreviva	V a X	Nativa (ChA)			
Asteraceae	*Agoseris coronopifolia*			Nativa (ChA)			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Asteraceae	*Ambrosia chamissonis*	Quinchihue		Nativa			
Asteraceae	*Aster vahlii var vahlii*	Estrellita/Aster	VII a XII	Nativa			
Asteraceae	*Chaetanthera serrata*			Nativa			
Asteraceae	*Conyza floribunda*		IV a XII	Nativa	IC		
Asteraceae	*Conyza primulifolia*			Nativa			
Asteraceae	*Hypochaeris palustris*		IX a XII	Nativa			
Asteraceae	*Hypochaeris spathulata*			Nativa			
Asteraceae	*Leptinella scariosa*	Leptinella	XII	Nativa			
Asteraceae	*Leucheria coerulescens*			Nativa			
Asteraceae	*Leucheria glacialis*			Nativa			
Asteraceae	*Leucheria papillosa*		VIII a XI	Nativa			
Asteraceae	*Leucheria thermarum*			Nativa			
Asteraceae	*Macrachaenium gracile var gracile*			Nativa			
Asteraceae	*Senecio zosterifolius*			Nativa	Sin clasificación		
Asteraceae	*Sigesbeckia serrata*			Nativa			
Brassicaceae	*Cardamine glacialis*		IV a XII	Nativa			
Brassicaceae	*Lepidium bipinnatifidum*	Mostaza, Mostacilla		Nativa			
Brassicaceae	*Coronopus didymus*		I a XII	Nativa	IC		
Calyceraceae	*Moschopsis subandina*			Nativa			
Caryophyllaceae	*Spergularia villosa*		IV a X	Nativa	IC		
Chloraeinae	*Bipinnula plumosa*	Orquídea	V a X (Osorno)	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Brachystele unilateralis*	Orquídea	V a X (Palena)	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea alpina*	Orquídea	RM a XII	Nativa	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea crispa*	Orquídea	XIV (La Unión)	Nativa (ChA)	S/C		

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Chloraeinae	*Chloraea cuneata*	Orquídea	VII a X	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea cylindrostachya*	Orquídea	V a X	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea gaudichaudii*	Orquídea	IX a XII	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea gavilu*	Orquídea	V a XIV (Valdivia)	Nativa (Ch)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea incisa*	Orquídea	V a XIV (Valdivia)	Nativa (Ch)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea lamellata*	Orquídea	VIII a XIV (Valdivia)	Nativa (Ch)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea lechleri*	Orquídea	VIII a XIV (Valdivia)	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea longipetala*	Orquídea	V a X (Llanquihue)	Nativa (Ch)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea magellanica*	Orquídea	IX a XII	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea nudilabia*	Orquídea	VII a XIV (Valdivia)	Nativa (Ch)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea philippi*	Orquídea	VIII a XIV (Valdivia)	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea prodigiosa*	Orquídea	VI a X (Chiloé)	Nativa (Ch)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea speciosa*	Orquídea	VIII a X (Llanquihue)	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Chloraea virescens*	Orquídea	V a XI	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Gavilea glandulifera*	Orquídea	V a XII	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Gavilea lutea*	Orquídea	VII a XII	Nativa (ChA)	S/C		
Chloraeinae	*Gavilea odoratissima*	Orquídea	VIII a XII	Nativa (ChA)	S/C		
Clusiaceae	*Hypericum caespitosum*		III - XIV	Nativa (ChA)			
Codonorchidinae	*Codonorchis lessoni*	Orquídea	35 a 55º	Nativa	S/C		
Convolvulaceae	*Dichondra sericea*			Nativa			
Crassulaceae	*Crassula moschata*			Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Crassulaceae	*Crassula peduncularis*			Nativa			
Droseracae	*Drosera uniflora*	Droseraa/Atrapamoscas	XIV (Cordillera Pelada)	Nativa			
Equisetaceae	*Equisetum bogotense*	Hierba del platero/Limpia plata	IV a XI	Nativa			
Escalloniaceae	*Tribeles australis*		XIV a XII	Nativa			
Euphorbiaceae	*Chiropetalum tricuspidatum*		IV a V - VII a VIII	Nativa (ChA)	FP		
Euphorbiaceae	*Dysopsis glechomoides*	Pihuichén-domo	IV - XIV a XII	Nativa			
Fabaceae	*Adesmia emarginata*	Paramela	VII a IX	Nativa (ChA)			
Fabaceae	*Adesmia longipes*	Pasto de guanaco	RM a X	Nativa			
Fabaceae	*Lathyrus pubescens*			Nativa			
Fabaceae	*Trifolium polymorphum*			Nativa			
Fabaceae	*Vicia nigricans*			Nativa			
Gentianaceae	*Gentiana lactea*			Nativa			
Gentianaceae	*Gentianella magellanica*		VII a XII	Nativa			
Gentianaceae	*Centaurium cachanlahuen*	Canchanlahua		Nativa			
Gentianaceae	*Cicendia quadrangularis*		II - IV	Nativa (ChA)	IC		
Geraniaceae	*Erodium cicutarium*	Alfilerillo/Tachuela	I a XII	Nativa			
Geraniaceae	*Geranium core-core*		IV a VII	Nativa			
Geraniaceae	*Geranium patagonicum*	Geranio		Nativa			
Gunneraceae	*Gunnera magellanica*	Pangue enano/Palacoazir	RM-VIII a XII	Nativa			
Gunneraceae	*Gunnera tinctoria*	Nalca/Pangue	IV a XII	Nativa			
Habenariinae	*Habenaria paucifolia*	Orquídea	I a XII	Nativa (ChA)	S/C		

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Haloragaceae	*Myriophyllum aquaticum*	Lima	III	Nativa			
Hydrophyllaceae	*Phacelia secunda*	Flor de la cuncuna	I a XII	Nativa			
Lamiaceae	*Stachys bridgesii*	Hierba Santa		Nativa			
Lamiaceae	*Stachys macraei*	Hierba Santa		Nativa			
Lamiaceae	*Scutellaria racemosa*			Nativa			
Lentibulariaceae	*Pinguicula antarctica*	Violeta del pantano		Nativa			
Lentibulariaceae	*Pinguicula chilensis*		VI a X	Nativa			
Linaceae	*Cliococca selaginoides*			Nativa			
Loasaceae	*Loasa acanthifolia*		IX	Nativa			
Loasaceae	*Loasa acerifolia*			Nativa			
Loasaceae	*Loasa gayana*			Nativa			
Loasaceae	*Loasa martinii*			Nativa			
Loasaceae	*Loasa pinnatifida*			Nativa			
Loasaceae	*Loasa triloba*			Nativa			
Onagraceae	*Epilobium obscurum*			Nativa			
Onagraceae	*Epilobium puberulum*			Nativa			
Onagraceae	*Oenothera acaulis*	Don Diego de la noche/Rodalán	IV a X	Nativa (ChA)			
Onagraceae	*Oenothera stricta ssp stricta*	Flor de San José	RM a X	Nativa			
Onagraceae	*Clarkia tenella*	Sangre de toro/Inútil	IV a X	Nativa	FP		
Oxalidaceae	*Oxalis rosea*	Culle rosado/Culle colorado	IV a X	Nativa (ChA)			
Oxalidaceae	*Oxalis dumetorum*			Nativa (ChA)			
Phytolaceae	*Phytolacca bogotensis*	Papa cimarrona	VIII (CC)	Nativa			
Piperaceae	*Peperomia fernandeziana*		IV	Nativa (ChA)			
Plantaginaceae	*Plantago firma*		IV a X	Nativa (ChA)	IC		
Polemoniaceae	*Collomia biflora*	Colomia roja	V a XII	Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Polemoniaceae	*Collomia cavanillesii*	Colomia amarilla	V a XI	Nativa			
Polemoniaceae	*Navarretia involucrata*			Nativa			
Polemoniaceae	*Gilia laciniata*			Nativa			
Polygonaceae	*Rumex maricola*			Nativa	FP		
Polygonaceae	*Rumex romassa*	Romaza		Nativa			
Portulacaceae	*Calandrinia compressa*	Vinagrillo/Lengua de serpiente	IV a VII	Nativa			
Portulacaceae	*Montiopsis gayana*			Nativa			
Primulaceae	*Anagallis alternifolia*	Pimpinela	IV a XII	Nativa			
Primulaceae	*Lysimachia sertulata*			Nativa			
Primulaceae	*Samolus latifolius*			Nativa			
Primulaceae	*Samolus repens*			Nativa			
Ranunculaceae	*Anemone antucensis*			Nativa (ChA)			
Ranunculaceae	*Anemone decapetala var decapetala*			Nativa (ChA)			
Ranunculaceae	*Anemone decapetala var foliolosa*	Centella	RM a XII	Nativa (ChA)			
Ranunculaceae	*Anemone hepaticifolia*	Flor de la Estrella	Valdivia y Osorno	Nativa (ChA)			
Ranunculaceae	*Anemone multifida*		VII a XII	Nativa			
Ranunculaceae	*Caltha appendiculata*	Maillico	I a XII	Nativa			
Ranunculaceae	*Ranunculus bonariensis var trisepalus*			Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Ranunculaceae	*Ranunculus minutiflorus*	Botón de oro		Nativa			
Ranunculaceae	*Ranunculus muricatus*	Botón de oro		Nativa			
Ranunculaceae	*Ranunculus peduncularis var erodiifolius*	Botón de oro	IV a XII	Nativa			
Rosaceae	*Acaena antarctica*		XIV a XII	Nativa			
Rosaceae	*Acaena magellanica*		IV a XII	Nativa			
Rosaceae	*Acaena ovalifolia*	Cadillo/Cadilla/Trun/Trëfo		Nativa			
Rosaceae	*Acaena pinnatifida*	Pimpinela cimarrona	IV a XII	Nativa			
Rosaceae	*Fragaria chiloensis*	Frutilla silvestre	VII a XI	Nativa			
Rosaceae	*Geum magellanicum*	Hierva del clavo	V a XII	Nativa			
Rosaceae	*Potentilla anserina*	Canelilla		Nativa			
Rosaceae	*Rubus geoides*	Miñe-miñe	VII a XII	Nativa			
Rosaceae	*Acaena macrocephala*			Nativa			
Rosaceae	*Acaena pumila*	Amor seco	XIV a XII	Nativa			
Rosaceae	*Aphanes neglecta*		VI a XI	Nativa			
Rosaceae	*Geum quellyon*			Nativa (ChA)			
Rosaceae	*Rubus radicans*		IX a XII	Nativa			
Rubiaceae	*Hedyotis salzmannii*		VII a VIII - XIV	Nativa			
Saxifragaceae	*Francoa appendiculata*	Llaupangue/Vara de mármol	V a X	Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Calceolaria biflora*	Arguentina/Topa-topa	IV a XII	Nativa			
Scrophulariaceae	*Calceolaria crenatiflora*	Zapatito/Zapatilla	IX a X	Nativa			
Scrophulariaceae	*Euphrasia crysantha*	Eufrasia amarilla	VII a IX	Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Euphrasia flavicans*	Eufrasia blanca	IX a X (Andes)	Nativa (ChA)			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
Scrophulariaceae	*Euphrasia meiantha*			Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Euphrasia trifida*			Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Gratiola peruviana*	Contrayerba	IX	Nativa			
Scrophulariaceae	*Hebe salicifolia*	Hebe	X a XII	Nativa		R	
Scrophulariaceae	*Mimulus luteus var luteus*	Berro amarillo	III a X	Nativa (ChA)			
Scrophulariaceae	*Ourisia breviflora*			Nativa			
Scrophulariaceae	*Ourisia coccinea*			Nativa			
Scrophulariaceae	*Ourisia poeppigii*	Ourisia	VI a XI	Nativa			
Scrophulariaceae	*Veronica peregrina ssp xalapensis*			Nativa			
Scrophulariaceae	*Limosella australis*		II - IV a XII	Nativa	IC		
Scrophulariaceae	*Mimulus crinitus*			Nativa			
Solanaceae	*Nolana paradoxa*	Suspiro	V a X	Nativa			
Solanaceae	*Schizanthus pinnatus*	Mariposita blanca	IV a IX	Nativa (ChA)			
Solanaceae	*Solanum brevidens*	Papa silvestre		Nativa			
RASTRERAS							
Gesneriaceae	*Asteranthera ovata*	Estrellita	VIII a XII	Nativa (ChA)			
Goodeniaceae	*Selliera radicans*		VII	Nativa			
Polygonaceae	*Polygonum aviculare*			Nativa			
Rubiaceae	*Nertera granadensis*	Coralito/Rucachucao	IV-VII a XII	Nativa			
Santalaceae	*Quinchamalium chilense*	Quinchamalí	II a IX	Nativa			
Saxifragaceae	*Chrysosplenium valdivicum*	Hierba del bazo	X	Nativa			
Scrophulariaceae	*Calceolaria tenella*	Temu/Palo colorado	VIII a XII (Andes)	Nativa			
Solanaceae	*Nierembergia repens*	Estrellita de las vegas	VII a X	Nativa			
Myrtaceae	*Myrteola nummularia*	Daudapo/Huarapo	XIV a XII	Nativa			

Cont. Tabla 19. Lista sistemática, distribución, origen y estado de conservación de la flora vascular presente en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Origen	Estado de Conservación		
					UICN	Libro Rojo	RCEs
TREPADORAS							
Apocynaceae	*Elytropus chilensis*	Quilmay/Poroto de campo	VI a X	Nativa			
Araliaceae	*Pseudopanax valdiviensis*	Curaco/Traumén/Voqui-naranjillo	VIII a X	Nativa			
Asclepiadaceae	*Cynanchum lancifolium*			Nativa			
Asclepiadaceae	*Cynanchum myrtifolium*	Hierba del tricao	XIV?	Nativa			
Asteraceae	*Mutisia spinosa var spinosa*		VII a IX	Nativa			
Asteraceae	*Proustia pyrifolia*	Tola blanca/Parrilla blanca	IV a XIV	Nativa (ChA)			
Berberidopsidaceae	*Berberidopsis corallina*	Michay rojo	VII a X (crece de manera discontínua en la CC)	Nativa (ChA)	EN A2ce; B2ab(i-v); C2a(i) UICN	EP	
Bignoniaceae	*Campsidium valdivianum*	Voqui de canasta/Pilpil-voqui	VIII a XII	Nativa (ChA)			
Bignoniaceae	*Eccremocarpus scaber*	Chupa-chupa	V a X	Nativa			
Convolvulaceae	*Convolvulus arvensis*	Correvuela	I a XII	Nativa			
Gesneriaceae	*Mitraria coccinea*	Botellita/Voquivoqui	VII a XII	Nativa (ChA)			
Gesneriaceae	*Sarmienta repens*	Medallita/Vitalahuén	VII a X	Nativa (ChA)			
Griseliniaceae	*Griselinia ruscifolia*	Lilinquen/Voqui	XIV a XII	Nativa			
Griseliniaceae	*Griselinia racemosa*	Voqui/Lamulahuén	IX a XI	Nativa			
Hydrangeaceae	*Hydrangea serratifolia*	Voqui-paulún/Laurela/Canelilla	V a XI	Nativa			
Lardizabalaceae	*Boquila trifoliolata*	Pilpilvoqui/Voqui blanco	VII a X	Nativa			
Lardizabalaceae	*Lardizabala biternata*	Cóguil/Voqui blanco/Coguilera	V a X	Nativa			
Tropaeolaceae	*Tropaeolum speciosum*			Nativa			

Nativa (ChA): Endémica de Chile y Argentina; (Ch): Endémica de Chile
IUCN: Criterios UICN: DD. "Data deficient" Datos insuficientes; LC. "Least concern" Preocupación menor; VU. Vulnerable; NT: Threatened. Libro Rojo: FP. Fuera de Peligro; IC. Escasa o Inadecuadamente conocida; VU. Vulnerable; EP. Peligro de extinción: RCEs: Reglamento de Clasificación de Especies;

Tabla 20. Lista sistemática, distribución y origen de Briófitas nativas de la Región de Los Ríos

Tipo	Familia	Nombre Científico	Ditribución en Chile	Origen	Distribución global
Musgos	Amblystegiacae	Acrocladium auriculatum		Nativa (E)	
	Bartramiaceae	Bartramia halleriana		Nativa	Bipolar
		Bartramia patens		Nativa	
		Breutelia dumosa		Nativa (E)	
		Breutelia subplicata		Nativa (E)	
	Dicranaceae	Campylopsus introflexus		Nativa	Global
		Dicranoloma imponens		Nativa	Gondwánica
	Polytrichaceae	Dendroligotrichum dendroides		Nativa	Subespecie endémica del sur de América
		Dendroligotrichum squamosum		Nativa	
	Hypopterygiaceae	Hypopterygium didictyon		Nativa (E)	
		Hypopterygium arbuscula		Nativa (E)	
		Lopidium concinnum		Nativa	Gondwánica
	Hypnaceae	Hypnus chrysogaster		Nativa	
	Orthotrichaceae	Pentastichella pentasticha		Nativa	
	Grimmiaceae	Racomitrium lanuginosum		Nativa	Bipolar
	Sphagnaceae	Sphagnum fimbriatum		Nativa	Bipolar
		Sphagnum magellanicum		Nativa	Cosmopolita
	Splachnaceae	Tetraplodon mnioides		Nativa	Bipolar
	Thuidiaceae	Thuidium furfurosum		Nativa	
	Vittiaceae	Vittia pachyloma		Nativa	
	Meteoriaceae	Weymouthia cochlearifolia		Nativa	Gondwánica
		Weymouthia mollis		Nativa	Disyunción Gondwánica
Hepáticas talosas	Marchantiaceae	Marchantia polymorpha	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	Distribución global*
	Monocleaceae	Monoclea gottschei	De Los Ríos a Aysén	Nativa	Distribución global*
Hepáticas talosas simples	Pelliaceae	Noteroclada confluens	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	Distribución global*
	Pallaviciniaceae	Pallavicinia pisicolor	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	Distribución global*
		Symphyogyna circinata	Desde Valparaíso a Magallanes	Nativa	
		Symphyogyna hymenophyllum	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	
		Symphyogyna rubitrincta	De Los Ríos a Magallanes	Nativa (E)	Chile y Argentina*
	Aneuraceae	Riccardia prehensilis	Desde la provincia de Valdivia al sur	Nativa	Distribución global*
Hepáticas foliosas	Lepidoziaceae	Bazzania peruviana	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	América Latina*
		Lepidozia chordulifera	Valparaíso al sur	Nativa (E)	Chile y Argentina
	Jungermanniaceae	Cryptochila grandiflora	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	Distribución global*
		Jamesoniella colorata	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	América Latina
	Lepidolaenaceae	Gackstroemia magellanica	De Los Ríos a Magallanes	Nativa	Distribución global*
	Herbertineae	Herbertus runcinatus	De Los Ríos a Magallanes	Nativa (E)	Chile y Argentina*
	Trichocoleaceae	Leiomitria elegans	De Los Ríos a Magallanes	Nativa (E)	Chile y Argentina*
	Radulaceae	Radula diversifolia	Juan Fernández, Valdivia, Aysén y Magallanes	Nativa (E)	Chile y Argentina*
	Schistocehilaceae	Schistochila lamellata	De Los Ríos a Magallanes	Nativa (E)	Chile y Argentina Austral
Antocerotes	Anthocerotaceae	Megaceros fuegiensis	De Los Ríos a Magallanes	Nativa (E)	Chile y Argentina Austral
		Phaeoceros sp.	De Los Ríos	Nativa	Distribución global

Nativa (E): Endémica de Chile y Argentina

* Límite de distribución Región de Los Ríos

Elaboración propia en base a: Ardiles et al. 2008

Tabla 21. Listado sistemático, distribución endemismo y estado de conservación de mamíferos terrestres nativos de la Región

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Endemismo	Estado de conservación	CREs
Marsupiales	Microbiotheriidae	*Dromiciops gliroides*	Monito del monte/Chimaihuen	VIII (Sur de Concepción) a X (Chiloé)	Nativa(E)	VU A1c	IC
	Caenolestidae	*Rhyncolestes raphanurus*	Comadrejita trompuda	X (Osorno a Chiloé)	Nativa(E)	VU A1c	IC
Chiroptera	Vespertillionidae	*Myotis chiloensis*	Murciélago oreja de ratón del sur	IV a XII	Nativa(E)	NT	
		Histiotus montanus	Murciélago orjeudo menor	II a XII	Nativa	LC	
		Lasiurus borealis	Murciélago colorado	I a XII	Nativa	Bajo riesgo	
		Lasiurus cinereus	Murciélago gris	I a X	Nativa	Bajo riesgo	
	Molossidae	*Tadarida brasiliensis*	Murciélago común	I a XIV	Nativa	NT	
Rodentia	Cricetidae	*Oligoryzomys longicaudatus*	Colilargo/Lauchita de los espinos	III a XII	Nativa(E)	FP	
		Abrothrix longipilis var hirta	Laucha de pelo largo	VII a XI	Nativa(E)	DD	
		Abrothrix longipilis var morens	Laucha de pelo largo	VIII a X	Nativa(E)	DD	
		Abrothrix olivaceus var brachiotis	Laucha olivácea	XIV a XI	Nativa(E)	FP	
		Abrothrix sanborni	Laucha de Sanborn	XIV a X (Chiloé)	Nativa(E)	DD	
		Geoxus valdivianus var valdivianus	Ratón topo valdiviano	VII a X	Nativa(E)	Rara	
		Chelemyx macronyx var vestitus	Ratón topo de cordillera	IX a XI	Nativa(E)	DD	
		Pearsonomys annectens	Rata de garras largas de Pearson	IX a X (Osorno, CC)	Nativa(E)	N/E	
		Loxodontomys micropus	Pericote austral	RM a XII	Nativa(E)	FP	
		Irenomys tarsalis var tarsalis	Rata arbórea	VII a X	Nativa(E)	DD	
	Chinchillidae	*Lagidium viscacia var boxi*	Vizcacha de montaña	XIV a X	Nativa(E)	CR	
	Myocastoridae	*Myocastor coypus var melanopus*	Coipo	IX a XII	Nativa	FP	
		Aconaemys fuscus	Tunduco grande	VII a IX	Nativa(E)	*	
		Aconaemys porteri	Tunduco de porter	X (Osorno)	Nativa(E)	DD	
		Ctenomys maulinus var brunneus	Tucotuco maulino	IX a XIV	Nativa(E)	FP	
Carnivora	Felidae	*Leopardus guigna var guigna*	Güiña	IX a XI	Nativa	VU C2a[1]	IC /R
	Felidae	*Puma concolor var araucana*	Puma	IX a X	Nativa	VU[1]	
	Canidae	*Lycalopex culpaeus*	Zorro culpeo	I a XII	Nativa	º	
		Lycalopex griseus var maullinicus	Zorro chilla	VIII a X	Nativa	LR Ic	
	Mustelidae	*Galictis cuja*	Quique	XIII a II-IV a XII	Nativa	VU	
		Lontra provocax	Huillín	IX a XII	Nativa	EN A3cd [1]	IC
	Mephitidae	*Conepatus chinga*	Chingue común	IV a X (Osorno)	Nativa		
		Conepatus humboldti	Chingue de la patagonia	IX a XII	Nativa	FP	
Artiodactyla	Cervidae	*Pudu pudu*	Pudú	VII a XI	Nativa(E)	VU A1cde [1]	VU

Nativa (E): Endémica. IUCN: Criterios UICN: DD. Data deficiente Datos insuficientes; LC. Least concern" Preocupación menor; VU. Vulnerable; NT: Threatened. Libro Rojo: FP. Fuera de Peligro; IC. Escasa o Inadecuadamente conocida; VU. Vulnerable; EP. Peligro de extinción: RCEs: Reglamento de Clasificación de Especies; Elaboración Propia en base a Muñoz y Valenzuela 2009

Tabla 23. Listado sistemático, estado de conservación, origen y distribución de las aves terrestres nativas presentes en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre Común	Nombre Científico	Estado de Conservación				Origen	Distribución
			Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES		
Tinamidae	Perdiz chilena	*Nothorpocata perdicaria*					Endémico*	III a X (Llanquihue)
Cathartidae	Jote de cabeza negra	*Coragyps atratus*		LC	LC	II	Nativo (SA,CA,NA)	XV a XII
Cathartidae	Jote de cabeza colorada	*Cathartes aura*			LC	II	Nativo (SA,CA,NA)	XV a XII
Cathartidae	Cóndor	*Vultur gryphus*	R	NT	NT	I	Nativo (SA)	Todo Chile
Accipitridae	Águila pescadora	*Pandion haliaetus*	V		LC	II	Nativo (C)	XV a XIV
Accipitridae	Bailarín	*Elanus leucurus*		LC	LC	II	Nativo (SA,CA,NA)	I a X (Chiloé)
Accipitridae	Vari común	*Circus cinereus*		LC	LC	II	Nativo (SA)	XV a XII
Accipitridae	Peuquito	*Accipiter bicolor*	R		LC	II	Nativo (SA)	IV a XII
Accipitridae	Peuco	*Parabuteo unicinctus*			LC	II	Nativo (SA,CA,NA)	XV a XI
Accipitridae	Aguilucho común	*Buteo polyosoma*		LC	LC	II	Nativo (SA)	Todo Chile
Accipitridae	Aguilucho de cola rojiza	*Buteo ventralis*	R	NT	NT	II	Endémico**	VII a XII
Accipitridae	Aguilucho chico	*Buteo albigula*	R	LC	LC	II	Nativo (SA)	VII a XI (Andes y Cordillera de la Costa)
Falconidae	Carancho cordillerano del sur	*Phalcoboenus albogularis*		LC	LC	II	Endémico**	VIII a XII (Andes)
Falconidae	Traro	*Caracara plancus*		LC	LC	II	Nativo (SA)	Todo Chile
Falconidae	Tiuque	*Milvago chimango*			LC	II	Nativo (SA)	Todo Chile
Falconidae	Cernícalo	*Falco esparverius*				II	Nativo (C)	III a XII
Falconidae	Halcón perdiguero	*Falco femoralis*			LC	II	Nativo (SA)	XV a VIII - IX - XIV
Falconidae	Halcón peregrino	*Falco peregrinus*	EP		LC	I	Nativo (C)	Todo Chile
Thinocoridae	Perdicita cordillerana	*Attagis gayi*			LC		Endémico**	II a XII (1000 a 2000m)
Columbidae	Torcaza	*Columba araucana*	V		LC		Endémico**	III a XI
Columbidae	Tórtola común	*Zenaida auriculata*			LC		Nativo (SA)	XV a XII
Columbidae	Tortolita cuyana	*Colombina picuy*					Nativo (SA)	II a VIII - XIV (ocasionalmente)
Psittacidae	Cachaña	*Enicognathus ferrugineus*			LC		Endémico**	Vi a XI
Psittacidae	Choroy	*Enicognathus leptorhynchus*	V		LC		Endémico**	V a XI
Tytonidae	Lechuza	*Tyto alba*		LC	LC	II	Nativo (C)	Todo Chile
Strigidae	Tucúquere	*Bubo magellanicus*				II	Endémico**	VII a XII
Strigidae	Concón	*Strix rufipes*	IC		LC	II	Endémico**	Sur del Maule hasta Tierra del fuego
Strigidae	Chuncho	*Glaudicidum nanum*				II	Endémico**	Sur del Maule hasta Tierra del fuego
Strigidae	Pequén	*Athene cuniculari*				II	Nativo (SA,CA,NA)	Cauquenes hasta Los Lagos
Strigidae	Nuco	*Asio flammeus*	IC		LC	II	Nativo (C)	Sur del Maule hasta Los Lagos
Caprimulgidae	Gallina ciega común	*Caprimulgus longirostris*			LC		Nativo (SA)	Sur del Maule hasta Aysén
Trochilidae	Picaflor común	*Sephanoides sephanoides*			LC		Endémico**	II a XII
Picidae	Carpinterito	*Picoides lignarius*					Endémico**	IV a XII
Picidae	Pitío común	*Colaptes pitius*		LC	LC		Endémico**	II a XII
Picidae	Carpintero negro	*Campephilus magellanicus*	V		LC		Endémico**	VI a XII

Cont. Tabla 23. Listado sistemático, estado de conservación, origen y distribución de las aves terrestres nativas presentes en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre Común	Nombre Científico	Estado de Conservación				Origen	Distribución
			Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES		
Furnariidae	Minero común	*Geosita cunicularia*					Nativo (SA)	XV a XII
Furnariidae	Bandurrilla común	*Upucerthia dumetaria*			LC		Nativo (SA)	XV a XII
Furnariidae	Churrete común	*Cinclodes patagonicus*			LC		Endémico**	V a XII
Furnariidae	Churrete chico	*Cinclodes oustaleti*			LC		Endémico**	II a XII
Furnariidae	Churrete acanelado	*Cinclodes fuscus*			LC		Nativo (SA)	XV a XII
Furnariidae	Colilarga	*Sylviorthorhynchus desmurssi*					Endémico**	V a XII
Furnariidae	Rayadito	*Aphrastuta spinicauda*					Endémico**	IV a XII
Furnariidae	Tijeral común	*Leptasthenura aegithaloides*		LC			Nativo (SA)	XV a XII
Furnariidae	Trabajador	*Phleocryptes melanops*			LC		Nativo (SA)	XV a X
Furnariidae	Canastero de cola larga	*Asthenes pyrrholeuca*		LC	LC		Nativo (SA)	V a XII
Furnariidae	Canastero austral	*Asthenes anthoides*		LC	LC		Endémico**	VIII a XII (Andes)
Furnariidae	Comesebo grande	*Pygarrichas albogularis*					Endémico**	V a XII
Rhinocryptidae	Hued Hued del Sur	*Pteroptochus tarnii*					Endémico**	VIII a XII
Rhinocryptidae	Chucao	*Scelorchilus rubecula*		LC	LC		Endémico**	V a XI
Rhinocryptidae	Churrín de la mocha	*Eugralla paradoxa*			LC		Endémico**	VII a X (Chiloé)
Rhinocryptidae	Churrín del sur	*Scytalopus magellanicus*			LC		Endémico**	VII a XII
Tyrannidae	Fío-fío	*Elaenia albiceps*		LC	LC		Nativo (SA)	III a XII
Tyrannidae	Cachudito común	*Anairetes parulus*			LC		Nativo (SA)	II a XII
Tyrannidae	Sietecolores	*Tachuris rubigastra*					Nativo (SA)	II a XI
Tyrannidae	Viudita	*Colorhamphus parvirostris*		LC	LC		Endémico**	IV a XII
Tyrannidae	Diucón	*Xolmis pyrope*		LC	LC		Endémico**	III a XII
Tyrannidae	Mero gaucho	*Agriornis montana*			LC		Nativo (SA)	II a XI
Tyrannidae	Mero grande	*Agriornis livida*			LC		Endémico**	III a XIV - XI a XII
Tyrannidae	Dormilona chica	*Muscisaxicola maculirostris*			LC		Nativo (SA)	Todo Chile
Tyrannidae	Dormilona tontita	*Muscisaxicola macloviana*			LC		Nativo (SA)	Todo Chile
Tyrannidae	Dormilona de ceja blanca	*Muscisaxicola albilora*			LC		Nativo (SA)	Todo Chile
Tyrannidae	Dormilona fraile	*Muscisaxicola flavinucha*			LC		Nativo (SA)	XV a X (Pto. Montt)
Tyrannidae	Colegial común	*Lessonia rufa*			LC		Nativo (SA)	III a XII
Tyrannidae	Run-run	*Hymenops perspicillatus*		LC	LC		Endémico**	III a X (Chiloé)
Phytotomidae	Rara	*Phytotoma rara*		LC	LC		Endémico**	III a XII
Hirundinidae	Golondrina de dorso negro	*Notiochelidon cyanoleuca*			LC		Nativo (SA)	Todo Chile
Hirundinidae	Golondrina barranquera	*Riparia riparia*			LC		Endémico**	XIV - X (Chiloé) - XII
Hirundinidae	Golondrina bermeja	*Hirundo rustica*			LC		Nativo (C)	XV a XII
Troglodytidae	Chercán común	*Troglodytes aedon*		LC	LC		Nativo (SA,CA,NA)	III a XII

Cont. Tabla 23. Listado sistemático, estado de conservación, origen y distribución de las aves terrestres nativas presentes en la Región de Los Ríos

Familia	Nombre Común	Nombre Científico	Estado de Conservación				Origen	Distribución
			Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES		
Troglodytidae	Chercán de las Vegas	*Cistothorus platensis*		LC	LC		Nativo (SA,CA,NA)	IV a XII
Turdidae	Zorzal común	*Turdus falcklandii*		LC	LC		Endémico**	III a XII
Mimidae	Tenca patagónica	*Mimus patagonicus*			LC		Endémico**	RM a XIV (cuando migra en Invierno)
Mimidae	Tenca chilena	*Mimus thenca*			LC		Endémico*	III a X
Mimidae	Tenca de alas blancas	*Mimus triurus*			LC		Nativo (SA)	XIV (ocasionalmente)
Motacillidae	Bailarín chico común	*Anthus correndera*			LC		Nativo (SA)	III a XII
Emberizidae	Cometocino patagónico	*Phrygilus patagonicus*		LC	LC		Endémico**	IV a XII
Emberizidae	Pájaro plomo	*Phrygilus unicolor*		LC	LC		Nativo (SA)	XV a XII
Emberizidae	Yal cordillerano	*Melanodera xanthogramma*			LC		Endémico**	III a XII
Emberizidae	Diuca común	*Diuca diuca*		LC	LC		Endémico**	IV a XII
Emberizidae	Chirihue común	*Sicalis luteola*		LC	LC		Nativo (SA)	III a XI
Emberizidae	Chincol	*Zonotrichia capensis*			LC		Nativo (SA, CA)	III a XII
Icteridae	Trile	*Agelaius thilius*			LC		Nativo (SA)	III a X (Chiloé)
Icteridae	Loica común	*Sturnella loyca*			LC		Endémico**	III a XII
Icteridae	Mirlo común	*Molothrus bonariensis*			LC		Nativo (SA, CA)	III a XI
Icteridae	Tordo común	*Curaeus curaeus*			LC		Endémico**	IV a XII
Fringillidae	Jilguero común	*Carduelis barbata*			LC		Endémico**	III a XII
Passeridae	Gorrión	*Passer domesticus*					Introducido	Todo Chile

LC: Least Concern; NT: NT: Threatened; V: Vulnerable; R: Rara; EP: En Peligro

Endémico*: se distribuye solamente en Chile; Endémico**: se distribuye en Chile y Argentina; Nativo (SA): se distribuye en Sudamérica; (SA, CA): Sud y Centroamérica; (SA,CA,NA): Sud, Centro y Norteamérica.

Elaboración propia en base a Couve y Vidal 2003

Tabla 24. Listado sistemático, distribución longitudinal y latitudinal, y estado de conservación de los reptiles de la Región de Los Ríos

Nombre Científico	Nombre común	Distribución	Distribución altitudinal	Estado de conservación		
				Glade 1988	**UICN**	CITES
Liolaemus chilensis		IV a XIV-RM	0-2000	V		
Liolaemus cyanogaster		VII a XIV-RM	0-500			
Liolaemus lemniscatus		IV a XIV-RM	0-1500	V	DD	
Liolaemus pictus		VII a XIV-RM	0-1500			
Liolaemus tenuis		IV a X-RM	0-1500			
Liolaemus villarricensis		IX a XIV	800-1500			
Pristidactylus torquatus		VI a X	800-2500	V		
Philodryas chamissonis		III a XIV-RM	0-2200	V	DD	
Tachymenis chilensis		III a X-RM	0-3500	V		
Dermochelys coriaca	Tortuga laúd	XV a X-XII			CR	I
Lepidochelys olivacea	Tortuga golfina	XV a X-XII			EN	

Libro rojo: V: Vulnerable; IUCN: DD: Data Deficient: CR Critical Risk: EN: en Dangered
Elaboración propia en base a:

Tabla 25. Lista sistemática de los insectos polinizadores de la Región de Los Ríos

Orden	Familia	Genero	Especie
Hymenoptera	Halictidae	Corynura (Callochlora)	chloris
		Corynura (Corynura)	patagonica
		Corynura (Corynura)	corynogastra
		Halictidae	mutabilis
	Apidae	Manuelia	gayi
		Manuelia	postica
		Manuelia	gayatina
		Bombus	dahlbomi
		Bombus*	terrestris
		Apis*	mellifera
	Megachilidae	Megachile	semirufa
		Megachile	saulcyi
	Colletidae	Cadeguala	occidentalis
		Diphaglossa	gayi
		Caupolicana	fulvicollis
		Caupolicana	gayi
	Vespidae	Vespula *	germanica
		Hypodynerus	colocolo
Diptera	Syrphidae	Syrphus	octomaculatus
		Scaeva	melanostoma
		Allograpta	hortensis
		Fazia	macquarti
		Mesograpta	philippi
		Melanostoma	chalconotus
		Dolychogina	chilensis
		Dolychogina	hinei
		Eristalis	elegans
		Eristalis	assimilis
		Eristalis	tenax
		Aneriophora	aureorufa
	Tabanidae	Scaptia	horrens
		Scaptia	dorsoguttata
		Scaptia	leucothorax
		Scaptia	lata
	Acroceridae	Megalybus	crassus
	Nemestrinidae	Trichophthalma	barbarrosa
		Trichophthalma	eximia
		Trichophthalma	landbecki
		Trichophthalma	nubipennis
		Eurygastromyia	philippi
		Acrophthalmida	sphenoptera
	Tachinidae	Peleteria	filipalpis
Lepidoptera	Pieridae	Colias	vauthierii
Coleoptera	Cerambycidae	Platynocera	gracilipes
* especies introducidas en la Región			

Fuente:

Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región

Phylum	Clase	Especie	Nombre común	Distribución geográfica	Distribución Zonal	Tipo de Costa	Comestible	Estado de explotación	?
Porifera	Demospongiae	Clionopsis platei	Esponja amarilla	Valparaíso a Chiloé	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
Cnidaria	Hydrozoa	Sarsia sarsii	Hidrozoo	Valdivia al sur**	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Obelia geniculata	Hidrozoo	Talcahuano al sur	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Symplectosyphus glacialis	Hidrozoo	Valdivia*	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
	Scyphozoa	Haliclystus auricula	Estauromedusa	Golfo de Arauco al sur	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
	Anthozoa	Phymactis clematis	Actinia, poto de mar	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Antholoba achates	Actinia, Anémona de mar	Todo Chile	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Anthothoe chilensis	Actinia, Anémona de mar	Arica a Archpiélago Los Chonos	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Lophogorgia platycados	Coral, Gorgonáceo	Concepción a Valdivia**	Submareal	Rocosa	No	EC	DD
Ctenophora	Tentaculata	Aulacoctena acuminata	Ctenóforo	Isla Llancahua	Submareal		No	NE	DD
Platyhelminthes	Turbellaria	Subfamilia Leptoplaninae	Planaria	Valdivia*	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
Nemertina	Anopla	Lineus Atrocaeruleus	Nemertino	Arica a Archpiélago Los Chonos	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
Annelida	Polychaeta	Halosydna patagonica	Poliqueto polinoide	Iquique a Estrecho de Magallanes	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Perinereis sp.	Poliqueto nereido	Valdivia*	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Hemipodus simplex	Poliqueto glicérido	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Polydora sp.	Poliquero spiónido	Valdivia*	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Phragmatopoma virgini	Poliqueto sabelárido	Concepción al sur	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Nicolea sp.	Poliqueto térbelido	Valdivia*	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Potamilla sp.	Poliqueto sabélido	Valdivia*	Submareal	Rocosa	No	NE	DD

Folio016768

Cont. Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región

Phylum	Clase	Especie	Nombre común	Distribución geográfica	Distribución Zonal	Tipo de Costa	Comestible	Estado de explotación	?
Mollusca	Polyplacophora	Chaetopleura peruviana	Chitón, Apretador	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Chiton granosus	Chitón, Apretador	Arica a Archpiélago de Chiloé	Intermareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Chiton magnificus	Chitón, Apretador	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Tonicia atrata	Chitón, Apretador	Valdivia al sur**	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Tonicia disjuncta	Chitón, Apretador	Valparaíso a Chiloé	Intermareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Tonicia chilensis	Chitón, Apretador	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
	Gastropoda	Fisurella crassa	Lapa ocho, Lapa, Chapa	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Fisurella nigra	Lapa, Chapa, Mañehue	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Fisurella picta	Lapa	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Fisurella pulchra	Lapa	Arica a Valdivia**	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Buchanania onchidioides		Concepción a Archpiélago de Chiloé	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Nacella clypeater	Lapa	Arica a Valdivia**	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Scurria scurra	Sombrerito chino, Colle, Cayo	Todo Chile	Submareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Colisella zebrina	Señorita	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Diloma nigerrima	Caracol	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Tegula atra	Caracol, Melonhué, Caracol negro	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Prisogaster niger	Lilihue	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Tricolia macleani	Caracol	Arica a Valdivia**	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Nodilittorina araucana	Caracol	Arica a estero Elefantes	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Argobuccinum pustulosum	Caracol del Sur	Coquimbo al sur	Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Chorus giganteus	Trumulco, Caracol	Arica a Archpiélago de Chiloé	Submareal	Arena	Sí	AE	DD
		Xanthochorus cassidiformis	Caracol rubio	Arica a Archpiélago de Chiloé	Submareal	Arena	Sí	EC	DD
		Crassilabrum crassilabrum	Caracol panal	Arica a Archpiélago de Chiloé	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD

Folio016769

Cont. Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región

Phylum	Clase	Especie	Nombre común	Distribución geográfica	Distribución Zonal	Tipo de Costa	Comestible	Estado de explotación	?
		Acanthina monodon	Caracol con diente	Coquimbo al sur	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Concholepas concholepas	Loco, Pie de burro	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Nassarius gayii	Caracol	Todo Chile	Submareal	Arena	No	NE	DD
		Gargamella inmaculata	Nudibranquio, Babosa de mar	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Anisodoris fontaini	Nudibranquio, Babosa de mar	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Anisodoris punctuolata	Nudibranquio, Babosa de mar	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Anisodoris rudberghi	Nudibranquio, Babosa de mar	Bahía Inglesa a Valdivia	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Diaulula hispida	Nudibranquio, Babosa de mar	Valparaíso al sur	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Thecacera darwini	Nudibranquio, Babosa de mar	Todo Chile	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Hancockia schoeferti	Nudibranquio, Babosa de mar	Concepción a Valdivia**	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Doto uva	Nudibranquio, Babosa de mar	Todo Chile	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Tritonia odhneri	Nudibranquio, Babosa de mar	Concepción a Archpiélago de Chiloé	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Phidiana lottini	Nudibranquio, Babosa de mar	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Sephonaria lessonii	Señorita	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
	Bivalvia	Aulacomya atra	Cholga	Todo Chile	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Brachidontes granulata	Chorito	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Choromytilus chorus	Choro zapato, Maltón, Choro	Todo Chile	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Mytilus chilensis	Chorito, Quilmahue	Todo Chile	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Perumytilus purpuratus	Chorito maico, Chorito	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Semimytilus algosus	Chorito verde, Chorito	Arica a Archipiélago de Chiloé	Intermareal	Rocosa	Sí	EC	DD

Folio016770

Cont. Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región

Phylum	Clase	Especie	Nombre común	Distribución geográfica	Distribución Zonal	Tipo de Costa	Comestible	Estado de explotación	?
		Mesodesma donacium	Macha	Arica a Archipiélago de Chiloé	Intermareal	Arena	Sí	EC	DD
		Ensis macha	Huepo, Navaja de Mar	Coquimbo al sur	Submareal	Arena	Sí	EC	DD
		Tagelus dombeii	Navajuela, Berberecho, Quivi	Arica a Archipiélago de Chiloé	Submareal	Arena	Sí	EC	DD
		Venus antiqua	Almeja, Taca	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Arena	Sí	EC	DD
		Eurhomalea lenticularis	Almeja	Antofagasta a Archipiélago de Chiloé	Submareal	Arena	Sí	EC	DD
		Mulinia sp.	Colhue, Almeja dulce, Taquilla	Valdivia*	Submareal	Arena	Sí	EC	DD
		Gaimardia trapesina	Almeja rosada	Concepción al sur	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
	Cephalopoda	Enteroctopus megalocyathus	Pulpo, Pulpo de Chiloé	Concepción al sur	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
Arthropoda	Pycnogonida	Anoplodactylus sp.	Araña de mar, Picnogónido	Valdivia*	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
	Crustacea	Lepas anatifera	Lepas	Valdivia al sur**	Submareal		No	NE	DD
		Verruca laevigata	Cirripedio	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Jehlius cirratus	Cirripedio, Picoroco	Arica a Archipiélago de Chono	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Notochthamalus scabrosus	Cirripedio, Picoroco	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Elminius kingii	Cirripedio, Picoroco, Cospa, Colpa	Valparaíso al sur	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Balanus flosculus	Cirripedio, Picoroco	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Austromegabalanus psittacus	Picoroco	Todo Chile	Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
		Paracrapella sp.	Caprélido	Valdivia*	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Orchestoidea tuberculata	Pulga saltarina, Pulga de mar	Antofagasta a Archipiélago de Chiloé	Supramareal/ Intermareal	Arena	No	NE	DD
		Excirolana hirsuticauda	Isópodo	Coquimbo a Archipiélago de Chiloé	Intermareal	Arena	No	NE	DD
		Isoclaudus bahamondei	Isópodo	Concepción a Archipiélago de Chiloé	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Exosphaeroma lanceolata	Isópodo	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD

Cont. Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región

Phylum	Clase	Especie	Nombre común	Distribución geográfica	Distribución Zonal	Tipo de Costa	Comestible	Estado de explotación	?
		Dynamenella eatoni	Isópodo	Valdivia*	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Betaeus truncatus	Camarón chasqueador	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	Sí	NE	DD
		Pachycheles grossimanus	Cangrejo	Arica a Canal de Chacao	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Petrolisthes violaceus	Tijereta, Cangrejito violáceo	Arica a Punta Taitao	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Petrolisthes laevigatus	Tijereta	Todo Chile	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Petrolisthes tuberculatus	Tijereta	Arica a Valdivia**	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Allopetrolisthes spinifrons	Tijereta	Arica a Valdivia**	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Allopetrolisthes angulosus	Tijereta	Arica a Golfo Ancud	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Paguristes weddelli	Ermitaño	Todo Chile	Submareal	Arena	No	NE	DD
		Pagurus edwardsi	Ermitaño	Arica a Golfo Ancud	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Emerita analoga	Chanchito de mar	Arica a Puerto Edén	Intermareal	Arena	Sí	NE	DD
		Pisoides edwarsi	Cangrejo decorador, C. araña	Arica a Estrecho de Magallanes	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Taliepus dentatus	Panchote, Talicuno, Patudo	Todo Chile	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Cancer setosus	Jaiba peluda	Arica a Punta Taitao	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Cancer edwardsi	Jaiba, Coinao, Marmola, Mola	Arica a Estrecho de Magallanes	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Cancer coronatus	Jaiba reina, Comegente, Coinao	Arica a Canal Picton	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Pseudocorystes sicarius	Jaiba botón	Arica a Estrecho de Magallanes	Intermareal/ Submareal	Arena	No	NE	DD
		Ovalipes trimaculatus	Jaiba remadora, Jaiba blanca	Arica a Canal Trinidad	Intermareal/ Submareal	Arena	Sí	AE	DD
		Homalaspis plana	Jaiba mora	Arica a Estrecho de Magallanes	Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
		Acanthocyclus gayi	Cangrejo	Arica a Archipiélago Chiolé	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Acanthocyclus hassleri	Cangrejo	Arica a Valdivia**	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
		Acanthocyclus albatrosis	Cangrejo	Iquique al sur	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD

Cont. Tabla 26. Lista sistemática, distribución, tipo de costa que habita, y estado de explotación de invertebrados marinos de la costa de la Región

Phylum	Clase	Especie	Nombre común	Distribución geográfica	Distribución Zonal	Tipo de Costa	Comestible	Estado de explotación	?
		Cyclograpsus cinereus	Pancora, Cangrejo	Arica a Calbuco	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Hemigrapsus crenulatus	Pancora, Huillanca, Yasca	Arica a Estrecho de Magallanes	Intermareal	Rocosa	No	NE	DD
	Insecta	Phalerisida maculata	Pololito de arena	Caldera a Archipiélago de Chiloé	Supramareal/ Intermareal	Arena	No	NE	DD
Bryozoa	Gymnolaemata	Cellaria malvinensis	Briozoo	Golfo de Arauco al sur	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Celleporella hyalina	Briozoo	Arica a Estrecho de Magallanes	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Membranipora isabelleana	Briozoo	Coquimbo al sur	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Jellyella tuberculata	Briozoo	Arica a Archipiélago de Chonos	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
Echinodermata	Stelleroidea	Odontaster penicillatus	Estrella de mar	Coquimbo al sur	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Patiria chilensis	Estrella de mar	Arica a Valdivia**	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Patiria obesa	Estrella de mar	Concepción a Estrecho de Magallanes	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Meyenaster gelatinosus	Estrella de mar, Estrella júpiter	Arica a Archipiélago de Chonos	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Stichaster striatus	Estrella de mar	Arica a Estrecho de Magallanes	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Amphipholis squamata	Ofiuro	Coquimbo a Estrecho de Magallanes	Intermareal/ Submareal	Rocosa	No	NE	DD
	Echinoidea	Arbacia dufresnei	Erizo de mar	Valdivia al sur**	Submareal	Rocosa	No	NE	DD
		Loxechinus albus	Erizo rojo	Arica a Estrecho de Magallanes	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	AE	DD
	Holothuroidea	Athyonidium chilensis	Pepino de mar	Arica a Archipiélago de Chiloé	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
Chordata	Ascidiacea	Pyura chilensis	Piure, Pibre	Arica a Archipiélago de Chiloé	Intermareal/ Submareal	Rocosa	Sí	EC	DD
	Thaliacea	Iasis zonaria	Salpa	Valdivia a Isla Tenquehuen**	Submareal		No	NE	DD

NE: No explotada comercialmente; EC:Explotada Comercialmente; AE: Altamente explotada; DD: Data Deficient
Elaboración propia en base a: Zagal et al. 2001

Folio016773

Tabla 27. Listado sistemático de las algas inter y submareales de la costa de la Región de Los Ríos

Phylum	Orden	Familia	Nombre científico
Chlorophyta	Caulerpales	Bryopsidacea	Bryopsis plumosa
		Codiaceae	Codium dimorphum
			Codium fragile
	Cladophorales	Cladophoraceae	Chaetomorpha linum
			Rhizoclonium ambiguum
	Ulvales	Ulvaceae	Enteromorpha intestinalis
			Enteromorpha linza
			Enteromorpha proliphera
			Ulva costata
			Ulva lactuca
			Ulva lobata
			Ulva rigida
Phaeophyta	Dictyosiphonales	Punctareaceae	Adenocystis utricularis
	Dictyotales	Dictyotaceae	Glosophora kuntii
	Durvillaeales	Durvillaeaceae	Durvillaea antarctica
	Ectocarpaceae	Ectocarpaceae	Pilayella littoralis
			Spongonema tomentosum
		Ralfsiaceae	Ralfsia confusa
	Chordariales	Chordariaceae	Chordaria linearis
			Chordaria magellanica
			Myrioglea chilensis
	Laminares	Lessoniaceae	Lessonia nigrescens
			Lessonia trabeculata
			Macrocystis pyrifera
		Scytothamnaceae	Scyrorhamnus fasciculatus
	Desmarestiales	Desmarestiaceae	Desmarestia ligulata
	Scytosiphonales	Scytosiphonaceae	Colpomenia sinuosa
			Scitosiphon lomentaria
	Sphacelariales	Stypocaulaceae	Halopteris funiculares
Rodophyta	Bangiales	Bangiaceae	Porphyra columbina
	Ceramiales	Ceramiaceae	Ballia callitrichia
			Centroceras clavulatum
			Ceramium pacificum
			Ceramium rubrum
			Ceramium stichidiosum
			Griffithsia chilensis
		Dasyaceae	Heterosiphonia merenia
			Heterosiphonia subsecundata
		Delesseriaceae	Branchioglossum bipinnatifidum
			Hymenena durvillaei
			Myriogramme crozieri
			Myriogramme multinervis
			Phycodrys quercifolia
		Rhodomelaceae	Laurencia chilensis
			Pterosiphonia dendroidea
	Cryptonemiales	Corallinacea	Coralinna oficinalis
		Halymeniaceae	Pryonitis albermarlensis
			Prionitis lyallii
		Kallymeniaceae	Callophylis variegata
	Gellidiales	Gelidaceae	Gelidium chilense (EN SA)
			Gelidium lingulatum*
			Gelidium rex (EN SA)
	Gigartinales	Gigartinaceae	Chondrus caniculatus (EN CP)
			Gigartina chamisoi
			Gigartina skottsbergii

Cont. Tabla 27. Listado sistemático de las algas inter y submareales de la costa de la Región de Los Ríos

Phylum	Orden	Familia	Nombre científico
			Sarcothalia crispata
			Mazaella laminarioides
		Gracilariaceae	Gracilaria chilensis
		Phyllophoraceae	Ahnfelthia durvillaei (EN CP)
			Ahnfelthia plicata
			Gymnogongrus disciplinaris (EN SA)
			Gymogongrus furcelatum
		Plocamiacea	Plocamium cartilagineum
		Sarcodiaceae	Trematocarpus dichotomus
		Solieriaceae	Sarcodiotheca gaudichaudii
	Rhodymeniales	Rhodymeniaceae	Dendrymenia skottsbergii
			Rhodymenia howeana
	Nemaliales	Chaetangiaceae**	Chaetangium fastigeatum
			Nothogenia fastigiata
	Hildenbrandiales	Hildenbrandaceae	Hildenbrandia lecanellieri

Fuente: Conservación Marina 2008 c

Tabla 28. Fauna íctica inter y submareales en el sector sur del Distrito Valdiviano (entre los 38º S a 41,4º S)

Phylum	Clase	Orden	Familia	Nombre Científico	Nombre común	Distribución Zonal	Tipo de ambiente
Craniata	Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	*Eptatretus*	Lampreas de mar	Submareal	Rocoso
				Myxine	Lampreas de mar	Submareal	Rocoso
	Cephalaspidomorfi	Petromyzoniformes	Petromyzontidae	*Geotria australis*	Lamprea	Estuarial	Rocoso
				Mordacia Lapicida	Lamprea	Estuarial	Rocoso
	Holocephali	Chimaeriformes	Callorhynchidae	*Callorynchus callorynchus*	Peje-gallo	Submareal	Arenoso
	Chondrichthyes	Squaliformes	Squalidae	*Squalus acanthias*	Tollo de cachos	Nérito-Pelágico	
			Dalatiidae	*Centroscyllium granulatum*	Tollo negro narigón	Submareal	Arenoso
		Torpediniformes	Narcidinidae	*Discopyge tschudii*	Raya eléctrica	Submareal	Arenoso
		Rajiformes	Rajidae	*Dipturus chilensis*	Raya	Submareal	Arenoso
				Sympterygia lima	Raya	Submareal	Arenoso
				Psammobatis scobina	Raya	Submareal	Arenoso
		Myliobatiformes	Myliobatidae	*Myliobatis chilensis*	Manta raya	Mar abierto	
		Lamniformes	Cetorhinidae	*Alopias vulpinus*	Tiburón		
		Carcharhiniformes	Scylliorhinidae	*Schroederichthys chilensis*	Pintarroja	Submareal	Arenoso
				Schroederichthys canescens	Pintarroja		
			Triakidae	*Mustelus mento*	Tollo	Mar abierto	
	Osteichthyes	Clupeiformes	Clupeidae	*Sprattus fueguensis*	Sardina	Nérito-Pelágico/Estuarial*	Rocoso
				Strangomera bentincki	Sardina	Nérito-Pelágico/Estuarial*	Rocoso
				Ethmidium maculatum	Machuelos	Nérito-Pelágico/Estuarial*	Rocoso
			Engraulidae	*Engraulis rigens*	Anchoveta	Nérito-Pelágico/Estuarial*	
		Cypriniformes	Cyprinidae	*Tinca tinca*	Tenca	Pelágico/Estuarial	
		Gobiesociformes	Gobiesocidae	*Sicyases sanguineus*	Peje-sapo	Intermareal	Rocoso
				Gobiesox marmoratus			
		Ophidiiformes	Ophidiidae	*Genypterus chilensis*	Congrio	Submareal	Arenoso
				Genypterus maculatus	Congrio rosado	Submareal	Arenoso

Folio016776

Cont. Tabla 28. Fauna íctica inter y submareales en el sector sur del Distrito Valdiviano (entre los 38º S a 41,4º S)

Phylum	Clase	Orden	Familia	Nombre Científico	Nombre común	Distribución Zonal	Tipo de ambiente
		Gadiformes	Macrouridae	*Caelorhynchus aconcagua*	Merluza de cola	Submareal	Arenoso
			Moridae	*Notophycis marginata*	Brótula	Submareal	Arenoso
			Macrouronidae	*Macruronus movaezelandiae*			
			Merlucciidae	*Merluccius gayi*	Merluza	Submareal	Arenoso
		Mugiliformes	Mugilidae	*Mugil cephalus*	Lisas	Pelágico/Estuarial	
		Batrachoidiformes	Batrachoididae	*Aphos porosus*			
		Atheriniformes	Atherinopsidae	*Odontesthes regia*			
			Notocheridae	*Notocheirus hubbsi*			
		Gasterosteiformes	Syngnathidae	*Syngnathus acicularis*	Agujas de mar	Bentónico/Estuarial	Arenoso/Rocoso*
				Leptonotus blainvilleanus			
		Scorpaeniformes	Scorpaenidae	*Sebastes capensis*	Cabrilla	Submareal	Arenoso/Rocoso
				Helicolenus lengerichi	Chancharros	Submareal	Arenoso/Rocoso
			Congiopodidae	*Congiopodus peruvianus*	Peje-chancho	Submareal	Arenoso
			Normanichthyidae	*Normanichthys crockeri*	Mote	Nérito-Pelágico	
			Agonidae	*Agonopsis chiloensis*	Acorazado	Intermareal	Rocoso
		Perciformes	Sciaenidae	*Cilus gilberti*	Corvina	Nérito-Pelágico	Arenoso**
				Stellifer minor	Corvina	Nérito-Pelágico	Arenoso**
			Carangidae	*Trachurus symmetricus*	Jurel	Nérito-Pelágico/Mar abierto	
			Bramidae	*Brama australis*			
			Apogonidae	*Epigonus crassicaudus*	Besugo	Mar abierto	
			Branchiostegidae	*Prolatius jugularis*	Blanquillo	Submareal	Arenoso/Rocoso

Cont. Tabla 28. Fauna íctica inter y submareales en el sector sur del Distrito Valdiviano (entre los 38º S a 41,4º S)

Phylum	Clase	Orden	Familia	Nombre Científico	Nombre común	Distribución Zonal	Tipo de ambiente
			Haemulidae	*Isacia conceptionis*			
			Kyphosidae	*Graus nigra*			
			Aplodactylidae	*Aplodactylus punctatuns*	Jerguillas	Submareal	Rocoso
			Cheilodactylidae	*Cheilodactylus variegatus*	Bilagayes	Submareal	Rocoso
			Labridae	*Mendosoma lineata*	Viejas	Submareal	Rocoso
			Chromidae	*Chromis crusma*			
			Dactyloscopidae	*Sindoscopus australis*	Pez astrónomo		Arenoso
			Mugiloididae	*Mugiloides chilensis*			
			Bovichthyidae	*Bovichtus chilensis*	Toritos	Intermareal*	Rocoso
			Nototheniidae	*Paranotothenia angustata*	Pejerreicillo	Intermareal*/Mar abierto	Rocoso
			Eleginopsidae	*Eleginops maclovinus*	Róbalo		Arenoso**
			Blenniidae	*Hypsoblennius sordidus*	Cachuditos	Intermareal	Rocoso
			Tripterygiidae	*Helcogrammoides cunninghami*	Trambollitos	Intermareal	Rocoso
			Clinidae	*Myxodes viridis*	Doncellitas	Intermareal	Rocoso
				Myxodes cristatus	Doncellitas	Intermareal	Rocoso
			Labrisomidae	*Aucchenionchus variolosus*	Viejas	Intermareal	Rocoso
				Calliclinus geniguttatus	Viejas	Intermareal	Rocoso
				Calliclinus nudiventris	Viejas	Intermareal	Rocoso
			Gempylidae	*Thyrsites atun*	Sierra	Nérito-Pelágico/Mar abierto	
			Scombridae	*Gasterochisma melampus*	Pez chauchera	Mar abierto	
				Scomber japonicus	Pez chauchera	Mar abierto	
			Centrolophidae	*Seriolella violacea*	Cojinova	Nérito-Pelágico	
			Stromateidae	*Stromateus stellatus*	Pampanitos	Submareal	Arenoso

Cont. Tabla 28. Fauna íctica inter y submareales en el sector sur del Distrito Valdiviano (entre los 38º S a 41,4º S)

Phylum	Clase	Orden	Familia	Nombre Científico	Nombre común	Distribución Zonal	Tipo de ambiente
		Pleuronectiformes	Paralichthydae	*Paralichtys microps*	Lenguado de ojos chicos	Submareal	Arenoso
				Hippoglossina macrops	Lenguado de ojos grandes	Submareal	Arenoso
				Hippoglossina montemaris	Lenguado de ojos grandes	Submareal	Arenoso
		Tetraodontiformes	Molidae	*Mola ramsayi*	Pez sol	Mar abierto	
		Osmeriformes	Galaxidae	*Galaxias maculatus*	Puyes	Pelágico/Estuarial	
			Atherinopsidae	*Basilichthys Australis*	Pejerreyes	Pelágico/Estuarial	

Elaboración propia en base a:

Tabla 29. Lista sistemática, estado de conservación y origen de las aves oceánicas, costeras y marinas de la Región de Los Ríos

Orden	**Familia**	**Nombre Común**	**Nombre Científico**	**Estado de Conservación**					Origen
				Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES	RCSp	
Anserfiormes	Anatidae	Pato real	*Anas sibilatrix*		LC	LC			
Anserfiormes	Anatidae	Cisne de cuello negro	*Cygnus melanocoryphus*	VU	LC		II		R
Anserfiormes	Anatidae	Quetru volador	*Tachyeres patachonicus*	IC	LC	LC			R
Charadriiformes	Haematopodidae	Pilpilen comun	*Haematopus palliatus pitanay*		LC	LC			MA*
Charadriiformes	Haematopodidae	Pilpilen negro	*Haematopus ater*		LC	LC			MA*
Charadriiformes	Charadriidae	Chorlo de collar	*Charadrius collaris*		LC	LC			MB*
Charadriiformes	Charadriidae	Chorlo chileno	*Charadrius modestus*		LC	LC			MA*
Charadriiformes	Laridae	Gaviota franklin	*Larus pipixcan*		LC	LC			MB
Charadriiformes	Laridae	Gaviotín sudamericano	*Sterna hirundinacea*		LC	LC			R
Charadriiformes	Laridae	Gaviota garuma	*Larus modestus*	R	LC	LC			R
Charadriiformes	Laridae	Gaviota elegante	*Sterna elegans*		LC	NT			MB
Charadriiformes	Laridae	Gaviotín boreal	*Sterna hirundo*		LC	LC			MB
Charadriiformes	Laridae	Gaviotín ártico	*Sterna paradisaea (cf)*		LC	LC			MB
Charadriiformes	Laridae	Gaviotín piquerito	*Sterna trudeaui*			LC			R
Charadriiformes	Laridae	Gaviota dominicana	*Larus dominicanus*		LC	LC			R
Charadriiformes	Laridae	Gaviota cahuil	*Larus maculipennis*		LC	LC			R
Charadriiformes	Scolopacidae	Zarapito pico curvo	*Numenius phaeopus*		LC	LC			MB*
Charadriiformes	Scolopacidae	Zarapito pico recto	*Limosa haemastica*		LC	LC			MB
Charadriiformes	Scolopacidae	Pitotoy	*Tringa flavipens*		LC				MB
Charadriiformes	Scolopacidae	Playero blanco	*Calidris alba*		LC	LC			MB
Charadriiformes	Scolopacidae	Playero de Baird	*Calidris bairdii*		LC	LC			MB
Charadriiformes	Scolopacidae	Playero de las rompientes	*Aphriza virgata*			LC			MB
Ciconiiformes	Threskiornithidae	Cuervo del pantano	*Plegadis chihi*	EP		LC			
Ciconiiformes	Ardeidae	Garza grande	*Ardea alba*			LC			R
Ciconiiformes	Ardeidae	Huairavo	*Nycticorax nycticorax*		LC	LC			R
Passeriformes	Furnariidae	Churrete común	*Cinclodes patagonicus*		LC	LC			R
Passeriformes	Tyranidae	Colegial	*Lessonia rufa*			LC			MA
Passeriformes	Tyrannidae	Colegial común	*Lessonia rufa*			LC			Nativo
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	Yeco	*Phalacrocorax brasilianus*		LC	LC			R
Pelecaniformes	Pelecanidae	Pelícano	*Pelecanus thagus*		NT	NT			ECH
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	Cormorán de las Rocas	*Phalacrocorax magellanicus*			LC			R
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	Cormorán imperial	*Phalacrocorax atriceps*			LC			R

Cont. Tabla 29. Lista sistemática, estado de conservación y origen de las aves oceánicas, costeras y marinas de la Región de Los Ríos

Orden	**Familia**	**Nombre Común**	**Nombre Científico**	**Estado de Conservación**					Origen
				Libro Rojo	Birdlife	IUCN	CITES	RCSp	
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	Lile	*Phalacrocorax gaimardi*	IC		NT			R
Pelecaniformes	Sulidae	Piquero	*Sula variegata*	IC	LC	LC			R

Cont. Tabla 29. Lista sistemática, estado de conservación y origen de las aves oceánicas, costeras y marinas de la Región de Los Ríos

Podicipediformes	Trogloditidae	Huala	*Podiceps mayor*		LC				R
Podicipediformes	Podicipedidae	Pimpollo común	*Rollandia rolland*		LC	LC			R
Procellariiformes	Diomedeidae	Albatros de ceja negra	*Thalassarche melanophrys*		EN	EN A4bd			R
Procellariiformes	Pelecanoididae	Yunco de los canales	*Pelacanoides garnotii*	VU					ECH
Procellariiformes	Procellariidae	Petrel negro	*Procellaria aequinoctialis*		VU	VU A4bcde			R
Procellariiformes	Procellariidae	Petrel gigante	*Macronectes giganteus*			LC			R
Procellariiformes	Procellariidae	Fardela negra	*Puffinus griseus*		NT	NT			R
Procellariiformes	Procellariidae	Fardela blanca	*Puffinus creatpopus*	VU	VU				R
Sphenisciformes	Sphenicidae	Pingüino de Magallanes	*Spheniscus magellanicus*		NT	NT			MA
Sphenisciformes	Sphenicidae	Pingüino de Humboldt	*Spheniscus humboldti*	IC	VU	VU 2bcde+3bcde+4bcde; C1+2b	I		R

Fuente: Conservación Marina 2008 a

Tabla 30. Listado sistemático, distribución, endemismo y estado de conservación de mamíferos marinos nativos de la Región de los Ríos

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Endemismo	Estado de conservación	CREs	CITES
Carnivora	Mustelidae	Lontra felina	Chungungo	I a XII	Nativa	EN A1cd [1] ºº CMSI	IC	I
Carnivora	Otariidae	Otaria flavescens	Lobo marino de un pelo/Lobo común	I a XII	Nativa	Caza permitida por autorización de SERNAPESCA		
Carnivora	Otariidae	Arctocephalus australis	Lobo fino austral	X al sur	Nativa			
Carnivora	Phocidae	Miorunga leonina	Elefante marino	II a XII	Nativa	º CFA		II
Cetacea	Balaenopteridae	Megaptera novaeangliae	Ballena jorobada	I a XII	Nativa	Vu A1ad ºº CBIII CMSI	VU	I
Cetacea	Balaenopteridae	Eubalena glacialis (australis)	Ballena franca austral	Bahía Manquillahue y de Corral	Nativa	LRcd	EP	
Cetacea	Balaenopteridae	Balaenoptera borelis	Ballena boba/Sei/Rorcual Rudolphi	I a XII	Nativa	EP º CMSI		II
Cetacea	Balaenopteridae	Balaenoptera bonaerensis	Ballena minke antártica	I a XII	Nativa	LRcd º ºº CBI CMSI		I y II
Cetacea	Balaenopteridae	Balaenoptera acurostrata	Ballena minke o rorcual pequeño	I a XII	Nativa	LRcd º ºº CBI CMSI		I y II
Cetacea	Balaenopteridae	Balaenoptera physalus	Ballena de aleta/Rorcual común	I a XII	Nativa	EP ºº CBIII CMSI		I
Cetacea	Balaenopteridae	Balaenoptera musculus	Ballena azul/Rorcual gigante	I a XII	Nativa	EP ºº CBIII CMSI	EP	I
Cetacea	Balaenopteridae	Caperea marginata	Ballena pigmea	XII (presumiblemente se distribuye también en la XIV Región)	Nativa	LRIc º CMSI II		II
Cetacea	Physetiridae	Physter macrocephalus		I a XII	Nativa	Vu ºº CBI CMSI		I
Cetacea	Ziphiidae	Hyperoodon planifrons	Ballena nariz de botella del sur	V y XII	Nativa	LRcd º ºº CBI		I y II
Cetacea	Ziphiidae	Ziphius cavirostris	Ballena Picuda de Cuvier	I a XII	Nativa	IC º		II
Cetacea	Ziphiidae	Mesoplodón grayi	Mesoplodón de Gray	XII (presumiblemente se distribuye en la XIV Región)	Nativa	DDº CBI		II
Cetacea	Ziphiidae	Mesoplodón hectori	Mesoplodón de Héctor	XII (presumiblemente se distribuye en la XIV Región)	Nativa	DDº CBI		II
Cetacea	Ziphiidae	Mesoplodón layardii	Mesoplodón de Layard	VIII - XII (presumiblemente se distribuye en la XIV Región)	Nativa	IC º CBI		II
Cetacea	Delphinidae	Lagenorynchus australis	Delfín austral	V a XII	Nativa	DD ºº CBI CMSII		I
Cetacea	Delphinidae	Cephalorynchus eutropia	Delfín chileno	V a XII	Nativa*	IC º CBI	IC	II
Cetacea	Delphinidae	Lagenorynchus cruciger	Delfín cruzado	V - XII	Nativa	IC º		II
Cetacea	Delphinidae	Grampus griseus	Delfín gris	I a XII	Nativa	DD º CBI CMSII		II

Cont. Tabla 30. Listado sistemático, distribución, endemismo y estado de conservación de mamíferos marinos nativos de la Región de los Ríos

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Distribución	Endemismo	Estado de conservación	CREs	CITES
Cetacea	Delphinidae	Lissodelphis peroni	Delfín liso del sur	I a XII	Nativa	IC º CBI CMSII		II
Cetacea	Delphinidae	Tursiops truncatus	Delfín nariz de botella	I a X	Nativa	DD º CBI CMSII	EP	II
Cetacea	Delphinidae	Globicephala melaena (melas)	Calderón negro	I a XII	Nativa	LR Icº CBI CMS		II
Cetacea	Globicephalidae	Orcinus orca	Orca	I a XII	Nativa	LRcd º CBI CMSII		II
Cetacea	Globicephalidae	Pseudorca crassidens	Falsa orca	I a XII	Nativa	CBI º		II
Cetacea	Phocoenidae	Phocoena spinipinnis	Marsopa espinoza	I a XII	Nativa	IC º CMSII		II

Nativa (E): Endémica. IUCN: Criterios UICN: DD. Data deficiente Datos insuficientes; LC. Least concern" Preocupación menor; VU. Vulnerable; NT: Threatened. Libro Rojo: FP. Fuera de Peligro; IC. Escasa o Inadecuadamente conocida; VU. Vulnerable; EP. Peligro de extinción: RCEs: Reglamento de Clasificación de Especies; Elaboración Propia en base a Muñoz y Valenzuela 2009

Folio016783

TABLA 36. Centrales Hidroeléctricas proyectadas para la Región de Los Ríos

Nombre	Ubicación		Capacidad		Tipo	Titular	Inversión (MMU$)	Fecha presentación	Estado
	Provincia	Comuna							
Modificación Central Hidroeléctrica Florín (ex Don Alejo). Aumento Potencia Modificación Central Hidroeléctrica Florín (e-seia)	Ranco	Futrono	9 MW		DIA	Empresa Eléctrica Florín S.A.	22,0000	29-May-2009	En Calificación
Central Hidroeléctrica Las Lagunas (e-seia)	Ranco	Río Bueno (ribera oriente del lago Puyehue)	Mayor a 3 MW	De pasada	DIA	Central Hidroeléctrica Tres Palos	3,0000	4-May-2009	Desistido
Central Hidroelectrica Maqueo	Ranco	Futrono/Lago Ranco	4 MW		EIA	Trayenko S.A	1000,0000	17-Mar-2009	Desistido
Central Hidroelectrica Maqueo Central Hidroelectrica Maqueo	Ranco	Futrono/Lago Ranco	Mayor a 3 MW		EIA	Trayenko S.A	1000,0000	17-Feb-2009	No Admitido a Tramitacion
ADECUACIÓN DE LAS OBRAS DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA SAN PEDRO Adecuacion Obras CHSP (e-seia)	Valdivia	Los Lagos	Mayor a 3 MW		DIA	Colbún S.A.	0,0000	5-Feb-2009	Aprobado
Central Hidroeléctrica San Pedro	Valdivia	Los Lagos/Panguipulli	Mayor a 3 MW	De pasada	EIA	Colbún S.A.	202,0000	30-Oct-2007	Aprobado
Minicentral Hidroeléctrica de Pasada Casualidad (e-seia)	Ranco	Río Bueno	21,2 MW	De pasada	DIA	HIDROAUSTRAL S.A.	35,0000	19-Oct-2007	Aprobado
CENTRAL HIDROELÉCTRICA CHILCOCO (e-seia)	Ranco	Lago Ranco	12 MW	De pasada	DIA	Ganadera y Forestal Carran Ltda.	22,2500	20-Abr-2006	Aprobado
Modificaciones a la Central Hidroeléctrica Licán (e-seia)	Ranco	Río Bueno	Mayor a 3 MW		DIA	Inversiones Candelaria Ltda.	5,5000	10-Ago-2005	Aprobado
Central Hidroeléctrica Rucatayo	Ranco	Puyehue Río Bueno	60 MW		EIA		44,8520	21-Jul-2005	Aprobado
CENTRAL HIDROELECTRICA DON ALEJO (e-seia)	Ranco	Futrono	Mayor a 3 MW	De pasada	DIA	SOCIEDAD GENERADORA ELECTRICA GENERHOM LTDA	5,0000	15-Mar-2004	Aprobado

Fuente:
https://www.e-seia.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?modo=ficha&nombre=hidroelectrica&sector=&regiones=2420135&presentacion=AMBOS&buscar=true&popup=1

Folio016784

ANEXOS II

Especies de fauna listadas en el apéndice I y II de CITES

Familia	Nombre común	Nombre científico	Apéndice Cites
AVES			
Anatidae	*Cygnus melanocoryphus*	Cisne de cuello negro	II
Scolopacidae	*Numenius borealis*	Zarapito boreal	I
Phoenicopteridae	*Phoenicopterus chilensis*	Flamenco	II
Anatidae	*Cygnus melanocoryphus*	Cisne de cuello negro	II
Anatidae	*Coscoroba coscoroba*	Cisne coscoroba	II
Accipitridae	*Pandion haliaetus*	Aguila pescadora	II
Accipitridae	*Circus cinereus*	Vari	II
Cathartidae	*Coragyps atratus*	Jote de cabeza negra	II
Cathartidae	*Cathartes aura*	Jote de cabeza colorada	II
Cathartidae	*Vultur gryphus*	Cóndor	I
Accipitridae	*Pandion haliaetus*	Águila pescadora	II
Accipitridae	*Elanus leucurus*	Bailarín	II
Accipitridae	*Circus cinereus*	Vari común	II
Accipitridae	*Accipiter bicolor*	Peuquito	II
Accipitridae	*Parabuteo unicinctus*	Peuco	II
Accipitridae	*Buteo polyosoma*	Aguilucho común	II
Accipitridae	*Buteo ventralis*	Aguilucho de cola rojiza	II
Accipitridae	*Buteo albigula*	Aguilucho chico	II
Falconidae	*Phalcoboenus albogularis*	Carancho cordillerano del sur	II
Falconidae	*Caracara plancus*	Traro	II
Falconidae	*Milvago chimango*	Tiuque	II
Falconidae	*Falco esparverius*	Cernícalo	II
Falconidae	*Falco femoralis*	Halcón perdiguero	II
Falconidae	*Falco peregrinus*	Halcón peregrino	I
Tytonidae	*Tyto alba*	Lechuza	II
Strigidae	*Bubo magellanicus*	Tucúquere	II
Strigidae	*Strix rufipes*	Concón	II
Strigidae	*Glaudicidum nanum*	Chuncho	II
Strigidae	*Athene cuniculari*	Pequén	II
Strigidae	*Asio flammeus*	Nuco	II
MAMÍFEROS			
Felidae	*Leopardus guigna var guigna*	Güiña	II
Mustelidae	*Lontra provocax*	Huillín	I
Cervidae	*Pudu pudu*	Pudú	I
Mustelidae	Lontra felina	Chungungo	I
Phocidae	Miorunga leonina	Elefante marino	II
Balaenopteridae	Megaptera novaeangliae	Ballena jorobada	I
Balaenopteridae	Balaenoptera borelis	Ballena boba/Sei/Rorcual Rudolphi	II
Balaenopteridae	Balaenoptera bonaerensis	Ballena minke antártica	I y II
Balaenopteridae	Balaenoptera acurostrata	Ballena minke o rorcual pequeño	I y II

Folio016785

Especies de fauna listadas en el apéndice I y II de CITES

Familia	Nombre común	Nombre científico	Apéndice Cites
Balaenopteridae	Balaenoptera physalus	Ballena de aleta/Rorcual común	I
Balaenopteridae	Balaenoptera musculus	Ballena azul/Rorcual gigante	I
Balaenopteridae	Caperea marginata	Ballena pigmea	II
Physetiridae	Physter macrocephalus		I
Ziphiidae	Hyperoodon planifrons	Ballena nariz de botella del sur	I y II
Ziphiidae	Ziphius cavirostris	Ballena Picuda de Cuvier	II
Ziphiidae	Mesoplodón grayi	Mesoplodón de Gray	II
Ziphiidae	Mesoplodón hectori	Mesoplodón de Héctor	II
Ziphiidae	Mesoplodón layardii	Mesoplodón de Layard	II
Delphinidae	Lagenorynchus australis	Delfín austral	I
Delphinidae	Cephalorynchus eutropia	Delfín chileno	II
Delphinidae	Lagenorynchus cruciger	Delfín cruzado	II
Delphinidae	Grampus griseus	Delfín gris	II
Delphinidae	Lissodelphis peroni	Delfín liso del sur	II
Delphinidae	Tursiops truncatus	Delfín nariz de botella	II
Delphinidae	Globicephala melaena (melas)	Calderón negro	II
Globicephalidae	Orcinus orca	Orca	II
Globicephalidae	Pseudorca crassidens	Falsa orca	II
Phocoenidae	Phocoena spinipinnis	Marsopa espinoza	II
	Dermochelys coriaca	Tortuga laúd	I

Folio016786

ANEXOS III

Especies de caza permitida, cuota y período de caza permitido

Nombre común	Cuota por jornada	Periodo de caza permitido
Perdiz chilena	2	1 junio a 31 julio
Yeco	10	1 abril a 31 agosto
Pato real	5	1 abril a 31 julio
Pato jergón grande	10	1 abril a 31 julio
Pato jergón chico	5	1 abril a 31 julio
Pato colorado	5	1 abril a 31 julio
Codorniz	25	1 abril a 31 agosto
Tagua	5	1 abril a 31 julio
Tagua chica	5	1 abril a 31 julio
Tórtola	50	1 abril a 15 agosto
Zorzal	5	1 abril a 31 agosto
Chirihue dorado	4	1 abril a 31 julio
Chirihue	4	1 abril a 31 julio
Mirlo	10	1 abril a 31 agosto
Tordo	2	1 abril a 31 julio
Yal	2	1 abril a 31 julio
Diuca	2	1 abril a 31 julio
Jilguero	2	1 abril a 31 julio
Ratón oliváceo	2	1 abril a 31 julio
Ratón de pie chico	2	1 abril a 31 julio
Ratón de cola larga	2	1 abril a 31 julio
Ratón orejudo de Darwin	2	1 abril a 31 julio
Ciervo rojo	Ilimitado	1 marzo a 31 agosto
Ciervo dama	Ilimitado	1 marzo a 31 agosto
Ciervo corzo	Ilimitado	1 marzo a 31 agosto

Folio016787

CAPITULO II: ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD, REGIÓN DE LOS RÍOS

ALCANCES Y LIMITACIONES

En este documento se entrega un diagnóstico del estado de conservación de la biodiversidad de la Región, que requiere de una sistematización más amplia de la bibliografía disponible y un análisis en profundidad, y la elaboración de un marco estratégico, que servirá como guía a los servicios públicos, ONG's y sociedad civil sobre las acciones a definir en un próximo plan de acción.

Un resultado del segundo taller regional, fue la necesidad de diseñar pronta y oportunamente un Plan de acción con indicadores disponibles para el establecimiento de una línea base o momento cero, un presupuesto claro y suficiente para el logro de estas acciones, medios de verificación y metas esperadas, reales y no ambiciosas en base a la situación base.

Respecto a la participación ciudadana, hubo una importante asistencia a los talleres de los servicios públicos, ONG's y universidades, sin embargo no hubo una adecuada representación de municipios (sobre todo de comunas diferentes a la de Valdivia), de organizaciones comunitarias, gremios empresariales, cooperativas y organizaciones de productores. Como consecuencia, el diagnóstico y la estrategia que resulta, por una parte no necesariamente representa a estos sectores y por otra, la vinculación de ésta (la estrategia) hacia con ellos está basada en supuestos de colaboración.

Es importante mencionar, en lo que se refiere a sitios prioritarios, que este documento señala todas aquellas áreas que son importantes para la conservación, sin asignar un nivel de prioridad a ellas. Se identificaron trece sitios en ambientes de humedales, de bosques y marinos, en base a una revisión bibliográfica, entrevistas a expertos y un taller de especialistas, pero esta selección no es excluyente de nuevos sitios que puedan ser identificados posteriormente.

Las limitaciones se refieren fundamentalmente a la carencia de los insumos de la Estrategia de Conservación de la Biodiversidad de Los Lagos, al escaso tiempo contemplado para el desarrollo de esta estrategia (sólo tres meses), a los escasos fondos disponibles, y a la falta de un equipo de trabajo multidsciplinar.

METODOLOGÍA

El trabajo participativo se basó en la metodología de *Planificación de proyecto orientado a objetivos* (Método Zopp), otorgando especial énfasis en la participación de los diferentes actores (Fernández 1989). Sus características se resumen en:
1) el procedimiento de la planificación es en pasos sucesivos
2) existe una visualización permanente de los pasos
3) el enfoque del grupo es el que prevalece durante su desarrollo

Se realizó una revisión exhaustiva de la información bibliográfica disponible, se hicieron entrevistas a expertos y se desarrolló la cartografía actualizada de los sitios. De manera complementaria, se desarrollaron dos talleres regionales y un taller de especialistas.

Los objetivos del primer taller regional fueron:

- Diseñar participativamente la Visión y Objetivo general de la ERB de Los Ríos
- Identificar problemas de conservación de la biodiversidad en la Región de Los Ríos

Folio016788

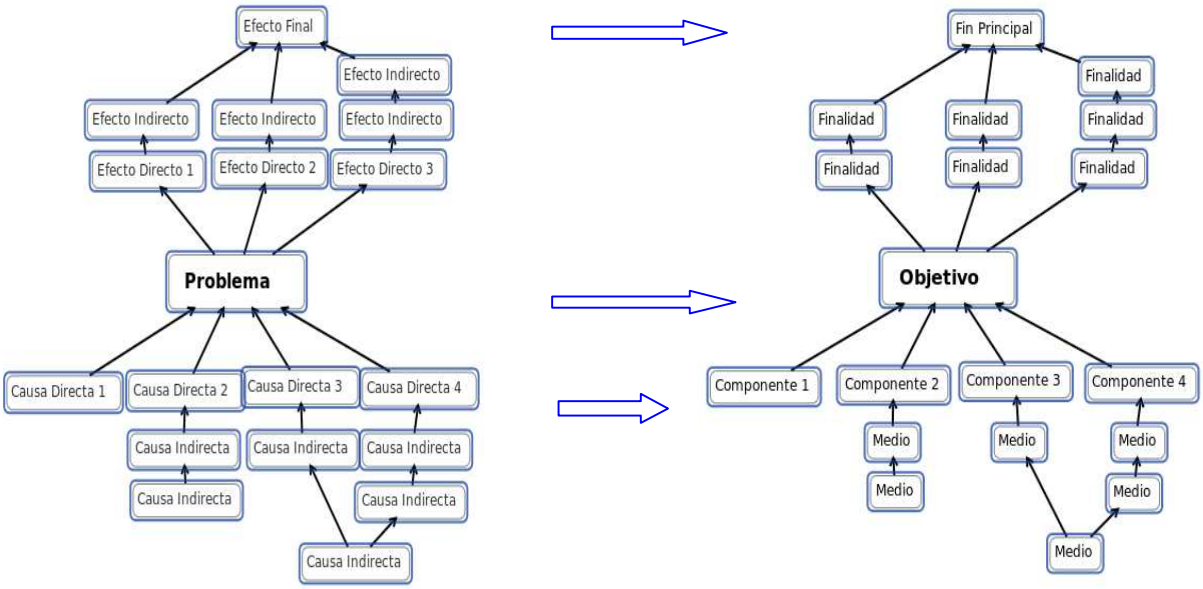
- Descubrir las causas de estos problemas
- Identificar efectos de los problemas
- Establecer relaciones entre causas, problemas y efectos

Para lo anterior, se propuso un marco estratégico referencial para ser rediseñado por los asistentes de acuerdo a su visión y objetivo general.

En una segunda parte, los asistentes formaron tres grupos de trabajo para identificar los problemas relativos a la conservación de la biodiversidad en la Región. Posteriormente, los problemas que hacían referencia a la misma situación fueron agrupados en un solo problema, se revisó la redacción de éstos, se incluyeron aquellos que no estaban y se eliminaron los que no constituian una amenaza para la biodiversidad regional.

En la tercera etapa, cada grupo trabajó un macroambiente 1) ambientes dulceacuícolas o humedales; 2) ambientes de bosques; y 3) ambientes costeros – marinos. En cada grupo, se analizaron todos los problemas, estableciendo una prioridad de análisis de acuerdo a criterios propios. Utilizando la técnica *Árbol de problemas*, cada grupo estableció relaciones de causalidad y efectos a los problemas. Finalmente, los participantes revisaron la congruencia de cada árbol, en términos de la secuencia entre causas de distinto nivel; entre causas y problema, problema y efectos, y entre efectos de distinto nivel. Al término del taller se realizó una plenaria para socializar los resultados de cada grupo.

En gabinete se sistematizó la información obtenida, readecuando los Árboles de problemas en Árboles de medios y fines. Para lo cual fue además complementar los resultados del taller con fuentes bibliográficas y consulta a expertos.



Proceso de elaboración del árbol de medios y fines

Folio016789

El objetivo de realizar el árbol de medios y fines es establecer las bases para la definición de líneas generales de acción.

En el segundo taller regional, los asistentes formaron tres grupos de trabajo de acuerdo a los macroambientes mencionados arriba. Para revisar conjuntamente los Árboles de Medios y Fines, verificando la consistencia entre problema y objetivo; causas y medios, y entre los componentes y el objetivo. Una vez lograda la depuración del árbol de fines y medios se transfirieron los campos identificados a la matriz de indicadores, para la posterior definición de nuevas actividades e indicadores de acuerdo a la siguiente tabla:

Tabla 37. MATRIZ DE INDICADORES

Fin	Contribución al logro de un objetivo superior
Propósito	Objetivo. Resultado esperado de la aplicación de los componentes
Componentes	Productos necesarios para el logro del propósito
Actividades	Acciones necesarias para la producción de los componentes

Se construyeron indicadores que puedan medir el avance y alcance del cumplimiento de los distintos niveles de objetivo planteados. En caso de no disponer de indicadores para un objetivo particular, se hizo una aproximación o se incluyó la necesidad de su construcción y medición como actividad.

Tabla 38. Construcción de una matriz de indicadores

Objetivos	Indicadores	Medios de Verificación
Fin	De impacto: Muestra el efecto de la implementación de las acciones incluidas en la estrategia	
Propósito	De resultado: Mide el nivel de logro del propósito u objetivo general	
Componentes	De producto: muestra cantidad y calidad de bienes o servicios generados	
Actividades	De insumo: permite hacer seguimiento de las acciones realizadas, sólo mide ejecución y recursos invertidos	

Finalmente, en un plenario se expusieron las apreciaciones, limitaciones y sugerencias.

Durante el taller de especialistas se trabajó en la identificación de objetos de conservación, sus amenazas y en la actualización, identificación y validación de los sitios prioritarios. La definición de los objetos se realizó para garantizar la conservación de ellos y de toda la biodiversidad nativa asociada en los sitios prioritarios que se propongan.

Folio016790

2.1 MARCO ESTRATÉGICO

I. VISIÓN

"La biodiversidad de la Región de Los Ríos, representación máxima de la Eco-Región Valdiviana, mantiene hábitats y comunidades naturales características, poblaciones de especies nativas genéticamente viables y la integridad de sus procesos ecológicos, a la vez que sostiene asentamientos humanos y sus actividades productivas"

II. OBJETIVO GENERAL

"Asegurar la conservación de la diversidad biológica característica de la Región de Los Ríos, evitar y mitigar su pérdida y promover su utilización bajo un enfoque de sustentabilidad ambiental"

III. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Conservación y recuperación de la riqueza de especies y su variabilidad genética
- Conservación de la diversidad de hábitat presentes en estos ecosistemas
- Conservación de los procesos y servicios ecosistémicos

IV. LINEAS ESTRATÉGICAS

1. Fortalecer la educación ambiental, la conciencia pública y el acceso a la información en el ámbito de la biodiversidad, requerido para dotar al sector público y privado de la información necesaria para la conservación y producción sostenible a partir de elementos de la biodiversidad.

1.1 Objetivos estratégicos

Integración de la educación ambiental en los programas de educación formal y desarrollo de programas de educación no formal dirigidos a mejorar el conocimiento sobre la biodiversidad y la utilización sostenible de los elementos de la biodiversidad local.

Desarrollo de una red regional, con proyección nacional, de información en biodiversidad que apoye la toma de decisiones sobre la conservación y uso sostenible, que sea permanente y permita la generación, administración, acceso e intercambio de información a usuarios públicos y privados, promoviendo la participación de otros actores, en el cual el Estado actuaría como rector, promotor y generador de fondos.

Facilitación de la distribución de información para los diferentes usuarios

1.2 Proyectos estratégicos

Desarrollo de un programa regional de "Bioalfabetización".

Folio016791

Reforzamiento de los temas y conceptos de la biodiversidad en los currículos escolares.

Incorporar la temática ambiental en la formación académica de todas las carreras profesionales y técnicas de los centros de estudios de la Región.

Desarrollo e implementación de programas de sensibilización a Servicios Públicos (SSPP), sociedad civil, empresarios y usuarios sobre el valor y funciones de la biodiversidad en general y sobre la aplicación de actividades productivas sostenibles.

Desarrollar e implementar programas de difusión y capacitación sobre los impactos negativos de actividades antrópicas.

Integración de los esfuerzos que realizan diferentes instituciones y organizaciones en materia de educación difusión y extensión del conocimiento y uso sustentable de la biodiversidad.

Fortalecimiento de la participación de organizaciones conservacionistas en ferias y otras actividades comunales, con el fin de aumentar la educación y extender su radio de acción.

Establecimiento de mecanismos de rescate y valorización de conocimientos tradicionales locales
Establecimiento de una plataforma organizacional de una red de información.

1.3 Actividades

Desarrollar capacitación sobre sistematización y procesamiento de información para facilitar el acceso y comprensión de los usuarios.

Capacitar acerca del uso sostenible de la biodiversidad dirigida a los medios de comunicación masiva y a líderes comunales.

Recopilar y generar una base de datos con información científica y técnica de la biodiversidad regional y ecorregional.

Sistematizar la información de los Estudios de Impacto Ambiental de los proyectos ingresados al Sistema de Evaluación (SEIA) de la Región.

Establecer de una Red Regional de Información sobre Biodiversidad.

Fortalecer la capacidad al Comité Operativo de Biodiversidad para el manejo de información sobre biodiversidad.

Generar un sistema colaborativo para publicar la información de los resultados de investigaciones, monitoreos y planes de manejo.

Folio016792

2. Fortalecimiento de los mecanismos necesarios para la prevención y mitigación del impacto adverso de actividades productivas sobre la biodiversidad, mediante la integración de los diferentes actores sociales.

2. 1 Objetivos estratégicos

Fomento de actividades productivas más limpias y sustentables con el ambiente.

Fortalecimiento de los mecanismos de fiscalización de las actividades productivas que afecten negativamente la conservación de la biodiversidad.

Fortalecimiento de la capacidad técnica en temas de biodiversidad de las instituciones de los diferentes sectores.

Promoción de la diversificación productiva en los diferentes sectores y uso sustentable de la biodiversidad regional.

Restricción y control de las actividades productivas que eliminen y deterioren ecosistemas, hábitat y especies nativas.

2.2 Proyectos estratégicos

Propuesta e implementación de una normativa para el cumplimiento de estándares de producción ambientalmente sustentables en el escenario regional.

Desarrollo de capacitaciones de manejo de biodiversidad bajo un enfoque ecosistémico (esto es aprovechar la producción natural de las poblaciones (especies principales), considerando que éstas mantienen relaciones de dependencia trófica con otras especies (especies secundarias))

Restricción y monitoreo de actividades productivas con animales introducidos.

Fomento de unidades productivas con especies animales nativas con potencial productivo y de comercialización.

Desarrollo y fortalecimiento de mecanismos de certificación / acreditación de los instrumentos de gestión ambiental y de los sistemas productivos.

Monitoreo y evaluación de las actividades que inciden en la degradación y funcionamiento de cuencas hidrográficas y sistemas marinos.

Promoción programas de diversificación forestal a pequeños propietarios utilizando el D.L 701 de fomento forestal y la Ley de Bosque Nativo

Folio016793

2.3 Actividades

Desarrollar y difundir un mercado local, nacional e internacional para productos de origen orgánico y de productos no tradicionales y nativos con medidas de manejo sustentables ambientalmente

Desarrollar actividades productivas sustentables y fomento de transferencia tecnológica para su implementación: por ejemplo para el turismo de intereses especiales, principalmente en comunidades locales, agricultura orgánica, áreas de manejo de recursos bentónicos, productos forestales no madereros y otros.

Promover un manejo integrado de plagas, control biológico con especies nativas y métodos orgánicos de control de plagas

Definir e implementar estrictos mecanismos de control en actividades productivas con animales introducidos, incluyendo en la normativa mecanismos de seguimiento de animales introducidos.

Generar un sistema de alerta temprano que active los mecanismos de control y gestión para la mitigación de los efectos adversos asociados a la introducción de especies exóticas.

Diseñar e implementar programas de investigación que velen por el monitoreo biológico y alimenten la base de datos de especies regionales y data de utilidad para el sistema de alerta temprano.

Desarrollar un marco regulatorio local para la incipiente industria acuícola que se está desarrollando en la Región, estableciendo estrictos parámetros relativos a la ubicación, capacidad de producción, tratamiento de desechos, manejo de los cultivos y especies introducidas, otros.

Actualizar y desarrollar técnicas de monitoreo, aumentar la frecuencia y mejorar la capacidad de análisis de los datos en los sistemas marinos, dulceacuícolas, forestales y agrícolas.

Establecer el área de la franja de protección en quebradas de acuerdo a tipo de suelo, pendiente, exposición, caudal y otros factores que inciden en su determinación y mejorar la capacidad de fiscalización.

Generar redes de apoyo para la fiscalización en la aplicación de la normativa e Impulsar mecanismos de autocumplimiento de las normativas vigentes.

Revisar y adecuar la normativa que controla la eliminación de RILES al ambiente considerando la realidad regional

Folio016794

3. Fortalecimiento de los procesos regionales de planificación y ordenamiento territorial.

3.1 Objetivos estratégicos

Uso de las Cuencas hidrográficas como unidades de planificación territorial.

Promoción de actividades de coordinación y planificación para optimizar el uso del territorio, con fines de conservación y desarrollo

Ejecución de una propuesta de ordenamiento territorial con fines de conservación.

3.2 Proyectos estratégicos

Integración de elementos de conservación y desarrollo sostenible a los procesos de planificación regional.

Diseño, acuerdo entre los actores e implementación de un sistema de ordenamiento territorial en la Región, que armonice la producción silvoagropecuaria, acuícola, y pesca extractiva, construcción de infraestructura, conservación de la diversidad biológica y provisión de agua.

Incorporación en los planes regionales y comunales de desarrollo, medidas de prevención y mitigación del impacto de desastres naturales.

Incorporación y resguardo de patrimonio arqueológico asociado a asentamientos costeros ancestrales.

Planificar territorialmente la generación hidroeléctrica y la industria considerando la cuenca como unidad de planificación, la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la continuidad de los cauces.

Gestionar e implementar planes, programas y proyectos rurales de conservación de suelos y aguas a nivel de microcuencas.

Regulación y fiscalización de la expansión de centros urbanos, tanto en ciudades como en litoral costero de la Región

Promover la utilización de especies de flora nativa en actividades ornamentales y paisajísticas

3.3 Actividades

Gestionar y ejecutar proyectos de restauración ecológica de cuencas.

Sistematizar y hacer disponible información geográfica para toma de decisiones ambientales.

Folio016795

Clarificar las competencias institucionales en materia de ordenamiento territorial.

Modificar la ordenanza municipal para aumentar la superficie de protección de humedales, hualves y vegas y para incluir los bosques urbanos bajo un criterio de protección dentro del plan regulador municipal.

Zonificar las áreas de la región para definir las de menor impacto y costo ecológico, social, de paisaje y de desarrollo local donde puedan ser instaladas hidroeléctricas.

Limitar localizaciones de instalación y magnitudes de represamiento

Planificar la construcción de caminos con criterios de protección de cauces

Prohibir y mejorar los mecanismos de fiscalización en el control relativo a la construcción inmobiliaria en riberas, humedales (por relleno)

Regular la propiedad de terrenos, especialmente humedales.

Implementar programas de difusión del valor ornamental de especies nativas de la región a Municipios, Ministerio de Obras Públicas y Sociedad Civil

Controlar el desarrollo turístico en playas en zonas de nidificación, de alta riqueza de especies, sitios de alimentación, etc.

Generar un catastro de patrimonio arqueológico costero, priorizar sitios a proteger legalmente, otorgarles un reconocimiento legal (zona típica, monumento, santuario de naturaleza) y establecer mecanismos de gestión y monitoreo condicionada a la capacidad de mantención y conservación.

Desarrollar e implementar programas de capacitación en el uso del agua en el ámbito del manejo integral de recursos naturales asociados a cuencas hidrográficas.

Folio016796

4. Establecimiento de la coordinación interinstitucional e intersectorial requerida para la gestión integral de la biodiversidad como elemento estratégico para el desarrollo regional

4.1 Objetivos estratégicos

Fortalecimiento de la capacidad de comunidades locales para participar y beneficiarse de proyectos de utilización sostenible de la biodiversidad.

Desarrollo de instancias y canales de coordinación.

4.2 Proyectos estratégicos

Desarrollo de la capacidad de trabajo conjunto entre el gobierno regional, servicios públicos y la sociedad civil en materia de la gestión sostenible de la biodiversidad.

Conformación de estructuras formales de participación.

Desarrollo del Plan de Acción de Corto, Mediano y Largo Plazo del Sector Público y Privado.

4.3 Actividades

Desarrollo de la capacidad de gestión del Comité de Biodiversidad.

Establecimiento y consolidación de organizaciones locales como instancias que faciliten la coordinación para la gestión integral de la biodiversidad.

Fortalecimiento de la capacidad regional (SSPP y sociedad civil) para dar seguimiento a las evaluaciones de impacto ambiental.

Abrir espacios para la participación ciudadana informada y oportuna.

Articular y coordinar los sistemas de fomento productivo en pro de la conservación y un uso sustentable de la biodiversidad.

Identificar a las empresas forestales y otros propietarios que pudieran interesarse en la conservación de la biodiversidad, para el establecimiento de acuerdos para el manejo sustentable de dichas áreas.

Impulsar coordinadamente, entre los SSPP y Sociedad Civil, un conjunto de acciones, plazos, metas, indicadores, medios de verificación, presupuesto, resultados esperados a diferentes plazos, liderado por el Comité Operativo de Biodiversidad de la Región.

Desarrollar una agenda de implementación de las acciones.

Aumentar la articulación público-privada para mejorar los sistemas de fiscalización.

Folio016797

5. Fortalecimiento de las acciones de investigación requeridas para la generación de conocimiento sobre conservación y uso sostenible de la biodiversidad regional.

5.1 Objetivos estratégicos

Fortalecimiento de la capacidad regional de generación y aplicación de conocimiento para la utilización sostenible de la diversidad biológica regional.

Desarrollo de inventarios de biodiversidad y su aplicación a la gestión sostenible de la biodiversidad.

Promoción y desarrollo de investigaciones en taxonomía, biogeografía, biología y ecología de especies y ecosistemas.

Promoción y desarrollo de investigaciones dirigidas a conocer el estado de conservación de las especies y ecosistemas siguiendo los criterios establecidos por la IUCN.

Valoración del conocimiento tradicional mediante la investigación.

5.2 Proyectos estratégicos

Establecimiento de una agenda regional de investigación en biodiversidad.

Creación de fondos regionales para proyectos de conservación y uso sustentable de la biodiversidad regional.

Desarrollo de la capacidad del Comité Operativo de Biodiversidad para ejercer seguimiento de los avances en la investigación regional.

Desarrollo de inventarios de biodiversidad que apoyen actividades de utilización sostenible con impacto social y económico.

Desarrollo y fortalecimiento de la capacidad regional para generar el conocimiento requerido para la conservación y el manejo de la biodiversidad.

Desarrollo de programas de investigación aplicada y difusión en el ámbito de cuencas hidrográficas y de conservación de suelos y agua.

Integrar los esfuerzos regionales para conocer y manejar la base genética de especies silvestres con potenciales agrícolas, forestales y pecuarios.

Desarrollo de investigación dirigida a la incorporación de tecnologías amigables con el ambiente, social y económicamente factibles.

Folio016798

Desarrollo de investigación dirigida a monitorear el impacto de las actividades productivas sobre los ecosistemas.

Elaboración de una estrategia de control y monitoreo de especies introducidas silvestres y domesticadas (visón, jabalí, gambucias, ciervos, perros y gatos, salmón, ganado, otros)

Recuperación del conocimiento respecto a usos tradicionales y potenciales de la biodiversidad silvestre.

5.3 Actividades

Levantamiento de parcelas permanentes para inventariar, al menos cada cinco años, las especies y ecosistemas de la región, a fin de conocer sus tasas de variación en el tiempo.

Determinar los estados de conservación de especies, endemismos y microendemismos

Promover la investigación con técnicas moleculares para la búsqueda y descripción de nuevas especies y la confirmación de microendemismos.

Investigar el rol de especies bioindicadoras como herramientas de monitoreo de la calidad de los ambientes.

Promover y financiar proyectos de carácter demostrativo en manejo integrado y sostenible de la biodiversidad.

Investigar los aspectos biológicos y manejo sustentable de recursos costeros - marinos, bosque nativo y agrícolas.

Desarrollar y fortalecer programas de investigación sobre las potencialidades productivas de especies nativas (aspectos reproductivos, nutricionales, mercado, etc), por ejemplo especies melíferas, P.F.N.M

Desarrollar y fortalecer programas de investigación relativos a especies introducidas (silvestres y domésticas), como la elaboración de un mapa de distribución de especies invasoras, los impactos sobre la biodiversidad y las medidas de prevención y control de efectos generados.

Investigar forestal sobre el manejo y conservación del bosque nativo.

Desarrollar programas de investigación científica relativos a las alternativas de generación energética y su localización en la Región.

Fomentar el estudio sobre biofertilizantes y control biológico de plagas.

Folio016799

6. Consolidación de los esfuerzos regionales de conservación *in situ*.

6.1 Objetivos estratégicos

Consolidación de las actuales áreas silvestres protegidas.

Desarrollo de estrategias de manejo de áreas silvestres protegidas con objetivos de conservación y utilización sostenible.

Fortalecimiento de la participación y corresponsabilización de la sociedad civil en proyectos de conservación.

Desarrollo y fortalecimiento de los mecanismos de protección y establecimiento áreas silvestres privadas y Redes de Reservas Naturales Urbanas

Diseño e implementación de áreas marinas y costeras protegidas (parques, reservas marinas y áreas de explotación)

Consolidación de los sitios prioritarios terrestres y costeros- marinos

Desarrollar un sistema de gestión y planificación sistemática para la conservación de sitios prioritarios.

6.2 Proyectos estratégicos

Consolidación financiera de las áreas silvestres protegidas

Fortalecimiento de la capacidad técnica a la sociedad civil para dar un adecuado manejo a la biodiversidad protegida.

Fortalecimiento de la planificación de áreas silvestres protegidas, con el fin de facilitar un uso tradicional de los recursos de forma compatible con los objetivos de conservación de las unidades

Adopción de medidas específicas para la conservación de la biodiversidad agrícola, especialmente de polinizadores, microorganismos del suelo y agua, aves y mamíferos predadores.

Promoción del involucramiento de las comunidades indígenas, locales y organizaciones ciudadanas en las áreas protegidas del SNASPE y otras figuras de protección oficial en el manejo de éstas

Establecimiento de programas de manejo específico para la conservación de especies en estado vulnerable, casi amenazada, poco conocida, amenazada, en peligro.

Generación de los mecanismos legales necesarios para la constitución y protección efectiva de Redes de Reservas Urbanas en las comunas de la Región

Folio016800

Fortalecimiento y ampliación de las redes de propietarios de reservas naturales públicas y privadas (ej Asociaciones gremiales, Red de propietarios privados de bosque nativo y otras)

Desarrollo de mecanismos de bonificaciones para implementar medidas de control de la ganadería en bosque nativo

Desarrollo de planes de restauración de ambientes degradados o que han sufrido algún grado de alteración.

Implementación de acciones coordinadas con planes de conservación existentes en otros países para la protección de las aves migratorias boreales.

6.3 Actividades

Identificar las oportunidades para complementar acciones de protección

Identificar hábitats de interés particular para la conservación fuera de las áreas silvestres protegidas que permitan acciones de investigación y producción.

Diseño de corredores biológicos con base científica y criterios técnicos para asegurar poblaciones mínimas viables.

Desarrollo de actividades de extensión y divulgación a comunidades aledañas a las áreas protegidas públicas y privadas.

Capacitación en materia de monitoreo, manejo activo de especies de interés particular y biología de la conservación, a funcionarios de servicios públicos, guardaparques, y propietarios de áreas protegidas y con interés de conservar.

Análisis técnico de las categorías de manejo de las actuales áreas silvestres protegidas y adecuación de dichas categorías con objetivos de conservación y utilización sostenible.

Incluir en los planes reguladores comunales las áreas naturales urbanas con interés de conservar.

Diseñar e implementar las medidas de restauración del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, una vez se elimine la fuente de presión proveniente de la Planta de Celulosa CELCO.

Estudiar los mecanismos legales para asegurar la conservación al sistema de sitios prioritarios.

Identificar, delimitar y revisar semestralmente los sitios prioritarios definidos y la necesidad de incluir nuevos sitios de interés en conservar.

Evaluar e incluir áreas marino-costeras dentro del sistema de sitios prioritarios.

Caracterizar social y biológicamente de manera detallada los sitios prioritarios (identificar los tipos de propietarios, ubicación, usos de la tierra en terrenos vecinos y el interés a conservar por parte de los propietarios).

Folio016801

Realizar un trabajo de acercamiento y de motivación a empresas forestales y otros propietarios de los sitios prioritarios para establecer acuerdos para el manejo sustentable de dichas áreas.

Delimitar las zonas con hualves y vegas en la Región e incluir esta formación azonal dentro de algún sistema de protección.

Promover medidas de prevención y mitigación de efectos adversos provocados por el ingreso de mascotas

Implementar y fortalecer programas de esterilización y manejo sanitario de mascotas

Determinar la presencia de especies introducidas, su dinámica de ocupación del espacio y el daño a la biodiversidad local.

Prevenir y controlar incendios forestales aumentando la red de vigilancia en periodo de riesgo

7. Fortalecimiento de la capacidad regional para realizar acciones de conservación *ex situ* que favorezcan especies de interés particular.

7.1 Objetivos estratégicos

Desarrollo de la capacidad regional de realizar acciones de conservación *ex situ* como complemento a la consolidación de las áreas silvestres protegidas y como instrumentos para fortalecer la conciencia ciudadana y la investigación.

7.2 Proyectos estratégicos

Fortalecimiento de la capacidad del SAG de asesorar y supervisar las instalaciones *ex situ*.

Fortalecimiento de la participación del sector académico y privado en actividades de conservación *ex situ*.

Generar y promover centros de conservación y de rescate de especies animales nativas.

Potenciar sistema de producción y repoblamiento de especies nativas.

7.3 Actividades

Establecimiento de una estrategia para la conservación *ex situ*.

Capacitación en técnicas de conservación *ex situ*.

Análisis de factibilidad y eventual desarrollo de un centro nacional de investigación, capacitación y transferencia tecnológica en conservación *ex situ*, con proyección transfronteriza.

Folio016802

Promover el rescate y uso de semillas de variedades tradicionales de cultivo que constituyen un patrimonio genético del país.

Fomentar la investigación sobre impactos de la reintroducción de especies rehabilitadas o criadas en cautiverio.

8. Fortalecimiento de las acciones de internalización de costos de servicios ambientales e incentivos para la utilización sostenible de la biodiversidad.

8.1 Objetivos estratégicos

Consolidación de un programa regional o ecorregional, con proyección nacional, de pago por prestación de servicios ambientales.

Desarrollo de mecanismos innovadores para la promoción de actividades de conservación y utilización sostenible.

8.2 Proyectos estratégicos

Determinación de criterios de asignación de cuotas por pago de servicios ambientales.

Fortalecimiento de las acciones dirigidas al desarrollo de proyectos de implementación conjunta relativos al uso y comercio de servicios ambientales.

Establecimiento del sistema de verificación y seguimiento en las áreas incluidas bajo diferentes modalidades de pago por servicios ambientales.

Ampliación de la gama de servicios ambientales sujetos a cobro y pago.

Desarrollo de nuevos mecanismos de internalización del costo de la prestación de servicios ambientales.

Incorporación de la externalidades de las diferentes actividades productivas en sus costos de producción.

Desarrollo, promoción y fomento de un mercado que valorice la provisión continua de bienes y servicios ambientales en la Región.

Promoción de la asociatividad de productores de PFNM y su vinculación a mercados formales.

Folio016803

8.3 Actividades

Aportar a la construcción de un marco regulatorio y político del mercado de Pago por Servicios Ambientales

Desarrollo e implementación de mecanismos de valoración y administración para el cobro y pago por servicios ambientales y de incentivos a propietarios de terrenos que promuevan la protección de ecosistemas (por ejemplo Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos).

Identificar y valorar económicamente los servicios ecosistémicos ofrecidos por los bosques nativos, humedales y sistemas costeros y marinos de esta región

Impulso y consolidación de proyectos que generen recursos financieros para el pago de servicios ambientales.

Zonificación de áreas prioritarias para el pago de servicios ambientales, de acuerdo a su importancia biológica y otros beneficios para la región.

Sistematizar línea base existentes de los productos forestales no madereros (PFNM) de la Región.

9. Establecimiento de una estrategia regional para el desarrollo y protección de los recursos costeros y oceánicos.

9.1 Objetivos estratégicos

Desarrollo de instrumentos técnicos e institucionales para la adecuada gestión del recurso marino costero.

Revisión, mejoramiento y aplicación de un marco jurídico integrador del recurso marino-costero
Incorporación de los recursos marino-costeros como parte del entorno diario de la población nacional

9.2 Proyectos estratégicos

Determinación de zonas críticas costeras para la formulación de estrategias de protección o utilización racional (sostenible) de los recursos marino-costeros (planes integrados de manejo marino-costero).

Fortalecimiento de las instituciones y organizaciones para el adecuado manejo de las poblaciones y uso de los recursos, que a la vez permita su aprovechamiento por parte de la sociedad.

Definición de necesidades de reformulación del marco legal para el manejo marino-costero integrado.

Establecimiento de programas interinstitucionales de extensión y educación sobre la temática

Folio016804

marino-costera (mediano y largo plazo).

Desarrollo de un mecanismo de regulación de las descargas de aguas de lastre y aguas de sentina en el futuro puerto de Corral e inversión en infraestructura.

9.3 Actividades

Implementar sistemas de administración pesquera basados en el principio precautorio y en criterios biológicos y no sólo económicos

Elaboración, ejecución y evaluación de un programa de capacitación en biodiversidad y manejo costero-protegido promoviendo una visión ecosistémica

Capacitar a sindicatos de pescadores en administración, manejo, explotación y comercialización de recursos bentónicos y evaluar la efectividad de su aplicación.

Desarrollo del programa nacional de manejo integrado de los recursos marino-costeros.

Diseñar un sistema de certificación de pesca artesanal

Impulsar medidas de manejo sustentable en la pesquería artesanal

Determinar cuotas de extracción para todas las especies marinas que se vayan a explotar

Promover métodos de pesca selectiva y eliminar los sistemas de pesca de arrastre
Reducir las tasa de pesca incidental y controlar el descarte

Implementar en Corral terminales para trabajos de reparación y limpieza de los tanques de lastre.

Invertir en equipos, tecnologías e infraestructura (laboratorios, etc.) eficientes para el estudio de muestras, análisis de datas, recepción de lastre, etc., con procedimientos apropiados

10. Fortalecimiento de la capacidad regional de gestión sostenible de la biodiversidad

10.1 Objetivos estratégicos

Fortalecimiento de la capacidad institucional y de la sociedad civil para promover procesos de conservación y utilización sostenible de la biodiversidad.

Integración de la visión de sostenibilidad técnica y financiera a la gestión de la biodiversidad.

Promoción de intercambio de experiencias en gestión sostenible de la biodiversidad con otros países de Sudamérica.

Folio016805

10.2 Proyectos estratégicos

Identificación y atención de las necesidades de capacitación en instituciones y organizaciones vinculadas a la gestión de la biodiversidad.

Impulso a actividades específicas dirigidas al desarrollo de la capacidad organizativa y de toma de decisiones para la producción sostenible.

Fortalecimiento del conocimiento de las respectivas normas vigentes tanto entre los responsables de velar por su aplicación, como entre los usuarios de la biodiversidad.

Fortalecimiento de las actividades de capacitación y comercialización de productos de agricultura orgánica.

Fortalecimiento de las acciones de aplicación de criterios de sostenibilidad en la actividad productivas.

Fortalecimiento de la capacidad de incorporar la conservación de biodiversidad al desarrollo regional.

Desarrollo de oportunidades de financiamiento para la gestión de las áreas silvestres protegidas.

Promoción y fortalecimiento de incentivos para la investigación, desarrollo y comercialización de productos de la biodiversidad.

Diversificación de incentivos para conservación y uso sostenible de la biodiversidad regional.

Desarrollo de mecanismos innovadores de financiamiento.

10.3 Actividades

Establecimiento de un programa de capacitación dirigido a los distintos actores sociales involucrados en la conservación y utilización sostenible de la biodiversidad.

Fortalecimiento de la capacidad técnica en los sectores públicos y privado, en términos de tecnologías amigables con el ambiente.

Fortalecimiento de programas de financiamiento para actividades productivas sostenibles a partir de la biodiversidad.

Valorar la opinión técnica de los servicios públicos con competencia ambiental de manera vinculante a la aprobación de proyectos productivos y de generación de energía.

Destinar un porcentaje de los Fondos de Protección Ambiental para desarrollar proyectos de educación, investigación, participación, innovación y otros en sitios prioritarios.

Desarrollar e implementar mecanismos de compensación por daños a la biodiversidad y

Folio016806

comunidad local provocados por empresas de celulosa, forestales, agrícolas, ganaderas, inmobiliarias, mineras, hidroeléctricas, pesqueras, acuícolas y otras.

11. Conservación y uso sustentable de los recursos genéticos

11.1 Objetivos estratégicos

Resguardo del patrimonio genético regional y ecorregional.

Desarrollo de la capacidad regional para prevenir los riesgos ambientales, sociales y económicos provenientes de organismos vivos modificados por la biotecnología.

Revalorar costumbres y tradiciones de cultivos y usos medicinales de plantas nativas y promover su utilización sostenible en el tiempo.

11.2 Proyectos estratégicos

Establecimiento de bancos de resguardo genético.

Rescate del conocimiento vernacular sobre los usos de la biodiversidad en comunidades indígenas y rurales.

Promoción de la conservación de recursos genéticos de interés agropecuario, pesquero y forestal.

Rescate de las prácticas tradicionales de agricultura y pesca de las comunidades indígenas y locales.

11.3 Actividades

Cuantificar la introducción de cultivos transgénicos en la Región y evaluar sus impactos sobre las especies nativas.

Fortalecer investigaciones sobre genética y estudios moleculares de especies nativas.

Evitar el uso de especies transgénicas.

Promover el etiquetado obligatorio de todos los alimentos transgénicos

Folio016807

2.2 SITIOS PRIORITARIOS

Un Sitio Prioritario es un área terrestre, marina o costero-marina de alto valor para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad, identificada por su aporte a la representatividad ecosistémica, su singularidad ecológica o por constituir hábitat de especies amenazadas, entre otros aspectos, para su gestión de conservación, protección y/o restauración.

Relevar a un área determinada como sitio prioritario implica, además de un reconocimiento de su valor ecológico, la identificación de un territorio en el cual debiesen desarrollarse las acciones, las coordinaciones intersectoriales y las intervenciones necesarias, a través de múltiples alternativas y mecanismos de protección, para salvaguardar los elementos de valor y los procesos ecológicos que ocurren en el sitio. La gestión de conservación a realizar en un sitio, radica en la búsqueda y aplicación de fórmulas o mecanismos proactivos, factibles y costo-efectivos para alcanzar los niveles de protección adecuados sobre los objetos de conservación identificados.

Si bien la identificación de los sitios responde a la necesidad de cubrir los vacíos de representatividad del conjunto de áreas protegidas, tanto en lo terrestre como en lo marino costero-litoral, en el marco de este proceso no obedeció a un ejercicio unitario de planificación sistemática para la conservación (Margules y Pressey 2000). Lo que implica la necesidad de realizar investigaciones detalladas y con bases científicas para su identificación.

Los objetivos de la identificación de sitios importantes para la conservación son:

- mantener los procesos ecológicos y la dinámica de los ecosistemas a un nivel de paisaje,
- mantener ejemplos viables de los ecosistemas a lo largo de su rango de distribución natural,
- mantener poblaciones viables de especies nativas a lo largo de su rango de distribución natural y
- mantener la diversidad genética de las especies.

La determinación de sitios prioritarios en la Región ha seguido un proceso histórico que se inicia en 1993 con el Simposio de “Sitios Prioritarios para la Conservación de la Diversidad Biológica en Chile”, en el cual acordaron criterios para la selección de sitios, identificando 101 sitios con diferentes niveles de prioridad. En la tabla xx se indican los estudios realizados hasta la fecha en materia de priorización de sitios.

TABLA 39. Antecedentes regionales sobre priorirazción de sitios

1993 Simposio “Sitios Prioritarios para la Conservación de la Diversidad Biológica en Chile”
1996 “Libro rojo de los Sitios Prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile” (Muñoz et al., 1996).
1997 Delimitación de 101 sitios identificados en el Libro Rojo (UACh)
1998 Cartografía de 6 sitios a escala 1:50mil (UACh-CONAF 1998)
2004 “Visión de Biodiversidad para la Ecoregión de los bosques Valdivianos” (WWF)
2002 Levantamiento de una base de datos para la implementación piloto de sistema de información para el manejo sustentable de los recursos naturales renovables y la conservación de la biodiversidad en la X Región de Los Lagos (Antonio Lara, Eduardo Neira y Cristián Echeverría, 2002)
2002 Estrategia Regional de Conservación de la Biodiversidad, Región de Los Lagos.
2004 Clasificación de pisos de vegetación y análisis de representatividad ecológica de áreas propuestas para la protección en la ecorregión valdiviana. Luebert y Pliscoff.
2005 Informe final: Planificación sistemática de la conservación en la X Región de Los Lagos. Pablo Ramírez de Arellano y Patricio Pliscoff.
2005 Aproximación Metodológica y Propuestas para el Diseño de un Corredor Costa-Andes en la Provincia de Valdivia,

Folio016808

Región de Los Lagos. Patricio Olivares. Marzo, 2005.
Propuesta Preliminar de un Paisaje de Conservación Corredor Biológico Costa-Andes (CBCA) en la provincia de Valdivia. Elaborado por Fundación Senda Darwin, Chile. Directores del proyecto: Dr. Juan J. Armesto, Dr. Pablo A. Marquet. Coordinador: Sr. Pablo Necochea. Experto en Modelos de grafos: Dr. (c) Sebastián Abades. Expertos en SIG: Sr. Iván Barcia, Srta. Magdalena Bennett, Sr. Pablo Necochea. Mayo, 2005
2005 Construcción de un paisaje de conservación en la Depresión Intermedia y Serranías Transversales a través de Áreas demostrativas en tierras de propiedad privada en subpaisajes de alta prioridad con definición territorial acordada y fase implementada. Informe final de la consultoría efectuada por el consorcio Parques para Chile-Fundación Senda Darwin-World Wildlife Fund para el proyecto GEF-PNUD Regional system of protected Areas for Sustainable Conservation and Use of Valdivian Temperate Rainforest.
2009 Diagnóstico y Validación de Áreas Claves de Conservación Región XIV. Jaime Hernández P., Alejandro Vásquez F., María Paz Acuña R., Cecilia Smith-Ramírez., Lissette Cortés.
2009 Sitios prioritarios para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad. Definiciones y modelo de gestión. CONAMA.

Para seleccionar y priorizar áreas es necesario contar con información de base que permita la definición de criterios, en la tabla xx se mencionan algunos criterios utilizados en estudios anteriores. Lara *et al.* (2002) y Ramírez y Pliscoff (2005) identifican la necesidad de contar con datos de distribución de especies a escalas más acotadas, incluir invertebrados, ambientes azonales y ambientes marinos y costeros en los modelos de determinación de sitios, no obstante lo anterior, se plantea la necesidad de incluir criterios sociales como lo son el valor para la investigación o para el monitoreo, la utilidad de especies con valor actual o potencial para la sociedad, el valor educacional, recreacional o económico, entre otros.

TABLA 40. Criterios de priorirzación de sitios utilizados en ERB Los Lagos, Lara et al. 2002 y Smith et al. 2009

Criterios utilizados para la priorización de sitios en la ERB de Región de Los Lagos		**Criterios utilizados para la priorización de sitios en estudio Lara et .al**	**Criterios utilizados para la priorización de sitios en estudio Smith et .al**
Criterios Terrestres	**Criterios Marinos**	**Criterios terrestres**	**Criterios terrestres**
Uniformidad	Confluencia de sistema dulceacuícola y marino	Uniformidad	Pristinidad
Diversidad de paisaje	Especies con problemas de conservación	Diversidad de paisaje	Heterogeneidad interna
Naturalidad	Grados de protección	Naturalidad	Servicios ecosistémicos
Riqueza	Amenazas antrópicas	Riqueza	Diversidad
Peligrosidad	Factibilidad	Peligrosidad	Raras
Amenazas por uso antrópico		Amenazas por uso antrópico	Invasoras
Representatividad		Representatividad	Singularidad
Factibilidad			Representatividad
Cultivos genéticamente importantes			Amenazas
			Superficie
			Cantidad de borde
			Conectividad estructural

Estas propuestas han definido una serie de sitios, la mayoría concordantes, a pesar de la carencia de información biológica completa y actualizada que señale en forma precisa y fehaciente aquellos sitios de mayor valor para la conservación de la biodiversidad. El enfoque original de gestión de los sitios prioritarios establecía como meta su declaración como áreas con protección oficial dentro del SNASPE, sin embargo, la escasa disponibilidad de tierras fiscales excluye la posibilidad, en el corto y

Folio016809

medio plazo, de aumentar la superficie de las áreas protegidas del Estado, por lo que la estrategia de conservación para los sitios prioritarios requiere ineludiblemente de la articulación entre actores públicos y privados, orientada al establecimiento de acuerdos con propietarios y actores locales para generar mecanismos de protección y desarrollo local en un paisaje de conservación (CEAM 2005).

TABLA 41. Sitios identificados como importantes para la conservación de la biodiversidad en la Región según la Estrategia Regional de Biodiversidad de la Región de Los Lagos y en Lara *et al.*

	Lara et al., 2002	ERB Los Lagos, 2002
1	**Mehuín**	**Mehuín; (III)**
2	**Río Lingue**	**Curiñanco; (I)**
3	**Ampliación Río Cruces**	**Llanacahué;**
4	**Curiñanco**	**Corral;**
5	**Llancahue**	**Neltume;**
6	**Corral**	**Chaihuín/Venecia;**
7	**Neltume**	**Pirehueico;**
8	**Chaihuín**	**Ampliación R.N Mocho Choshuenco; (II)**
9	**Pirehueico**	Iñipulli;
10	**Ampliación R.N. Mocho-Choshuenco**	**Cordillera Pelada; (I)**
11	Huequi	**Fundo La Barra;**
12	**Cordillera Pelada**	Parque Privado Oncol;
13	**Fundo La Barra (al sur del Bueno)**	Área Protegida Privada Providencia; ?
14	Llancacura	Área predio sucesión Ángela Barrientos; ?
15	Cudico (La Unión)	Predio Senderos del Bosque; ?
16	**Rio Bueno**	Predio Paillahue; ?
17	Licán	Propiedad Nelson Baeza; ?
18	**Calle-calle-San Pedro**	Quitaluto;
19		**Área Curiñanco;**
20		**Área Estuario del Río Bueno;**
21		**Río Lingue; (III)**
22		**Ampliación Río Cruces;**
23		**Calle-calle/ San Pedro;**
24		**Río Bueno,**
25		Santuario de la Naturaleza Río Cruces.

Durante la elaboración de esta estrategia, para la identificación de **sitios importantes para la conservación** se realizaron consultas a expertos regionales, se revisó literatura científica, informes técnicos y la Estrategia de Conservación de la Biodiversidad de la Región de Los Lagos. Haciendo especial énfasis en la búsqueda de singularidades, relictos biogeográficos, vegetación azonal, humedales, hábitat relevantes, especies amenazadas, áreas de nidificación, paisajes de valor, etc. Debido a que no se aplicaron modelos de priorización de acuerdo a criterios ecológicos, sociales y de costo - efectividad, como el modelo de optimización de Marxan, para definir conjuntos de reservas naturales mediante la priorización de sitios, todos los sitios aquí propuestos deben ser considerados de igual importancia y prioridad para la conservación.

A continuación se presenta una breve descripción de los 14 sitios aquí propuestos:

1) Mehuín-Río Lingue (2.173 ha)
Corresponde a un área de gran importancia y particularidad ecológica debido a la presencia de dos especies de anfibios microendémicas, *Insuetophrymnus acarpicus* y *Eupsophus migueli* (Rabanal y Núñez 2009). Además, son reconocidas las altas riquezas de especies en ambientes en transición,

Folio016810

como es este caso al desembocar el río Lingue en el mar. Sus mayores amenazas son las actividades forestales (plantaciones de pinos y eucaliptos) y la introducción de ganadería en los arroyos donde habita. Por lo tanto, al ser especies que son conocidas en su localidad tipo, requieren de la protección del área de distribución (*i. e.* Mehuín y Queule).

2) Bahía de Maiquillahue (superficie estimada xx ha)

Área de conocido valor para una amplia diversidad de fauna costera y marina. Por una parte el *Programa áreas importantes para la conservación de las aves* (AICA's), ha identificado este sito como clave para la conservación de las aves a nivel mundial y forma parte de una red global de sitios (Ignacio Rodríguez *con. per.*). Cabe mencionar que se trata de un proyecto que además de identificar estos sitios, trabajara en su protección y monitoreo, lo que representa una fortaleza en su gestión. Por otra parte, Conservación Marina, destaca este sitio por una alta abundancia de especies de aves, fundamentalmente por la presencia de una colonia de Lile (*Phalacrocorax gaimardi*), por la alta riqueza específica de algas intermareales y por la presencia de chungungo (*Lontra felina*) con una densidad media de 2 a 3 ind/kmLc (Conservación Marina 2008a)

3) Curiñanco (66.970)

3.1) Punta Curiñanco

Presenta importantes remanentes de bosque Laurifolio Valdiviano Costero, con presencia de especies endémicas de enorme interés biogeográfico de distribución restringida al sector costero de la provincia de Valdivia, tales como *Lobelia bridgesii* y *Corynabutilon ochsenii*. Este sitio mantiene una alta riqueza de algas y es de gran importancia para la conservación del chungungo, además en el área se constituyen dos colonias de lobo marino de un pelo (*Otaria flavescens*), en la zona norte y sur de Curiñanco, lo que representa un 40% del total de colonias avistadas en las costas de la Región. Otra característica de importancia biológica es la identificación de *Ovalips trimaculatus*, un crustáceo poco frecuente de observar (Conservación Marina 2008a, b, c). Este sitio mantiene una importante muestra del conocimiento ancestral de las comunidades Lafkenche, lo que otorga al área un enorme valor cultural que potencia su ya de por si elevado valor ecológico. Por ello, y siguiendo las recomendaciones de la convención de biodiversidad, la conservación del bosque nativo del sitio Curiñanco debiera estar unido a una relación justa y equitativa con las comunidades Lafkenche (CEAM 2008). Punta Curiñanco corresponde a un área declarada con fines de conservación, Parque Costero Curiñanco, actualmente administrada por CODEFF, que promueve la conservación de toda la biodiversidad terrestre y marina con especial énfasis en las especies en peligro. Las actividades que proyectan para esta área son mantención y señalética al interior del área, y un plan de difusión mediante letreros, pendones, etc. El objetivo principal de esta área es la educación, sin embargo, no cuentan con recursos para concretar esta iniciativa (Ignacio Rodríguez *con. per.*).

3.2) Llancahue (superficie de 1.332,8 ha)

Esta subcuenca del estero del mismo nombre, pertenece a la hoya hidrográfica del río Calle Calle, corresponde a una reserva de agua y bosque nativo periurbana, a 6 km de la ciudad de Valdivia. Pertenece al tipo forestal Siempreverde y remanentes originales del tipo forestal Roble- Rauli – Coigüe. Se registran al menos unas 40 especies de anfibios, aves y mamíferos, entre las que destaca el carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) y el pudú (*Pudu pudu*). La principal amenaza es el uso indiscriminado e ilegal del bosque, principalmente por la comunidad Lomas el Sol que ha venido haciendo por años uso de este recurso. La zona de la subcuenca del estero Llancahue constituye una importante área para la recreación, para la investigación científica y educación. Las actuaciones recomendadas apuntan principalmente a resguardar la calidad del agua

Folio016811

del estero, mejorar la calidad de vida de la comunidad campesina Lomas el Sol, realizar un manejo sustentable del recurso bosque e incorporar nuevas actividades productivas, de manera de disminuir paulatinamente la presión de uso sobre el bosque (Eugenin 2005). Como fortaleza para su gestión, cabe mencionar que es un predio entregado en comodato por Bienes Nacionales al Instituto de Silvicultura de la Universidad Austral de Valdivia para fines de investigación y conservación. Además, colinda con el predio Senderos del Bosques, destinado a los mismos fines.

3.3) Río Cruces y Santuario de la Naturaleza Carlos Andwandter

El río Cruces, tiene un desarrollo total de 125 km de NE a SW entre riberas acantiladas con numerosas vueltas y meandros que dejan islas y pantanos (CONAF 2006). Este sitio protege las cabeceras de cuenca de importantes esteros tributarios del Río Cruces, lo cual permite la conexión de hábitats acuáticos con bosques de alta integridad ecológica (CEAM 2008). Los últimos 20 km de su recorrido, antes de juntarse con el río Valdivia, es conocido como el humedal Río Cruces con aproximadamente 6.000 ha de extensión, el cual alberga al Santuario de la Naturaleza Carlos Andwandter (4.877 ha), reconocido por el Ministerio de Educación por D.S. 2734 el 3 de junio de 1981. Además es un Humedal de Importancia Internacional, Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas o sitio RAMSAR desde 1981 (CEAM 2008). Aloja muchas especies con problemas de conservación, entre ellas el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), el huillín (*Lontra provocax*), águila pescadora (*Pandion haliaetus*) y al carismático cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*). Las poblaciones de esta especie, al igual que las de otras aves herbívoras (como taguas y taguitas), disminuyeron considerablemente sus poblaciones por la desaparición de su fuente de alimento, el luchecillo (*Egeria densa*) debido a la puesta en marcha de la Planta Valdivia de Celulosa Arauco y Constitución desde el año 2004 (UACh 2005). Por lo anterior, este sitio fue ingresado al Registro de Montreux por ser un ecosistema seriamente amenazado. Sin embargo, y a pesar de todos los reconocimientos y valores sociales, ecológicos y culturales que este humedal representa, no han existido acciones concretas hasta la fecha para su recuperación. La industria de celulosa aún sigue en funcionamiento y con la intención de verter sus riles al mar, lo que por una parte posibilita el inicio de un proceso de recuperación de este humedal, pero por otra constituye una grave amenaza para el ecosistema marino de Maiquillahue (sitio también propuesto como prioritario).

4) Borde costero-marino (Corral al sur)

Esta zona ha sido ampliamente estudiada por la ONG Conservación Marina. A lo largo de este borde, se encuentran una serie de sistemas y elementos que componen dicho ecosistema. Como parte de este ecosistema se encuentran zonas de litoral rocoso, playas arenosas, dunas de origen cólico y sedimentario, estuarios y matorral costero (Conservación Marina 2006). Ha sido clasificada como una zona con una alta diversidad de especies, sobre todo en la desembocadura del río Colún. Presenta los mayores valores de densidad de chungungo, la presencia única de macroinvertebrados (*Dialula hispida*), alta riqueza de especies de algas, una colonia de lobo marino común (*Otaria flavescens*) y aves migratorias de origen boreal y austral que utilizan preferentemente playas arenosas y estuariales (Conservación Marina 2006, 2008a, b, c). Además, constituye una importante zona de reproducción para el lile y Pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), especies clasificadas como casi amenazada por Birdlife (2009). La protección de los ecosistemas boscosos por parte de la Reserva Costera Valdiviana, permite la conservación de los sistemas fluviales que desembocan a lo largo de esta zona. Lo anterior, asociado a la presencia de áreas de manejo de recursos bentónicos permite proponer este sitio como un Área Costero y Marina Protegida de Múltiples Usos.

Folio016812

5) Cordillera de la costa (Corral al sur) (110.395 ha)
La gran importancia en la historia de este macizo costero reside en su antigüedad geológica. Han jugado un papel clave en la historia de la vegetación chilena, ya que debido a su influencia oceánica, se mantuvo en gran medida libre de cubierta de hielo durante las extensas glaciaciones cuaternarias, convirtiéndose en el refugio de numerosos taxa de fauna y flora (Villagrán xx). Existe una gran variedad de hábitats en un espacio reducido, debido a las variaciones altitudinales y a las diversas exposiciones de las laderas. Presenta formaciones de Bosque Laurifolio de Valdivia y Bosque Siempreverde de la Cordillera Pelada. Delimitado en su mayor parte a la cuenca hidrográfica de los ríos Chaihuín y Colún, el sitio representa el límite norte del área de distribución para numerosas especies del bosque siempreverde, entre los que destaca, por su importancia natural, cultural e histórica, el alerce (*Fitzroya cupressoides*). Existen numerosos endemismos y microendemismos, entre los que destaca *Alsodes valdiviensis*, *Telmatobufo australis*, el primero clasificado con datos insuficientes y el segundo vulnerable (UICN 2009) Gracias a la creación del Parque Nacional Alerce Costero se han protegido 25 mil ha aproximadamente, lo que mejora la representatividad actual de estos tipos forestales en el SNASPE. Las principales amenazas y procesos destructivos en este sitio que le dan urgencia a su conservación son la corta ilegal de alerce y la introducción de ganado doméstico.

6) Bosque caducifolio del sur y Bosque laurifolio de Los Lagos
Se propone proteger el bosque caducifolio del sur y laurifolio de Los Lagos en dos sitios ubicados en el valle de la Región de Los Ríos, específicamente en Los Lagos y Riñihue, respectivamente. Lo que además permite la protección de bosques pantanosos, o hualves-vega, que ocupan áreas bajas entre cerros. (IEB/GEP U. de Chile 2009). La protección de los bosques y renovales de tierras bajas de Los Lagos aportaría a la protección del hábitat de las especies de sotobosque del Caducifolio del sur. Es de notar que probablemente no queden bosques Caducifolio del sur adulto, ni en la IX, XIV ni X Región, lo que hace aún más urgente su protección (IEB/GEP U. de Chile 2009). Los bosques pantanosos están dominados por canelo, coigüe y mirtáceas (arrayán, temu, pitra y la escasa *Myrceugenia ovata* var. *nannophylla*). Actualmente son los tipos menos representados en los sistemas de protección de la Región. Se caracterizan por estar insertos en una matriz antropogénica, lo que por una parte los amenaza si no se consideran medidas preventivas, y por otra parte plantea un desafío para la conservación. Desde el año 2009, el proyecto GEF- SIRAP, ha estado focalizando sus esfuerzos en diseñar un paisaje de conservación e implementar medidas de conservación en una matriz productiva del valle de esta Región

7) Corredor Ribereño Río San Pedro – Río Valdivia (25.225 ha) **y 8) Corredor Ribereño Río Bueno** (18695 ha)
Mejorar las oportunidades de conexión entre áreas cordilleranas y la depresión intermedia, área sumamente fragmentada, aumentaría en gran medida la viabilidad a largo plazo de las pequeñas poblaciones remanentes de especies nativas, restaurando uno de los procesos ecológicos y evolutivos esenciales para la conservación de la ecorregión. Ambos corredores han sido propuestos como la mejor alternativa de conexión entre las áreas núcleo presentes en las cordilleras. Identificando los fragmentos de acuerdo a su relevancia potencial como hábitats para conservar la diversidad biológica regional, su área, la distancia de los fragmentos a los ríos de mayor importancia en la zona de estudio y su contribución a la conectividad del sistema (evaluada según la Teoría de Grafos).

En el valle existen formaciones azonales, los bosques pantanosos o hualves, generalmente asociados a los hábitats ribereños, sin representación en el SNASPE, que se verían beneficiados al

Folio016813

proteger estos corredores. De este modo, se favorecería la protección del sector de **Vegas de Trumao**, ubicado a 5 km al oeste del Río Bueno, a lo largo del río de mismo nombre en la zona de confluencia con el río Pilmaiquén, corresponde un importante humedal para aves acuáticas, especialmente anátidas, así como para mamíferos como el huillín y el coipo, y varias especies de anfibios, entre los que destaca la rana chilena, el sapo de Miguel y la rana arbórea (SAG 2009). Esta área de vegas fue declarada como un área con prohibición de caza el año 2000, lo que se considera una fortaleza para la gestión del sitio Corredor río Bueno. El proyecto AICAS, también lo reconoce como un área importante para la conservación de especies. Ambos ríos son hábitat de especies de fauna endémicas de la Región. En el río San Pedro, actualmente amenazado por la instalación de represas hidroeléctricas, se desarrolla el tollo de agua dulce (*Diplomystes campoensis*), clasificada como En Peligro, según el Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres. Una dificultad para el establecimiento de este sitio es que, al atravesar la depresión intermedia a través de terrenos de una alta productividad ganadera con sistemas intensivos, se dificultará la adopción de normas de manejo que promuevan la conservación de la diversidad biológica (Lara et al. 2002). Relevante es realizar estudios que verifiquen la importancia para la biodiversidad de hacer corredores biológicos Costa-Andes (C. Smith com. per).

9) Mocho Choshuenco (208.328 ha)

Esta área se compone de tres áreas contiguas Neltume, Pirihueico y Mocho – Choshuenco, que drenan parte de la cuenca de los lagos Pellaifa, Neltume, Pirihueico, Panguipulli y Riñihue. La cuenca del río Cua-Cua queda completamente dentro de esta área, la que presenta características poco frecuentes en los ríos cordilleranos ya que es de lento flujo laminar, lo que permite la presencia de fauna de aves, invertebrados y peces distinta a la presente en ríos cordilleranos típicos. Esta área al ser parte de uno de los mayores bloques remanentes de bosque de frontera, constituye un corredor ecológico a escala paisaje que facilita la adaptación del ecosistema ante el cambio climático global y otros procesos de perturbación de gran escala espacial y temporal. Cabe destacar, que la propiedad del sitio prioritario se concentra en muy pocos propietarios, dos de los cuales concentran más del 75% de su superficie (CEAM 2008). Otras fortalezas son la iniciativa de conservación de un predio vecino, perteneciente a la Fundación Huilo Huilo, su declaración como Zona de Interés Turístico y prioritaria para el desarrollo turístico (CEAM 2008, Sernatur 2009)

10) Cuenca del Lago Ranco (178.217 ha)

Este sitio destaca por ser una importante fuente de agua dulce; la presencia de poblaciones lacustres de Boldo; y ser hábitat de grandes mamíferos. Se encuentra sometido a fuertes presiones por la instalación de hidroeléctricas, como también por el avance de la frontera agrícola. La protección del Lago Ranco permitiría una adecuada conservación de las áreas núcleo detectadas en la cordillera de los Andes (Lara et al. 2002), lo que le confiere la característica de conector de ecosistemas. El sitio presenta un importante desarrollo turístico en marcha, habiendo sido declarado como ZOIT (Sernatur 2009, GORE Los Ríos 2009). Un desafío reviste la intensa actividad agropecuaria en las áreas aledaña al lago cuyos aportes de nitrógeno, fósforo y deshechos orgánicos son un factor que reduce la calidad del agua y deteriora el hábitat y la conservación de la fauna acuática nativa (Lara et al. 2002)

11) Fundo experimental San Martín (superficie 120 ha)

El bosque San Martín se encuentra localizado a los 39°38’ S y 73°07’ O, en el sector denominado Iñipulli, en la base oriental de la Cordillera de la Costa y colindante con el humedal del Río Cruces, distante aproximadamente a 15 kilómetros de la ciudad de Valdivia. La vegetación del área corresponde a un bosque siempreverde Valdiviano lluvioso, dominado por árboles perennifolios,

Folio016814

un denso sotobosque y abundantes epífitas y musgos.Sucomposición florística, fitosociología y estructura, indican la existencia de dos asociaciones boscosas claramente diferenciadas: Lapagerio - Aextoxiconetum Rigodietum (Bosque de olivillo con gran representación del musgo Rigodium implexum) y Temo - Myrceugenietum - exsucae (Bosque de galería, hualve, bosque de mirtáceas (http://www.ciencias.uach.cl/estaciones/san_martin.htm). Este sitio presenta una alta riqueza en flora y fauna, de acuerdo a C. Smith hay presencia de *Lobelia bridgesii*, y se menciona la presencia de zorro de Darwin (Jaime Jiménez en CONAMA 2002).Probablemente es el último relicto de bosque Caducifolio del sur adulto, ya que no se menciona su presencia ni en la IX, XIV ni X Región, excepto tal vez en algunas partes de este Fundo (IEB/GEP U. de Chile 2009).

Actualmente, está bajo la administración del Instituto de Ecología de la Universidad Austral. Esta superficie de bosque nativo está completamente dirigida a la investigación, protegido de actividades productivas. En él, se han desarrollado numerosas tesis de pre y post grado relacionadas con ecología, botánica y zoología; además, muchas otras investigaciones en dichas líneas y prácticas

12) San Pablo de Tregua (2.184 ha)

Perteneciente a la Universidad Austral de Chile, y la Estación Biológica Senda Darwin (113 hectáreas) administrada por la fundación del mismo nombre, son las dos primeras Áreas Silvestres Protegidas Privadas del país que certifica la Corporación Nacional Forestal (CONAF), organismo competente para ello. El Fundo San Pablo de Tregua se localiza a 24 km de Panguipulli, y es administrado por el Centro de Experimentación Forestal (CEFOR) de la Facultad de Ciencias Forestales UACh. Tiene una superficie aproximada de 2.200 hectáreas, y fue adquirido por la Universidad el 29 de enero de 1972. Las principales actividades que se desarrollan aquí, tienen relación con la docencia, investigación en ambientes naturales, programas de manejo sustentable de recursos, ecoturismo y recreación, entre otras. El Predio San Pablo de Tregua, mantiene una interesante muestra de diferentes comunidades vegetales características de la Cordillera de los Andes en la X Región. Alrededor del 83% de su superficie está cubierta por bosque adulto con muy bajo grado de alteración. Se distinguen los renovales de roble y raulí, así como los bosques de lenga. Por la escasa intervención del hombre y las características de los bosques, San Pablo de Tregua alberga un completo ensamble de mamíferos, aves, anfibios, reptiles e invertebrados característicos de este tipo de ecosistemas. A pesar de no existir un inventario exhaustivo de las especies, los investigadores han registrado la presencia de pudú, puma, guiña, y zorro culpeo, entro otros.

13) Río Llollelhue

Se reconoció como área prioritaria a conservar en el Valle de la Región XIV a la franja de vegetación del río Llollelhue y fragmentos aledaños. En un ranking de priorización de siete sitios del valle y serranías transversales, que contenía superficies mayores a 500 ha de vegetación, la franja ribereña del Llollelhue y fragmentos aledaños quedaron en lugar 2, después del gran fragmento de bosque de Reumén, debido, entre otros criterios, a la conectividad que da el Llollelhue al sistema de fragmentos de bosques remanentes del Valle de la región XIV. Existen en esta franja de vegetación ribereña 15 especies amenazadas, 9 de ellas en Libros Rojos (GESAM 2009), además del raro y vulnerable marsupial monito de monte (Smith Ramírez *et al.* en prensa). La vegetación ribereña constituye un hualve permanente o bosque pantanoso, los cuales no están representados en ninguna unidad de SNASPE, por lo cual, su valor de conservación y la necesidad de protegerlos es muy alta. No obstante, existe un proyecto de canalización del río Llollelhue para evitar las inundaciones de las orillas, que plantea sacar toda la vegetación ribereña. Sin embargo, debido al

Folio016815

tipo de suelo ñadi que impide que el agua se infiltre por una capa de fierrillo que lo caracteriza, la canalización no servirá para drenar los terrenos aledaños.

14) Macizo montañoso de Loncoche

Las serranías transversales de la Región de Los Ríos, son un conjunto de macizos que interrumpe el valle y conecta los macizos costeros con los andinos (Mardones 2005). A pesar de no contar con información del área en específico, es probable la presencia de fauna con problemas de conservación y alto endemismo, incluso llegar a descubrir nuevos microendemismos de anfibios. Sin embargo, la sobreviviencia de estas poblaciones a largo plazo no está asegurada, debido a diversos riesgos potenciales derivados de la fragmentación del hábitat. Este sitio requiere ser investigado a profundidad debido a la ausencia de información biológica y social. A pesar de lo anterior, ha sido reconocido por expertos de la región como un área importante para la conservación de la biodiversidad, al mantener todavía vegetación nativa con diferentes grados de perturbación y por ser un conector natural aún conservado entre la Cordillera de la Costa y el Valle de la Región.

Fondos a destacar que puedan contribuir a la gestión de los sitios prioritarios:
Fondo de Protección Ambiental (FPA) de CONAMA,
Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF),
Fondo de Pequeños Subsidios (PPS/GEF),
Fondo de Humedales para El Futuro,
Fondo de Pequeñas Subvenciones de la Convención Ramsar,
Fondos de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo y para la Investigación en Bosque Nativo, de la Ley sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal.

Folio016816

ResearchGate

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: https://www.researchgate.net/publication/221677479

Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu Pudu puda in Chile: Implications for the conservation of a threatened deer

Article *in* Oryx · January 2010

DOI: 10.1017/S0030605309990445

CITATIONS
79

READS
769

7 authors, including:

Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile
49 PUBLICATIONS **1,430** CITATIONS
SEE PROFILE

Claudio Verdugo
Universidad Austral de Chile
58 PUBLICATIONS **894** CITATIONS
SEE PROFILE

O. Alejand Aleuy
University of Notre Dame
32 PUBLICATIONS **320** CITATIONS
SEE PROFILE

Gabriel R. Ortega Solís
Czech University of Life Sciences Prague
23 PUBLICATIONS **320** CITATIONS
SEE PROFILE

All content following this page was uploaded by Daniel González-Acuña on 03 May 2015.

The user has requested enhancement of the downloaded file.

Folio016817

Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer

Eduardo A. Silva-Rodríguez, Claudio Verdugo, O. Alejandro Aleuy James G. Sanderson, Gabriel R. Ortega-Solís, Felipe Osorio-Zúñiga and Daniel González-Acuña

Abstract We assessed the importance of potential sources of mortality for the Vulnerable southern pudu *Pudu puda* in southern Chile using the clinical records of wildlife rehabilitation centres, necropsies of animals found in the field and a review of the diet of potential predators. To assess whether the identified mortality sources operate in nominally protected areas, we conducted a camera-trap survey in two areas to determine the presence of pudus and their potential predators. Predation by domestic dogs *Canis lupus familiaris* and car collisions were the commonest causes of pudu admissions to rehabilitation centres (35 of 44) and of deaths of animals encountered opportunistically in the field (seven of 14). Field data suggest that poaching could also be an important threat to pudus. Pudus were detected in both areas surveyed, accounting for 15.6% of mammal detections. Dogs accounted for 47.8% of all detections of potential predator species, followed by pumas *Puma concolor* (17.4%), guignas *Leopardus guigna* (17.4%) and chilla foxes *Lycalopex griseus* (17.4%). The literature survey implicated only pumas as important pudu predators among native carnivores. Our data suggest that, aside from forest loss, dogs, road kills and probably poaching are important concerns for pudu conservation. Our frequent detections of free-ranging dogs associated with roads within nominally protected areas suggest that long-term efforts to conserve pudu will require not only the protection of remnant native forest but also substantive environmental education to modify dog management near protected areas.

Keywords Chile, domestic dog, poaching, *Pudu puda*, *Puma concolor*, roadkills, South America, temperate forest

Introduction

The southern pudu *Pudu puda* is one of the smallest deer in the world reaching just 40 cm in height (Hershkovitz, 1982). It inhabits the South American temperate rainforest of Chile and Argentina, where it is endemic (Wemmer, 1998). The geographical distribution of the species ranges from 36° to 49° S in Chile (Miller et al., 1973) and from 39° to 43° S in Argentina (Meier & Merino, 2007). It prefers dense understorey, secondary forest and native bamboo thickets (Eldridge et al., 1987; Meier & Merino, 2007). The ecology of the species, however, remains mostly unknown.

The pudu is categorized as Vulnerable on the IUCN Red List (Jiménez & Ramilo, 2008) and it is included in Appendix I of CITES (Wemmer, 1998; Weber & Gonzalez, 2003). The total population of the species is thought to be $<10{,}000$ (Wemmer, 1998). The main threats to pudu are forest loss and fragmentation (Miller et al., 1973; Wemmer, 1998), and significant losses of temperate forests in southern Chile and Argentina have already occurred (Cavelier & Tecklin, 2005). In addition to habitat loss, pudus are apparently threatened by poaching and predation by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Miller et al., 1973; Hershkovitz, 1982; Wemmer, 1998; Weber & Gonzalez, 2003); however, these threats have not been assessed (Wemmer, 1998). In addition to various anthropogenic threats, pudus are preyed upon by native predators such as pumas *Puma concolor* (Rau et al., 1991; Rau & Jiménez, 2002b) and potentially by other carnivores such as foxes (*Lycalopex* spp., Jiménez et al., 1991; Jiménez, 2007) and guignas *Leopardus guigna* (Hershkovitz, 1982, Freer, 2004).

Our objective was to evaluate the potential threats to pudu in southern Chile. In particular, we addressed sources of mortality by analysing the clinical records of wildlife rehabilitation centres and pudu mortality data collected in the field. This was complemented by reviewing the published

Eduardo A. Silva-Rodríguez (Corresponding author) Department of Wildlife Ecology and Conservation and School of Natural Resources and Environment, University of Florida, 110 Newins-Ziegler Hall, Gainesville, FL 32611-0430, USA. E-mail eduardosilva@ufl.edu

Claudio Verdugo*, O. Alejandro Aleuy and Gabriel R. Ortega-Solís Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

James G. Sanderson Wildlife Conservation Network, Los Altos, USA.

Felipe Osorio-Zúñiga Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Daniel González-Acuña Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Chillán, Chile.

*Also at: Department of Small Animal Clinical Sciences, College of Veterinary Medicine, University of Florida, Gainesville, USA.

Received 8 September 2008. Revision requested 18 December 2008. Accepted 28 January 2009.

Folio016818

dietary analyses of potential predators within the range of the pudu. To address whether these potential sources of mortality operate in protected areas, we assessed the presence of the pudu and its potential predators using camera traps.

Methods

Causes of mortality

Rehabilitation centres We evaluated causes of pudu mortality in the clinical records from the two main wildlife rehabilitation centres in southern Chile: at the Universidad de Concepción, Chillan, Bío-Bío District, and the Universidad Austral de Chile, Valdivia, Los Rios District (Fig. 1). These centres receive most of the injured animals found in their respective districts. At both Centres veterinary staff collect information on age, gender, origin of the animal and the circumstances in which the animal was found, and each animal is examined to establish a clinical diagnosis and treatment. In case of death, necropsies narrow the diagnosis (Woodford et al., 2000). We summarize the causes of arrival of pudus at the rehabilitation centres, clinical findings and mortality rates of animals received (number of pudu deaths/number received) and the male:female and adult:fawn ratios.

Field mortality As a second source of information on pudu mortality we used data collected from two sites in southern Chile (Fig. 1). Centinela is a rural area in Los Ríos District where native forest has been reduced to fragments comprising c. 23% of the land cover (Silva-Rodríguez, 2006). Chaquihual is an area in Chiloé Island, Los Lagos District, with c. 68% forest cover dominated by secondary forest and bamboo (*Chusquea* spp.) and was subject to selective logging during the period of study. Centinela was surveyed in 2006 and 2008 and Chaquihual during 2005. At both sites carcasses were located opportunistically (when driving or walking along roads) and using information provided by local people, with whom we spoke opportunistically. Mortality causes were determined by necropsy (Woodford et al., 2000) and using complementary information such as tracks and other signs of potential predators close to the carcasses. We considered that a pudu was killed by a predator only if its injuries were associated with haemorrhages, indicating the animal was alive at the time the injury occurred (DiMaio & DiMaio, 2001). Otherwise, injuries were attributed to scavenging activity. Old carcasses and bones were classified as undetermined mortality causes. Information regarding recent poaching of pudus was opportunistically collected while conducting surveys for other purposes (Silva-Rodríguez, 2006) and when there was evidence of recent culling by local people (e.g. skins or body parts in homes).

Diet of native predators

Detection of carcasses of pudus killed by predators such as pumas or foxes is unlikely in forested areas. Therefore, we assessed the occurrence of pudu remains in carnivore scats

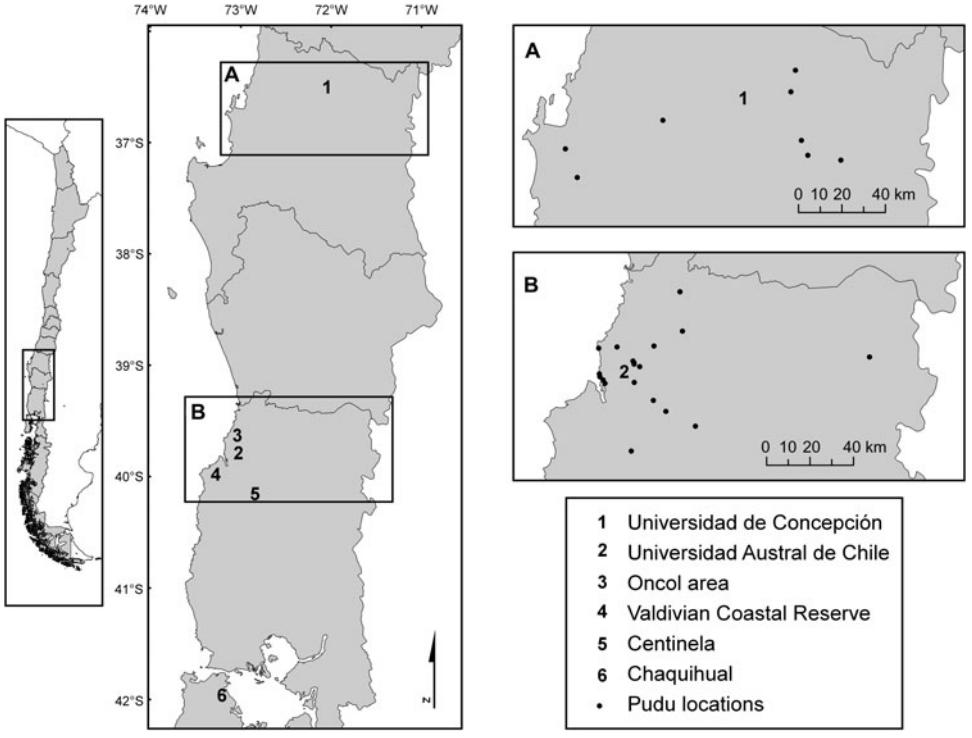


FIG. 1 Location of the rehabilitation centres and field sites considered in this study. Insets (A) and (B) show the location of origin of pudus received at Universidad de Concepción and Universidad Austral de Chile rehabilitation centres respectively.

Folio016819

by reviewing published data on the diet of potential pudu predators within the distribution range of pudu. Our analysis included puma, guigna, chilla fox *Lycalopex griseus*, culpeo fox *Lycalopex culpaeus* and Darwin's fox *Lycalopex fulvipes*. From the data available we calculated the frequency of occurrence of pudus in the diet of each potential native carnivore. Frequency of occurrence was estimated as the number of scats in which pudu remains were found divided by the total number of scats analysed.

Camera-trap surveys

To estimate the relative occurrence of pudu and its predators we conducted camera-trap surveys in two private protected areas in the coastal range of Los Rios District (Fig. 1). In the Oncol area, dominated by primary and secondary evergreen forest, we conducted surveys in Oncol Park, Pilolcura and Pichicuyín (Fig. 1). In the Valdivian Coastal Reserve, which is the largest protected area in the coastal range of southern Chile (> 60,000 ha), we conducted surveys in Chaihuín and Colún, areas dominated by secondary forests and some *Eucalyptus* spp. plantations.

Camera trapping, the use of motion-triggered cameras set at bait stations or along animal trails, is a useful technique for mammal inventories in remote areas (Silveira et al., 2003). We surveyed for pudus and potential predators using seven cameras (three Snapshot Sniper; Duncan, USA, and four Woodland Outdoor Sports, Frankenmuth, USA). Cameras were placed at least 1 km apart from each other, 5–500 m from roads, for 21–28 days and recorded date and time when triggered. Surveys were from April 2007 to February 2008. Camera traps were alternated between the Oncol area and Valdivian Coastal Reserve. Failures and robbery of cameras resulted in unequal effort between the two areas but detections were standardized to effort. Relative abundance indices were calculated as the number of pudu photographs per 100 trap-days. In the case of pudus and dogs we also recorded the minimum number of different individuals detected. Individual pudus were considered different if a male and a female (Hershkovitz, 1982; Plate 1) were detected in the same camera trap or if different camera traps within a study site were visited in the same sampling period. The assumption that pudus in different cameras were different individuals is safe, given that the closest distance between two cameras that registered pudu photographs was > 3 km, which is considerably larger than the largest diameter of a pudu home range (Eldridge et al., 1987). Individual dogs were identified based on major phenotypic differences.

Results

Pudu mortality

Data for 44 pudus were collected at the rehabilitation centres (29.5% males, 61.4% females and 9.1% fawns). The primary causes of pudu arrival at centres were dog attacks and car hits (Fig. 2). Mortality of animals received was high: 56.8% died in spite of medical treatment. Mortality rate was

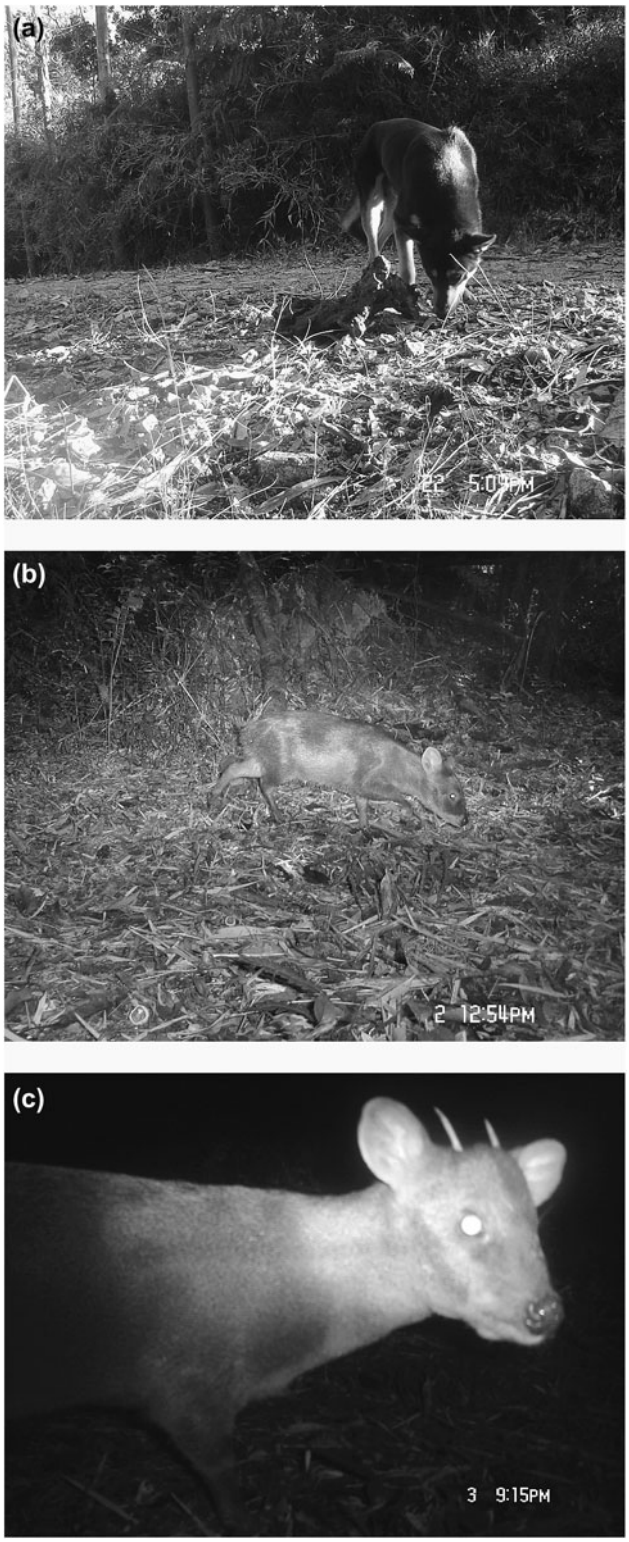


PLATE 1 Camera trap photographs of (a) domestic dog in Colún, and (b) female and (c) male pudu recorded by the same camera in Chaihuín (Fig. 1).

Folio016820

particularly high for those animals that had been hit by a car (69.2%) and for those that had been attacked by dogs (68.2%). Pudus injured by dogs presented politraumatism, puncture wounds, limb and lumbo-sacral fractures, thoracic and abdominal perforations and multiple abscesses, whereas animals hit by cars frequently presented policontusions, costal fractures, thoracic and lumbar vertebral fractures, cranioencephalic traumatism and haemothorax. Rhabdomyolysis (capture myopathy) was a common necropsy finding.

Seven dead pudus were identified in each of the sites. In Centinela three animals were killed by dogs, two by local people and two by car collisions. In Chaquihual two animals were killed by dogs, two by local people and mortality cause was not determined for three old carcasses.

Predator diet

Pudu remains were reported in 34.8% of 161 puma scats analysed and in all but two locations where puma diet has been studied and both species coexist (Table 1). The occurrence of pudu in the diet of small carnivores is low. Pudu is reported in 1.5% (n = 801) and 0.5% (n = 200) of the scats of Darwin's fox and guigna, respectively, and not in culpeo (n = 148) or chilla fox (n = 463) scats (Table 1). In only two areas have the diets of puma and at least one other carnivore been assessed simultaneously. In both cases pudus were frequently detected in the diet of pumas (26.5%, Rau et al., 1991; 67.7%, Zúñiga et al., 2005) and not detected in the diet of chillas (Martínez et al., 1993; Zúñiga et al., 2005) and guignas (Zúñiga et al., 2005).

Occurrence of pudus and predators in protected areas

Sixty-three independent photographs were obtained of eight mammal species (Table 2). The most frequent species recorded were domestic cattle *Bos taurus* (31.7% of mammal detections), domestic dog (17.5%) and pudu (15.9%). Within the Valdivian Coastal Reserve at least six different pudus were photographed by four different cameras and on 9 different days, whereas in the Oncol area pudus were detected only once. Dogs were detected frequently in both areas (Table 2), always on unpaved roads (< 50 m). Ten different individuals were identified and six of them were detected in association with local people. Dogs alone accounted for 47.8% of the independent detections of potential predators. Pudus were never detected at the same camera as a dog or a puma. However, one individual was detected at the same camera as a chilla fox within a 24-hour period.

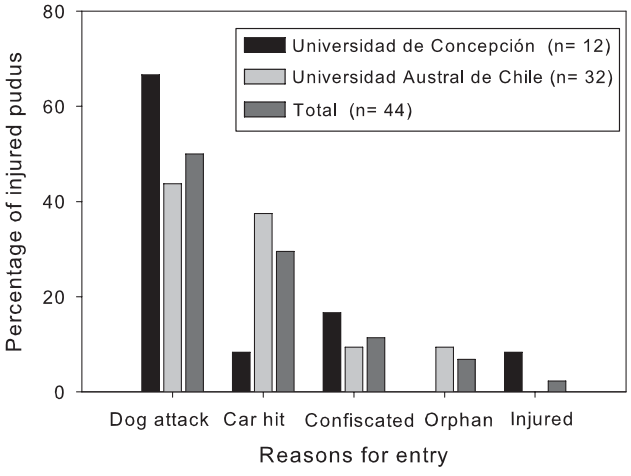


FIG. 2 Percentage of pudus received at two wildlife rehabilitation centres in southern Chile (2005–2008), categorized according to the reason for admission.

Discussion

Mortality sources

The analysis of rehabilitation centre records and collection of carcasses in the field are useful tools to identify wildlife threats but interpretation of such data requires caution (Ciucci et al., 2007; Mazaris et al., 2008). The main issue is that the causes of death or injury may have different probabilities of being detected (Ciucci et al., 2007). For example, an animal hit by a car is more likely to be found and transported to a rehabilitation centre (Spalding & Forrester, 1993; Ciucci et al., 2007). In contrast, a poached animal or an animal affected by a disease is less likely to be reported (Ciucci et al., 2007).

Predation by dogs is suspected to be a major threat to pudus in human-dominated landscapes (Miller et al., 1973; Hershkovitz, 1982; Wemmer, 1998; Weber & González, 2003). In such areas in southern Chile, dog densities can be as high as 7.3 km^{-2} (Silva-Rodríguez, 2006). In comparison to the highest densities reported for pumas in Chile (0.06 individuals km^{-2}, for Patagonia; Franklin et al., 1999), this density of dogs represents an increase, by more than two orders of magnitude, in the abundance of predators in human-dominated landscapes, with potentially serious consequences for the persistence of pudus. In this situation even infrequent predation by dogs could have serious consequences for pudu populations. The rehabilitation centre records and field data presented here represent convergent evidence for the potential importance of dogs as predators of pudu (Fig. 2).

Our camera-trap data suggest that dogs could also be a problem within nominally protected areas (at least where roads are present), where they accounted for 45.8% of potential predator detections in camera traps (see also Vilà et al., 2004). Dogs were accompanied by people in 33.3% of detections, and the same individuals dogs were also detected alone. It is possible that some of the dogs detected were feral, and their presence in protected areas needs to be addressed.

Folio016821

TABLE 1 Percentage frequency of occurrence of pudus in the diet of native carnivores in southern Chile, recalculated from the original sources as number of positive scats divided by total number of scats analysed.

Frequency of occurrence % (n)	Location	Latitude	Longitude	Source
Puma *Puma concolor*				
0.0 (3)	Nahuelbuta	37°47′	72°44′	Rau & Jiménez (2002b)
0.0 (11)	Conguillío	38°36′	71°36′	Rau & Jiménez (2002b)
67.7 (31)	Rucamanque	38°39′	72°36′	Zúñiga et al. (2005)
26.5 (65)	San Martín	39°38′	73°07′	Rau et al. (1991)
8.3 (12)	San Martín	39°38′	73°07′	Rau & Jiménez (2002b)
10.0 (10)	Puyehue	40°45′	72°12′	Rau & Jiménez (2002b)
50.0 (26)	V Pérez R	41°04′	71°50′	Rau & Jiménez (2002b)
100.0 (3)	Huinay	42°22′	72°25′	J.E. Jiménez (unpubl. data)
Guigna *Leopardus guigna*				
0.0 (17)	Los Queules	35°39′	72°41′	Correa & Roa (2005)
0.0 (13)	Rucamanque	38°39′	72°36′	Zúñiga et al. (2005)
0.0 (35)	Queulat	44°35′	72°25′	Freer (2004)
0.7 (135)	Lag. San Rafael	46°39′	73°52′	Freer (2004)
Culpeo *Lycalopex culpaeus*				
0.0 (18)	Los Queules	35°39′	72°41′	Correa & Roa (2005)
0.0 (107)	Niblinto	36°45′	71°29′	Torés (2007)
0.0 (23)	Nahuelbuta	37°47′	72°44′	J.E. Jiménez (unpubl. data)
Chilla *Lycalopex griseus*				
0.0 (9)	Los Queules	35°39′	72°41′	Correa & Roa (2005)
0.0 (7)	Nahuelbuta	37°47′	72°44′	J.E. Jiménez (unpubl. data)
0.0 (38)	Rucamanque	38°39′	72°36′	Zúñiga et al. (2005)
0.0 (98)	San Martín	39°38′	73°07′	Martínez et al. (1993)
0.0 (88)	San Martín	39°38′	73°07′	Rau et al. (1995)
0.0 (223)	Centinela	40°14′	73°04′	Silva-Rodríguez (2006)
Darwin's fox *Lycalopex fulvipes*				
0.2 (404)	Nahuelbuta	37°47′	72°44′	Jiménez et al. (1991)
0.0 (7)	Nahuelbuta	37°47′	72°44′	J.E. Jiménez (unpubl. data)
6.1 (179)	Ahuenco	42°06′	74°03′	Jiménez (2007)
0.0 (66)	Ahuenco	42°06′	74°03′	Elgueta et al. (2007)
3.9 (88)	Piruquina	42°24′	73°54′	Jiménez et al. (1991)
0.0 (25)	Tricolor	42°49′	74°08′	Rau & Jiménez (2002a)
5.2 (32)	Cipresal	42°35′	74°08′	Rau & Jiménez (2002a)

Car hits are an important source of mortality for deer in general (Allen & McCullough, 1976; Parker et al., 2008) and our data suggest that this could also be a conservation concern for pudus. Acknowledging that car collisions as a mortality source could be inflated (Spalding & Forrester, 1993; Ciucci et al., 2007), it is not possible to compare its relative importance to other sources of mortality. However, the fact that car collisions appear to be important suggests that the planned construction of major highways in some of the best conserved areas of the region (Wilson et al., 2005) would require mitigation strategies.

Implications for pudu conservation

The main threat for pudu conservation is probably forest loss (Jiménez & Ramilo, 2008) and the concomitant increase in incompatible human activities and land uses, which currently affect $>40\%$ of the area originally covered by native forest in southern Chile (Cavelier & Tecklin, 2005). The mortality sources described above may increase the negative effects of forest loss and fragmentation. Furthermore, pumas, the main native pudu predator, can tolerate some degree of forest loss (Muñoz-Pedreros & Rau, 2005) and reductions in native prey availability by shifting their food preferences towards invasive and domestic species, which are abundant in non-forest habitats (Rau et al., 1991; Rau & Jiménez, 2002b). As a result, predation pressure by pumas in fragmented landscapes may be an additional threat that has not been considered previously. Thus, as native forest is reduced to fragments, pudus may face the increasing and cumulative pressure of pumas, dogs and people (poaching and car collisions). Further understanding of how forest loss and mortality sources interact is important for developing effective strategies for the conservation of pudu.

Conserving pudus in human-dominated landscapes will require educating people to improve management of domestic dogs, and reduction of the impacts of illegal poaching.

Folio016822

Table 2 Relative abundance indices (photographs per 100 trap-days) for eight mammal species detected in two areas in Chile (Fig. 1).

			Photographs per 100 trap-days[3]							
			Oncol area				Valdivian Coastal Reserve			
Species	N[1]	% diurnal[2]	Pichicuyín	Oncol Park	Pilolcura	Overall	Chaihuín	Colún	Overall	Overall
European hare *Lepus europaeus*	2	0.0	0.0	0.9	0.0	0.2	0.0	0.3	0.2	0.2
Domestic dog *Canis lupus familiaris*	11	90.9	+	2.6	+	0.7	0.0	2.5	1.7	1.3
Chilla *Lycalopex griseus*	4	0.0	1.5	+	0.0	0.5	0.0	0.6	0.4	0.5
Hog-nosed skunk *Conepatus chinga*	8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.5	0.7	1.6	1.3	0.9
Puma *Puma concolor*	4	75.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.9	0.5
Guigna *Leopardus guigna*	4	25.0	0.0	+	0.6	0.2	+	0.9	0.6	0.5
Pudu *Pudu puda*	10	70.0	0.7	0.0	0.0	0.2	5.3	0.3	2.1	1.1
Cattle *Bos taurus*	20	90.0	2.2	+	1.2	1.2	0.0	4.7	3.2	2.3
Total trap-days			136	114	162	412	151	318	469	881

[1]number of independent records
[2]percentage of photographs obtained during daylight hours
[3]+, species observed during our work in the area but not detected at camera traps

Steps toward this are being taken, with the preparation of educational material for farmers (C. Smith-Ramírez et al., in preparation) that includes the findings of this study, and the provision of feedback to the relevant protected area authorities. In ongoing research we are evaluating how domestic dog and cat *Felis catus* management influences predation on wildlife, and how the interaction of forest loss with other anthropogenic threats may affect pudu survival.

Acknowledgements

The authors thank Jaime Jiménez, Kathryn E. Sieving and two anonymous reviewers for valuable comments on the manuscript. We thank the US Fish & Wildlife Service Latin American & Caribbean Program and the Valdivian Coastal Reserve and its park rangers, Parque Oncol, the Darwin Initiative, José Vistoso, Alfredo Almonacid, Pablo Lépez, Jaime Jiménez, Roguet Alba, Pascual Alba and all volunteers of wildlife rehabilitation centres at the Universidad de Concepción and the Universidad Austral de Chile for logistical support. EAS was supported by a Fulbright–Conicyt fellowship. CV was supported by a MIDEPLAN International Scholarship.

References

Allen, R.E. & McCullough, D.R. (1976) Deer–car accidents in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management*, 40, 317–325.

Cavelier, J. & Tecklin, D. (2005) Conservación de la Cordillera de la Costa: un desafío urgente en la ecorregión valdiviana. In *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (eds C. Smith-Ramírez, J.J. Armesto & C. Valdovinos), pp. 632–641. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Ciucci, P., Chapron, G., Guberti, V. & Boitani, L. (2007) Estimation of mortality parameters from (biased) samples at death: are we getting the basics right in wildlife field studies? A response to Lovari et al. (2007). *Journal of Zoology*, 273, 125–127.

Correa, P. & Roa, A. (2005) Relaciones tróficas entre *Oncifelis guigna*, *Lycalopex culpaeus*, *Lycalopex griseus* y *Tyto alba* en un ambiente fragmentado de la zona central de Chile. *Mastozoología Neotropical*, 12, 57–60.

DiMaio, V.J.M. & DiMaio, D. (2001) *Forensic Pathology*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, USA.

Eldridge, W.D., MacNamara, M.M. & Pacheco, N.V. (1987) Activity patterns and habitat utilization of pudus (*Pudu puda*) in south-central Chile. In *Biology and Management of the Cervidae* (ed. C.M. Wemmer), pp. 352–370. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.

Elgueta, E.I., Valenzuela, J. & Rau, J.R. (2007) New insights into the prey spectrum of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes* Martin, 1837) on Chiloé Island, Chile. *Mammalian Biology*, 3, 179–185.

Franklin, W.L., Johnson, W.E., Sarno, R.J. & Iriarte, J.A. (1999) Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90, 33–40.

Freer, R.A. (2004) *The spatial ecology of the güiña (*Oncifelis guigna*) in southern Chile*. PhD thesis, University of Durham, Durham, UK.

Hershkovitz, P. (1982) Neotropical deer (Cervidae). Part 1. Pudus, genus *Pudu* Gray. *Fieldiana Zoology, New Series*, 11, 1–86.

Jiménez, J.E. (2007) Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology*, 271, 63–77.

Jiménez, J.E., Marquet, P.A., Medel, R.G. & Jaksic, F.M. (1991) Comparative ecology of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in mainland and island settings of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 63, 177–186.

Jiménez, J.E. & Ramilo, E. (2008) *Pudu puda*. In *IUCN Red List of Threatened Species v. 2009.1*. Http://www.iucnredlist.org [accessed 13 August 2009].

Martínez, D.R., Rau, J.R., Murúa, R.E. & Tilleria, M.S. (1993) Depredación selectiva de roedores por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) en la pluviselva valdiviana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66, 419–426.

Mazaris, D.A., Mamakis, Y., Kalpakis, S., Poulopoulos, Y. & Matsinos, G.Y. (2008) Evaluating potential threats to birds in Greece: an analysis of a 10-year data set from a rehabilitation centre. *Oryx*, 42, 408–414.

Folio016823

Meier, D. & Merino, M.L. (2007) Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda* Molina, 1782) in Argentina. *Mammalian Biology*, 72, 204–212.

Miller, S., Rottmann, J. & Taber, R. (1973) Dwindling and endangered ungulates of Chile: *Vicugna, Lama, Hippocamelus* and *Pudu*. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 38, 55–68.

Muñoz-Pedreros, A. & Rau, J. (2005) Presencia y densidad de pumas (*Puma concolor*) en dos localidades de la cordillera de la Costa del sur de Chile. In *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (eds C. Smith-Ramírez, J.J. Armesto & C. Valdovinos), pp. 539–540. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Parker, I.D., Braden, A.W., Lopez, R.R., Silvy, N.J., Davis, D.S. & Owen, C.B. (2008) Effects of US 1 Project on Florida Key deer mortality. *Journal of Wildlife Management*, 72, 354–359.

Rau, J. & Jiménez, J.E. (2002a) Dieta otoño-invernal del zorro de Darwin: una comparación entre dos hábitats de Chiloé, Chile. *Gestión Ambiental (Chile)*, 8, 57–62.

Rau, J.R. & Jiménez, J.E. (2002b) Diet of puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in coastal and Andean ranges of southern Chile. *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 37, 201–205.

Rau, J.R., Martínez, D.R., Low, J.R. & Tilleria, M.S. (1995) Depredación por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) sobre micromamíferos cursoriales, escansoriales y arborícolas en un área silvestre protegida del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68, 333–340.

Rau, J.R., Tilleria, M.S., Martínez, D.R. & Muñoz, A.H. (1991) Dieta de *Felis concolor* (Carnivora: Felidae) en áreas silvestres protegidas del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64, 139–144.

Silva-Rodríguez, E.A. (2006) *Evaluación de conflictos entre zorros chilla (*Pseudalopex griseus*) y agricultura de subsistencia en una localidad rural del sur de Chile: ¿mito o realidad?* DVM thesis, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Silveira, L., Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114, 351–355.

Spalding, M.G. & Forrester, D.J. (1993) Disease monitoring of free-ranging and released wildlife. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24, 271–280.

Torés, N. (2007) *Dieta estival del culpeo (*Pseudalopex culpaeus*, Molina* 1782*) en Nevados de Chillán, centro-sur de Chile*. DVM thesis, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Vilà, C., Leonard, J.A., Iriarte, A., O'Brien, S.J., Johnson, W.E. & Wayne, R.K. (2004) Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. *Animal Conservation*, 7, 147–153.

Weber, M. & González, S. (2003) Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience*, 10, 443–454.

Wemmer, C. (1998) *Deer: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Deer Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland.

Wilson, K., Newton, A., Echeverría, C., Weston, C. & Burgman, M. (2005) A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation*, 122, 9–21.

Woodford, M.H., Keet, D.F. & Bengis, R.G. (2000) *Post-Mortem Procedures for Wildlife Veterinarians and Field Biologists*. Office International des Epizooties, Care for the Wild International and IUCN, Paris, France.

Zúñiga, A., Quintana, V. & Fierro, A. (2005) Relaciones tróficas entre depredadores en un ambiente fragmentado del sur de Chile. *Gestión Ambiental (Chile)*, 11, 31–42.

Biographical sketches

Eduardo A. Silva-Rodríguez is a veterinarian interested in the ecology and conservation of wildlife in human-dominated landscapes, with particular research interests in the interactions between domestic carnivores and wildlife, and human–wildlife conflicts. Claudio Verdugo is a wildlife veterinarian, focusing on the ecology of infectious diseases in wild animal populations, especially in genetic determinants of susceptibility to viral diseases. Alejandro Aleuy is the veterinarian responsible for the wildlife rehabilitation centre at Universidad Austral de Chile. James G. Sanderson is a fellow of the Wildlife Conservation Network, founder of the Small Cat Conservation Alliance and a member of the IUCN Cat Specialist Group. Gabriel R. Ortega-Solís is a veterinarian who carries out research on wildlife ecology in human-dominated landscapes. Felipe Osorio-Zúñiga is interested in the ecology and systematics of bryophytes. Daniel González-Acuña conducts research on parasitic diseases of wild animals.

View publication stats

Folio016824

ResearchGate

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: https://www.researchgate.net/publication/261216381

A new population of Darwin's fox (Lycalopex fulvipes) in the Valdivian Coastal Range

Article *in* Revista Chilena de Historia Natural · March 2014

DOI: 10.1186/0717-6317-87-3

CITATIONS
26

READS
775

9 authors, including:

Ariel Farias
Centro Universitario Regional del Este (CURE-Maldonado), Universidad de la Rep…
65 PUBLICATIONS **521** CITATIONS
SEE PROFILE

Maximiliano A Sepúlveda
The Pew Charitable Trusts
35 PUBLICATIONS **713** CITATIONS
SEE PROFILE

Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile
49 PUBLICATIONS **1,430** CITATIONS
SEE PROFILE

Natalia Jordan
Pontificia Universidad Católica de Chile
5 PUBLICATIONS **34** CITATIONS
SEE PROFILE

All content following this page was uploaded by Eduardo A. Silva-Rodriguez on 10 February 2019.

The user has requested enhancement of the downloaded file.

Folio016825

Farias et al. Revista Chilena de Historia Natural 2014, 87:3
http://www.revchilhistnat.com/content/87/1/3

Revista Chilena de Historia Natural
a SpringerOpen Journal

SHORT REPORT Open Access

A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range

Ariel A Farias[1,2*†], Maximiliano A Sepúlveda[1,3†], Eduardo A Silva-Rodríguez[4†], Antonieta Eguren[5,6], Danilo González[8], Natalia I Jordán[1], Erwin Ovando[8], Paulina Stowhas[7] and Gabriella L Svensson[1]

Findings

Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes* Martin, 1837) is an endemic of the temperate forests of the Coastal Range of southern Chile, that was reported by Charles Darwin in 1834 in southern Chiloé Island (42° S, 74° W; Martin 1837). Initially known exclusively from that island, it was considered both an insular subspecies of the chilla fox (*Lycalopex griseus* Gray, 1837) (Housse 1953; Clutton-Brock et al. 1976) and a valid species (Martin 1837; Gay 1947; Osgood 1943). In 1990, a mainland population was reported at Nahuelbuta National Park (ca. 450 km north of Chiloé Island, 37° 47′ S, 72° 59′ W; Figure 1a) in sympatry with the chilla and culpeo foxes (*Lycalopex culpaeus* Molina, 1782) (Jaksic et al. 1990; Medel et al. 1990; Jiménez et al. 1991). This supported its status as a valid species, later confirmed through genetic studies (Yahnke et al. 1996). Though this canid uses diverse habitat types, it is highly associated with native forest (Medel et al. 1990; Jiménez et al. 1991; Jiménez 2007). The current population size is not precisely known, but it has been estimated to be fewer than 600 individuals, 90% of them on Chiloé Island (Jiménez and McMahon 2004; Jiménez et al. 2008). In light of its small population size and the vulnerability of remaining populations, Darwin's fox was classified as Critically Endangered (CR: C2a (ii); cf. IUCN 2012). The discontinuous distribution of Darwin's fox, however, raised questions regarding the existence of other populations in under-explored intermediate areas (e.g., Vilá et al. 2004; Jiménez et al. 2008). Recently, Vilá et al. (2004) genetically identified a Darwin's fox skin from Punta Chanchán (39° 21′ S, 73° 14′ W) and reported possible sightings by local people there and at Fundo Chaihuín (40° 01′ S, 73° 25′ W), but failed to find evidence of living individuals. An additional dead individual was reported from the nearby locality of Lastarria (Gorbea district, 39° 11′ S, 72° 6′ W; D'Elía et al. 2013). These localities are halfway between the previously known populations (Figure 1a), suggesting that indeed the range is less discontinuous than was previously suspected.

Here we report camera-trap (Bushnell Trophy Cam, Bushnell Corporation, Overland Park, KS, USA) records of Darwin's foxes in three different protected areas in Los Ríos region, which indeed confirm the existence of an intermediate population (Figure 1b,c). These records were obtained as part of two independent studies and a monitoring program. One of the studies and the monitoring program were conducted in the Valdivian Coastal Reserve (VCR; 40° 02′ S, 73° 35′ W; 50,250 ha; Figure 1b) during February to May 2012 and throughout 2012, respectively. The third study surveyed two protected areas (Figure 1b): Oncol Park (ONC; 39° 42′ S, 73° 18′ W; 753 ha; March to May 2012) and Alerce Costero National Park (ACP; 39° 59′ S, 73° 28′ W; 24,694 ha; December 2012 to March 2013).

We recorded Darwin's fox in nine different camera traps (i.e., one or more photos per camera trap), three in each protected area (Figure 1c,d,e). Records from ONC came from transects within the park or close to its border, whereas records from ACP came from the highest elevation within the park. In all these cases, photos were obtained in areas of either old-growth forest or dense understory, with cameras that were baited with raw chicken and commercial lures (Minnesota Brand Bobcat Urine, Caven's Violator-7 and Terminator lures; Minnesota Trapline Products Inc., Pennock, MN, USA). All records from the VCR came from cameras set in an area located close to ACP, including native forests and eucalyptus plantations with dense understory (Figure 1b). We did not use lures in the VCR.

Our records add to the skin reported from Punta Chanchán (Vilá et al. 2004) and the parallel report of a dead individual at the nearby locality of Lastarria (D'Elía

* Correspondence: afarias@bio.puc.cl
†Equal contributors
[1]Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, P.O. Box 114-D, Santiago 6513677, Chile
[2]Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CIICC), Universidad Santo Tomás, Santiago 8370003, Chile
Full list of author information is available at the end of the article

Springer

© 2014 Farias et al.; licensee Springer. This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly credited.

Folio016826

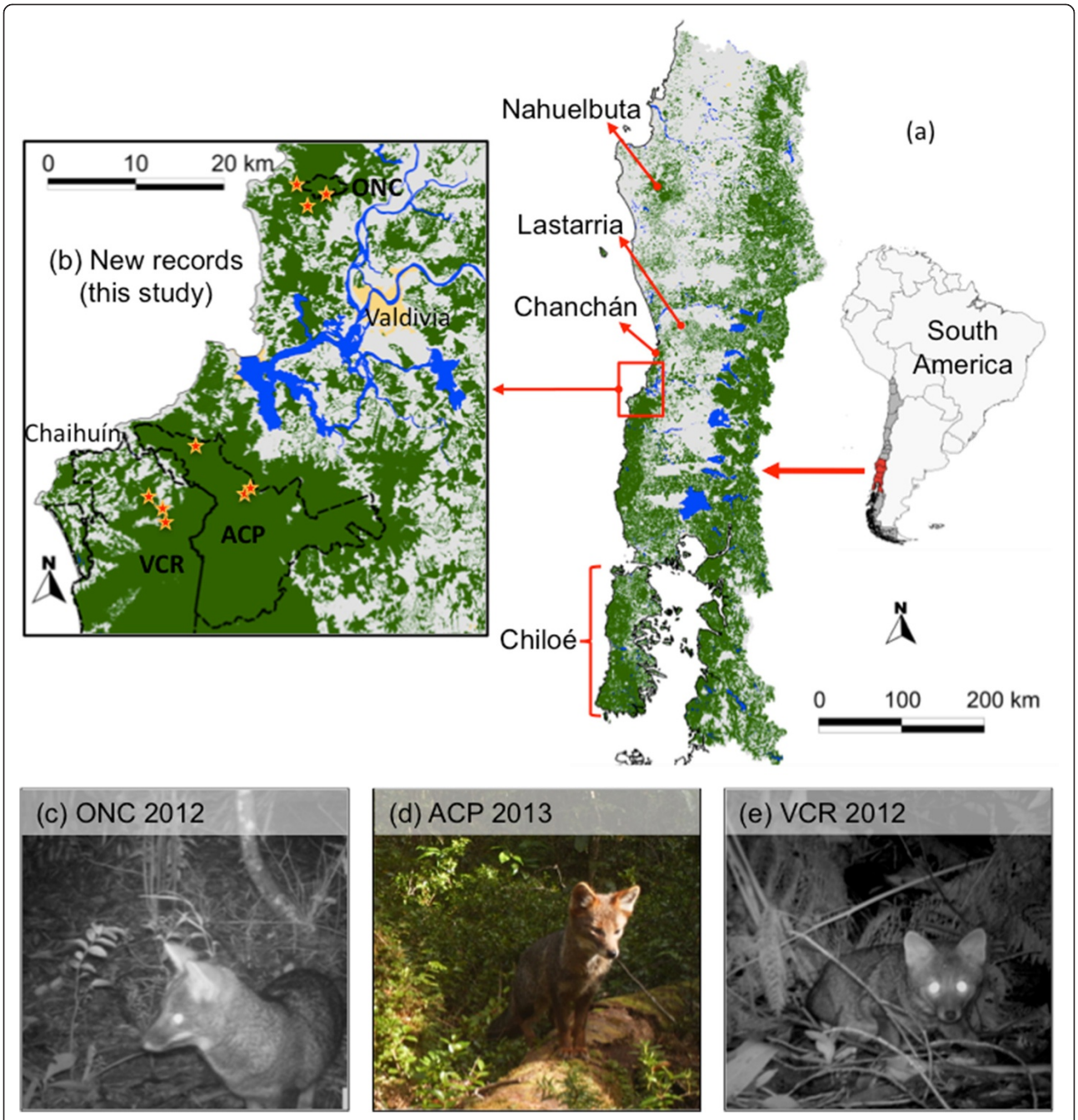


Figure 1 Landscape context of the known distribution of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*), highlighting the new records (stars). Shaded areas represent the current distribution of native temperate forests. **(a)** Major localities cited in the text. **(b)** Detail of the new localities: ONC, Oncol Park; ACP, Alerce Costero National Park; VCR, Valdivian Coastal Reserve; segmented lines, limits of the protected areas. **(c, d, e)** Photographs obtained from each protected area.

et al. 2013), confirming the current presence of Darwin's fox in the area and suggesting a wide distribution of Darwin's fox throughout the Coastal Range (Yahnke et al. 1996; Vilá et al. 2004). Furthermore, the records from Alerce Costero National Park and Valdivian Coastal Reserve are in the northern extreme of a forested corridor that extends southwards almost continuously for ca. 150 km, covering an area slightly smaller than that occupied by similar forests in Chiloé Island (Figure 1a) where the main population is located. This opens the possibility that the distribution and population size of this canid could be significantly larger than previously estimated. Confirmation of a widespread distribution and population larger than the previous estimate of ca. 600

Folio016827

individuals for Darwin's fox could require a reassessment of the conservation status (Jiménez and McMahon 2004; IUCN 2012). Further, the current presence of Darwin's fox in the Valdivian Coastal Range, and at the locality of Lastarria (D'Elía et al. 2013), is crucial given that a significant part of this area is currently under protection by the Valdivian Coastal Reserve, the Alerce Costero National Park, Oncol Park and other smaller private initiatives. Nevertheless, the area is not free of anthropogenic threats, such as the projected extension of the coastal highway (Wilson et al. 2005), conflicts between wild carnivores and local communities (Stowhas 2012), free-ranging dogs (*Canis familiaris* Linnaeus, 1758) (Silva-Rodríguez and Sieving 2012; Sepúlveda et al. (2014a)), and the risk of canine distemper virus (Sepúlveda et al. (2014b)). In consequence, it is necessary to conduct further studies to clarify the actual conservation status of the newly discovered population of Darwin's fox.

Competing interest
The authors declared that they have no competing interest.

Authors' contribution
AAF conceived the study at ONC and ACP, and participated in fieldwork; AAF and GLS coordinated surveys at ONC and ACP. MAS and EAS conceived the studies at VCR; DG, EO, AE and PS set and operated the cameras at VCR; MAS, EAS, DG, EO, AE and PS identified the records. NIJ and GLS set and operated the cameras and identified the records at ONC and CAP. AAF, MAS and EAS wrote the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

Acknowledgements
Grant FONDECYT-11110027 to AAF funded the research at PONC and PNAC, and the Wildlife Without Borders Program (U.S. Fish & Wildlife Service) and Panthera Foundation funded the work at VCR. CONAF and Forestal Valdivia provided logistic support and access permits. The Nature Conservancy (L. Pezoa, A. Almonacid) provided logistic support at RCV. Park rangers O. Ponce and G. Ponce (VCR) and R. Cárdenas (ACP), along with S. Castillo, N. Glade, G. Carrasco, T. Saratscheff, F. Fuentes, P. Zucolillo, M. Duclos, F. Alfaro, A. Sepúlveda, and A. Silva, assisted in the fieldwork. J. Jiménez, A. Iriarte, and D. Moreira kindly agreed to peer-review our pictures. We thank M. Soto-Gamboa who provided valuable support to our work. We thank the comments by P. Feinsinger and A. Sigerson that helped improve the manuscript.

Author details
[1]Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, P.O. Box 114-D, Santiago 6513677, Chile. [2]Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CIICC), Universidad Santo Tomás, Santiago 8370003, Chile. [3]College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, St. Paul, MN 55108, USA. [4]Departamento de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, Santiago 8370251, Chile. [5]Center for African Studies, University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA. [6]Center for Latin American Studies, University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA. [7]Parcela 50, Quitacalzón, Valdivia 5090000, Chile. [8]Reserva Costera Valdiviana, The Nature Conservancy, Valdivia 5110489, Chile.

Received: 4 October 2013 Accepted: 22 November 2013
Published: 26 March 2014

References
Clutton-Brock J, Corbet GB, Hills M (1976) A review of the family Canidae with a classification by numerical methods. Bull British Museum (Nat History). Zool 29:117–199

D'elía G, Ortloff A, Sánchez P, Guiñez B, Varas V (2013) A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. Rev Chil Hist Nat 86:485–488

Gay C (1947) Historia Física y Política de Chile: Según Documentos Adquiridos en Esta República Durante Doce Años de Residencia en Ella y Publicada Bajo los Auspicios del Supremo Gobierno. Zoología. El Autor, Santiago, Chile

Housse R (1953) Animales Salvajes de Chile en su Clasificación Moderna: su Vida y sus Costumbres. Ediciones de la Universidad de, Chile, Santiago

IUCN (2012) IUCN red list categories and criteria, version 3.1, 2nd edn. IUCN, Gland

Jaksic FM, Jiménez JE, Medel RG, Marquet PA (1990) Habitat and diet of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on the Chilean mainland. J Mammal 71:246–248

Jiménez JE (2007) Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. J Zool 271:63–77

Jiménez JE, Mcmahon E (2004) Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. In: Sillero-Zubiri C, Hoffman M, Macdonald DW (eds) Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, pp 50–55

Jiménez JE, Marquet PA, Medel RG, Jaksic FM (1991) Comparative ecology of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in mainland and island settings of southern Chile. Rev Chil Hist Nat 63:177–186

Jiménez JE, Lucherini M, Novaro AJ (2008) Pseudalopex fulvipes. In: IUCN 2013. IUCN red list of threatened species. Version 2013.1. http://www.iucnredlist.org/details/41586/0. Accessed 24 Sept 2013

Martin W (1837) Observations upon a new fox from Mr. Darwin's collection (*Vulpes fulvipes*). Proc Zool Soc London 5:11–12

Medel RG, Jiménez JE, Yáñez JL, Armesto JJ, Jaksic FM (1990) Discovery of a continental population of the rare Darwin's fox, *Dusicyon fulvipes* (Martin 1837) in Chile. Biol Conserv 51:71–77

Osgood WH (1943) The mammals of Chile. Field Museum Nat History Zool Series 30:1–268

Sepúlveda MA, Singer RS, Silva-Rodríguez E, Stowhas P, Pelican K (2014a) Domestic dogs in rural communities around protected areas: conservation problem or conflict solution? PLoS ONE 9(1):e86152, doi:10.1371/journal.pone.0086152

Sepúlveda MA, Singer RS, Silva-Rodríguez E, Eguren A, Stowhas P, Pelican K (2014b) Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. EcoHealth, doi:10.1007/s10393-014-0917-z

Silva-Rodríguez EA, Sieving KE (2012) Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. Biol Conserv 150:103–110

Stowhas P (2012) Conflicto Entre Carnívoros Silvestres y Campesinos en el sur de Chile, DVM thesis. Universidad Mayor, Santiago, Chile

Vilá C, Leonard JA, Iriarte A, O'brien SJ, Johnson WE, Wayne RK (2004) Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. Anim Conserv 7:147–153

Wilson K, Newton A, Echeverria C, Weston C, Burgman M (2005) A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. Biol Conserv 122:9–21

Yahnke CJ, Johnson WE, Geffen E, Smith D, Hertel F, Roy MS, Bonacic CF, Fuller TK, Van Valkenburgh B, Wayne RK (1996) Darwin's fox: a distinct endangered species in a vanishing habitat. Conserv Biol 10:366–375

doi:10.1186/0717-6317-87-3
Cite this article as: Farias *et al.*: **A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range.** *Revista Chilena de Historia Natural* 2014 **87**:3.

Submit your manuscript to a SpringerOpen journal and benefit from:

- ► Convenient online submission
- ► Rigorous peer review
- ► Immediate publication on acceptance
- ► Open access: articles freely available online
- ► High visibility within the field
- ► Retaining the copyright to your article

Submit your next manuscript at ► springeropen.com

View publication stats

Folio016828

Universidad Austral de Chile
Conocimiento y Naturaleza

Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana

Patrocinante: Dr. Eduardo Silva-Rodríguez

Proyecto del Trabajo de Titulación presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

FRANCISCA ANTONIA RIQUELME PÉREZ

VALDIVIA
2020

Folio016829

Índice de materias

		Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	MARCO TEÓRICO	2
2.1	Defaunación y Áreas Silvestres Protegidas como estrategia de conservación	2
2.2	Monitoreo de Fauna Silvestre	3
2.3	Conservación y monitoreo de fauna en la Reserva Costera Valdiviana	5
3	MÉTODOS	7
3.1	Área de estudio	7
3.2	Monitoreo con trampas cámaras	8
3.3	Análisis de ocupación.	10
4	RESULTADOS	11
4.1	Ocupación de especies correspondiente a objeto de conservación Zorro de Darwin - güiña-pudú.	11
4.2	Ocupación de especies correspondientes a Amenazas perro y ganado.	14
4.3	Alcance de amenazas perro y ganado.	16
5	DISCUSIÓN	17
5.1	Estado del objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú	17
5.2	Estado de las amenazas perro y ganado.	18
5.3	Debilidades del monitoreo y recomendaciones para reducir incertidumbre	19
6	CONCLUSIÓN	21
7	REFERENCIAS	22
8	ANEXOS	29

Folio016830

Calificación del Comité de Titulación.

		Nota
Patrocinante:	Sr. Eduardo Silva Rodríguez	6,7
Informante:	Sr. Nicolás Gálvez	6,7
Informante:	Sr. Mauricio Soto Gamboa	6,7

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.

Sr. Eduardo Silva Rodríguez.

Folio016831

Agradecimientos.

Agradecimientos especiales a todos los que me ayudaron a hacer esto posible, amigos y profesores, a Don Juan Leiva y Don Víctor Sandoval por darme el primer empujón en la vida profesional. A Eduardo Silva por enseñarme el camino con alegría y por siempre estar ahí cuando lo necesite. Al equipo de guardaparques de la Reserva Costera Valdiviana y a la ONG The Nature Conservancy por permitirme trabajar con su set de datos, a Don Erwin y Don Danilo por recibirme y educarme todo un verano. A la Vivi por el proceso de datos y su infinita paciencia.

A mis padres por apoyarme a pesar de todo, a mi abuelo por su silencioso y eterno apoyo. A Cristopher por amarme y darme ánimos cuando pensaba que no lo lograría y ¿Por qué no? A mis amores peludos con sus colitas felices.

Folio016832

Dedicatoria.

Les dedico este trabajo y todo el sudor, rasguños, lágrimas y sanguijuelas que costo su realización a mi familia y amigos, quienes han estado incondicionalmente apoyándome durante todo este camino universitario, a mis padres por su enorme apoyo y confianza, a mis hermanos por su eterno cariño, a mi monstruo por venir a verme con los papás cada que pueden, a mi abuela y a Pedro, los primeros en confiar en mí y convencer a todos que me dejaran partir en esta nueva etapa tan lejos de casa, a mis viejos amigos, mis bonis, por darme la fuerza de subir a ese bus en el que iniciaría mi aventura, a los nuevos amigos a Andrea, Paz, Chio y Pao por aguantar tantas mañas y ansiedad, por la risas y cariños. A Juanca por recibirnos en su casa y hacernos sentir tan queridos que no nos queramos ir.

Por último, le agradezco y dedico de corazón a quien fue mi mayor apoyo durante este proceso y quien espero siga apoyándome en todos los proyectos y locuras que se nos ocurra por lo que nos quede de vida, a Cristopher, por amarme y darme una segunda familia llena de pelitos y alegrías.

Hasta que no hayas amado a un animal,
una parte de tu alma permanecerá dormida.
Anatole France

Folio016833

RESUMEN

La implementación de trampas cámaras para el monitoreo de fauna silvestre, dentro y fuera de las áreas protegidas, ha brindado una gran ayuda a la hora de mejorar e incrementar los esfuerzos de conservación de especies amenazadas o aquellas que son difíciles de detectar y por tanto de estudiar. Esta herramienta ha sido implementada dentro del Plan de Monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana (RCV), lo que ha dado como resultado importantes hallazgos, los cuales han motivado a otras áreas protegidas del país a integrar esta tecnología a sus herramientas de gestión. Este trabajo busca realizar una evaluación al uso de trampas cámaras en el Plan de Monitoreo de RCV a través del análisis de ocupación de las especies que componen el objeto de conservación a estudiar, zorro de Darwin *(Lycalopex fulvipes*), güiña *(Leopardus guigna*) y pudú *(Pudu puda)*, durante el periodo 2015 – 2019 con el fin de verificar el estado actual tanto del objeto de conservación, como de sus amenazas perro y ganado. Este análisis es importante para detectar posibles problemáticas y desarrollar estrategias oportunas que permitan una mejora al Plan de Monitoreo a 5 años de su implementación. El análisis de los datos obtenidos muestra que tanto güiña como pudú se encentran distribuidos homogéneamente dentro de RCV, mientras que los registros de zorro de Darwin se concentran principalmente en la zona sur. Todas las especies estudiadas presentaron una ocupación relativamente constante en el tiempo incluyendo perros y ganado. Las principales debilidades detectadas se asocian a amplios intervalos de confianza en los estimadores, que derivan de la combinación de tamaño muestral y baja probabilidad de detección de algunas especies. A partir de lo anterior, se recomiendan medidas para fortalecer el monitoreo, enfatizando el trabajo en conjunto con el Parque Nacional Alerce Costero.

Palabras clave: Plan de Monitoreo, Área Silvestre Protegida, Trampas Cámara, Ocupación de especies, zorro de Darwin, güiña y pudú.

1 INTRODUCCIÓN

Debido a su condición de isla biogeográfica, Chile presenta una cantidad importante de especies nativas y endémicas, algunas de las cuales se encuentran amenazadas. Las áreas silvestres protegidas (ASP), estatales y privadas, juegan un papel importante a la hora de conservar estas especies. Esta situación hace necesario que las ASP cuenten con sistemas de monitoreo eficaces que permitan generar información de forma precisa y eficiente, para mejorar el proceso de toma de decisiones orientado a lograr los resultados y metas esperadas. Debido a esto, los planes de monitoreo deben ser sujetos a evaluaciones periódicas para lograr identificar y corregir posibles fallas dentro del mismo.

Existen diversas metodologías para monitorear fauna silvestre. Estas incluyen censos, estimaciones de abundancia utilizando puntos de conteo y/o transectos, radiotelemetría, captura de ejemplares vivos, trampas cámaras, entre otros. Entre estos métodos, destaca el uso de trampas cámaras, por cuanto ha provisto una solución costo-eficiente para el monitoreo de especies que de otro modo serían difíciles de detectar.

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida privada perteneciente a la ONG *The Nature Conservancy* creada el año 2003. La RCV es pionera a nivel nacional en cuanto a la utilización de los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación, como metodología de planificación y cuenta en la actualidad con tres instrumentos de gestión: Plan de Conservación de Áreas, Plan de Manejo y Plan de Monitoreo. En el caso específico del plan de monitoreo, destaca la implementación del seguimiento del objeto de conservación "Zorro de Darwin – güiña – pudú" y algunas amenazas a través del monitoreo con trampas cámaras. A cinco años de su implementación, es importante analizar el desempeño de este plan de monitoreo tanto en términos de sus fortalezas como de sus debilidades. Esto permitirá, formalizar y compartir aprendizajes que permitan contribuir a mejorar la gestión de la Reserva Costera Valdiviana y otras áreas protegidas.

El propósito de esta evaluación corresponde a realizar un seguimiento mediante la observación y el análisis de la ejecución del plan de monitoreo de RCV con el fin de detectar oportunamente posibles problemas o aspectos que, potencialmente representen alguna problemática a futuro.

Objetivo general.

- Evaluar el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana en cuanto al uso de trampas cámaras para el seguimiento de indicadores identificados en el Plan de Conservación de Áreas.

Objetivos específicos.

- Evaluar el estado de objetos de conservación y amenazas monitoreadas a partir del uso de cámaras trampa.
- Evaluar el cumplimiento de objetivos y metas planteadas en plan de conservación, utilizando los datos reportados por el plan de monitoreo.
- Proveer recomendaciones que permitan mejorar el plan de monitoreo tomando en cuenta las fortalezas y debilidades detectadas a partir del análisis de los datos generados por este.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Defaunación y Áreas Silvestres Protegidas como estrategia de conservación

La biodiversidad ha estado disminuyendo rápidamente debido al aumento de presiones antrópicas sobre los ecosistemas (Butchart *et al*. 2010), la pérdida de fauna silvestre es un proceso comparable con otras causas de pérdida de biodiversidad, tales como la deforestación, y ha sido definida como "defaunación" (Dirzo *et al*. 2014). La defaunación puede categorizarse, dependiendo de la escala en la que se examine, en extinciones globales, locales o declinación local de abundancia (Young *et al*. 2016). El establecimiento de áreas silvestres protegidas (ASP) es una de las principales estrategias de conservación para contrarrestar estos procesos (Ervin 2003, Salafsky *et al*. 2008, Butchart *et al*. 2012) ya que son capaces de conservar la biodiversidad *in situ* (Rodríguez *et al.* 2004*)*, en la medida de que su gestión contribuya a la mitigación de amenazas (Watson *et al*. 2014).

A pesar de su importancia, un número importante de áreas protegidas del mundo presentan debilidades en su gestión, incluyendo, pero no limitándose al financiamiento, participación comunitaria, planificación de su gestión y en la ejecución de acciones de conservación (Bruner *et al*. 2001, Leverington *et al*. 2010, Pressey *et al*. 2015). Por ejemplo, Chile cuenta con un importante número de ASP con deficiencias en su manejo, lo que se refleja por ejemplo en bajos niveles de ejecución de acciones de conservación contemplados en planes de manejo (Sepúlveda *et al*. 2015). Esto se explica en muchos casos por limitaciones financieras (Waldron *et al*. 2013). De este modo, el hecho de que un área sea declarada como protegida, no implica que las poblaciones animales se encuentren libres de amenazas. Por ejemplo, es posible que ocurran procesos de defaunación vinculados a conflicto entre las comunidades y fauna silvestre en los bordes de las áreas protegidas (Woodroffe y Ginsberg 1998, Balme

et al. 2010), deforestación (Joppa *et al*. 2008), transmisión de patógenos (Alexander *et al*. 2010, De Vos *et al*. 2016), interacciones con animales domésticos (Silva-Rodríguez y Sieving 2012), entre otros.

Para mejorar la gestión de las ASP, tanto a nivel mundial (CMP 2020) como nacional (CONAF 2017), diversas áreas protegidas han optado por adoptar los "Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación" (Estándares de Conservación, CMP, 2020) como metodología de planificación. En esta aproximación el monitoreo es fundamental como herramienta de evaluación de la gestión permitiendo, en caso de ser necesario, adaptar el manejo (Pressey *et al*. 2015, CMP 2020) y transparentar a la sociedad los resultados de la gestión (CONAF 2017). En el marco de los Estándares de Conservación, los planes de monitoreo abordan el seguimiento del estado de los objetos de conservación y las amenazas previamente definidas, de modo que la información obtenida sea utilizada en los procesos de gestión futuros (CMP 2020) se define objeto de conservación como la selección de especies, conjuntos de especies, ecosistemas o comunidades a conservar dentro de un ASP, estos se dividen como objetos de filtro grueso a los ecosistemas o comunidades y objeto de filtro fino a las especies, conjunto de especies, ensambles, etc.

2.2 Monitoreo de Fauna Silvestre

Dependiendo de los objetivos y las características de las especies a muestrear, existen variados métodos de monitoreo, a través de transectos, puntos de conteo, captura–marcaje–recaptura, radiotelemetría, trampas cámaras, censos entre otros (Silvy *et al*. 2012). Muchos de estos métodos implican un gran esfuerzo de muestreo, muchas inviables en contextos de gestión, especialmente cuando se requiere monitorear especies que ocurren a bajas abundancias o que implican condiciones logísticas complejas, tales como carnívoros o especies nocturnas (Hristov *et al*. 2008, Rich *et al*. 2017). En este contexto, la utilización de trampas cámaras tomó fuerza en el ámbito de conservación durante los años noventa (Kucera *et al*. 2011), masificándose en las últimas dos décadas (Rovero *et al*. 2013, Burton *et al*. 2015, Kays *et al*. 2020).

En la actualidad, las trampas cámara son herramientas de estudio ampliamente utilizadas a nivel mundial que permiten de forma remota capturar imágenes de animales que pasen frente a ellas de forma no invasiva (Rovero *et al*. 2013). Por este motivo su uso como herramienta de investigación ha aumentado considerablemente (Rowcliffe y Carbone 2008, Rovero *et al*. 2013, Caravaggi *et al.* 2017). El uso de las trampas cámaras ha permitido, de manera costo-eficiente (Gálvez *et al*. 2016), la estimación

de riqueza de especies y abundancia relativa (Silveira *et al*. 2003), ocupación (e.g., Gálvez *et al*. 2018) e incluso descubrir nuevas poblaciones de especies amenazadas (e.g., Farías *et al*. 2014).

Sin embargo, el mayor acceso a tecnología implica nuevos desafíos (Hebblewhite *et al*. 2010, Silvy 2020). Uno de los desafíos más importante en el monitoreo de fauna, es el hecho de que por lo general la detección es imperfecta (Mackenzie *et al*. 2002, 2017). Esto implica que una especie, aun cuando se encuentre presente podría no ser detectada (Moilanen 2002, Mackenzie *et al*. 2002, 2017). Más aún, la incertidumbre en detección puede variar entre años, sitios y hábitat, por lo que los sesgos generados podrían afectar severamente la consistencia y sensibilidad de los monitoreos (Mackenzie *et al*. 2017). Si bien existen métodos estadísticos, para abordar este problema (Modelos de ocupación, Mackenzie *et al*. 2002), la modelación es compleja para especies esquivas debido que presentan baja probabilidad de detección (e.g., Gálvez *et al*. 2017, Silva-Rodríguez *et al*. 2018). Adicionalmente, estos métodos tienen supuestos importantes. Por ejemplo, los modelos de ocupación asumen que la población es cerrada (o al menos que el estado de ocupación no cambia), el cual es fácilmente alterable ya que existe evidencia de cambios en el estado de ocupación incluso en períodos breves, que tradicionalmente se consideran cerrados (Rota *et* al. 2009). Esto implica que los monitoreos tienen diversos aspectos técnicos que deben ser planificados y ajustados de modo de asegurar que sirvan al propósito para el cual fueron diseñados.

En Chile diversas ASP han incluido el uso de trampas cámara como parte de sus programas de monitoreo, logrando describir ensambles de especies en áreas protegidas (Amado *et al*. 2014, Saavedra *et al*. 2014, Valenzuela *et al*. 2014), presencia de amenazas (Cepeda-Mercado *et al*. 2014), patrones de actividad (Monroy-Vilchis *et al*. 2011, Zúñiga y Araya. 2014), etc. En muchos de estos casos, los monitoreos han sido implementados por los equipos de guardaparques y administrativos de cada ASP (de la Maza *et al*. 2013), y/o en colaboración con equipos científicos externos a las unidades (e.g., Silva-Rodríguez *et al*. 2019).

Los avances en monitoreo de fauna en los últimos 10 años han sido importantes. Sin embargo, aún no se han realizado evaluaciones del desempeño de estos monitoreos, en términos de sus capacidades de realizar el seguimiento de las especies en cuestión. Algunos análisis sugieren que podrían existir dificultades en términos del manejo de la incertidumbre en probabilidad de detección (e.g., Silva-Rodríguez *et al*. 2018). Este trabajo se enfocará en uno de los monitoreos pioneros en el uso de trampas cámaras con el fin de detectar oportunamente posibles problemas o aspectos que, potencialmente representen alguna problemática a futuro.

2.3 Conservación y monitoreo de fauna en la Reserva Costera Valdiviana

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida de 50.250 ha perteneciente a *The Nature Conservancy* (Silva-Rodríguez *et al*. 2015). La RCV fue creada el año 2003 luego de la compra de sus tierras en una subasta pública producto del quiebre de la empresa forestal allí emplazada hasta el año 2003. Esta área protegida posee gran diversidad biológica y cultural, está compuesta por bosques templados siempreverdes los cuales cuentan con una gran cantidad de especies vasculares nativas (Romero-Mieres *et al*. 2014). Diversos esfuerzos de muestreo en mamíferos (Silva-Rodríguez *et al*. 2010, 2015c, 2019), han revelado la presencia de al menos 24 especies de mamíferos nativos en el área (Silva-Rodríguez *et al*. 2015a), incluyendo a especies consideradas como amenazadas por la legislación nacional tales como el zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), la güiña (*Leopardus guigna*), el huillín (*Lontra provocax*) y el pudú (*Pudu puda*).

La RCV cuenta con tres instrumentos de gestión vigentes: el Plan de Conservación de Áreas (PCA), Plan de Manejo y Plan de Monitoreo. El Plan de Conservación de Áreas corresponde a una actualización del PCA previo (Delgado 2005) y fue elaborado utilizando los "Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación", considera la definición de objetos de conservación, amenazas, objetivos, metas y estrategias a realizar entre los años 2015 - 2020. Los objetos de conservación de la RCV incluyen al Bosque de alerce, Bosque siempreverde, Bosque de olivillo costero, Ecosistemas de agua dulce y estuarios, Costa rocosa, Dunas y playas de arena, Zorro de Darwin – güiña – pudú, Anfibios de bosque y un objeto de conservación cultural (Silva-Rodríguez *et al*. 2015a). Adicionalmente existe un plan de manejo (Silva-Rodríguez *et al*. 2015b), documento operacional asociado al Plan de Conservación y un Plan de Monitoreo, que define los indicadores a monitorear y los métodos a utilizar (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c).

El plan de monitoreo de la RCV (Silva-Rodríguez *et* al. 2015c), identifica a partir del Plan de Conservación de Áreas los indicadores que deben ser monitoreados a corto, mediano y largo plazo con el fin de evaluar la efectividad del manejo y provee lineamientos metodológicos. Los indicadores se han dividido en dos tipos, indicadores de resultados e indicadores de proceso. Los indicadores de resultados son aquellos indicadores que se utilizan para evaluar el nivel de cumplimiento de los objetivos, metas y resultados intermedios, mientras que los indicadores de proceso son los encargados de llevar el registro de las actividades y esfuerzos a través de bitácoras sistematizadas (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c). Este trabajo de titulación se enfoca solamente en aquellos objetos de conservación y amenazas pertinentes al monitoreo de trampas cámaras (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resumen de objetos de conservación y sus respectivos indicadores vinculados al uso de trampas cámaras.

Objetos de conservación	Objetivo	Indicadores
Zorro de Darwin – güiña – pudú	Para el año 2025 el área ocupada por zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana será igual o superior al área ocupada por estas especies en 2015.	Área ocupada por zorro de Darwin Área ocupada por güiña Área ocupada por pudú
Amenazas		
Perro	Al año 2025 el 90 % de los perros estarán vacunados y la ocupación se reduce a menos del 10 %.	Área ocupada por perros
Ganado	Para el año 2020 el área con presencia de ganado se reduce en un 50 % con respecto a 2015.	Área ocupada por ganado

Fuente: Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana, Silva-Rodríguez *et al*. 2015a.

El monitoreo con trampas cámaras, ejecutado anualmente desde 2015, busca evaluar algunos indicadores vinculados a dos objetos de conservación (Bosque Siempreverde y Zorro de Darwin – güiña – pudú) y a dos amenazas (perro y ganado). En el marco del proceso actual (2020) de actualización del plan de manejo y del plan de monitoreo, se hace necesaria una evaluación de los resultados obtenidos en relación a lo planificado, así como también de los aprendizajes obtenidos durante el proceso de ejecución comprendido entre 2015 y 2020. Este proceso de evaluación y compartir aprendizajes, es fundamental en el marco del ciclo de planificación bajo Estándares de Conservación (Etapas Analizar y Adaptar, y Compartir, CMP 2020). Esto adquiere aún mayor relevancia considerando que esquemas de monitoreo muy similares al de la RCV han sido replicados en diversas áreas protegidas de Chile a contar de 2016, motivo por el cual los aprendizajes de este proceso son importantes no sólo para la RCV, sino que para el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE). En este contexto, el objetivo de este trabajo es realizar una evaluación del plan de monitoreo vigente, para esto me centraré en los datos obtenidos mediante el monitoreo de trampas cámaras durante el período comprendido entre 2015 y 2019.

3 MÉTODOS

3.1 Área de estudio

La Reserva Costera Valdiviana se encuentra ubicada entre las comunas de Corral y La Unión en la provincia de Valdivia, Región de Los Ríos (39° 56' S - 73° 40' O) (Romero-Mieres *et al*. 2014), está emplazada en la Cordillera de la Costa por lo cual posee terrenos con fuertes pendientes y clima oceánico con influencia mediterránea, su precipitación media anual es de 2.500 mm con temperatura de 12 °C en promedio (Figura 1), RCV alberga más de 300 especies de plantas vasculares de las cuales un 80 % corresponden a especies nativas (Romero-Mieres *et al*. 2014, Guevara-Cardona *et al*. 2015) y a 24 especies de mamíferos (Silva-Rodríguez *et al*. 2019).

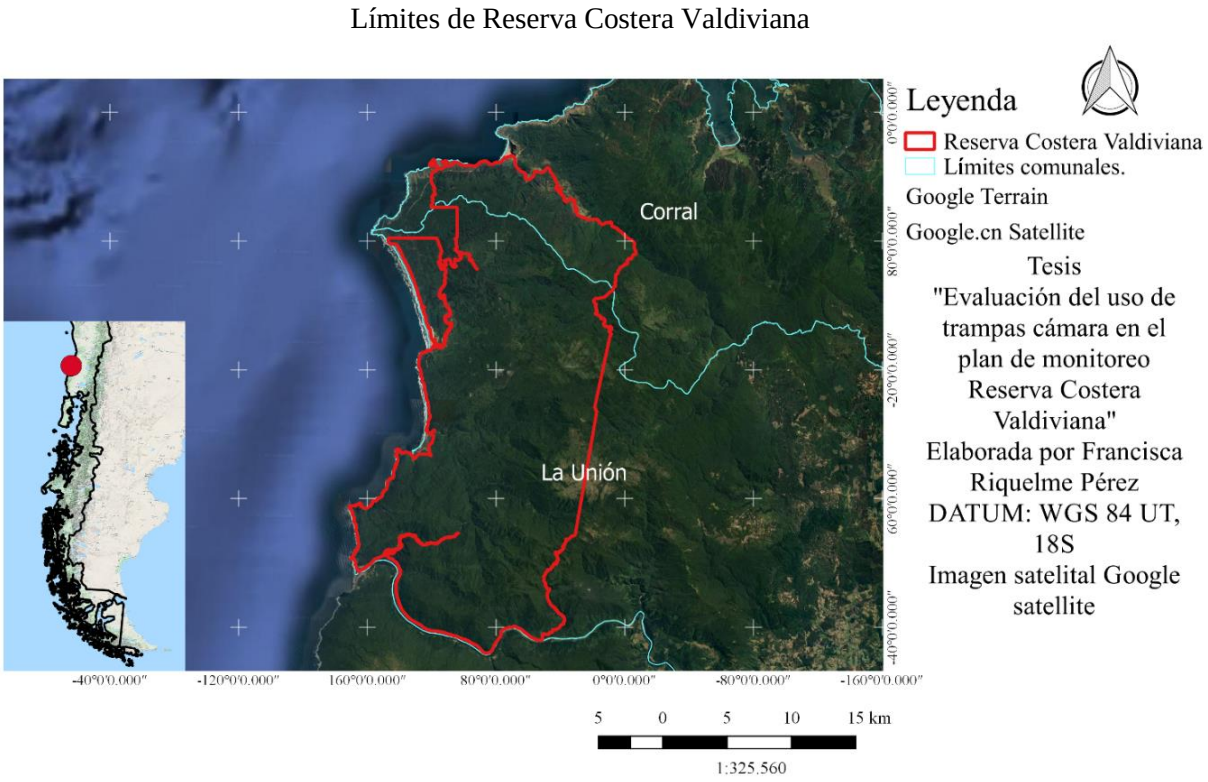


Figura 1. Área de estudio Reserva Costera Valdiviana.

3.2 Monitoreo con trampas cámaras

El monitoreo con trampas cámaras se encuentra vigente desde el año 2015. El diseño del monitoreo se encuentra disponible en el Plan de Monitoreo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c) y documentos generados posteriormente (Silva-Rodríguez *et al*. 2018, 2019, Vásquez-Ibarra 2019) y se resumen a continuación. El muestreo se realiza a través de la instalación de cámaras en 60 puntos, siguiendo recomendaciones internacionales (Rovero *et al*. 2013, Kays *et al*. 2020). Para aumentar la probabilidad de detectar especies como el zorro de Darwin se usa como cebo pollo contenido en un tubo de PVC de 30 cm aproximadamente, con perforaciones y tapas laterales y atractores olfativos, estos últimos varían según disponibilidad (Cuadro 2). Los puntos en los cuales se instalan las trampas cámara fueron seleccionados en 2015 mediante la implementación de grillas que dividen la RCV en celdas de 1 km^2. Sobre el total de celdas se seleccionaron aquellas que poseían factibilidad de ingresar mediante caminos, senderos o huellas. Del total de celdas accesibles, se seleccionaron aleatoriamente 50 del lado norte y 40 del lado sur de RCV, de este total se escogieron 30 celdas de cada sector para asegurar la correcta representación de las distintas áreas (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c, 2018, 2019, Vásquez-Ibarra 2019), el periodo de monitoreo de las trampas cámaras abarco desde el mes de enero hasta el mes de junio para el periodo 2015 – 2019 (Anexo 1).

Cuadro 2. Resumen número de trampas cámaras y atractores utilizados para años 2015 – 2019.

Año	Número Cámaras	Atractores	Observaciones
2015	53	-Pollo -Orina de lince	
2016	57	-Pollo -Orina de lince	
2017	58	-Pollo -Orina de zorro -Caven’s Terminator -Fox Frenzy	
2018	55	-Pollo -Orina de zorro	
2019	51	-Pollo -Orina de zorro -Caven’s Terminator	Daño al set de datos por error informático.

Las imágenes del período comprendido entre 2015 y 2018 fueron analizadas como parte de trabajos anteriores (Silva-Rodríguez *et al*. 2018, Vásquez-Ibarra 2019) y las respectivas bases de datos incluidas en el presente trabajo. El año 2019 debido a un error informático, se formatearon las imágenes correspondientes al 45 % de las cámaras. Debido a esto fue necesario realizar un proceso de recuperación de las imágenes obtenidas por las 27 cámaras afectadas. El primer paso fue extraer las imágenes del disco duro usado para recuperar la información del computador. Esta información no contenía la estructura de carpetas, y por lo tanto incluía la totalidad de los archivos que se rescataron desde el equipo. El primer paso consistió en filtrar aquellas imágenes correspondientes al monitoreo del año 2019, del total de las imágenes obtenidas. Con estos fines se extrajeron todos los archivos jpg cuyas fechas correspondían al período 1 de enero al 31 de diciembre de 2019. Posteriormente, se procedió a revisar manualmente todas las fotos, y se extrajeron todas aquellas con presencia de especies de interés como zorros, pudú, puma, güiña, comadrejita trompuda, monito del monte, ganado, perros y personas (incluyendo instalación y/o retiro de cámaras). Para asegurar la viabilidad de esta labor, fue necesario excluir las fotografías de aves y roedores. Con las imágenes rescatadas se procedió a agrupar aquellas que correspondieran a una misma cámara (determinada por el fondo de las imágenes) para posteriormente asignarlas al punto de muestreo correspondiente. Con estos fines, se comparó las fechas de la primera y última foto registrada por la cámara en conjunto con las fechas y horas señaladas en las fichas de instalación de cada cámara. Una vez identificadas las cámaras se procedió con los mismos pasos para el procesamiento de las imágenes anteriormente descritos. En casos de dudas, se cotejaron las imágenes con imágenes de años anteriores correspondientes al mismo punto. A través de este procedimiento se rescataron imágenes correspondientes a 21 cámaras (Anexo 2). De este modo, el esfuerzo de muestreo para el año 2019 corresponde a 51 trampas cámaras dando un total de 1.530 trampas día.

Los datos obtenidos a través de las trampas cámaras fueron procesados según el método sugerido en el Plan de Monitoreo de RCV, el cual corresponde al descrito por Sanderson y Harris (2013). Esta metodología consiste, en primer lugar, renombrar las imágenes obtenidas mediante el programa "*SpecialRenamer*" con el fin de obtener la fecha y hora de captura de cada imagen. Luego se procedió a organizar las imágenes según tipo y cantidad de especies en distintas carpetas para cada cámara. Una vez realizado esto, se procede a ordenar los resultados mediante el programa "*DataOrganize*", el cual las organiza cronológicamente, como último paso se realiza un análisis preliminar mediante el programa "*DataAnalize*".

3.3 Análisis de ocupación.

Para estimar el área ocupada por las especies del objeto de conservación Zorro de Darwin, güiña y pudú, y las amenazas perros y ganado se utilizaron modelos de ocupación de una especie y una estación (Mackenzie *et al*. 2002). Si bien los indicadores considerados en la RCV consideran la posibilidad de no ajustar por detección, la evidencia de variación anual en probabilidad de detección para este set de datos (Silva-Rodríguez *et al*. 2018), así como el problema de pérdida de imágenes registrado en 2019, hizo necesario incluir la incertidumbre en la probabilidad de detección en los indicadores, de modo de asegurar la consistencia de los mismos.

En su diseño original, el monitoreo consideraba el uso de los primeros 30 días de registro (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c). Esta aproximación es consistente con los hallazgos de estudios recientes que muestran que la probabilidad de detección se estabiliza luego de 3 a 5 semanas (Kays *et al*. 2020). Sin embargo, considerando los análisis preliminares mostraron que en algunos casos no era factible ajustar los modelos considerando sólo 30 días, se procedió a construir un nuevo historial de detección para los años 2015 – 2019 utilizando los primeros 60 días de registro. Las ocasiones de muestreo fueron construidas agrupando períodos de cinco días en donde se registra si la especie fue detectada (1) o no (0) (Silva-Rodríguez *et al*. 2018). En muchas ocasiones se retiraron antes de cumplir los 60 días. En estos casos, para fines de construcción de historia de detección no se consideró como no detección, sino que como información faltante (-). Una vez generada la matriz se procedió a ingresar los datos al programa *PRESENCE 2.13.6*, para su análisis se utilizaron periodos de 30, 40, 50 y 60 días para cada especie y año. Las estimaciones de ocupación y probabilidad de detección se estimaron utilizando modelos de una especie y una estación (Mackenzie *et al*. 2002). Si bien estos análisis permiten modelar el efecto de covariables sobre detección y ocupación, en este trabajo sólo se presentan los modelos con ocupación y detección constante. Cuando las probabilidades de detección fueron muy bajas (< 0,1) los resultados no fueron reportados (-).

Adicionalmente, para el caso de las amenazas, se procedió a calcular el alcance de las amenazas perro y ganado sobre las especies del objetivo de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú. Los estándares abiertos para la práctica de la conservación definen el alcance de la amenaza como proporción de la población/área afectada (CMP 2020). En este caso, se operacionalizó estimando el total de sitios donde se detectó pudú, zorro de Darwin y güiña, y sobre cada uno de esos totales se determinó la proporción de sitios donde se registró perro y ganado respectivamente. Este análisis consideró los cinco años de monitoreo.

4 RESULTADOS

4.1 Ocupación de especies correspondiente a objeto de conservación Zorro de Darwin - güiña-pudú.

La proporción de cámaras con presencia de mamíferos amenazados varía entre especies. La güiña y el zorro de Darwin fueron las especies detectadas con mayor y menor frecuencia respectivamente para todos los cinco años del monitoreo. Para el año 2019, a pesar de la pérdida de información ocurrida, la ocupación no corregida se mantuvo en el rango de valores registrados en años previos tanto para la güiña como para el zorro de Darwin, mientras que en el caso del pudú las tasas de detección fueron inferiores (Cuadro 3). Considerando los cinco años, tanto el pudú como la güiña fueron registrados al menos una vez en la mayor parte (43 % y 53 % respectivamente) de los puntos muestreados. Por otro lado, el zorro de Darwin fue detectado en 8 % de los puntos y la mayor parte de los puntos con registros se concentraron al sur del río Hueicolla (Figura 2).

Cuadro 3. Número de cámaras y porcentaje de ocupación no corregido (Naïve) para las especies güiña, pudú y zorro de Darwin entre los años 2015 - 2019 para 30 y 60 días.

Año	Número de cámaras	Ψ (Naïve)					
		30 días			60 días		
		Güiña	Pudú	Zorro de Darwin	Güiña	Pudú	Zorro de Darwin
2015	53	0,491	0,337	0,094	0,550	0,450	0,113
2016	57	0,386	0,368	0,053	0,509	0,456	0,053
2017	58	0,414	0,414	0,086	0,586	0,500	0,103
2018	55	0,473	0,400	0,055	0,509	0,436	0,072
2019	51	0,440	0,280	0,080	0,490	0,294	0,080

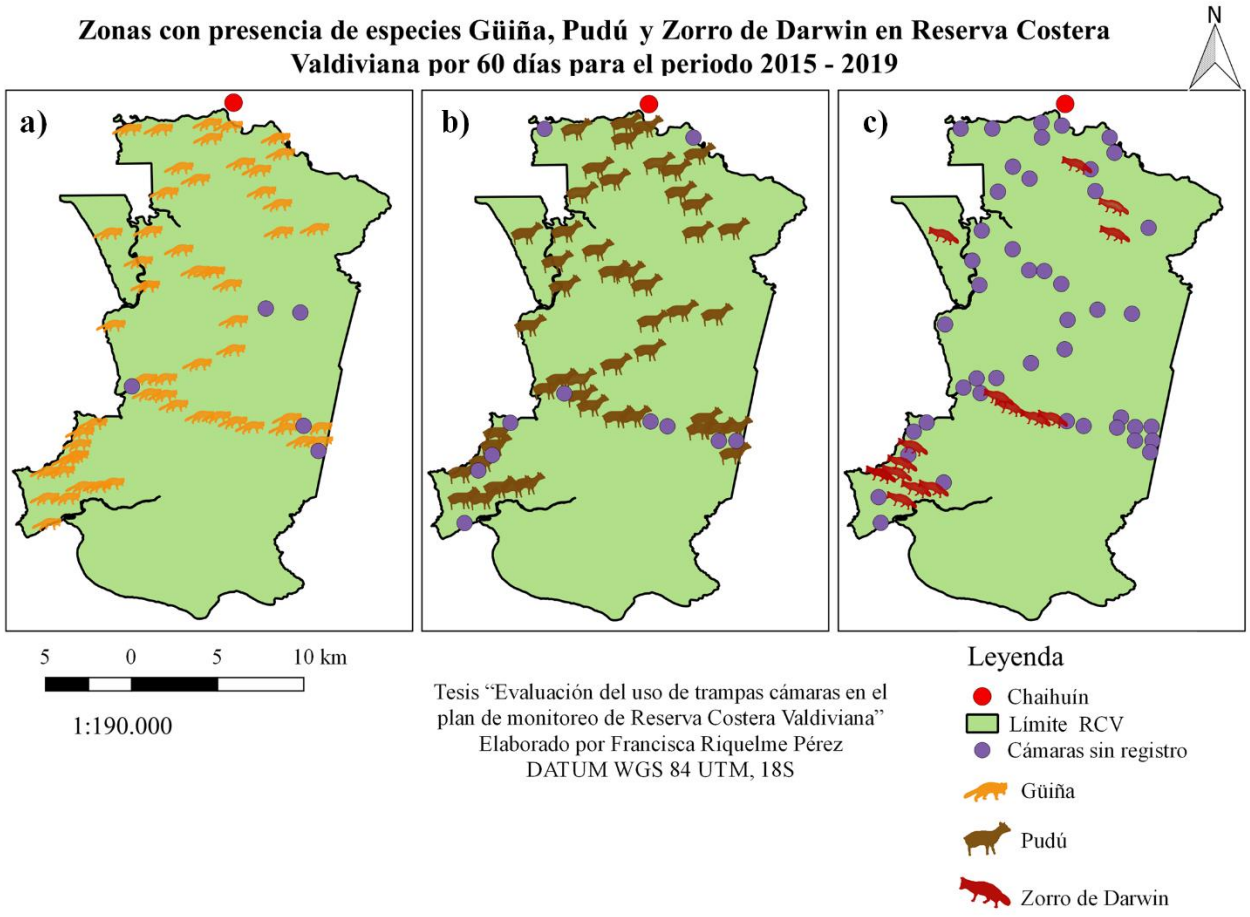


Figura 2. Distribución espacial de los registros de güiña (a), pudú (b) y zorro de Darwin (c), para 60 días para los años 2015 – 2019 en conjunto con las cámaras sin registros.

Los análisis de ocupación sugieren que no existen cambios significativos en el área ocupada para ninguna de las especies en el período estudiado. Sin embargo, en todos los casos los amplios intervalos de confianza sugieren un grado alto de incertidumbre en la estimación, que no se resuelve al incrementar las ocasiones de muestreo. Esta situación es particularmente notoria para el pudú el año 2019, cuando se aprecia una disminución importante en la probabilidad de detección, y para el zorro de Darwin los años 2016, 2018 y 2019, donde de hecho no es posible estimar ocupación (Cuadro 4).

Cuadro 4. Porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para güiña (a), pudú (b) y zorro de Darwin (c) dentro 30, 40, 50 y 60 días para los años 2015 – 2019.

a)			Güiña			
Año	Días	Ψ(Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	*P*	IC (*p*)
2015	30	0,49	0,75	0,38 - 0,94	0,17	0,10 - 0,25
	40	0,53	0,74	0,45 - 0,90	0,15	0,10 - 0,22
	50	0,55	0,71	0,48 - 0,87	0,16	0,12 - 0,22
	60	0,55	0,70	0,48 - 0,86	0,16	0,11 - 0,21
2016	30	0,39	0,68	0,29 - 0,92	0,13	0,07 - 0,23
	40	0,47	0,68	0,41 - 0,87	0,15	0,10 - 0,22
	50	0,49	0,67	0,43 - 0,84	0,15	0,10 - 0,22
	60	0,51	0,65	0,45 - 0-80	0,17	0,12 - 0,23
2017	30	0,41	0,64	0,35 - 0,85	0,16	0,10 - 0,26
	40	0,50	0,83	0,32 - 0,98	0,11	0,07 - 0,18
	50	0,57	0,86	0,40 - 0,98	0,12	0,08 - 0,17
	60	0,59	*	*	*	*
2018	30	0,47	0,78	0,32 - 0,96	0,14	0,08 - 0,23
	40	0,49	0,71	0,42 - 0,90	0,15	0,10 - 0,22
	50	0,51	0,71	0,44 - 0,88	0,15	0,10 - 0,21
	60	0,51	0,71	0,45 - 0,88	0,14	0,10 - 0,21
2019	30	0,41	0,57	0,33 - 0,78	0,19	0,12 - 0,30
	40	0,44	0,58	0,36 - 0,76	0,18	0,12 - 0,27
	50	0,48	0,66	0,41 - 0,84	0,16	0,11 - 0,23
	60	0,50	0,69	0,43 - 0,86	0,15	0,11 - 0,22
b)			Pudú			
Año	Días	Ψ(Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	*P*	IC (*p*)
2015	30	0,40	0,55	0,33 - 0,76	0,20	0,12 - 0,30
	40	0,45	0,54	0,37 - 0,70	0,23	0,17 - 0,30
	50	0,45	0,53	0,37 - 0,68	0,21	0,16 - 0,28
	60	0,45	0,52	0,37 - 0,67	0,21	0,16 - 0,28
2016	30	0,37	0,51	0,31 - 0,71	0,20	0,12 - 0,30
	40	0,44	0,61	0,38 - 0,79	0,16	0,11 - 0,24
	50	0,44	0,56	0,37 - 0,72	0,19	0,13 - 0,25
	60	0,46	0,60	0,40 - 0,77	0,17	0,12 - 0,23
2017	30	0,41	0,59	0,36 - 0,79	0,19	0,12 - 0,28
	40	0,46	0,70	0,40 - 0,87	0,14	0,09 - 0,21
	50	0,52	0,70	0,46 - 0,86	0,15	0,10 - 0,20
	60	0,52	0,67	0,46 - 0,82	0,15	0,11 - 0,20
2018	30	0,38	0,73	0,24 - 0,96	0,12	0,06 - 0,22
	40	0,44	0,59	0,37 - 0,77	0,17	0,11 - 0,25
	50	0,45	0,62	0,40 - 0,79	0,16	0,11 - 0,23
	60	0,45	0,62	0,40 - 0,80	0,16	0,11 - 0,23
2019	30	0,24	-	-	-	-
	40	0,26	-	-	-	-
	50	0,30	0,52	0,24 - 0,79	0,11	0,05 - 0,20
	60	0,30	0,53	0,24 - 0,80	0,10	0,05 - 0,19

Folio016847

c)			Zorro de Darwin			
Año	Días	Ψ(Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	*P*	IC (*p*)
2015	30	0,09	0,10	0,04 - 0,22	0,43	0,26 - 0,63
	40	0,09	0,10	0,04 - 0,21	0,37	0,22 - 0,54
	50	0,09	0,10	0,41 - 0,21	0,33	0,20 - 0,49
	60	0,11	0,12	0,05 - 0,24	0,28	0,18 - 0,41
2016	30	0,05	-	-	-	-
	40	0,05	-	-	-	-
	50	0,05	-	-	-	-
	60	0,05	-	-	-	-
2017	30	0,09	0,12	0,04 - 0,30	0,19	0,07 - 0,43
	40	0,10	0,13	0,05 - 0,26	0,21	0,10 - 0,37
	50	0,10	0,13	0,05 - 0,26	0,18	0,09 - 0,33
	60	0,10	0,12	0,05 - 0,26	0,18	0,09 - 0,32
2018	30	0,05	-	-	-	-
	40	0,07	-	-	-	-
	50	0,07	-	-	-	-
	60	0,07	-	-	-	-
2019	30	0,08	-	-	-	-
	40	0,08	-	-	-	-
	50	0,08	-	-	-	-
	60	0,08	-	-	-	-

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, Ψ porcentaje de ocupación corregido, IC (Ψ) intervalo de confianza al 95 % de porcentaje de ocupación, *P* probabilidad de detección y IC(*p*) intervalo de confianza de probabilidad de detección. (*) Modelo no convergió. (-) Probabilidades de detección < 0,1.

4.2 Ocupación de especies correspondientes a Amenazas perro y ganado.

Los valores para los años 2015 – 2018 son los reportados por Vásquez-Ibarra (2019) tanto para la proporción de cámaras como para el porcentaje de ocupación y probabilidad de detección de perros y ganado para RCV. La proporción de cámaras con presencia de perros o ganado es relativamente baja, en su mayoría menores al 13 % (Cuadro 5), durante el año 2019 se detectó una disminución importante, que podría estar influida por el problema informático.

Cuadro 5. Resumen de porcentaje de ocupación no corregida Ψ (Naïve) para perros y ganado 2015 – 2019 dentro de 30 y 60 días.

Año	Número de cámaras	Ψ (Naïve)			
		30 días		60 días	
		Perro	Ganado	Perro	Ganado
2015	53	0,07	0,07	0,13	0,13
2016	57	0,10	0,07	0,12	0,07
2017	58	0,14	0,05	0,15	0,07
2018	55	0,13	0,09	0,13	0,09
2019	51	0,04	0,02	0,04	0,04

Los análisis de ocupación sugieren que el área ocupada por perros y vacas es relativamente baja. Sin embargo, debido a la baja proporción de cámaras con registros y bajo número de registros, la probabilidad de detección es muy baja para varios años (Cuadro 6), lo que limita en forma importante la posibilidad de estimar ocupación.

Cuadro 6. Resumen de porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para perros (a) y ganado (b) 2015 – 2019.

a)			Perro			
Año	Días	Ψ (Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	*P*	IC (*p*)
2015	30	0,07	-	-	-	-
	40	0,11	-	-	-	-
	50	0,13	-	-	-	-
	60	0,13	-	-	-	-
2016	30	0,10	0,20	0,06 - 0,52	0,12	0,03 - 0,34
	40	0,12	0,21	0,07 - 0,47	0,10	0,04 - 0,26
	50	0,12	-	-	-	-
	60	0,12	-	-	-	-
2017	30	0,14	0,16	0,08 - 0,31	0,26	0,14 - 0,43
	40	0,15	0,20	0,10 - 0,36	0,17	0,09 - 0,31
	50	0,15	0,20	0,10 - 0,37	0,14	0,07 - 0,25
	60	0,15	0,19	0,10 - 0,35	0,13	0,07 - 0,22
2018	30	0,13	0,18	0,07 - 0,37	0,18	0,07 - 0,38
	40	0,13	0,18	0,07 - 0,39	0,13	0,05 - 0,29
	50	0,13	0,17	0,07 - 0,35	0,13	0,06 - 0,26
	60	0,13	0,17	0,07 - 0,35	0,10	0,05 - 0,21
2019	30	0,04	-	-	-	-
	40	0,04	-	-	-	-
	50	0,04	-	-	-	-
	60	0,04	-	-	-	-

Folio016849

b)			Ganado			
Año	Días	Ψ(Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	*P*	IC (*p*)
2015	30	0,07	0,11	0,03 - 0,33	0,16	0,05 - 0,44
	40	0,13	0,22	0,08 - 0,50	0,10	0,04 - 0,26
	50	0,13	0,18	0,08 - 0,36	0,13	0,06 - 0,26
	60	0,13	0,17	0,07 - 0,33	0,12	0,06 - 0,23
2016	30	0,07	0,10	0,03 - 0,31	0,16	0,05 - 0,44
	40	0,07	0,11	0,03 - 0,32	0,12	0,03 - 0,35
	50	0,07	-	-	-	-
	60	0,07	-	-	-	-
2017	30	0,05	0,06	0,02 - 0,17	0,29	0,11 - 0,57
	40	0,07	0,09	0,03 - 0,24	0,17	0,06 - 0,38
	50	0,07	0,08	0,03 - 0,21	0,17	0,07 - 0,35
	60	0,07	0,07	0,03 - 0,18	0,19	0,10 - 0,34
2018	30	0,09	0,15	0,04 - 0,42	0,14	0,04 - 0,39
	40	0,09	-	-	-	-
	50	0,09	-	-	-	-
	60	0,09	-	-	-	-
2019	30	0,02	0,02	0,00 - 0,16	0,29	0,05 - 0,76
	40	0,02	0,02	0,00 - 0,17	0,21	0,03 - 0,66
	50	0,04	-	-	-	-
	60	0,04	-	-	-	-

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, Ψ porcentaje de ocupación corregido, IC (Ψ) intervalo de confianza al 95 % de porcentaje de ocupación, *P* probabilidad de detección y IC (*p*) intervalo de confianza de probabilidad de detección.

4.3 Co-ocupación de amenazas perro y ganado con objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú.

Si bien la proporción de cámaras que registró perro o ganado fue relativamente bajas, aun es importante considerar la posible sobreposición en el uso del espacio entre estos animales domésticos y las especies de interés de este trabajo. Tanto para el zorro de Darwin, como para la güiña y el pudú se observó mayor sobreposición con perros que con ganado (Cuadro 7). Por ejemplo, del total de las 16 cámaras que capturaron la presencia de zorro de Darwin, un 44 % también registró la presencia de perros. En el caso del ganado, la mayor sobreposición observada corresponde a la güiña con un 20 %.

Cuadro 7. Resumen de co-ocupación de perro y ganado con Zorro de Darwin, güiña y pudú.

Especie	Número de cámaras con registros	Proporción (%) de cámaras	
		Perro	Ganado
Zorro de Darwin	16	44	6
Güiña	54	28	20
Pudú	51	24	16

5 DISCUSIÓN

5.1 Estado del objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú

Según la lista roja de la IUCN las especies correspondientes al objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú se encuentran en algún grado de amenaza o proximidad a esta. El zorro de Darwin corresponde al de mayor preocupación siendo clasificado como en peligro (Silva-Rodríguez *et al*. 2016), seguido por güiña la cual se encuentran en estado vulnerable (Napolitano *et al*. 2015) mientras que pudú se encuentra en estado casi amenazado (Silva-Rodríguez *et al*. 2016). A nivel nacional, las clasificaciones de acuerdo al Reglamento de Calificación de Especies establecen las mismas categorías de amenazas, excepto en el caso del pudú, listado como vulnerable (MMA 2020). En este contexto, la amplia distribución de la güiña y el pudú, así como de la presencia de zorro de Darwin en distintos sectores de la RCV sin dudas reflejan la importancia de esta área protegida para la conservación de estas y otras especies amenazadas (ver también Silva-Rodríguez *et al*. 2019).

El Plan de Conservación de Áreas (Silva-Rodríguez *et al*. 2015a) de la RCV establece los objetivos y metas de su gestión. Para el objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú, se estableció como objetivo que para el año 2025 el área ocupada por las especies que lo componen debía ser igual o superior al área ocupada en 2015. Los estimadores sin corrección por detección se han mantenido sorprendentemente constantes en el tiempo, incluso considerando que ha existido variación importante en probabilidad de detección. El porcentaje de cámaras con presencia de zorro de Darwin se ha mantenido dentro de un rango de 5 a 11 % dentro del periodo 2015 – 2019, presentó valores promedio de ocupación (Ψ) de 15 % (promedio de 60 días). Estas tasas de ocupación son bajas en comparación a las presentadas por Moreira-Arce (2015) en Nahuelbuta alcanzando un 32 % de ocupación. Estos valores contrastantes podrían explicarse debido a la cercanía de los caminos al lugar de la instalación de la cámara en la RCV,

en tanto que en Nahuelbuta se instalaron equipos a mayor distancia y se detectó que el zorro de Darwin se asocia negativamente tanto a las densidades de caminos como a la presencia de perros (Moreira-Arce *et al*. 2015).

En el caso de la güiña el porcentaje de cámaras con presencia se mantuvo en un rango de 49 a 58 % mientras los valores promedio de ocupación corresponden a 69 % (60 días), estos valores son inferiores a los encontrados por Fleschutz *et al.* (2016) con una ocupación del 74 % en la región de la Araucanía, a su vez, son mayores que los reportados por Gálvez *et al*. (2013) con un 48 % de ocupación en la cuenca del lago Villarrica. Trabajos previos han documentado que la güiña se asocia al bosque nativo (Moreira-Arce *et al*. 2015), pero que a la vez puede persistir en contextos de fragmentación y degradación de hábitat (Fleschutz *et al*. 2016, Gálvez *et al*. 2017). Por lo tanto, su amplia distribución dentro de RCV podría explicarse debido a la alta disponibilidad y continuidad de hábitat, lo que favorecería la disponibilidad de recursos como refugio y alimento (Gálvez *et al*. 2013).

Para pudú, la proporción de cámaras con registros se mantienen en torno al 43 y 50 % a excepción del año 2019 que disminuyó a un 29 % de ocupación. Por otro lado, la ocupación promedio para el período de estudio fue de 59 % (en base a 60 días). Zúñiga y Jiménez (2018) en un estudio realizado en Nahuelbuta, reportan la detección de pudú en 80 % (n = 24) de las cámaras, concentrando su actividad durante la noche. Sin embargo, estos datos no son directamente comparables ya que las cámaras operaron por aproximadamente 10 meses. En el caso del pudú en el año 2019, se aprecia una reducción en la proporción de cámaras con registros. Sin embargo, al ajustar por detección, se aprecia evidencia de una reducción en la probabilidad de detección, pero no en la ocupación. Esto podría ser explicado por la falla informática que afectó al monitoreo el año en cuestión.

5.2 Estado de las amenazas perro y ganado.

En cuanto a las amenazas, el Plan de Conservación de Áreas (PCA) establece que perros y ganado deberían disminuir el área ocupada en un 10 % y 50 % respectivamente para el año 2020, durante el periodo 2015 – 2019 los porcentajes de ocupación de ambas amenazas son relativamente bajas. Por ejemplo, perros presentó un promedio de ocupación de 22 % (60 días) lo que difiere ampliamente al 66 % de ocupación presente en la cordillera de Nahuelbuta (Moreira-Arce *et al*. 2015), respecto a la amenaza ganado, esta presentó un promedio de 13 % (60 días) de ocupación, valor notablemente menor a lo reportado por Sánchez *et al.* (2014) el cual establece un porcentaje de ocupación de 64 % (n = 14) en el Parque Nacional Nahuelbuta (sin ajustar por detección). Estos valores no han visto importantes

disminuciones desde el año 2015, por lo que es poco probable que la meta sea alcanzada para el año 2020. Otro factor a tomar en consideración con respecto a la presencia de perros es que estos no son parte permanente de la población de RCV, ya que al ser perros con casas que deambulan libres, entran y salen de la reserva lo que viola de forma directa el supuesto de población cerrada produciendo un sesgo importante en las estimaciones (Rota *et al*. 2009) (ver también discusión al respecto en Vásquez-Ibarra 2019).

A su vez, perros y ganado comparten el espacio con las especies del objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú, la interacción más importante corresponde a la presencia de la amenaza perros, que se concentra mayormente en la zona sur (ver también Vásquez-Ibarra. 2019) y la posible interacción con zorro de Darwin ya que representa una preocupación especialmente considerando la exposición al contagio de enfermedades como distémper canino (Silva-Rodríguez *et al.* 2016), parásitos internos (Jiménez *et al*. 2012) como externos (González-Acuña *et al*. 2007), bacterias (Di Cataldo *et al*. 2020) entre otros. Si bien parte importante de la gestión de la RCV se realiza en la zona norte, los resultados del monitoreo sugieren fuertemente que el problema de los perros es prioritario en la zona sur, particularmente en el sector entre Hueicolla y Lamehuapi (Vásquez-Ibarra 2019). Lo anterior plantea la necesidad de reformular la estrategia de manejo de perros incluida en el Plan de Conservación.

5.3 Debilidades del monitoreo y recomendaciones para reducir incertidumbre

Durante el periodo 2015 – 2019 el monitoreo se ha logrado realizar sin mayores contratiempos, de forma constante y con resultados en general positivos, sin embargo, el análisis de los datos evidencia algunas debilidades (Cuadro 8). El primer problema detectado corresponde a los amplios intervalos de confianza de los estimadores. Estos están influidos tanto por la baja probabilidad de detección en algunos años, como por el tamaño muestral. En este sentido, sería óptimo aumentar el tamaño muestral (Gálvez *et al*. 2016, Mackenzie *et al*. 2017). Incrementar los días de muestreo no necesariamente llevará a una mejor estimación, lo que se reporta tanto en la literatura (Kays *et al*. 2020) como en el análisis aquí realizado. Adicionalmente, el incremento en la duración de los muestreos puede afectar el cumplimiento del supuesto de población cerrada (ver Mackenzie *et al*. 2017). Una alternativa aconsejable es analizar en conjunto los datos de RCV con los de PNAC, de modo de aumentar a 90 puntos aproximadamente (Silva-Rodríguez *et al*. 2018, Vásquez-Ibarra, 2019) y reducir parcialmente la incertidumbre.

Otra limitante y potencial debilidad del monitoreo, es que este se desarrolla en proximidad a los caminos. Esto implica que los valores obtenidos corresponden a la ocupación de sectores adyacentes a

caminos y no necesariamente al estado de ocupación de la Reserva. En el caso del zorro de Darwin, especie cuya ocupación disminuye a medida que aumenta la densidad de caminos (Moreira-Arce *et al*. 2015), este diseño probablemente lleve a la subestimación de la ocupación. Por otro lado, en el caso de los perros, que seleccionan caminos (Sepúlveda *et al*. 2015), la ocupación probablemente esté sobreestimada (Vásquez Ibarra 2019). Por otro lado, el monitoreo asociado a caminos tiene la ventaja que permite detectar tempranamente amenazas, que suelen asociarse a los caminos (e.g., Sepúlveda *et al*. 2015). Las características propias del terreno de la RCV hacen que la opción de alejarse de los caminos no sea viable para el diseño de monitoreo actual. Considerando lo anterior, se podría evaluar un nuevo diseño de muestreo, complementario al actual, dirigido específicamente al zorro de Darwin. Este muestreo podría enfocarse en la zona sur de la RCV ya que presenta mayor ocupación de la especie y donde se podría acceder a nuevos sitios a través de los ríos Bueno, Carimahuida y Hueicolla.

Para lograr mejores resultados, y adicional al aumento del esfuerzo de muestreo analizando en conjunto los datos obtenidos por RCV con los obtenidos por PNAC, se considera necesario re-evaluar el uso de los atractores olfativos. Algunos estudios muestran que un mismo atractor puede causar distintos efectos en especies diferentes (Tourani *et al*. 2020), afectando tanto en el tiempo como en la cantidad de individuos que se detectan (Garrote *et al*. 2012). De este modo, medidas dirigidas a mejorar la probabilidad de detección de especies como zorro de Darwin (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c), podrían estar influyendo negativamente en la probabilidad de detección de especies como el pudú, cérvido que presenta adecuadas tasas de detección sin la utilización de cebos (Zuñiga y Jiménez 2018). Lo anterior genera la necesidad de realizar una evaluación con respecto a su uso.

Finalmente es necesario tomar precauciones adicionales para resguardar los datos obtenidos a través de las trampas cámara. Errores como el ocurrido en el año 2019, generan pérdida de datos importantes, e incluso cuando es posible realizar esfuerzos para recuperarlos, no hay certeza de que fracción de los datos fue efectivamente rescatado. De este modo, se sugiere realizar respaldos inmediatos (máximo un día después de finalizado terreno) de imágenes y planillas y efectuar controles de calidad periódicos que permitan resguardar el trabajo de monitoreo realizado en la Reserva Costera Valdiviana.

Cuadro 8. Resumen de fortalezas y debilidades presentes en Monitoreo de RCV.

Fortalezas	Debilidades
-Capacidades propias del equipo de RCV en cuanto a ejecución del monitoreo. -Oportunidades de trabajo en conjunto con profesionales externos. -Mantenimiento de monitoreo constante en el tiempo.	-Amplios intervalos de confianza. -Probabilidad de detección variable y en ocasiones baja. -Sesgos producidos por caminos. -Pérdida de datos por errores externos.

6 CONCLUSIÓN

El uso de trampas cámaras es un método adecuado para el monitoreo de la fauna presente en las áreas protegidas. En el caso de Reserva Costera Valdiviana el monitoreo cumple su rol, pero debe ajustarse o complementarse para monitorear adecuadamente especies de alto interés de conservación como el zorro de Darwin. Por otro lado, se mantiene el desafío de ajustar el uso de atractores olfativos para lograr reducir la incertidumbre en detección y se recomienda analizar en forma conjunta los datos de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero, considerando que se trata de un único territorio de conservación y donde el monitoreo conjunto permitirá obtener estimadores más precisos.

Debido al problema informático ocurrido en el año 2019, una gran parte de los datos se perdieron e incluso aquellas cámaras que pudieron ser identificadas, no hay certeza de que todo su contenido haya sido rescatado, los datos que se lograron procesar arrojaron resultados desalentadores, los rangos de intervalos de confianza resultantes son muy amplios, algunos incluso abarcando de 0 a 1 como es el caso de zorro de Darwin, lo que provoca que los datos 2019 no sean modelables.

Para lograr mejores resultados es necesario aumentar la probabilidad de detección de aquellas especies con mayores problemas, para esto se puede aumentar el esfuerzo de muestreo siendo la opción más plausible el análisis en conjunto de los datos obtenidos por RCV junto con los obtenidos por Parque Nacional Alerce Costero para aumentar la probabilidad de detección.

7 REFERENCIAS

Alexander KA, JW McNutt, MB Briggs, PE Standers, P Funston, G Hemson, D Keet, M Van Vuuren. 2010. Multi-host pathogens and carnivore management in southern Africa. *Comparative immunology, microbiology and infectious diseases*, *33*(3), 249-265.

Amado N, J Jara, J Vega. 2014. Presencia de cánidos silvestres en áreas silvestres protegidas costeras de la Región de Antofagasta. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 1: 34

Balme GA, Slotow ROB, LT Hunter. 2010. Edge effects and the impact of non-protected areas in carnivore conservation: leopards in the Phinda–Mkhuze Complex, South Africa. Animal conservation, 13(3), 315-323.

Bruner AG, RE Gullison, RE Rice, GA Da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *science*, *291*(5501), 125-128.

Burton AC, E Neilson, D Moreira, A Ladle, R Steenweg, JT Fisher, E Bayne, S Boutin. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, *52*(3), 675-685.

Butchart SH, M Walpole, B Collen, A van Strien, JP Scharlemann, RE Almond, J Baillie, B Bomhard, C Brown, J Bruno, K Carpenter, G Carr, J Chanson, A Chenery, J Csirke, N Davidson, F Dentener, M Foster, A Galli, J Galloway, P Genovesi, R Gregory, M Hockings, V Kapos, J Lamarque, F Leverington, J Loh, M McGeoch, L McRae, A Minasyan, M Hernández, T Oldfield, D Pauly, S Quader, C Revenga, J Sauer, B Skolnik, D Spear, D Stanwell-Smith, S Stuart, A Symes, M Tierney, T Tyrrell, J Vié, R Watson. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science, 328(5982), 1164-1168.

Butchart SH, JP Scharlemann, MI Evans, S Quader, S Arico, J Arinaitwe, M Balman, LA Bennun, B Bertzky, C Besançon, TM Brooks, IJ Burfield, N Burgess, R Clay, M Crosby, N Davidson, N De Silva, C Devenish, CL Dutson, F Díaz Fernández, LC Fishpool, C Fitzgerald, M Foster, MF Heath, M Hockings, M Hoffmann, D Knox, FW Larsen, J Lamoreux, C Loucks, I May, J Millett, D Molloy, P Morling, M Parr, T Ricketts, N Seddon, B Skolnik, SN Stuart, A Upgren, S Woodley, TM Boucher. 2012. Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PloS one*, *7*(3), e32529.

Caravaggi A, PB Banks, AC Burton, CM Finlay, PM Haswell, MW Hayward, M Rowcliffe, MD Wood. 2017. A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *3*(3), 109-122.

Cepeda-Mercado AA, I Troncoso, A Villegas, L Paredes, S Araya, R Ortuya, M Meléndez, C Louit. 2014. Presencia de perros (Canis familiaris) en el Parque Nacional Llanos de Challe: necesidad de acciones para el control de las amenazas en las áreas protegidas de la Región de Atacama. *In* CONAF eds. *Biodiversidata*, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 24-29.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2017. Manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas del SNASPE. Santiago de Chile, Chile. 230 pp

CMP (Conservation Measures Partnership). 2020. Open Standards for the Practice of Conservation. Version 4.0.

de la Maza M, C Bonacic (Eds.). 2013. Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile. Serie Fauna Australis, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal.Pontificia Universidad Católica de Chile, 202pp.

De Vos A, G Cumming, D Cumming, J Ament, J Baum, H Clements, G Maciejewsk, C Moore. 2016. Pathogens, disease, and the social-ecological resilience of protected areas. Ecology and Society, 21(1). Retrieved March 29, 2020, from www.jstor.org/stable/26270357

Delgado C. 2005. Plan de conservación: Reserva Costera Valdiviana. Santiago: The Nature Conservancy.

Di Cataldo S, E Hidalgo-Hermoso, I Sacristán, A Cevidanes, C Napolitano, CV Hernández, F Esperón, D Moreira-Arce, J Cabello, A Müller, J Millán. 2020. Hemoplasmas Are Endemic and Cause Asymptomatic Infection in the Endangered Darwin's Fox (Lycalopex fulvipes). *Applied and Environmental Microbiology*, *86*(12).

Dirzo R, HS Young, M Galetti, G Ceballos, NJ Isaac, B Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. science, 345(6195), 401-406.

Ervin J. 2003. Protected area assessments in perspective. BioScience, 53(9), 819-822.

Farías AA, MA Sepúlveda, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, D González, NI Jordán, E Ovando P Stowhas, LG Svensson. 2014. A new population of Darwin's fox (Lycalopex fulvipes) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural* 87(1), 3.

Fleschutz M, N Gálvez, G Pe'er, ZG Davies, K Henle, E Schüttler. 2016. Response of a small felid of conservation concern to habitat fragmentation. *Biodiversity and conservation*, *25*(8), 1447-1463.

Gálvez N, G Guillera. (2017). Muestreo de mamíferos con cámaras trampa: esfuerzo necesario para estimaciones de ocupación de mamíferos costo-eficiente.

Gálvez N, G Guillera-Arroita, BJ Morgan, ZG Davies. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation*, *204*, 350-359.

Gálvez N, G Guillera-Arroita, FA St. John, E Schüttler, DW Macdonald, ZG Davies. 2018. A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. Journal of applied ecology, 55(3), 1393-1405.

Gálvez N, F Hernández, J Laker, H Gilabert, R Petitpas, C Bonacic, A Gimona, A Hester, DW Macdonald. 2013. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guiña Leopardus guigna. *Oryx*, *47*(2), 251-258.

Garrote G, JM Gil-Sánchez, EB McCain, S de Lillo, JL Tellería, MÁ Simón. 2012. The effect of attractant lures in camera trapping: a case study of population estimates for the Iberian lynx (Lynx pardinus). *European Journal of Wildlife Research*, 58(5), 881-884.

González-Acuña D, C Briceño, A Cicchino, S Funk, J Jiménez. 2007. First records of Trichodectes canis (Insecta: Phthiraptera: Trichodectidae) from darwin's fox, pseudalopex fulvipes (Mammalia: Carnivora: Canidae). *European Journal of Wildlife Research*, *53*(1), 76-79.

Guevara- Cardona G, C Jara, M Mercado, S Elliot. 2015. Comparación del macrozoobentos presentes en arroyos con diferentes tipos de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, sur de Chile. Instituto de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia-Chile. Grupo de Investigación en Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Altos de Santa Elena, Ibagué-Colombia. BENTHOS, Laboratorio de Entomología Acuática, Valdivia-Chile.

Hebblewhite M, DT Haydon. 2010. Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *365*(1550), 2303-2312.

Hristov NI, M Betke, TH Kunz. 2008. Applications of thermal infrared imaging for research in aeroecology. *Integrative and Comparative Biology*, *48*(1), 50-59.

Jiménez J, C Briceño, H Alcaíno, P Vásquez, S Funk, D González-Acuña. 2012. Coprologic survey of endoparasites from Darwin's fox (Pseudalopex fulvipes) in Chiloé, Chile. *Archivos de Medicina Veterinaria*, *44*(1), 93-97.

Joppa LN, SR Loarie, SL Pimm. 2008. On the protection of "protected areas". Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(18), 6673-6678.

Kays R, BS Arbogast, M Baker-Whatton, C Beirne, HM Boone, M Bowler, S Burneo, M Cove, S Espinosa, ALS Gonçalves. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: how many, how long, and when?. Methods in Ecology and Evolution.

Kucera TE, RH Barrett. 2011. A history of camera trapping. In *Camera traps in animal ecology* (pp. 9-26). Springer, Tokyo.

Leverington F, KL Costa, H Pavese, A Lisle, M Hockings. 2010. A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. Environmental Management 46, 685–698. https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5

MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, JA Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83(8), 2248-2255.

MacKenzie DI, JD Nichols, JA Royle, K Pollock, L Bailey, J Hines. 2017. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2020. Listado de especies amenazadas. Consultado 19 Dic. 2020. Disponible en http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/WebCiudadana_busquedaGrilla.aspx?especies=amenazadas

Moilanen A. 2002. Implications of empirical data quality to metapopulation model parameter estimation and application. *Oikos*, *96*(3), 516-530.

Monroy-Vilchis O, M Zarco-González, C Rodríguez-Soto, L Soria-Díaz, V Urios. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, *59*(1), 373-383.

Moreira-Arce D, PM Vergara, S Boutin. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PLoS one*, *10*(9), e0137854.

Napolitano C, N Gálvez, M Bennett, G Acosta-Jamett, J Sanderson. 2015. *Leopardus guigna*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T15311A50657245. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T15311A50657245.en. Downloaded on 07 December 2020.

Pressey RL, P Visconti, PJ Ferraro. 2015. Making parks make a difference: poor alignment of policy, planning and management with protected-area impact, and ways forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *370*(1681), 20140280.

Rich LN, CL Davis, ZJ Farris, DA Miller, JM Tucker, S Hamel, F Mohammad, R Steenweg, M Di Bitetti, K Thapa, M Kane, S Sunarto, N Robinson, A Paviolo, P Cruz, Q Martins, N Gholikhani, A

Taktehrani, J Whittington, F Widodo, N Yoccoz, C Wultsch, B Harmsen, B Kelly. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecology and Biogeography*, *26*(8), 918-929.

Rodrígues AS, HR Akcakaya, SJ Andelman, MI Bakarr, L Boitani, TM Brooks, J Chanson, L Fishpool, G Da Fonseca, K Gaston, M Hoffmann, P Marquet, J Pilgrim, R Pressey, J Schipper, W Sechrest, S Stuart, L Underhill, R Waller, M Watts, X Yan. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, *54*(12), 1092-1100.

Romero-Mieres M, ME González, A Lara. 2014. Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. *Bosque* (Valdivia), 35(3), 257-267. https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000300001

Rota C, JR Fletcher, RM Dorazio, MG Betts. 2009. Occupancy estimation and the closure assumption. *Journal of Applied Ecology*, *46*(6), 1173-1181.

Rovero F, F Zimmermann, D Berzi, P Meek. 2013. " Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. Hystrix, 24(2).

Rowcliffe JM, C Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future.

Saavedra B, P Povea, P Martínez. 2014. Hallazgo fotográfico de chinchilla chilena (Chinchilla laniger) en el sector de Corral de Piedra, comuna de La Higuera, Región de Coquimbo. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 1: 26-28.

Salafsky N, D Salzer, AJ Stattersfield, CRAIG Hilton-Taylor, R Neugarten, SH Butchart, B Collen, NL Cox, L Master, S O'connor, D Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, *22*(4), 897-911.

Sánchez P, B Guíñez, J Cárcamo, C Rojas. 2014. Conservación del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*) implementando medidas de mitigación a sus principales amenazas en el Parque Nacional 24 Nahuelbuta, Región de la Araucanía. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 83-88.

Sanderson J, G Harris. 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. Journal of Indonesian Natural History, 1(1), 11-19.

Sepúlveda M, K Pelican, P Cross, A Eguren, R Singer. 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology*, 80(4), 290-297.

Silva-Rodríguez EA, K Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. Biological Conservation, 150(1), 103-110.

Silva-Rodríguez E.A, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda A Almonacid. 2015a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.

Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 140 p.

Silva-Rodríguez EA, M Sepúlveda, C Duarte, E- Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, H Norambuena, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015c. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.

Silva-Rodríguez E, A Farias, D Moreira-Arce, J Cabello, E Hidalgo-Hermoso, M Lucherini, J Jiménez. 2016. Lycalopex fulvipes. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e. T41586A85370871.

Silva-Rodríguez E, H Pastore, J Jiménez. 2016. Pudu puda. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18848A22164089. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T18848A22164089.en. Downloaded on 07 December 2020.

Silva-Rodríguez E.A, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, OA Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. 2019. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. Pp. 361−382, en: Smith-Ramírez, C., F. Squeo (eds.) Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos, Chile.

Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. Mammalian Biology, 92(1), 45-53.

Silva-Rodríguez EA, C Verdugo, OA Aleuy, JG Sanderson, GR Ortega-Solís, F Osorio-Zúñiga, D González-Acuña. 2010. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu Pudu puda in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. Oryx, 44(01), 97. doi:10.1017/s0030605309990445

Silveira L, A Jacomo, J Alexandre, F Diniz-Filho. 2003. "Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation." Biological conservation 114.3. 351-355.

Silvy N. J. (Ed.). 2020. The Wildlife Techniques Manual. Séptima ediciòn, JHU Press, Estados Unidos

Silvy NJ, RR Lopez, MJ Peterson. 2012. Techniques for marking wildlife. *Chapter*, *9*, 230-257.

Tourani M, EN Brøste, S Bakken, J Odden, R Bischof. 2020. Sooner, closer, or longer: detectability of mesocarnivores at camera traps. Journal of Zoology.

Valenzuela J, R Villalobos, N Lagos. 2014. Primeros registros de gato andino (Leopardus jacobita) en el Parque Nacional Volcán Isluga y Parque Nacional Salar del Huasco. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 1: 44-45.

Vásquez-Ibarra V. 2019. Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 29 p.

Waldron A, AO Mooers, DC Miller, N Nibbelink, D Redding, TS Kuhn, T Roberts, JL Gittleman. 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(29), 12144-12148.

Watson JE, N Dudley, DB Segan, M Hockings. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, *515*(7525), 67-73.

Woodroffe R, JR Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. Science, 280(5372), 2126-2128.

Young HS, DJ McCauley, M Galetti, R Dirzo. 2016. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 47, 333-358.

Zúñiga AH, JE Jiménez. 2018. *Activity patterns and habitat use of pudu deer (Pudu puda) in a mountain forest of south-central Chile. Journal of Natural History, 52(31-32), 2047–2054.* doi:10.1080/00222933.2018.1510995

Zúñiga E, L Araya. 2014. Abundancia relativa y patrones de actividad de Chaetophractus nationi (Thomas, 1894), en la Reserva de la Biósfera Lauca. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 35-38.

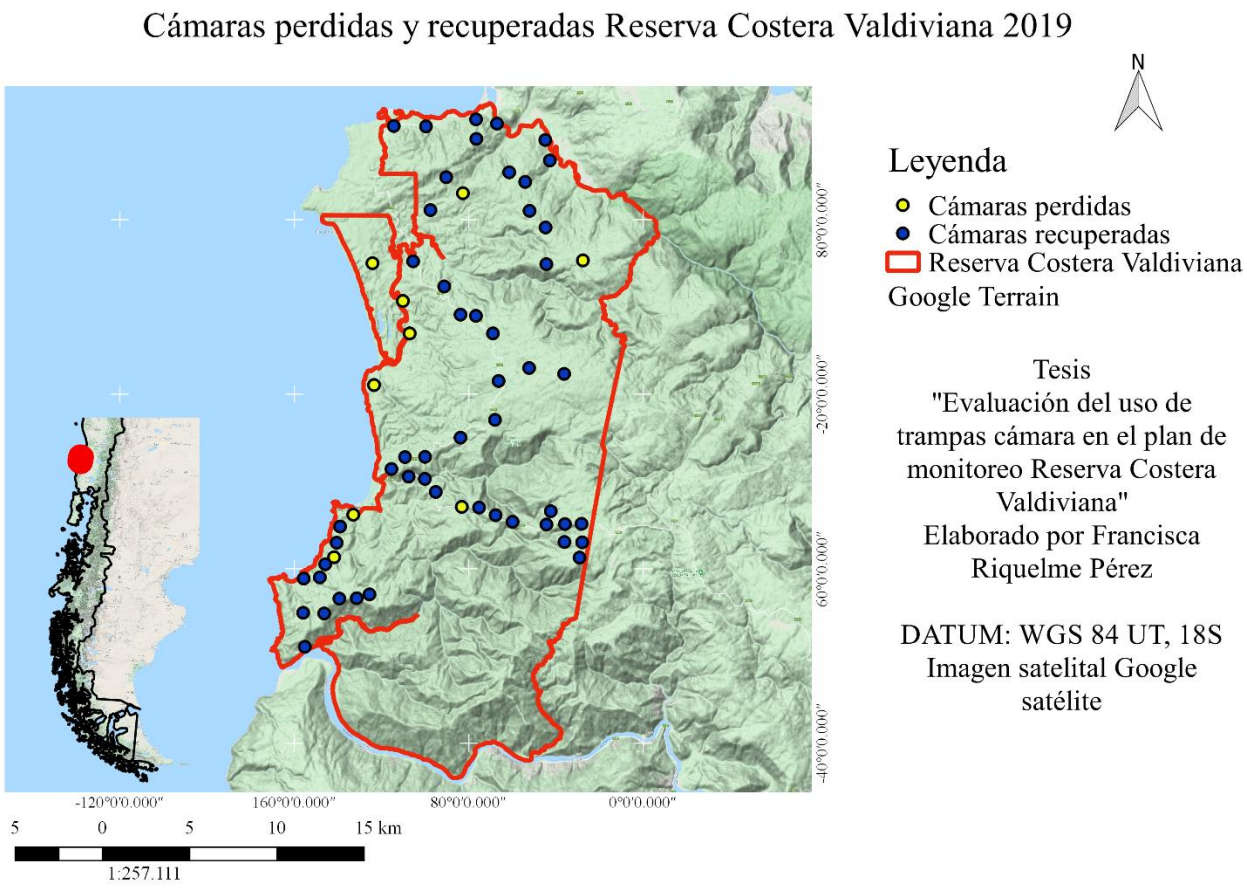
Folio016862

8 ANEXOS

Anexo 1. Fechas de instalación de trampas cámara.

Año	Fechas de instalación	
	Primera cámara	Última cámara
2015	24-02	10-05
2016	02-03	03-04
2017	24-01	07-06
2018	20-01	14-03
2019	09-01	24-03

Anexo 2. Mapa representativo de trampas cámaras perdidas v/s recuperadas tras error informático año 2019.



Anexo 3. Registro capturado por trampa cámara instalada en RCV año 2019, posible persecución de perro a pudú, cámara H23.

Folio016864

EcoHealth
DOI: 10.1007/s10393-014-0917-z

EcoHealth

© 2014 International Association for Ecology and Health

Original Contribution

Invasive American Mink: Linking Pathogen Risk Between Domestic and Endangered Carnivores

Maximiliano A. Sepúlveda,[1,6] Randall S. Singer,[1,2] Eduardo A. Silva-Rodríguez,[3] Antonieta Eguren,[4] Paulina Stowhas,[5] and Katherine Pelican[1]

[1]*College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, St. Paul, MN*
[2]*Instituto de Medicina Preventiva Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile*
[3]*Departamento de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile*
[4]*Center for African Studies & Center for Latin American Studies, University of Florida, Gainesville, FL*
[5]*Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad Mayor, Santiago, Chile*
[6]*Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, P.O. Box 114-D, Santiago, Chile*

Abstract: Infectious diseases, in particular canine distemper virus (CDV), are an important threat to the viability of wild carnivore populations. CDV is thought to be transmitted by direct contact between individuals; therefore, the study of species interactions plays a pivotal role in understanding CDV transmission dynamics. However, CDV often appears to move between populations that are ecologically isolated, possibly through bridge hosts that interact with both species. This study investigated how an introduced species could alter multihost interactions and act as a bridge host in a novel carnivore assemblage of domestic dogs (*Canis familiaris*), invasive American mink (*Neovison vison*), and threatened river otters (*Lontra provocax*) in southern Chile. We found that rural dogs interact with mink near farms whereas in riparian habitats, minks and river otters shared the same latrines with both species visiting sites frequently within time intervals well within CDV environmental persistence. No interactions were observed between dogs and otters at either location. Both dog and mink populations were serologically positive for CDV, making the pathogen transfer risk to otters a conservation concern. Altogether, introduced mink in this ecosystem have the potential to act as bridge hosts between domestic dogs and endangered carnivores.

Keywords: bridge host, *Neovison vison*, *Lontra provocax*, *Canis familiaris*, interactions, distemper

Introduction

Infectious diseases are a growing threat for biodiversity conservation (Daszak et al. 2000; Lafferty and Gerber 2002). In recent years, several lines of evidence strongly suggest that a wide range of species, from plants (Anderson et al. 2004) to bats (Blehert et al. 2009), and from amphibians (Skerratt et al. 2007) to large carnivores (Murray et al. 1999) are suffering important population setbacks due to the emergence or reemergence of infectious diseases. Anthropogenic change is thought to be an important driver of infectious disease emergence (Daszak et al. 2000; Dobson and Foufopoulos 2001; Woolhouse and Gowtage-Sequeria 2005). Most research to date has focused on how human encroachment into natural habitats and

Correspondence to: Maximiliano A. Sepúlveda, e-mail: maximiliano.sepulveda@gmail.com

Published online: 07 March 2014

habitat degradation alters human–wildlife contact (e.g., bushmeat hunting, urbanization) (e.g., Brashares et al. 2004; McDonald et al. 2008). One anthropogenic driver that bears further consideration and investigation is the impact that invasive species may have on disease risk for vulnerable wildlife.

Invasive species can carry diseases of concern to vulnerable wildlife when they move into their habitat (Daszak et al. 2001; Hatcher et al. 2012). Therefore, they pose a risk for disease transfer to wildlife populations. Well-documented cases include the transmission of parapox virus from invasive gray squirrels (*Sciurus carolinensis*) to red squirrels (*S. vulgaris*) in the United Kingdom (Tompkins et al. 2003), or the fungal pandemic, *Batrachochytrium dendrobatidis,* in amphibians associated with the global trade of African clawed frogs (*Xenopus laevis*) (Weldon et al. 2004). In some cases, disease transmission may be direct as the introduced species invades the native species' habitat (Tompkins et al. 2003; Weldon et al. 2004). However, the arrival of invasive species could also alter the dynamics of interactions within the host communities and therefore have consequences in terms of the risk of multihost pathogen disease transfer. This is of major interest when two species that are segregated in terms of habitat use and have few interactions become functionally connected by a third species whose new habitat preferences overlap the two otherwise unconnected populations. This, in turn, would create new multihost pathogen dynamics with the invasive species potentially acting as a bridge host between the two populations. A "bridge host" (or bridging host) is a host that allows disease transmission between two otherwise unconnected host populations or, more generally, between transmission cycles (see also Jenkins et al. 2011).

Domestic animals also play an important role in infectious disease dynamics. In some regions, domestic animals can reach high densities due to anthropogenic food resources, shelter, and veterinary care (Diamond and Ordunio 1997; Wolfe et al. 2007). Therefore, domestic animals may act as amplifiers of infectious diseases and serve as a source of pathogen spill-over for diseases that could not otherwise be maintained by rare native species (Grenfell and Dobson 1995; Woodroffe 1999). Pathogen spill-over can occur in two directions when domestic animals and wild species are in close proximity (Lembo et al. 2008). Disease transmission can occur from wildlife to domestic animals when wildlife abundance is artificially high as with transmission of bovine tuberculosis between food supplemented deer and domestic cattle in Michigan (Schmitt et al. 2002) or the emergence of Hendra virus associated with the dramatic increase in urban flying fox colonies in Australia and transmission to domestic horses (Plowright et al. 2011). Disease spill-over can also occur from domesticated animals to wildlife (e.g., Woodroffe 1999; Daszak et al. 2000; Lembo et al. 2008). When this situation occurs in areas of importance for wildlife conservation, domestic animals can be a potential risk for threatened species. Examples include the transmission of *Toxoplasma gondii* from domestic cats (*Felis catus*) to sea otters (*Enhydra lutris*) (Miller et al. 2002), rabies from domestic dogs (*Canis familiaris*) to Ethiopian wolves (*Canis simensis*) (Sillero Zubiri et al. 1996), or *Pasteurella* sp. from domestic sheep (*Ovis aries*) to bighorn sheep (*O. canadensis*) (Foreyt and Jessup 1982).

One of the multihost pathogens of major concern for wild carnivores is the canine distemper virus (CDV). CDV is a morbillivirus that infects most mammalian carnivores and is characterized by its high lethality (Appel 1987; Deem et al. 2000). In recent years, CDV has been recognized as an important threat to wildlife since outbreaks have been implicated in declines of threatened and charismatic species such as the gray wolf (*Canis lupus*) (Almberg et al. 2012), black-footed ferret (*Mustela nigripes*) (Williams et al. 1988), African wild dog (*Lycaon pictus*) (Alexander and Appel 1994), or African lion (*Panthera leo*) (Roelke-Parker et al. 1996). Transmission of CDV is thought to be primarily through direct contact, but under test conditions, the virus can survive from a few hours at 25°C to 14 days at 5°C (Shen and Gorham 1980). Transmission generally occurs through oronasal secretion but all bodily fluids can carry the virus (Haas and Barrett 1996) and can reach high levels in urine (Elia et al. 2006; Saito et al. 2006) and feces (Acton 2007). In wildlife, short-term indirect transmission through fomites has been postulated as a source of transmission with examples including lions and hyenas sharing carcasses (Craft et al. 2011) or virus survival in an underground burrow of the black-footed ferret (Thorne and Williams 1988). To our knowledge, the relative importance of fomites in CDV transmission or indirect transmission has not been studied.

We studied the dynamics of interactions and the risk of CDV transmission among three sympatric carnivore species in southern Chile: domestic dogs, invasive American minks (*Neovison vison*), and endemic Southern river otters (*Lontra provocax*). Our study was conducted in an area characterized by a temperate climate where the survival of CDV in the environment should be long. The Southern river

otter is classified as an endangered species (Sepúlveda et al. 2008) due to habitat degradation and human disturbance (Medina 1996; Medina-Vogel et al. 2003; Sepúlveda et al. 2007, 2009). Domestic dogs in southern Chile are common and are used for farm animal protection and household guarding (Sepúlveda et al. 2014). Rural dogs spend most of their time near human houses (Sepúlveda 2013), whereas otters rarely move away from rivers (Sepúlveda et al. 2007). Thus, dogs and otters should have a low interaction risk. The American mink was introduced to Chile and Argentina in the 1960s and escapees invaded southern South America (from 39° S to Tierra del Fuego) (Jaksic 1998; Jaksic et al. 2002). Mink use both aquatic and terrestrial habitats (Dunstone 1993). Minks visit otter latrines (Rodríguez-Jorquera and Sepúlveda 2011), and also get close to human houses—and consequently dogs—in rural areas of the region (Sepúlveda et al. 2014). We hypothesized that mink is an effective bridge host species that increases the risk of transmission of pathogens such as CDV from dogs to otters. To test this hypothesis, we used interviews and camera traps to determine dog–mink–otter interactions in areas surrounding farms and along the margin of rivers. At the same time, we tested mink and dogs for CDV titers to determine if these populations had been exposed to the virus.

Methods

Study Area

The study was conducted in the Valdivian Temperate Forests of Southern Chile, specifically in the Chaihuín and Colún rivers (39°52′S, 73°25′W) (Fig. 1). The study site included areas surrounding the Alerce Costero National Park (24,694 ha; ACNP) and the Valdivian Coastal Reserve (50,530 ha; VCR). Near the border of these protected areas and along the Chaihuín River are the villages of Chaihuín (more connected to towns) and Cadillal Alto (more isolated) (Fig. 1). Mean annual rainfall is 2,500 mm and annual average temperature is 12°C (average minimum of the coldest month of the year: 5°C; average maximum of the hottest month of the year: 17°C) (Luebert and Pliscoff 2005).

Measuring Inter-species Interactions

Interactions among the three species were assessed at two locations: (1) around households where domestic dogs spend most of their time (Sepúlveda 2013), and (2) in riparian habitats where otters are likely to occur (Sepúlveda et al. 2007). To address interactions around households, we interviewed dog owners about dog–wildlife interactions. During January 2010, we interviewed 52 households in the area to determine: (1) the proportion of dog owners that observed at least one mink or otter around their households during the previous year, and (2) whether the dog owner observed at least one interaction between dogs and mink or dogs and otters. Dog–mustelid interactions reported by farmers were defined as those where the interviewee observed an actual contact such as a dog killing or harassing mustelids (see also Sepúlveda et al. 2014).

We used camera traps to determine if mink or dogs were interacting with river otters in riparian habitat. Specifically, we compared the frequency of dog, mink, and otter visits to otter latrines against visits to random sites along the edge of the river. We deployed 91 camera traps between December 2010 and April 2011 (Bushnell Trophy Cam, Bushnell Corporation, and Capture IR, Cuddeback) along the Chaihuín River ($n = 46$) and Colún River ($n = 45$) covering a total of 20 km of river. Cameras were removed and installed in a new location after approximately 16 days. Camera traps were set on all latrine sites ($n = 37$) that were previously located through an intensive survey of the riverbanks of both rivers (minimum distances between latrines: 55 and 69 m for Chaihuín and Colún rivers, respectively). We deployed camera traps during four trapping periods. We placed cameras at latrines and matched random sites using a subset of randomly selected sites during each trapping period until all selected sites were covered. Because otters spend most of their time within 10 m of rivers (Sepúlveda et al. 2007), 54 cameras were placed in randomly generated locations within 5 m from the shore and with at least 200 m between camera traps, including distance to latrine sites. At each camera site, we visually estimated the percentage of understory (<1 m height) within a 5-m radius pivoting around the spot pointed by the camera, which in the case of latrines was the point with most otter signs (modified from Depue and Ben-David 2010).

We defined interactions as two different species using the same site within a time interval between visits <14 days (survival of virus in cold environment, Shen and Gorham 1980). We considered that otter latrines might increase the risk of indirect CDV transmission because otters concentrate scent marking at those sites (Kruuk 2006), and our preliminary observations strongly suggested

that other carnivores also used otter latrines. Scent marking involves behaviors such as sniffing, rolling, defecating, and urinating (Macdonald 1985), which may increase disease risk.

Mink Site Selection and Disease Transmission Risk

We used a negative binomial regression (Hilbe 2011) where the number of mink visits to a site was the response variable to test whether minks were selecting otter latrines. To account for the fact that some minks spent several minutes at the same trap site, we considered independent events those that were at least 3 h apart at the same site. We used the time of camera monitoring (days in log scale) as an offset because the duration of monitoring period varied by camera. We used four predictor variables to determine the probability of a mink visiting a particular site: type of site (latrine or random), understory vegetation (%), number of otter visits, and river site (Chaihuín River or Colún River). We used the number of otter visits to a site because we predicted that mink visits could be negatively affected if the particular site was also used by an otter (i.e., intraguild killing) (Donadio and Buskirk 2006; Simpson 2006). Understory vegetation and river site (Chaihuín or Colún) were included as habitat covariates. Model output was expressed as the incidence rate ratio (IRR), which corresponds to the ratio of the incidence rate (number of new mink visits) for a particular group (i.e., random site), divided by the incidence rate in the other group (i.e., latrine site) (Hilbe 2011). For model selection purposes we used the combination of all possible additive models considering the four predictor variables and the intercept only model. Models were ranked by AIC criteria corrected for small sample size (AICc). Selected models were those with a delta AICc < 2 (Burnham and Anderson 2002). We assessed the fit of the best model using χ^2 goodness of fit.

To determine the number of interactions with potential risk of CDV transmission among species, we quantified the number and time interval between visits of different species at each camera site. Mean, median, and range of days between visits were calculated in the following indirect interactions between species: mink followed by otter (mink → otter), otter followed by mink (otter → mink), dog followed by mink (dog → mink), mink followed by dog (mink → dog), dog followed by otter (dog → otter), and otter followed by dog (otter → dog).

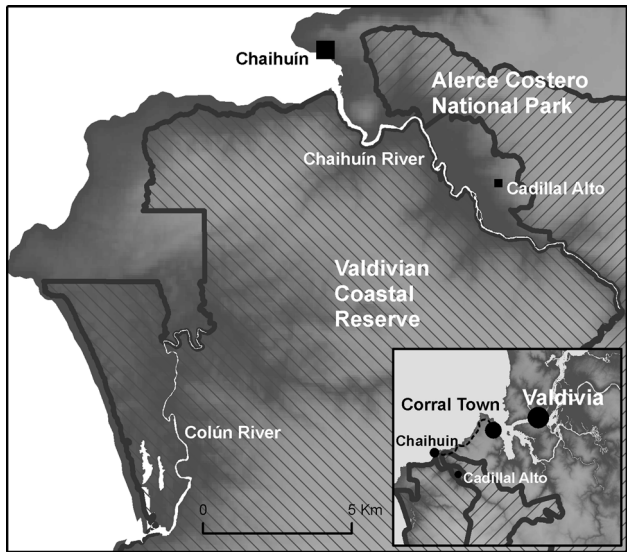


Figure 1. Study area showing the location of the Colún and Chaihuín rivers where camera traps were set up, and the location of the human settlements Chaihuín and Cadillal Alto, where domestic dogs were sampled for CDV testing. We collected serum samples from American mink in the Chaihuin river. *Inset map* shows the location of the study area in relation major human settlements including the city of Valdivia.

CDV Serology

Mink and dogs were tested for CDV antibody titers to specifically characterize the CDV disease transmission risk to otters. Between November 2009 and February 2010, we captured American minks ($n = 26$) at the Chaihuín River (Fig. 1) using cage traps (Tomahawk®, WI, USA). Traps were placed along a 10-km stretch of riverbank, baited with mackerel fish or chicken and checked twice per day for mink captures. All traps were located within 10 m of the shore with at least ~200 m between traps. Animals were sedated in the trap using an adapted protocol from Fournier-Chambrillon et al. (2003) with a combination of 10 mg/kg of ketamine (Ketamil®, 100 mg/ml, Ilium, Troy Laboratories, NSW 2164, Australia) and 0.025 mg/kg of medetomidine (Domitor®, 1 mg/ml, Pfizer, Madrid 28002, Spain) intra-muscularly. Once sedated, a 1.0 ml blood sample was collected via venipuncture of the jugular vein, placed in a serum-separating tube, and held at room temperature until processing. After sampling and data collection, the anesthesia was reversed with the antagonist Atipamezole (0.125 mg/kg i.m., Antisedan®, Pfizer, Madrid 28002, Spain) administered intra-muscularly. We considered mink to be juveniles when they had adult teeth

without abrasion and tartar, and adults otherwise (Fournier-Chambrillon et al. 2004).

In March 2010, we drew blood from at least one adult (>5 months) dog (n = 60) at each household sampled in Chaihuín and Cadillal Alto villages. Any household reporting a history of canine distemper vaccinations, including owners reporting vaccinations without specific knowledge of the type of vaccine (i.e., rabies or distemper) was excluded as well. This also applied to any dogs <5 months old to avoid false positives due to vaccine-induced or maternal antibodies (Chappuis 1998). Dog identification and age were provided by owners. Owners were also asked to characterize dogs into one of two categories: unrestricted (100% free roaming) or restricted (dogs kept some or all of the time indoors, in pens or on chains). Dogs were manually restrained and 2 ml of blood was drawn from the cephalic vein. Blood was processed as described for minks.

Dog and mink samples were transported to a field laboratory and centrifuged within 6 h of collection and serum transferred by pipetting to Eppendorf tubes to be stored. Both mink and dog serum samples were stored in a −18°C freezer in the field laboratory, transported on ice packs to the United States and stored at −70°C in a freezer prior to submission to the Veterinary Diagnostic Laboratory at Colorado State University. Seropositivity to CDV was analyzed using a microneutralization test (Appel 1987). Because the CDV serum test was not validated for mink we compared two cut-off values of 1:8 and 1:16 based on values used in previous studies (Almberg et al. 2009; Gowtage-Sequeira et al. 2009; Prager et al. 2013). For the dog serum samples, we used the recommendation of the laboratory, and a titer of ≥1:4 was considered positive.

The association of seropositivity of CDV with identified risk factors was determined for dogs for the following variables: Age (juvenile: defined as ≤2; otherwise adult), site (Chaihuín or Cadillal), and dog management category (100% free roaming; otherwise restricted). Risk factors were determined using logistic regression (Agresti 2002). In this case, we were interested to test the association of predictors to CDV seropositivity from the global model without performing a model selection process. We assessed the goodness of fit of the model through the unweighted sum of squares test (Hosmer et al. 1997). Risk factors associated with CDV in mink were not determined because of the limited sample size (n = 23). Statistical analyses were performed using the software R (R Development Core Team 2011) using an α level = 0.05.

Results

During the year prior to the interviews, 23% of respondents observed mink close to their households. Of these mink sightings, 42% involved at least one dog–mink interaction. Two dog–mink interactions resulted in the mink being killed by the dogs while in the remaining cases the mink escaped. In contrast, only 6% of dog owners saw southern river otters and none observed dog–otter interactions.

Minks, otters, and dogs were detected at 30, 17, and 3 camera sites, representing 97, 31, and 4 independent visits to these sites, respectively. The likelihood of mink visiting camera sites was influenced by site type (latrine/random) and river system (Chaihuín/Colún) based on a positive IRR (Table 1). Mink were more than four times more likely/day of camera trapping to visit a latrine site than a random site and nearly five times more likely/day of camera trapping to be seen at the Chaihuín camera trapping sites versus the Colún sites (Table 1). Habitat site characteristic (% understory vegetation) was not correlated to the number of mink visits to camera trap sites. Even though the numbers of otter visits were included in the second AIC model (Table 1), it did not have an association with the predictor variable as confidence intervals included the value 1.0.

All otter detections occurred at latrines. Co-use of sites by carnivores was detected at 10 camera sites. Of these, otters and minks were co-using eight camera sites, all of these latrines, representing 22.2% of the latrines surveyed and 47% of latrines visited by otters. Mink and dogs co-used two sites: one random and one latrine. In contrast, we did not detect co-use of any site by dogs and otters, although a dog was detected at a latrine. Cross-carnivore interactions were detected at camera trap sites between otter → mink, mink → otter, and dog → mink (Table 2; Fig. 2). In addition, the median and average time between these interactions ranged from 1.2 to 1.7 days, well within the range of CDV environmental survival estimates (Table 2). We did not detect mink → dog or dog → otter interactions.

We captured 26 different minks in 49 trapping days representing 1,211 trap nights. Of these mink serum samples, three were not analyzed due to insufficient volume. Overall, CDV seroprevalence in mink was 39.1% (95% CI 20.4–61.2) using a titer cut-off of 1:8 and 21.7% (95% CI 8.2–44.2) using the 1:16 cut-off. Two mink cubs (<3 months) had positive CDV titers (1:16 and 1:512).

A total of 59 dogs were sampled for CDV testing. For dogs across all sites and ages, CDV seroprevalence was

Table 1. Model Selection for Variables Expected to Influence the Visitation of Minks

Model	K	AICc	Δ	w_i	Site (latrine)	River (Chaihuín)	Otter
Site + river	3	228.6	0.00	0.42	4.0 (1.4–13.7)	4.7 (1.6–15.8)	–
Site + river + otter	4	230.5	1.87	0.16	4.3 (1.4–15.0)	4.5 (1.5–15.4)	0.9 (0.5–1.6)

Models with little support (ΔAICc $>$ 2) are not shown. Parameter estimates are shown as incidence rate ratio and confidence intervals (in parenthesis) are shown for site (latrine/random), the river (Chaihuín/Colún), and for the number of otter visits (otter).

Table 2. Time Intervals of Different Directional Interactions Between Otter, Minks, and Dogs Detected at Camera Traps

	Mink → otter	Otter → mink	Dog → mink	Mink → dog	Dog → otter	Otter → dog
Number of events	8	6	2	0	0	0
Average (days)	4.0	3.9	1.2	–	–	–
Median (days)	1.7	1.5	1.2	–	–	–
Range (days)	0.6–16.5	0.6–4	0.2–2.3	–	–	–

Arrow indicates the sequence of the interaction between the indicated species.

41.6% (95% CI 29.3–55.0). Significant predictors of positive CDV titers in dogs were age, with older dogs having higher CDV prevalence than younger dogs, and river site, with dogs from Chaihuín having higher CDV seroprevalence than the more isolated Cadillal Alto (Table 3). There was no evidence supporting an effect of roaming restriction (Table 3). Four seropositive juvenile dogs ($<$2 years old) had titers ranging from 1:16 to 1:1,024.

Discussion

Our study suggests that invasive species can theoretically increase disease risk to native species by acting as a "bridge host" between otherwise isolated native and domestic animals (Fig. 3). The diagnosis of CDV in urban dogs in Chile is common (López et al. 2009; Acosta-Jamett et al. 2011) including Valdivia, a city located close to the study site (Ernst et al. 1987). Furthermore, growing evidence suggests that it is also frequent in rural areas (Acosta-Jamett et al. 2011, this study). Dogs and otters were neither reported nor detected interacting in either the peri-farm or the river habitat, thus suggesting that these interactions are infrequent. In contrast, the introduced American mink interacted directly (harassment) and indirectly (co-use of latrines) with both otters and dogs. Furthermore, we recovered two mink carcasses, and the cause of deaths was attributed through necropsy to dog and river otter attacks, respectively (Sepúlveda pers. obs.). Indirect interactions in latrines were separated by a median of approximately 2 days, an interval during which pathogens such as CDV can remain viable in the environment (Shen and Gorham 1980). This kind of co-use is comparable to other documented indirect interaction risks like sharing carcasses (Craft et al. 2011) and could lead to disease transmission through fomites.

Mink–other carnivore interactions were driven by different processes in the peri-farm and river systems. On farms, interactions were driven by dog–mink conflict and livestock guarding behavior (Sepúlveda et al. 2014), as previously reported in Spain (Zuberogoitia et al. 2006). Along rivers, minks showed clear preference for otter latrines relative to random sites (Table 1). Furthermore, there seem to be potential cross-species marking behaviors with mink marking closely following otter marking and vice versa (Fig. 2). Alternatively, both species could be selecting the same marking sites because of favorable habitat conditions for marking, likely the basis for the latrine site being established in the first place. Independent of its ultimate causes, this kind of cross-species interaction behavior merits further study as a mechanism of disease transmission particularly in multihost disease systems.

To our knowledge, this is the first study documenting serological evidence of CDV in invasive minks in South America. The seroprevalence of CDV is similar to that observed in the domestic dog population in the region. Acknowledging the limitations of the use of serology as an indicator of infection (Gilbert et al. 2013), we can conclude

Figure 2. Co-occurrence of American mink and Southern river otters at otter latrine sites. **a** Mink visiting otter latrine (time 0), **b** otter visiting the same latrine depicted in **a** (time interval 2.7 days). **c** Mink visiting an otter latrine (time 0), **d** otter visiting the same latrine depicted in **c** (time interval 1.3 days).

Table 3. Multivariable Logistic Regression Results of Risk Factors Associated with CDV Antibodies in Serum Samples from Owned Dogs (n = 59) Using Seroneutralization Test in Chaihuín River, Chile

	Positive	Negative	OR (95% CI)	P value
Location				
Chaihuín	22	22	1	
Cadillal	3	12	0.20 (0.04–0.79)	0.0328
Age				
Adult	21	20	1	
Juvenile	4	14	0.23 (0.05–0.82)	0.0319
Dog roaming				
Restricted	3	5	1	
Unrestricted	22	29	1.39 (0.27–8.12)	0.6911

Goodness of fit for the model was adequate (P 0.57).

that CDV is circulating in the ecosystem in both wild and domestic species. This represents a major risk to endangered species that are present in the area such as the river otter and the recently discovered population of the critically endangered Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) (Farías et al. 2014).

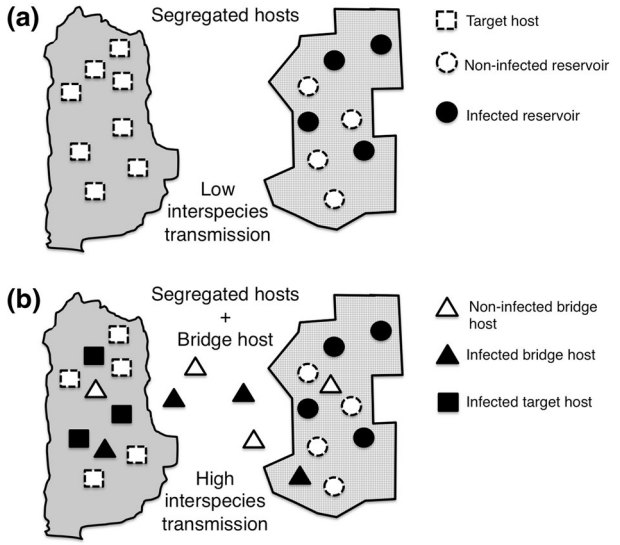


Figure 3. Schematic representation of the "bridge host" concept in a multihost pathogen system. **a** Represents a host community where the target and reservoir host are segregated and therefore there is a low risk of disease transmission. **b** Represents the same host community but adding the invasive "bridge host". The range of the new host overlaps the ranges of the formerly segregated hosts facilitating disease transmission from the reservoir to the target host.

Although we did not sample otters, the high seroprevalence detected in mink, and the high contact rates between both species, suggest that otters may have also been exposed to this virus. Mustelids, such as the black-footed ferret, are highly sensitive to CDV (Thorne and Williams 1988; Deem et al. 2000) and in Florida, a CDV outbreak affected a threatened population of American mink (*N. vison evergladensis*) (Cunningham et al. 2009). In the case of otters, CDV antibodies have been described in the American river otter (*Lontra canadensis*) (Kimber et al. 2000), and CDV-caused mortality in Eurasian otters (*Lutra lutra*) and Asian clawless otter (*Aonyx cinereus*) has been reported both in captive and wild populations (Geisel 1979; Madsen et al. 1999; Mos et al. 2003; De Bosschere et al. 2005) providing evidence that CDV is an actual threat to otters. In the ecosystem we studied, the only previous accounts of CDV in wild carnivores is a clinical case of CDV in a chilla fox (*Lycalopex griseus)* (Gonzalez-Acuña et al. 2003). In addition, the death of three Darwin's foxes was likely caused by CDV (Jiménez et al. 2012). In light of this evidence, we suggest that CDV is an important threat for some of the endemic carnivores that inhabit the area.

Considering the conservation status of the Southern river otter (Sepúlveda et al. 2008) and the Darwin's fox (Jiménez et al. 2008), we propose a precautionary management of CDV in this ecosystem. Domestic dogs are an important and abundant host reservoir of CDV (Cleveland et al. 2000; Acosta-Jamett et al. 2011; but see Prager et al. 2013), thus, it is important to vaccinate dogs against CDV (Cleaveland et al. 2006) and approaches such as vaccination ring campaigns should be given priority. Furthermore, CDV seroprevalence in dogs was lower in the more isolated settlement, suggesting that urban areas are a source of distemper in this region as previously reported (Acosta-Jamett et al. 2011). Controlling the immigration of dogs to the area may be an important strategy in reducing the incidence of CDV. Vaccination of otters and other endangered carnivores is probably not feasible given the difficulties and dangers involved in trapping rare and secretive species. In addition to managing the dogs, we recommend monitoring and controlling mink. Even if contact rates between otters and dogs are low in the study area, mink are likely to facilitate the transmission of CDV between dogs and otters. This, in addition to other known impacts of mink on native fauna (Schüttler et al. 2009; Jiménez et al. 2013), could warrant mink control programs in sensitive areas. Minks could also be used as pathogen sentinels to obtain a better understanding of CDV and other pathogens in this environment. Minks, unlike otters and other native carnivores, have high abundances and are relatively easy to capture and sample compared to native species such as the southern river otter (Sepúlveda et al. 2007, 2011). If campaigns to control mink (e.g., culling) are implemented, managers should be aware of potential consequences since reductions in carnivore densities can disrupt territorial structures resulting in an influx of new individuals and potentially increasing inter-species interactions and disease transmission (Hutchings and White 2000; White et al. 2008).

Overall, our study reveals how an introduced species can alter multihost interactions and in theory act as a bridge host between common domestic species and rare native wildlife. Cross-species behavioral scent marking was a particularly interesting finding that should be further investigated as a means of indirect disease transmission among species. In the future, understanding these kinds of indirect interactions within and between species will be important to better manage disease transmission risk in wildlife and domestic animals. This further emphasizes the importance of understanding the role of behavior in carnivore interactions and their consequences for multihost pathogen dynamics.

Acknowledgments

Financial support for this study was provided by a grant from the Morris Animal Foundation (Award Number D10ZO-057), the University of Minnesota Grant-in-Aid program, Panthera Foundation, the Wildlife Without Borders program of the U.S. Fish & Wildlife Service. The authors wish to thank O. Aleuy, A. Espinoza, E. Garde, G. Pérez, R. Jara, M. Paredes, M. Rojas, C. Sanchez, and all the volunteers for their work during field data collection. Thanks to P. Contreras for collaboration in Fig. 1 creation. We thank The Nature Conservancy for their logistical support supplied by their park rangers as well as the administrative support provided by the Comité Pro-Defensa de la Fauna y Flora. M.A.S and E.A.S were funded by a Fulbright-CONICYT grant. This study was approved by the Bioethical Committee of the University of Minnesota (Code Number: 0906A67145) and by the Institutional Review Board at the University of Minnesota (1304E31141). Mink capture and sampling were authorized by Servicio Agrícola y Ganadero (9 de Octubre 2009, Permit No. 6171).

References

Acosta-Jamett G, Chalmers WSK, Cunningham AA, Cleaveland S, Handel IG, Bronsvoort BMD (2011) Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152:247–257

Acton AEB (2007) Evaluation of noninvasive molecular monitoring for fecal pathogens among free-ranging carnivores. PhD Dissertation, North Carolina State University, NC, p 149

Agresti A (2002) *Categorical Data Analysis*, Hoboken: Wiley, Inc.

Alexander KA, Appel MJ (1994) African wild dogs (*Lycaon pictus*) endangered by a canine distemper epizootic among domestic dogs near the Masai Mara National Reserve, Kenya. *Journal of Wildlife Diseases* 30:481–485

Almberg E, Mech L, Smith D, Sheldon J, Crabtree R (2009) A serological survey of infectious disease in Yellowstone National Park's canid community. *PLoS ONE* 4:e7042

Almberg ES, Cross PC, Dobson AP, Smith DW, Hudson PJ (2012) Parasite invasion following host reintroduction: a case study of Yellowstone's wolves. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367:2840–2851

Anderson PK, Cunningham AA, Patel NG, Morales FJ, Epstein PR, Daszak P (2004) Emerging infectious diseases of plants: pathogen pollution, climate change and agrotechnology drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 19:535–544

Appel MJG (1987) Canine distemper virus. In: *Virus Infections of Carnivores*, Appel MJG (editor), Amsterdam: Elsevier, pp 133–159

Blehert DS, Hicks AC, Behr M, Meteyer CU, Berlowski-Zier BM, Buckles EL, et al. (2009) Bat white-nose syndrome: an emerging fungal pathogen? *Science* 323:227

Brashares JS, Arcese P, Sam MK, Coppolillo PB, Sinclair AR, Balmford A (2004) Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science* 306:1180–1183

Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, New York: Springer

Chappuis G (1998) Neonatal immunity and immunisation in early age: lessons from veterinary medicine. *Vaccine* 16:1468–1472

Cleaveland S, Appel MGJ, Chalmers WSK, Chillingworth C, Kaare M, Dye C (2000) Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology* 72:217–227

Cleaveland S, Kaare M, Knobel D, Laurenson MK (2006) Canine vaccination—providing broader benefits for disease control. *Veterinary Microbiology* 117:43–50

Craft ME, Volz E, Packer C, Meyers LA (2011) Disease transmission in territorial populations: the small-world network of Serengeti lions. *Journal of the Royal Society Interface* 8:776–786

Cunningham MW, Shindle DB, Allison AB, Terrell SP, Mead DG, Owen M (2009) Canine distemper epizootic in Everglades mink. *Journal of Wildlife Diseases* 45:1150–1157

Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD (2000) Emerging infectious diseases of wildlife–threats to biodiversity and human health. *Science* 287:443–449

Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD (2001) Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Tropica* 78:103–116

De Bosschere H, Roels S, Lemmens N, Vanopdenbosch E (2005) Canine distemper virus in Asian clawless otter (*Aonyx cinereus*) littermates in captivity. *Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift* 74:299

Deem SL, Spelman LH, Yates RA, Montali RJ (2000) Canine distemper in terrestrial carnivores: a review. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 31:441–451

Depue JE, Ben-David M (2010) River otter latrine site selection in arid habitats of Western Colorado, USA. *Journal of Wildlife Management* 74:1763–1767

Diamond JM, Ordunio D (1997) *Guns, Germs, and Steel*, New York: Norton

Dobson A, Foufopoulos J (2001) Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 356:1001–1012

Donadio E, Buskirk SW (2006) Diet, morphology, and interspecific killing in carnivora. *American Naturalist* 167:524–536

Dunstone N (1993) *The Mink*, London: T and AD Poyser Ltd

Elia G, Decaro N, Martella V, Cirone F, Lucente MS, Lorusso E, et al. (2006) Detection of canine distemper virus in dogs by real-time RT-PCR. *Journal of Virological Methods* 136:171–176

Ernst S, Metayer F, Huber A (1987) Influence of climatic factors in the variability of the prevalence of some canine infectious diseases. *Archivos de Medicina Veterinaria* 19:13–19

Farías A, Sepúlveda MA, Silva-Rodríguez EA, Eguren A, González D, Jordán N, et al. (2014) A new population of the Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural*. doi:10.1186/0717-6317-1-3

Foreyt WJ, Jessup DA (1982) Fatal pneumonia of bighorn sheep following association with domestic sheep. *Journal of Wildlife Diseases* 18:163–168

Fournier-Chambrillon C, Chusseau J, Dupuch J, Maizeret C, Fournier P (2003) Immobilization of free-ranging European mink (*Mustela lutreola*) and polecat (*Mustela putorius*) with medetomidine-ketamine and reversal with atipamezole. *Journal of Wildlife Diseases* 39:393–399

Fournier-Chambrillon C, Aasted B, Perrot A, Pontier D, Sauvage F, Artois M, et al. (2004) Antibodies to Aleutian mink disease parvovirus in free-ranging European mink (*Mustela lutreola*) and other small carnivores from Southwestern France. *Journal of Wildlife Diseases* 40:394–402

Geisel O (1979) Distemper in otters (*Lutra lutra*). *Berliner Und Munchener Tierarztliche Wochenschrift* 92:304

Gilbert AT, Fooks AR, Hayman DTS, Horton DL, Müller T, Plowright R, et al. (2013) Deciphering serology to understand the ecology of infectious diseases in wildlife. *EcoHealth* 10:298–313

Gonzalez-Acuña D, Ortega-Vasquez R, Rivera-Ramírez P, Cabello-Cabalin J (2003) Verdacht auf Staupe beim Graufuchs (*Pseudalopex griseus*) im mittleren Chile (Fallbericht). *Zeitschrift fur Jagdwissenschaft* 49:1–4

Gowtage-Sequeira S, Banyard AC, Barrett T, Buczkowski H, Funk SM, Cleaveland S (2009) Epidemiology, pathology, and genetic analysis of a canine distemper epidemic in Namibia. *Journal of Wildlife Diseases* 45:1008–1020

Grenfell BT, Dobson AP (1995) *Ecology of Infectious Diseases in Natural Populations*, Cambridge: Cambridge University Press

Hatcher MJ, Dick JT, Dunn AM (2012) Disease emergence and invasions. *Functional Ecology* 26:1275–1287

Haas L, Barrett T (1996) Rinderpest and other animal morbillivirus infections: comparative aspects and recent developments. *Journal of Veterinary Medicine, Series B* 43:411–420

Hilbe JM (2011) *Negative Binomial Regression*, Cambridge: Cambridge University Press

Hosmer DW, Hosmer T, Le Cessie S, Lemeshow S (1997) A comparison of goodness-of-fit tests for the logistic regression model. *Statistics in Medicine* 16:965–980

Hutchings MR, White PCL (2000) Mustelid scent-marking in managed ecosystems: Implications for population management. *Mammal Review* 30:157–169

Jaksic FM (1998) Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1427–1445

Jaksic FM, Iriarte JA, Jimenez JE, Martinez DR (2002) Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4:157–173

Jenkins EJ, Schurer JM, Gesy KM (2011) Old problems on a new playing field: Helminth zoonoses transmitted among dogs, wildlife, and people in a changing northern climate. *Veterinary Parasitology* 182:54–69

Jiménez JE, Lucherini M, Novaro AJ (2008) *Pseudalopex fulvipes*. In: *IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org. Accessed 16 Nov 2013

Jiménez J, Briceño C, Alcaíno H, Vásquez P, Funk S, González-Acuña D (2012) Coprologic survey of endoparasites from Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in Chiloé, Chile. *Archivos de Medicina Veterinaria* 44:93–97

Jiménez, JE, Crego RD, Soto GE, Román I, Rozzi R, Vergara PM (2013) Potential impact of the alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navarino Island, Southern Chile. *Biological Invasions*. doi:10.1007/s10530-013-0549-1

Kimber KR, Kollias GV, Dubovi EJ (2000) Serologic survey of selected viral agents in recently captured wild North American river otters (*Lontra canadensis*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 31:168–175

Kruuk H (2006) *Otters: Ecology, Behaviour and Conservation*, Oxford: Oxford University Press

Lafferty KD, Gerber LR (2002) Good medicine for conservation biology: the intersection of epidemiology and conservation theory. *Conservation Biology* 16:593–604

Lembo T, Hampson K, Haydon DT, Craft M, Dobson A, Dushoff J, et al. (2008) Exploring reservoir dynamics: a case study of rabies in the Serengeti ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 45:1246–1257

López J, Abarca K, Cerda J, Valenzuela B, Lorca L, Olea A, et al. (2009) Surveillance system for infectious diseases of pets, Santiago, Chile. *Emerging Infectious Diseases* 15:1674

Luebert F, Pliscoff P (2005) Bioclimas de la Cordillera de la Costa del Centro-sur de Chile. In: *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*, Smith-Ramirez C, Armesto J, Valdovinos C (editors), Santiago de Chile: Editorial Universitaria, pp 61–74

Madsen A, Dietz H, Henriksen P, Clausen B (1999) Survey of Danish free living otters *Lutra lutra*—a consecutive collection and necroscopy of dead bodies. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 16:65–76

Macdonald DW (1985) The carnivores: order Carnivora. In: *Social Odours in Mammals*, Brown RE, Macdonald DW (editors), Oxford: Clarendon, pp 619–722

McDonald RI, Kareiva P, Forman RT (2008) The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141:1695–1703

Medina G (1996) Conservation and status of *Lutra provocax* in Chile. *Pacific Conservation Biology* 2:414–419

Medina-Vogel G, Kaufman VS, Monsalve R, Gomez V (2003) The influence of riparian vegetation, woody debris, stream morphology and human activity on the use of rivers by southern river otters in *Lontra provocax* in Chile. *Oryx* 37:422–430

Miller M, Gardner I, Kreuder C, Paradies D, Worcester K, Jessup D, et al. (2002) Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *International Journal for Parasitology* 32:997–1006

Mos L, Ross P, McIntosh D, Raverty S (2003) Canine distemper virus in river otters in British Columbia as an emergent risk for coastal pinnipeds. *Veterinary Record* 152:237–239

Murray DL, Kapke CA, Evermann JF, Fuller TK (1999) Infectious disease and the conservation of free-ranging large carnivores. *Animal Conservation* 2:241–254

Plowright RK, Foley P, Field HE, Dobson AP, Foley JE, Eby P, Daszak P (2011) Urban habituation, ecological connectivity and epidemic dampening: the emergence of Hendra virus from flying foxes (*Pteropus* spp.). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:3703–3712

Prager K, Mazet JA, Dubovi EJ, Frank LG, Munson L, Wagner AP, Woodroffe R (2013) Rabies virus and canine distemper virus in wild and domestic carnivores in Northern Kenya: Are domestic dogs the reservoir? *EcoHealth* 9:1–16

R Development Core Team (2011) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, Vienna: R Foundation for Statistical Computing

Rodríguez-Jorquera I, Sepúlveda MA (2011) Trophic spatial variations in the Southern river otter, *Lontra provocax*, in freshwater habitats, Chile. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 28:70–75

Roelke-Parker ME, Munson L, Packer C, Kock R, Cleaveland S, Carpenter M, et al. (1996) A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature* 379:441–445

Saito TB, Alfieri AA, Wosiacki SR, Negrao FJ, Morais HSA, Alfieri AF (2006) Detection of canine distemper virus by reverse transcriptase-polymerase chain reaction in the urine of dogs with clinical signs of distemper encephalitis. *Research Veterinary Science* 80:116–119

Schmitt SM, O'brien DJ, Bruning-Fann CS, Fitzgerald SD (2002) Bovine tuberculosis in Michigan wildlife and livestock. *Annals of the New York Academy of Sciences* 969:262–268

Schüttler E, Klenke R, McGehee S, Rozzi R, Jax K (2009) Vulnerability of ground-nesting waterbirds to predation by invasive American mink in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Biological Conservation* 142:1450–1460

Sepúlveda MA, Bartheld JL, Monsalve R, Gómez V, Medina-Vogel G (2007) Habitat use and spatial behaviour of the endangered Southern river otter (*Lontra provocax*) in riparian habitats of Chile: conservation implications. *Biological Conservation* 140:329–338

Sepúlveda MA, Franco M, Medina G, Fasola L, Alvarez R (2008) *Lontra provocax*. In: *IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org. Accessed 7 Aug 2013

Sepúlveda MA, Bartheld J, Meynard C, Benavides M, Astorga C, Parra D, et al. (2009) Landscape features and crustacean prey as predictors of the Southern river otter distribution in Chile. *Animal Conservation* 12:522–530

Sepúlveda MA, Munoz-Zanzi C, Rosenfeld C, Jara R, Pelican KM, Hill D (2011) *Toxoplasma gondii* in feral American minks at the Maullin river, Chile. *Veterinary Parasitology* 175:60–65

Sepúlveda MA (2013) Interactions between domestic, invasive and threatened carnivores and their implications in conservation and pathogen transmission. PhD Dissertation, University of Minnesota, Minneapolis, p 158

Sepúlveda MA, Singer R, 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):e86152. doi:10.1371/journal.pone.0086152

Shen D, Gorham J (1980) Survival of pathogenic distemper virus at 5C and 25C. *Veterinary Medicine and Small Animal Clinician* 75:69–70

Sillero Zubiri C, Macdonald DW, King AA (1996) Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Journal of Wildlife Diseases* 32:80–86

Simpson VR (2006) Patterns and significance of bite wounds in Eurasian otters (*Lutra lutra*) in southern and south-west England. *Veterinary Record* 158:113–119

Skerratt LF, Berger L, Speare R, Cashins S, McDonald KR, Phillott AD, et al. (2007) Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *EcoHealth* 4:125–134

Thorne E, Williams ES (1988) Disease and endangered species: the black-footed ferret as a recent example. *Conservation Biology* 2:66–74

Tompkins D, White A, Boots M (2003) Ecological replacement of native red squirrels by invasive greys driven by disease. *Ecology Letters* 6:189–196

Weldon C, du Preez LH, Hyatt AD, Muller R, Speare R (2004) Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging Infectious Diseases* 10:2100–2105

White PCL, Böhm M, Marion G, Hutchings MR (2008) Control of bovine tuberculosis in British livestock: there is no 'silver bullet'. *Trends in Microbiology* 16:420–427

Williams ES, Thorne ET, Appel MJ, Belitsky DW (1988) Canine distemper in black-footed ferrets (*Mustela nigripes*) from Wyoming. *Journal of Wildlife Diseases* 24:385–398

Wolfe ND, Dunavan CP, Diamond J (2007) Origins of major human infectious diseases. *Nature* 447:279–283

Woodroffe R (1999) Managing disease threats to wild mammals. *Animal Conservation* 2:185–193

Woolhouse ME, Gowtage-Sequeria S (2005) Host range and emerging and reemerging pathogens. *Emerging Infectious Diseases* 11:1842

Zuberogoitia I, Zabala J, Martinez JA (2006) Diurnal activity and observations of the hunting and ranging behaviour of the American mink (*Mustela vison*). *Mammalia* 70:310–312

Folio016875

ResearchGate

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: https://www.researchgate.net/publication/224964017

Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate

Article *in* Biological Conservation · June 2012

DOI: 10.1016/j.biocon.2012.03.008

CITATIONS
170

READS
552

2 authors:

Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile
49 PUBLICATIONS **1,430** CITATIONS

SEE PROFILE

Kathryn E Sieving
University of Florida
136 PUBLICATIONS **4,849** CITATIONS

SEE PROFILE

All content following this page was uploaded by Kathryn E Sieving on 22 May 2014.

The user has requested enhancement of the downloaded file.

Folio016876

Biological Conservation 150 (2012) 103–110

Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate

Eduardo A. Silva-Rodríguez [a,b,*], Kathryn E. Sieving [a]

[a] Department of Wildlife Ecology and Conservation, School of Natural Resources and The Environment, University of Florida, Gainesville, FL 32611-0430, United States
[b] Instituto de Ciencia Animal & Programa de Investigación Aplicada en Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

ARTICLE INFO

Article history:
Received 27 September 2011
Received in revised form 1 March 2012
Accepted 8 March 2012
Available online 1 May 2012

Keywords:
Canis familiaris
Chile
Pudu puda
Invasive species
Predation
Subsidy

ABSTRACT

Domestic dogs are the most abundant carnivores worldwide, primarily due to human support. Food and other subsidies to dogs do not necessarily prevent dog predation on wildlife, particularly where dogs are allowed to range freely. Dog impacts on wildlife are suspected to be significant, yet the nature of dog–wildlife interactions is not fully understood. We tested the hypothesis that the distribution of dogs can significantly influence the space use of potential prey, and that both lethal and non-lethal mechanisms may underlie this interaction. If this is true, then we predicted that (1) evidence of predation and harassment by dogs should be evident where prey and dog activities overlap and (2) potential prey should be less frequent in areas where the probability of dog presence is high. To test these predictions we conducted two related studies. (1) We interviewed dog owners to estimate the probability of dog attack on pudu (*Pudu puda*), a globally vulnerable deer, and the lethality of these attacks. (2) We conducted a camera-trap survey documenting the landscape-scale distribution of pudu and dogs. Interviews showed that both the probability of dog attack on pudu (>85%) and the lethality of such attacks was high (50%). In occupancy models applied to the camera-trap data, the variable that best explained the distribution of pudus was the probability of dog presence. We tested three alternative explanations for the negative association between pudus and dogs that were not supported. Our findings suggest that dogs are efficient at chasing pudu they detect and that both predation and non-lethal (avoidance) consequences of harassment may be shaping the distribution of pudu. This work brings into focus important mechanisms underlying the threats of domestic dogs to endangered prey.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Domestic dogs (*Canis familiaris*) are the most abundant carnivores worldwide with a global population that exceeds 500 million individuals (Vanak and Gompper, 2009b; Wandeler et al., 1993). Although domestic dogs are highly associated with human populations (Vanak and Gompper, 2009b), the free-ranging condition of a significant proportion of them facilitates their interaction with wild animals. These interactions include predation by dogs (Kruuk and Snell, 1981; Silva-Rodriguez et al., 2010b; Taborsky, 1988), interference competition (Silva-Rodriguez et al., 2010b; Vanak and Gompper, 2010), exploitation competition (Butler and Du Toit, 2002) and disease-mediated apparent competition (Laurenson et al., 1998). This broad range of possible interactions, the human subsidy to dog populations, and the global distribution of dogs create adequate conditions for dogs to be recognized as a current global threat for biodiversity conservation (Vanak and Gompper, 2009b; Young et al., 2011).

Despite the paucity of directed studies on this issue (Young et al., 2011), dogs are mentioned as a threat for a large number of species in the IUCN Red List (IUCN, 2011). Most studies of dog impacts on vertebrates relate to disease transmission (e.g., Laurenson et al., 1998) and more recently to interference competition (Silva-Rodriguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2009b, 2010), but most species for whom dogs are considered a threat are affected through predation (IUCN, 2011). Early studies often dismissed the potential threat of dog-related predation because dogs were inefficient predators for large-sized North American deer (Causey and Cude, 1980; Scott and Causey, 1973). More recent findings contradict conclusions of low impact by showing that despite low predation rates by individual dogs (but see Taborsky, 1988), dog predation represents an important cause of mortality for diverse species (Corti et al., 2010; Pereira et al., 2010; Taborsky, 1988). Furthermore, the current paradigm in prey–predator interactions suggests that avoiding predation also carries important consequences for fitness (Brown et al., 1999; Laundre, 2010; Laundre et al., 2001). Heightened vigilance (Gingold et al., 2009;

* Corresponding author at: Department of Wildlife Ecology and Conservation, School of Natural Resources and The Environment, University of Florida, Gainesville, FL 32611-0430, United States. Tel.: +1 352 8460974; fax: +1 352 8460643.
E-mail address: eduardosilvar@gmail.com (E.A. Silva-Rodríguez).

0006-3207/$ - see front matter © 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.
http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008

Folio016877

Vanak et al., 2009), decreased feeding rates (Vanak et al., 2009), shifts in use of space (Grignolio et al., 2011; Vanak and Gompper, 2010) and decreases in fecundity as a consequence of stress (Sheriff et al., 2009) are costly non-lethal effects of the presence of dogs on diverse vertebrates.

The conflicting goals of interacting prey and predators result in space races where prey attempt to avoid overlap with predators and predators seek to increase the chance of encountering prey (Brown et al., 1999; Laundre, 2010). These dynamic processes introduce spatial heterogeneity in the risk of predation for prey. Spatial variation in predation risk is configured by several factors such as predator encounter risk, predator lethality and effectiveness of vigilance (Laundre et al., 2001). In most prey–predator interactions, predator use of space is constrained to an important degree by the distribution and abundance of prey (e.g., Karanth et al., 2004). However, in the case of domestic dogs, most of their populations are heavily subsidized by human derived food (Vanak and Gompper, 2009a,b); therefore in general they do not depend on prey (but see Mitchell and Banks, 2005). Hence a key process—density-dependent predation pressure (e.g., Messier, 1994)—underlying many natural occurrences of prey co-existence with predators is thwarted in the dog–prey dynamic by human subsidies to dogs (i.e., dog abundance will not decrease if prey abundance declines). Thus the spatial consequences of interactions between subsidized predators, whose population dynamics, activity levels, and distributions remain unaffected by the abundance and anti-predator strategies of wild prey they hunt, will be distinct from those of unsubsidized predator–prey interactions.

Dog dependence on human resources has important consequences for their distribution in space and therefore for the spatial configuration of predation risk and resultant distribution and abundance of potential prey. Dog populations are maintained by human resources and predation on vertebrates makes just a small contribution to their energetic requirements (Vanak and Gompper, 2009a,b). Consequently, dogs are strongly associated with human settlements (Silva-Rodriguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2010; Woodroffe and Donnelly, 2011). This implies that there is a gradient in dog encounter risk as a function of dog density generated by proximity to human houses (Woodroffe and Donnelly, 2011). Dog encounter risk should be associated to the probability that a prey will be killed by a dog and also to the probability that a prey can respond behaviorally to escape or avoid dogs. Considering that dog densities are often orders of magnitude higher than densities of wild carnivores (Vanak and Gompper, 2009b), if dog predation has any measurable lethal or non-lethal impacts on prey, then prey should be scarcer in areas where dogs are more frequent.

In this study we assessed the interactions between domestic dogs and the southern pudu (*Pudu puda*), a globally vulnerable species that is endemic to the temperate forests of South America (Jimenez, 2010). The pudu is a small sized deer (7 kg) associated with dense understory (Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007). Dog predation of pudu is ubiquitous (Jimenez, 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2011; Silva-Rodriguez et al., 2010b), but the consequences of these interactions on the use of space and distribution of pudu are unknown. Under the hypothesis that dogs have impacts on pudu distribution—either through lethal or non-lethal mechanisms—pudu use of areas where the probability of dog encounter is higher should be greatly reduced. The proposed mechanisms underlying this prediction are that dogs both harass and sometimes kill pudus when they encounter them. However, alternative mechanisms could also reduce pudu densities in areas with higher dog activity. First, similar patterns may be observed if poaching occurs, under the assumption that hunting is more intense in dog-used areas. Second, pudus are associated with forest understory (Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007) and human activity can reduce understory density in the South American Temperate region (Diaz et al., 2005); therefore degradation of vegetation density could co-occur in areas where the probability of dog interactions with deer is higher. Third, if pumas (*Puma concolor*)—the main native predator of pudu (Silva-Rodriguez et al., 2010b)—are associated with the areas highly used by dogs it would be impossible to separate their effects from dogs. We designed our study to test for the presence and action of our predicted mechanism underlying pudu distributions (lethal and non-lethal dog predation) and for these important alternative mechanisms. Utilizing a combination of extensive camera trapping, to determine the patterns of distribution of pudu and its potential predators, habitat assessment around camera trap sites, and interviews with people who are both dog owners and potential hunters in our system, we could discern the relative importance of our research hypothesis versus the likely alternative hypotheses concerning mortality or disruption of space use by pudus.

2. Methods

2.1. Study area

The South-American temperate forest located in Chile and Argentina is an important area for conservation of biodiversity (Armesto et al., 1998; Olson and Dinerstein, 1998). This restricted forest biome is threatened by plantations, opening of agricultural areas, logging and the establishment of highways and roads (Armesto et al., 1998; Wilson et al., 2005). The study was conducted in an area located 35 km southwest of the city of Valdivia. The study area encompassed nearly 10,000 ha and included part of the Valdivian Coastal Reserve and the Alerce Costero National Park. In the study area there were four local communities (Huiro, Chaihuín, Cadillal Bajo and Cadillal Alto) supporting between 6 and 70 families. Most people in the area live on tourism, fishing, marine product collection (algae and shellfish) and subsistence agriculture. The weather in the area is temperate humid with annual precipitation >2100 mm and a mean annual temperature of 11.3 °C (Delgado, 2010). The study area was dominated by evergreen Valdivian forests and eucalyptus plantations. Most plantations were between 11 and 12 years old at the time of the study and had been unmanaged for at least 8 years prior.

2.2. Data collection

2.2.1. Interviews

We assessed dog predation on pudu by interviewing dog owners. The interview instrument included questions regarding dog ownership, demographics, management and interactions with wild animals (harassment and killing; see Supplementary material). We interviewed 93 out of 120 households located in the localities of Chaihuín, Cadillal Bajo, Cadillal Alto and Huiro between February and April 2011. Most families not interviewed belonged to households where people could not be located after three visits to the house.

In addition to gaining insights about dog behavior toward pudus, interviews were also used to assess the main alternative hypothesis that could explain a negative association between pudus and dogs: human hunting. Previous assessments (Delgado, 2005, 2010) and our preliminary observations strongly suggested that pudu hunting does not occur in the study area. However, considering that information on potential poaching was fundamental to separate potential effects of dogs from the effects of local people, we collected information regarding the frequency of pudu hunting by local people.

2.2.2. Camera trapping

Pudus were sampled between June 2010 and March 2011 using camera traps (Bushnell trophy cam, Bushnell Corporation,

Folio016878

Overland Park, Kansas). The location of cameras was decided using a stratified random design, constrained by a minimum distance of 400 m. We used three strata with two levels each: forest type (native, eucalyptus), distance to roads (<50 m; >50 m) and dog-used areas. Dog-used areas included a buffer of 1000 m from the nearest human house or road that connected human settlements. The purpose of this stratum was to secure that sample size was large in areas where dogs were likely to occur, so we could model their use of pudu habitat and detect spatial effects on pudu in case they occurred. Cameras were set at approximately 20 cm from the ground, which was expected to work well both for pudus and for dogs. The facts that the most frequently detected species were small understory birds and that all cameras obtained pictures of the researchers when tested, secures that this setting was appropriate for pudus and dogs. Cameras were set at each point for a period of 16 days, after which they were moved to a new location. We sought 35 locations per strata combination; due to space limitations we sampled less than this in eucalyptus areas located within the dog stratum. Our final sample size was 254 locations and the average distance to the nearest camera was 458 m (range 346–676 m).

2.3. Vegetation density scores

In each location we estimated understory density within a 10-m radius of the camera trap. This was achieved by using a checkerboard-type panel (modified from Nudds, 1977) to measure the proportion of the board that was not visible from 10 m evaluated at 50 cm height. For each camera we also recorded the maximum distance at which the camera detected movement which is one of the main factors that determine whether a camera is triggered and consequently the probability of detection in camera traps (Rowcliffe et al., 2011). Triggering distance was estimated by measuring the distance between the camera and the more distant point at which the motion indicator of the camera was activated by waving a hand at 10 cm from the ground. Given that both measures should be largely determined by vegetation density, we ran a principal component analysis (PCA) as a dimension reduction method (McGarigal et al., 2000). A single component retained 78.6% of the variance ($\lambda = 1.57$), and both understory density and triggering distance loaded high on the component (factor loadings = 0.89 and −0.89 respectively).

2.4. Use of space models

2.4.1. Model structure and rationale for dogs

The use of potential pudu habitat by dogs was analyzed using occupancy models (MacKenzie et al., 2002). We fitted the detection model using the presence of trails in front of a camera ($n = 31$) and the vegetation density index. Trails were included as predictors for the probability of detection because dogs, as other carnivores (Harmsen et al., 2010), could move preferentially through trails which would increase their probability of detection. The vegetation density score was included because dogs may be more detectable if the triggering distance is larger (Rowcliffe et al., 2011).

Using the best detection model we tested the effects of human houses, presence of roads and season on the occupancy of dogs. (1) We used distance to human houses because several studies have revealed that this is the most important variable influencing dog distribution (e.g., Odell and Knight, 2001; Silva-Rodriguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011). (2) Dogs have also been reported to move preferentially through roads, so we judged that the proximity of roads (<50 m) could be an important determinant of dog distribution. (3) We included season (summer, rest of the year) as a covariate for the probability of dog presence because during summer months (January–early March) tourists arrive to the area, some of them bringing dogs. This could lead to a temporal increase in the area occupied by dogs. Finally we fitted a model using the dog stratum as a covariate to determine if the best fitted model was actually a better descriptor of the distribution of dogs than the dog stratum.

2.4.2. Model structure and rationale for pudus

We fitted occupancy models for pudu using three variables that were expected to influence probability of detection. (1) The first was the probability of dog presence, because pudus could be less detectable in areas where the probability of encountering a dog is high as a result of behavioral responses to perceived predation risk. (2) The second variable expected to be negatively associated to pudu detection was vegetation density score because it was negatively associated to triggering distance (see Section 2.3). (3) The third variable expected to influence detectability was the presence of trails in front of the camera. Trails are highly selected by carnivores, which suggest that pudus may attempt to minimize use of trails relative to surrounding vegetation to decrease predation risk; this would decrease its probability of detection as observed for other Neotropical deer (Harmsen et al., 2010).

To model pudu occupancy we used five predictor variables. (1) We used the fitted probability of dog presence obtained from the best dog model (see Section 2.4.1, Table 1) as an estimate of the probability of encountering dogs. (2) Habitat type was included because forestry plantations have been assumed to have potentially strong negative effects on pudus (Jimenez, 2010). (3) Roads may influence pudu use of space because they are frequently used by people (human activity was detected in most roads). (4) We included the vegetation density scores because pudus selectively use the understory (Eldridge et al., 1987; Jimenez, 2010; Meier and Merino, 2007). Finally, we included season (5) because occupancy may be influenced by the increase in population size of pudus due to the birth of fawns. Season was defined as pre-birth (June–December; $n = 141$) and post-birth (January–March; $n = 113$). This decision is justified by the fact that no fawns were detected before mid January.

2.4.3. Model fitting

To assess the probability that a site was occupied by a pudu or a dog we fitted single season single species occupancy models (MacKenzie et al., 2002). The detection history was constructed by dividing the 16 trap-days of each camera into four survey occasions comprised of 4 days each (Thornton et al., 2011). A 16 day

Table 1
Model selection for variables expected to influence dog occupancy (Ψ). Models with little support ($\omega < 0.05$) are not shown. Parameter estimates (β) and standard errors (in parenthesis) are shown for distance to house (House), proximity to road (Road), season (Season), and trails (Trail).

Model	k	AICc	Δ	ω	House[a]	Road	Season	Trail
Ψ(House), p(Trail)	4	199.1	0.0	0.67	−0.8 (0.3)	–	–	2.1 (0.8)
Ψ(House, Season), p(Trail)	5	202.0	2.9	0.16	−0.9 (0.3)	–	0.7 (0.7)	2.2 (0.8)
Ψ(House, Road), p(Trail)	5	202.7	3.6	0.11	−0.8 (0.3)	0.4 (0.6)	–	2.0 (0.8)

[a] Effect estimate for a 1.0 km change in distance to house.

Folio016879

Table 2
Model selection for variables expected to influence pudu occupancy (Ψ). Models with little support ($\omega < 0.05$) are not shown. Parameter estimates (β) and standard errors (in parenthesis) are shown for the probability of dog presence (Ψ_{dog}), vegetation density scores (VDS), post-birth season (Season), proximity of roads (Road), habitat type (Habitat), and for the effects of trails (Trail).

Model	k	AICc	Δ	ω	Ψ_{dog}[a]	VDS	Season	Road	Habitat	Trail
$\Psi(\Psi_{dog}$, VDS), p(Trail)	5	607.3	0.0	0.23	−1.3 (0.3)	0.5 (0.3)	–	–	–	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{dog}$, VDS, Habitat), p(Trail)	6	608.3	1.0	0.14	−1.4 (0.3)	0.5 (0.3)	–	–	0.6 (0.6)	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{dog})$, p(Trail)	4	609.3	2.1	0.08	−1.3 (0.3)	–	–	–	–	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{dog}$, Habitat), p(Trail)	5	609.3	2.1	0.08	−1.4 (0.4)	–	–	–	0.8 (0.5)	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{dog}$, VDS, Road), p(Trail)	6	609.4	2.1	0.08	−1.4 (0.4)	0.5 (0.3)	–	−0.3 (0.5)	–	−1.4 (0.6)
$\Psi(\Psi_{dog}$, VDS, Season), p(Trail)	6	609.5	2.2	0.07	−1.3 (0.3)	0.5 (0.3)	0.2 (0.5)	–	–	−1.4 (0.6)

[a] Effect estimate for a 0.1 (10%) change in probability of dog presence.

survey was considered short enough as to prevent violation of the closure assumption. Model selection was conducted in two stages. First we used our global model for use of space to select the model that better explained probability of detection (Lebreton et al., 1992; MacKenzie, 2006). Then the best detection model was used to select the model that better explained occupancy. Detection and occupancy models were selected using the Akaike Information Criterion with small sample size correction (AICc). We determined the level of support of each predictor variable by summing the Akaike weights (ω) across all models that contained the variable of interest (ω_+; Burnham and Anderson, 2002). We evaluated goodness of fit on the most general model by calculating a Pearson chi-square statistic and implementing a parametric bootstrapping to determine if the statistic was significantly large (MacKenzie and Bailey, 2004). Occupancy models were fitted using the software PRESENCE 3.1 (Hines, 2006). We tested the assumption of spatial independence of the residuals using Moran's I correlograms (Fortin and Dale, 2005). The spatial dependence analyses were conducted in PASSaGE 2 (Rosenberg and Anderson, 2011).

2.5. Test of alternative hypotheses

We used the Spearman rank correlation rho test to test the significance of the associations between vegetation density scores and the fitted probability of dog presence (Zar, 1999). Data on pumas was obtained (1) from camera traps and (2) from searching tracks along 50 m of the road associated to each camera located in the road stratum. The association between the probability of dog presence and puma detections was tested using logistic regression (Agresti, 2002).

3. Results

3.1. Interviews

3.1.1. Dog management and interaction with pudu

Most households in the study area owned dogs (85.6%). The known dog population within our study area was 166 individuals, yielding a density of 3.6 dogs/km^2 for the area defined as used by dog. The human to dog ratio was 2.0 and the average number of dogs per dog-owning house was 1.9. Most dogs were male (92.0%), adults (>1 year old; 87.3%) and free ranging (95.3%). Dogs were fed on wheat bran (55.3%), human food leftovers (49.3%), commercial food (26.0%) and home prepared food (14.7%). A high proportion of owners had their dogs vaccinated (51.3%) and treated for parasites (57.7%), thanks to a dog health program lead by other researchers (M.A. Sepúlveda, pers. com., 2011).

Out of 79 interviewed dog owners, 56.9% had seen pudus at least once during the last 5 years. Forty percent of them reported attacks of dogs. In contrast, although 91.4% of research participants were local residents, none of them said that they hunted pudus or thought their neighbors did. Among those that witnessed dog attacks on pudus 38.9% reported saving at least one animal. The probability that a dog would attack a pudu given a dog and a pudu were observed at the same time was high (87.5%). Excluding the cases where pudus were rescued by local people before dogs could kill them, the lethality of dog attacks was also high (50.0%).

3.2. Use of space models

3.2.1. Models of dog distribution

Dogs were detected on 23 different survey occasions. The variables that best predicted dog detectability was the presence of trails ($\omega_+ = 0.73$), whereas there was little support for an effect of vegetation density ($\omega_+ = 0.09$). The importance of houses on dog occupancy was strongly supported across models ($\omega_+ = 0.97$) whereas there was little evidence for an effect of season ($\omega_+ = 0.19$) or roads ($\omega_+ = 0.14$). The model that better predicted dog occupancy showed a negative effect of distance to human houses on dog distribution (Table 1). This model fitted the distribution of dogs better than the dog stratum (ΔAICc = 3.7). There was no evidence of lack of fit ($\chi^2 = 15.0$, Bootstrap $P = 0.30$) or of spatial dependence (Moran's I correlogram, $P = 0.99$).

3.2.2. Models of pudu distribution

Pudus were detected on 99 different survey occasions. The best model to explain pudu occupancy included probability of dog presence and vegetation density scores as predictors for occupancy and presence of trails as a predictor for probability of detection (Table 2). Across models there was strong evidence that the presence of trails negatively influenced the probability of detecting pudus ($\omega_+ = 0.84$). In contrast there was little evidence for effects of

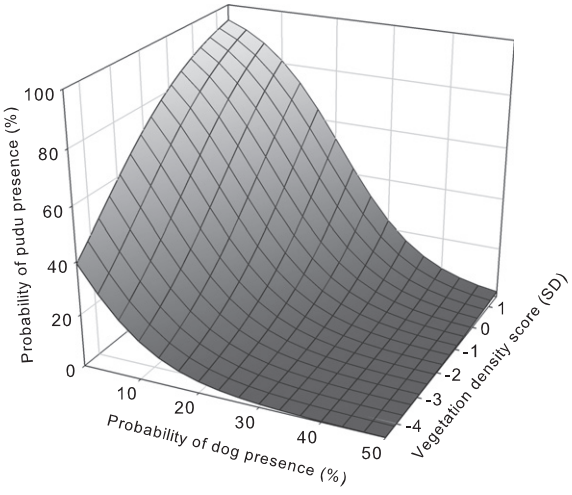


Fig. 1. Fitted probability of pudu presence for a given vegetation density score and probability of dog presence. Lowest vegetation density scores (negative values) indicate open vegetation.

Folio016880

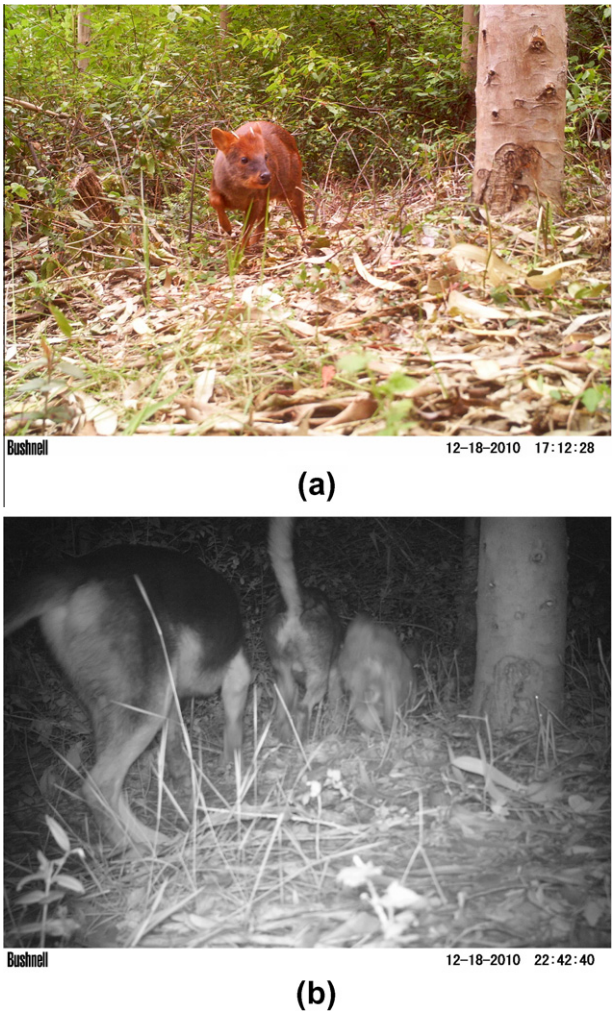


Fig. 2. Sequence of pictures obtained in a camera trap. A male pudu is first detected (a) and 5 h later a pack of dogs (b).

vegetation density ($\omega_+ = 0.31$) and probability of dog presence ($\omega_+ = 0.22$) on the probability of detecting pudus. Models that included the probability of dog presence as covariates for occupancy were strongly supported across models ($\omega_+ = 0.99$). The vegetation density scores had moderate support as a predictor to explain pudu occupancy ($\omega_+ = 0.66$), and there was limited evidence for effects of proximity to roads ($\omega_+ = 0.27$), habitat type ($\omega_+ = 0.42$), and season ($\omega_+ = 0.27$). Models consistently indicated that, as predicted, the probability of pudu presence was higher in areas where the probability of encountering pudu was low and in areas where vegetation density was high (i.e., positive vegetation density scores; Fig. 1 and Table 2). There was no evidence of lack of fit ($\chi^2 = 11.0$, Bootstrap $P = 0.65$) or spatial dependence (Moran's I correlogram, $P = 0.34$).

3.3. Pudu–dog interactions detected through cameras

Camera traps provided additional evidence for interactions between pudus and dogs. Dogs and pudus were detected in the same camera in four occasions. In three of these cases dogs were detected within a day after the detection of the pudu. In one of these cases, the dog defecated in front of the camera and the scat contained pudu remains. In addition, we detected pudus in only three cameras (8.3% out of 36) located within 500 m of houses and in two of them there was evidence of actual or potential interactions with dogs. In the first case, a female pudu that was molting (making identification easy) was attacked by dogs within a week of being detected in a camera (the animal was rescued by the owners and taken to a rehabilitation center). In the second case a pack of dogs was detected only 5 h after a male pudu was captured in the same camera (Fig. 2).

3.4. Assessment of alternative hypotheses

The vegetation density scores were not correlated to the fitted probability of dog presence (Spearman's rho = 0.01, $P = 0.87$). The detection of pumas in cameras ($\beta = -0.73$, SE = 0.42, Likelihood ratio $\chi^2 = 3.6$. $df = 1$, $P = 0.056$) and their tracks on roads ($\beta = -1.62$, SE = 0.52, Likelihood ratio $\chi^2 = 17.9$. $df = 1$, $P < 0.01$) were negatively correlated with the probability of dog and in consequence positively associated to the distribution of pudus.

4. Discussion

4.1. Dog effects on the distribution of pudu

Anecdotal reports of dog-related mortality are rarely accompanied by studies testing whether dogs influence prey distributions, yet these reports have established dogs as a widespread global threat to the conservation of vertebrates (Young et al., 2011). In this study we identified that harassment and predation of pudus by dogs is not anecdotal, but frequent. This conclusion was clearly supported by reports of local residents providing (a) frequent observations of dogs pursuing or killing pudus recently, (b) a high probability of dog attack (>85%) when pudus and dogs were observed at the same time, and (c) a high lethality of attacks when they did occur (50%). These observations add to our previous findings that dogs are an important cause of mortality relative to other threats such as poaching and car collisions (Silva-Rodriguez et al., 2010b). More important, and in addition to strong evidence that dogs are efficient pudu predators, we established that the probability of dog presence was the variable that best explained the distribution of pudus in our study area (Table 2), suggesting that free-ranging dogs largely determine use of space by pudus. Cumulatively, our data shows that pudus make little use of the areas where the probability of encountering dogs is high (i.e., proximity of houses; Table 1, Odell and Knight, 2001; Silva-Rodriguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011), and that when they do, they are often harassed or killed by dogs. Supporting this finding, and in addition to the predation events reported, there was clear evidence of interactions with dogs for pudus that were detected close to human houses. Therefore, based on these findings and other related work (Silva-Rodriguez et al., 2010b), we suggest that dog predation is a major threat to pudu populations in the Valdivian region of Chile.

Domestic dogs are dependent on humans for the subsidies they survive on, therefore are spatially associated with (and live in) human houses (Table 1; Odell and Knight, 2001; Silva-Rodriguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011). This close tie between the distribution of humans (their house) and dog populations implies that other human related activities could be the defining influence on pudu distributions. However, each of the main alternative hypotheses that could have explained the negative association between dogs and pudu was not supported, including hunting of pudu by humans. First, exotic plantations are one of the presumed causes of pudu decline (Jimenez, 2010), but our data did not support this hypothesis as pudu occupancy did not differ between native forest and eucalyptus plantations (Table 2). The lack of evidence for eucalyptus effects may be related to the fact that most plantations had dense understory, thereby providing potentially suitable habitat for pudu. Second, the hypothesis that differences in vegetation

Folio016881

density in the understory of native forest habitats could cause the observed patterns did not have support either. As expected from previous studies pudus occupying native forest and plantations were associated with dense vegetation (Fig. 1; Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007). However, the vegetation density score was not correlated with the probability of dog presence. Therefore, understory density variation—while an important factor in pudu habitat selection (Fig. 1; Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007)—failed to explain the negative association of pudus to dogs on our study areas. Third, as expected from previous work in the area of our study sites (Delgado, 2005, 2010) we did not find any evidence of pudu hunting in the area and all evidence revealed a marked lack of subsistence hunting by the people in our area. People were not afraid to report killing protected animals because they readily reported the illegal killing of small carnivores (Supplementary material), even more frequently than in other parts of the region; e.g., Silva-Rodriguez et al., 2007, 2009). In addition, the convergent facts that (1) people did not indicate that they ever hunted hares (Supplementary material)—an invasive and highly palatable species that can be lawfully killed—, (2) we never saw any evidence of subsistence hunting by local people (e.g., finding ammunition shells), and (3) park rangers (that live in local communities) also mentioned that people in the area did not hunt, together show that subsistence hunting is not an important problem in this area. Consequently, we conclude that observed patterns in pudu distribution were not caused by hunting. Finally, the fourth major alternative factor that could influence pudu distributions did not have any support either. Puma, the natural predator of pudu, was detected more often where the probability of dog presence was lower (Section 3.4), i.e., where the probability of pudu occupancy was higher (Table 2). In sum, the strong and negative spatial association we detected between dogs and pudus cannot be explained by any of the most reasonable alternative hypotheses (eucalyptus plantations, vegetation density, poaching and native predators). The facts that (1) none of the alternative hypothesis explored had support and (2) dogs were effective at detecting, harassing and killing pudus that settled near human houses provides strong evidence that dogs were—at least—one of the important drivers of the observed patterns.

4.2. A worldwide 'dog problem' for prey species?

Dogs, unlike wild predators, do not depend on wild prey, but on human-provided resources (Vanak and Gompper, 2009b) and, consequently, they are associated with human features of the landscape (Table 1, Silva-Rodriguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2010), making their distribution highly predictable (Table 1; Odell and Knight, 2001; Silva-Rodriguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011). In addition, signs of dog presence (e.g., feces and acoustic signals) are ubiquitous where they are present (e.g., Silva-Rodriguez et al., 2010a). The high predictability of association between people, dogs and dog signs suggest that prey have ample cues to use in order to decrease their risk of encountering dogs by shifting habitat use, as reported in other contexts. For example roe deer (*Capreolus capreolus*) avoid contact with hunters that use dogs by moving into protected areas (Grignolio et al., 2011), and the use of dogs is an efficient method to reduce deer damage (*Odocoileus virginianus*; Beringer et al., 1994; Vercauteren et al., 2008). Both examples suggest that deer may avoid areas used by dogs, even in the absence of direct mortality. Thus, we suggest that the patterns we observed for pudu may be the result not only of dog-related mortality (that appears to be frequent) but also of avoidance of dog-used areas by pudus.

Complete avoidance of dog-used areas by prey species is possible in areas where habitat is mostly continuous and there remain large areas, far from human settlements, where dog influence is negligible. However in most human-dominated landscapes most remaining forest is fragmented and degraded, visited by people, and dog densities and activity levels may be much higher than in our study area (e.g., Silva-Rodriguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2010). In these places the area free of dog influence is likely to be very small, and prey will be unable to find spatial refuges, in which case dog-related mortality rates could increase (e.g., Pereira et al., 2010; Silva-Rodriguez et al., 2010b; Taborsky, 1988). Moreover, to avoid dogs prey may need to allocate more time to vigilance and less time to foraging (Gingold et al., 2009; Vanak et al., 2009), which could lead to reduced reproductive success (Gingold et al., 2009; Manor and Saltz, 2004; Sheriff et al., 2009). Such complexes of lethal and non-lethal effects of dogs on wildlife in human-altered landscapes are likely to be compromising the viability of entire populations. Finally, as suggested above, dog-ranging behaviors may define extensive edge effects (Lacerda et al., 2009) that can encroach upon, and cross over the boundaries of protected areas. In less developed regions with largely free-ranging (unrestrained) dog populations, dog incursions into protected areas for many threatened populations may be an edge effect with significant impacts. For example, it could have implications for prey viability similar in scale and intensity to those defined by retaliatory hunting on carnivores (Woodroffe and Ginsberg, 1998) and subsistence hunting on vertebrates (Peres, 2001).

Our results suggest that at a coarse scale, dogs can strongly influence the distribution of some prey, such as pudu. Moreover, our findings underscore the possibility that prey—as a result of dog-related lethal and non-lethal effects—may be more frequent in areas where the probability of encountering native predators is higher (Section 3.4). This pattern is not surprising for two reasons. First, native predators—unlike dogs—need to hunt to survive and to some degree their use of space will be associated with their prey's distribution. Prey have adaptations that can decrease their risk of encountering native predators but often these behaviors play out at finer spatial scales (e.g., avoiding trails, Table 2; Harmsen et al., 2010). Second, lethal and non-lethal consequences of predation are driven by several factors, among them predator encounter risk (Laundre et al., 2001) which is in turn influenced by both the prey and predator densities. The average density of dogs in the areas where they were present in our study site (3.6 dogs/km^2) was not high relative to dog densities elsewhere (Acosta-Jamett et al., 2010; Vanak and Gompper, 2010), but they are extreme when compared to potential densities of puma (the highest density reported in Chile is 0.06 pumas/km^2, Franklin et al., 1999). The extreme differences in densities of dogs relative to native predators (puma is the only important pudu predator, Jimenez, 2010; Silva-Rodriguez et al., 2010b) imply that the risk prey face of encountering a predator in dog-preferred areas may be orders of magnitude higher than the risk of finding predators elsewhere. The actual and perceived predation risk is likely reinforced in these areas by the fact that when dogs find prey they usually harass them and the lethality of these attacks is also high (this study, Silva-Rodríguez and Sieving, 2011; Young et al., 2011). Under these circumstances—high risk of encountering predators, high risk of attack in case of encounter and high lethality of attacks—prey should be less frequent in areas where the probability of encountering dog is high, as we found. Therefore, it seems clear that in landscapes where dogs are common and unrestrained by their owners, domestic dogs may have a highly significant effect on shaping the distribution of threatened prey such as the pudu, and this effect likely greatly exceeds that of unsubsidized predators over large areas of the world.

4.3. Management implications

The abundance and ranging behavior of domestic dogs are recognized as key factors determining their cumulative impacts on

Folio016882

wild carnivores through exploitation, apparent and interference competition (Vanak and Gompper, 2009b). Our study provides support for this hypothesis in the ecological context of predation on ungulates. Pudu presence was negatively associated to the probability of dog presence (Fig. 1) that was, in turn, a function of the distance to human houses (Table 1). Management strategies for dogs should therefore aim to reduce both the number of dogs and their ranging behavior which determines the spatial extent of their impacts (Table 2, see also Vanak and Gompper, 2010).

Lethal control is a common and effective strategy for population reduction of nuisance predators but is not feasible when such predators are owned, as is the case in several areas where dog impacts have been reported (e.g., this study, Lacerda et al., 2009; Silva-Rodriguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2010). Neutering is a long term (decades) alternative for population control but only if the proportion of the population that is neutered is very high (Amaku et al., 2009). Given that sex ratios are highly biased toward males in rural areas of Chile (this study, Acosta-Jamett et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2011) and other areas (e.g., Matter et al., 2000), animal birth control could be more efficient by targeting only females. Further, neutering may only be effective to control populations if they are closed to immigration (Amaku et al., 2009); an assumption that is unlikely to hold, as most dogs in this study were brought from nearby cities (Silva-Rodríguez, unpub. data). This highlights the need to educate people to have fewer dogs, in addition to neutering. Moreover, efforts to reduce dog population size should be accompanied by a strong emphasis on reducing the ranging behavior of dogs. Predation (this study, Corti et al., 2010; Taborsky, 1988) as well as non-lethal consequences of predation (Gingold et al., 2009) and interference competition (Lacerda et al., 2009; Silva-Rodriguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2010) are the results of dogs wandering into wildlife habitat. Special efforts should be allocated toward restriction of dogs (leash or fenced areas) in the proximity of protected areas. In the case of some dogs that are used for work (e.g., herding) that requires them to be free-ranging, other strategies—such as improving the diet (Silva-Rodríguez and Sieving, 2011)—should also be considered.

Acknowledgements

We thank local people for participating in this study. L. Branch, M. Christman, R. Fletcher, M. Sunquist and three anonymous reviewers provided insightful comments that helped to improve this manuscript. Our field assistants, A. Silva, G. Ortega and F. Osorio, were fundamental for the success of this project. The Nature Conservancy through Reserva Costera Valdiviana (RCV) provided invaluable logistic support. We thank all the support from A. Almonacid, E. Ovando, D. González, O. Ponce, G. Ponce, J. Vistoso and P. Póveda during our time in the RCV. The study was approved by the Non-Regulatory Animal Research System (IFAS ARC#016-08WEC-ADD001) and by the Internal Review Board 02 (UFIRB# 2010-U-500) both at the University of Florida. This study was supported with funds from Cleveland Metroparks Zoo and the Cleveland Zoological Society, the U.S. Fish and Wildlife Service Wildlife Without Borders Program, Mohammed bin Zayed Conservation Fund, Panthera and Idea Wild. E.A.S. was funded by a Fulbright-Conicyt fellowship.

Appendix A. Supplementary material

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008.

References

Acosta-Jamett, G., Cleaveland, S., Cunningham, A.A., Bronsvoort, B.M.D., 2010. Demography of domestic dogs in rural and urban areas of the Coquimbo region of Chile and implications for disease transmission. Prevent. Vet. Med. 94, 272–281.

Agresti, A., 2002. Categorical Data Analysis, second ed. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.

Amaku, M., Dias, R.A., Ferreira, F., 2009. Canine population dynamics: the potential effect of sterilization campaigns. Pan Am. J. Publ. Health (Rev. Panam. Salud Publ.) 25, 300–304.

Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramirez, C., Arroyo, M.T.K., 1998. Conservation targets in South American temperate forests. Science 282, 1271–1272.

Beringer, J., Hansen, L.P., Heinen, R.A., Giessman, N.F., 1994. Use of dogs to reduce damage by deer to a white-pine plantation. Wildlife Soc. Bull. 22, 627–632.

Brown, J.S., Laundre, J.W., Gurung, M., 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. J. Mammal. 80, 385–399.

Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, second ed. Springer, New York.

Butler, J.R.A., Du Toit, J.T., 2002. Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. Anim. Conserv. 5, 29–37.

Causey, M.K., Cude, C.A., 1980. Feral dog and white-tailed deer interactions in Alabama. J. Wildlife Manage. 44, 481–484.

Corti, P., Wittmer, H.U., Festa-Bianchet, M., 2010. Dynamics of a small population of endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Chilean Patagonia. J. Mammal. 91, 690–697.

Delgado, C., 2005. Plan de conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia.

Delgado, C., 2010. Plan de manejo de la Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia.

Diaz, I.A., Armestro, J.J., Reid, S., Sieving, K.E., Willson, M.F., 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloe' Island, Chile. Biol. Conserv. 123, 91–101.

Eldridge, W.D., Macnamara, M.M., Pacheco, N.V., 1987. Activity patterns and habitat utilization of pudus (*Pudu puda*) in South-Central Chile. In: Wemmer, C.M. (Ed.), Biology and Management of the Cervidae. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 352–370.

Franklin, W.L., Johnson, W.E., Sarno, R.J., Iriarte, J.A., 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. Biol. Conserv. 90, 33–40.

Fortin, M.J., Dale, M.R.T., 2005. Spatial Analysis: A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, Cambridge, New York.

Gingold, G., Yom-Tov, Y., Kronfeld-Schor, N., Geffen, E., 2009. Effect of guard dogs on the behavior and reproduction of gazelles in cattle enclosures on the Golan Heights. Anim. Conserv. 12, 155–162.

Grignolio, S., Merli, E., Bongi, P., Ciuti, S., Apollonio, M., 2011. Effects of hunting with hounds on a non-target species living on the edge of a protected area. Biol. Conserv. 144, 641–649.

Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C.P., 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. Biotropica 42, 126–133.

Hines, J.E., 2006. PRESENCE2 – Software to Estimate Patch Occupancy and Related Parameters. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html> (04.05.11).

IUCN, 2011. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/> (accessed 31.05.11).

Jimenez, J.E., 2010. Southern pudu *Pudu puda* (Molina 1782). In: Barbanti Duarte, J.M., Gonzalez, S. (Eds.), Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Funep & IUCN, Jaboticabal & Gland, pp. 140–150.

Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A., Hines, J.E., 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 101, 4854–4858.

Kruuk, H., Snell, H., 1981. Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). J. Appl. Ecol. 18, 197–204.

Lacerda, A.C.R., Tomas, W.M., Marinho, J., 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasilia National Park, Brazil: interactions with native mammals. Anim. Conserv. 12, 477–487.

Laundre, J.W., 2010. Behavioral response races, predator–prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. Ecology 91, 2995–3007.

Laundre, J.W., Hernandez, L., Altendorf, K.B., 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, USA. Can. J. Zool. 79, 1401–1409.

Laurenson, K., Sillero-Zubiri, C., Thompson, H., Shiferaw, F., Thirgood, S., Malcolm, J., 1998. Disease as a threat to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs and canine pathogens. Anim. Conserv. 1, 273–280.

Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J., Anderson, D.R., 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. Ecol. Monogr. 62, 67–118.

MacKenzie, D.I., 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. J. Wildlife Manage. 70, 367–374.

MacKenzie, D.I., Bailey, L.L., 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. J. Agric. Biol. Environ. Stat. 9, 300–318.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83, 2248–2255.

Folio016883

Manor, R., Saltz, D., 2004. The impact of free-roaming dogs on gazelle kid/female ratio in a fragmented area. Biol. Conserv. 119, 231–236.
Matter, H.C., Wandeler, A.I., Neuenschwander, B.E., Harischandra, L.P.A., Meslin, F.X., 2000. Study of the dog population and the rabies control activities in the Mirigama area of Sri Lanka. Acta Trop. 75, 95–108.
McGarigal, K., Cushman, S., Stafford, S., 2000. Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research. Springer, New York.
Meier, D., Merino, M.L., 2007. Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda* Molina, 1782) in Argentina. Mammal. Biol. 72, 204–212.
Messier, F., 1994. Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. Ecology 75, 478–488.
Mitchell, B.D., Banks, P.B., 2005. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. Aust. Ecol. 30, 581–591.
Nudds, T.D., 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. Wildlife Soc. Bull. 5, 113–117.
Odell, E.A., Knight, R.L., 2001. Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. Conserv. Biol. 15, 1143–1150.
Olson, D.M., Dinerstein, E., 1998. The global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. Conserv. Biol. 12, 502–515.
Pereira, J.A., Fracassi, N.G., Rago, V., Ferreyra, H., Marull, C.A., McAloose, D., Uhart, M.M., 2010. Causes of mortality in a Geoffroy's cat population – a long-term survey using diverse recording methods. Eur. J. Wildlife Res. 56, 939–942.
Peres, C.A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. Conserv. Biol. 15, 1490–1505.
Rosenberg, M.S., Anderson, C.D., 2011. PASSaGE: pattern analysis, spatial statistics and geographic exegesis. Version 2. Methods Ecol. Evol. 2, 229–232.
Rowcliffe, J.M., Carbone, C., Jansen, P.A., Kays, R., Kranstauber, B., 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. Methods Ecol. Evol.. http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x.
Scott, M.D., Causey, K., 1973. Ecology of feral dogs in Alabama. J. Wildlife Manage. 37, 253–265.
Sheriff, M.J., Krebs, C.J., Boonstra, R., 2009. The sensitive hare: sublethal effects of predator stress on reproduction in snowshoe hares. J. Anim. Ecol. 78, 1249–1258.
Silva-Rodriguez, E.A., Ortega-Solis, G.R., Jimenez, J.E., 2007. Human attitudes toward wild felids in a human-dominated landscape of southern Chile. Cat News 46, 17–19.
Silva-Rodriguez, E.A., Ortega-Solis, G.R., Jimenez, J.E., 2010a. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. Aust. Ecol. 35, 765–777.
Silva-Rodríguez, E.A., Sieving, K.E., 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. Conserv. Biol. 25, 808–815.
Silva-Rodriguez, E.A., Soto-Gamboa, M., Ortega-Solis, G.R., Jimenez, J.E., 2009. Foxes, people and hens: human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 82, 375–386.
Silva-Rodriguez, E.A., Verdugo, C., Aleuy, O.A., Sanderson, J.G., Ortega-Solis, G.R., Osorio-Zuniga, F., Gonzalez-Acuna, D., 2010b. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. Oryx 44, 97–103.
Taborsky, M., 1988. Kiwis and dog predation: observations in Waitangi State Forest. Notornis 35, 197–202.
Thornton, D.H., Branch, L.C., Sunquist, M.E., 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: do tropical mammals meet the temperate paradigm? Ecol. Appl. 21, 2324–2333.
Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2009a. Dietary niche separation between sympatric free-ranging domestic dogs and Indian foxes in Central India. J. Mammal. 90, 1058–1065.
Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2009b. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. Mammal Rev. 39, 265–283.
Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. J. Appl. Ecol. 47, 1225–1232.
Vanak, A.T., Thaker, M., Gompper, M.E., 2009. Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. Behav. Ecol. Sociobiol. 64, 279–287.
Vercauteren, K.C., Lavelle, M.J., Phillips, G.E., 2008. Livestock protection dogs for deterring deer from cattle and feed. J. Wildlife Manage. 72, 1443–1448.
Wandeler, A.I., Matter, H.C., Kappeler, A., Budde, A., 1993. The ecology of dogs and canine rabies: a selective review. Rev. Sci. Tech. – Office Int. Epizoot. 12, 51–71.
Wilson, K., Newton, A., Echeverria, C., Weston, C., Burgman, M., 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. Biol. Conserv. 122, 9–21.
Woodroffe, R., Ginsberg, J.R., 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. Science 280, 2126–2128.
Woodroffe, R., Donnelly, C.A., 2011. Risk of contact between endangered African wild dogs *Lycaon pictus* and domestic dogs: opportunities for pathogen transmission. J. Appl. Ecol.. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02059.x.
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, 125–132.
Zar, J.H., 1999. Biostatistical Analysis, fourth ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

View publication stats

Folio016884

ResearchGate

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: https://www.researchgate.net/publication/324267560

Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range

Article *in* Mammalian Biology · April 2018

DOI: 10.1016/j.mambio.2018.04.003

CITATIONS
21

READS
1,352

9 authors, including:

Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile
49 PUBLICATIONS **1,430** CITATIONS
SEE PROFILE

Brayan Zambrano
Universidad Andrés Bello
9 PUBLICATIONS **45** CITATIONS
SEE PROFILE

Maximiliano A Sepúlveda
The Pew Charitable Trusts
35 PUBLICATIONS **713** CITATIONS
SEE PROFILE

Patricio Contreras
Corporación Nacional Forestal
14 PUBLICATIONS **40** CITATIONS
SEE PROFILE

All content following this page was uploaded by Ariel Farias on 01 June 2018.

The user has requested enhancement of the downloaded file.

Folio016885

Mammalian Biology 92 (2018) 45–53

Contents lists available at ScienceDirect

Mammalian Biology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/mambio

Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range

Eduardo A. Silva-Rodríguez[a,b,*,1], Erwin Ovando[c], Danilo González[c], Brayan Zambrano[d], Maximiliano A. Sepúlveda[e], Gabriella L. Svensson[e], René Cárdenas[f], Patricio Contreras[f], Ariel A. Farías[g,h,i,**,1]

[a] Departamento de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile
[b] Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile
[c] Reserva Costera Valdiviana, The Nature Conservancy, Los Helechos 635, Isla Teja, Valdivia, Chile
[d] Escuela de Medicina Veterinaria, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile
[e] Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, Corporación Nacional Forestal, Paseo Bulnes 285, Santiago, Chile
[f] Parque Nacional Alerce Costero, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal, Provincia de Valdivia, Los Castaños 100, Valdivia, Chile
[g] Centro Universitario Regional Este (CURE-Maldonado), Universidad de la República, Tacuarembó s/n of. 150, Maldonado, CP 20100, Uruguay
[h] Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES), Pontificia Universidad Católica de Chile, Alameda 340 PO-Box 114-D, Santiago, CP 6513677, Chile
[i] Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CIICC), Universidad Santo Tomás, Santiago, Chile

ARTICLE INFO

Article history:
Received 7 July 2017
Accepted 5 April 2018
Available online 6 April 2018

Handled by Francesco Ferretti.

Keywords:
Camera trapping
Lycalopex fulvipes
Domestic dog
Human disturbance
Native forest
Probability of detection

ABSTRACT

The Darwin's fox is one of the most threatened carnivores worldwide and was thought to occur in only two isolated areas. Recently this canid was found in the Valdivian Coastal Range, between the previously known populations, but other than their presence, little is known about these populations. Here we report the results of camera trap surveys conducted between 2012 and 2016 (18,872 camera days), including surveys in 30 different sites—distributed along c. 400 km—and monitoring in two contiguous protected areas. Darwin's fox detection rate was higher when forest cover was higher or when domestic dog (*Canis familiaris*) detection rate was lower. Given confirmed presence, the detection rate was higher for sites in Chiloé Island, than in the mainland's Coastal Range. In mainland, we found evidence of dogs' presence in most of the sites we detected Darwin's foxes. In the protected areas monitored, Darwin's foxes were found to use 12% and 15% of the area sampled in 2015 and 2016 respectively, although there was high uncertainty in the 2016 estimates due to low probability of detection. We did not detect Darwin's foxes in forestry plantations. Our findings provide support for a continuous distribution along the mainland's Coastal Range and Chiloé Island but we hypothesize—based on the major differences observed in detection rates between these areas—that local densities are lower in mainland than in Chiloé Island. Finally, Darwin's fox appears to be sensitive to human disturbance and these disturbances, especially dogs, are ubiquitous within its newly discovered range.
© 2018 Deutsche Gesellschaft für Säugetierkunde. Published by Elsevier GmbH. All rights reserved.

Introduction

The Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) is an Endangered canid, endemic to Chile (Silva-Rodríguez et al., 2016). Up to recently this fox was known to occur in just two areas: a single site in mainland Chile (Nahuelbuta mountain range) and an island (Chiloé) located a few kilometers away from mainland, but nearly 500 km south of Nahuelbuta (Jiménez and McMahon, 2004). The lack of Darwin's fox records in the coastal areas between Nahuelbuta and Chiloé Island was intriguing, because there were still areas of native forest where undiscovered populations could persist (Vilà et al., 2004). To

* Corresponding author at: Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile.
** Corresponding author at: Centro Universitario Regional Este (CURE-Maldonado), Universidad de la República, Tacuarembó s/n of. 150, Maldonado, CP 20100, Uruguay.
E-mail addresses: eduardo.silva@uach.cl (E.A. Silva-Rodríguez), ariel.farias@cure.edu.uy (A.A. Farías).
[1] Equal contributors.

https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.003
1616-5047/© 2018 Deutsche Gesellschaft für Säugetierkunde. Published by Elsevier GmbH. All rights reserved.

Folio016886

address this gap, Vilà et al. (2004) surveyed several sites along the Coastal Range between Nahuelbuta and Chiloé Island. Their efforts led to the finding of a pelt in Punta Chanchán (39°21′ S, 73°14′ W). In addition, local people reported foxes that matched Darwin's fox in Chaihuín (40°1′ S, 73°25′ W) and Punta Chanchán (Vilà et al., 2004). Unfortunately, these surveys did not provide evidence of living foxes. This situation changed with the recent finding of a fox killed by a dog (*Canis familiaris*) in Lastarria, Gorbea (39°11′ S, 72°46′ W; D'Elía et al., 2013) and camera trap records in three protected areas in the Valdivian Coastal Range (Farias et al., 2014). These findings provided strong evidence that the area occupied by Darwin's foxes in mainland was much larger than previously thought (D'Elía et al., 2013; Farias et al., 2014; Silva-Rodríguez et al., 2016).

In addition to the new distributional insights, in the last decade there have been important advances in the understanding of the ecology of the Darwin's fox. Recent research on habitat use in the Nahuelbuta mountain range has shown that Darwin's fox is positively associated to native forest and negatively associated to the occurrence of domestic dogs (Moreira-Arce et al., 2015), and understory appears to play an important role in the presence of this species (Moreira-Arce et al., 2016). In Chiloé Island, this canid uses a wider diversity of land cover types and associated food resources (e.g., fruits, terrestrial and intertidal invertebrates, vertebrates; Jiménez, 2007), but in fragmented areas of the island it is associated to large forest fragments (Farias and Jaksic, 2011). Home range size varies between 103 and 488 ha, and core areas (50% fixed Kernel) range between 30 and 130 ha (based on seven foxes, Jiménez, 2007). Threats such as diseases are little understood (e.g., Cabello et al., 2013). However, seroprevalence to pathogens such as canine distemper virus is high in domestic dogs (Sepúlveda et al., 2014; Acosta-Jamett et al., 2015) and invasive American minks (*Neovison vison*) (Sepúlveda et al., 2014), suggesting an important risk for the species (Silva-Rodríguez et al., 2016). Several studies—that did not target the species—provide important information that is relevant to understand the drivers of the threats affecting Darwin's fox. For example, there is ample information on land cover change (e.g., Echeverría et al., 2012; Miranda et al., 2015; Zamorano-Elgueta et al., 2015; Otavo and Echeverría, 2017) and domestic dogs (e.g., diet, habitat use, interactions with wild animals, exposure to pathogens, etc.; see Silva-Rodríguez et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2012; Sepúlveda et al., 2014, 2015; Acosta-Jamett et al., 2015). The information available suggests that domestic dogs and associated pathogens as well as forest loss are the main threats for the conservation of the Darwin's fox (Silva-Rodríguez et al., 2016).

In the Valdivian Coastal Range, other than the fact that they are present (Farias et al., 2014), little is known about the ecology of the Darwin's fox and how it compares to other populations. Using data from survey efforts conducted along the Coastal Range and Chiloé Island, as well as the results of monitoring efforts in two protected areas, we aimed to address three specific objectives. First, we aimed at determining if the detection rates—the quotient of detection events and sampling effort (see Carbone et al., 2001; Rovero and Marshall, 2009)—of Darwin's foxes differed between the mainland and the insular population. Furthermore, given that we expected foxes to be negatively associated to human disturbance—as reported for the northern population in Nahuelbuta (Moreira-Arce et al., 2015)—we asked whether differences in fox detection rates between mainland and the island held at different levels of human disturbance. For this purpose, we used two proxies of human disturbance: forest cover and domestic dogs. Second, we aimed to quantify the proportion of sites occupied by Darwin's foxes where domestic dogs are also present (i.e., the scope of a threat; see Foundations of Success, 2009). The scope of the dog threat was considered high for the IUCN Red List (Silva-Rodríguez et al., 2016), but has not been formally quantified. Finally, our third objective was to quantify the area used by Darwin's foxes in two neighboring protected areas, thus providing an early baseline for the newly discovered population of this endangered species.

Methods

Study sites

Our study area extends for over 400 km from Los Ríos region to the southern end of Chiloé Island (Fig. 1). Most of the surveyed sites are located in the Coastal Range of Los Ríos and Los Lagos administrative regions. The area is characterized by high precipitations, and is dominated by Valdivian evergreen forests (mainland) and Chiloé evergreen forests (Smith-Ramírez, 2004).

In addition to the surveys, we conducted intensive work in two neighboring protected areas located in the Valdivian Coastal Range, Los Ríos administrative region: the Valdivian Coastal Reserve (c. 508 km^2; Silva-Rodríguez et al., 2015a) and Alerce Costero National Park (c. 250 km^2; CONAF, 2014). The Valdivian Coastal Reserve is a private protected area, owned by The Nature Conservancy (Silva-Rodríguez et al., 2015a), whereas Alerce Costero National Park is a public protected area managed by the National Forestry Corporation (Conaf, 2014). Precipitation may reach up to 4250 mm at higher altitude (Barichivich, 2005) and 1548 mm at lower altitude (Little et al., 2015). Both protected areas are dominated by Valdivian evergreen forest and, to a lesser extent, alerce (*Fitzroya cupressoides*) forests (CONAF, 2014; Silva-Rodríguez et al., 2015a). In addition, in the Valdivian Coastal Reserve there are more than 3500 ha of eucalyptus plantations (Silva-Rodríguez et al., 2015a).

Prospections along the coastal range

We surveyed 30 sites throughout the Coastal Range (mainland) and Chiloé Island since 2010 through 2014. Cumulatively, we deployed 197 camera-trap stations baited with raw chicken pieces and in most cases lure (bobcat urine, Caven's Terminator and Violator 7 lures; Minnesota Trapline Products Inc., Pennock, MN, USA) to increase the probability of detecting carnivores. Within sites, the minimum distance between cameras was c. 500 m, although in most cases the minimum distance was close to 1 km. A few cameras were located directly on trails, but most of them were near (i.e. < 200 m)—but outside—small trails or secondary roads. The cumulative sampling effort was 12,729 camera days (see details per site in supplementary material). Darwin's fox records in sites 2, 3, 4, 5 and 7 were previously used to report the presence of the species in the area (Farias et al., 2014). Data from four sites (Sites 4, 18, 22, 23; see Fig. 1) were not used in the statistical analyses. Three of them were excluded because the effort was low (<100 camera days) and the fourth (site 18) because it was located outside the suspected distribution of the species (see Silva-Rodríguez et al., 2016). However, we report the site because it is relatively close (c. 50 km) to a location near Puerto Octay, where there have been some isolated sightings of the species (J.E. Jiménez pers. comm; Silva-Rodríguez et al., 2016). Most of the 161 camera-trap stations used in the analyses (i.e., those associated to the 26 sites), remained active forty days or more. The 26 sites included in further analyses were separated by at least 2 km, except in one case (sites 9 and 10), where the nearest cameras were separated by c. 1.4 km. However, a deforested area that was unlikely to be suitable for Darwin's fox separated these cameras. Furthermore, between these locations, the closest Darwin's fox records were separated by 7.7 km (more than the largest home range reported, see Jiménez, 2007), so we considered adequate to keep them separated.

From camera-trap records, we estimated the camera trapping photographic rate (i.e., number of independent pictures per 100 camera days, Rovero and Marshall, 2009; O'Brien et al., 2003) for

Folio016887

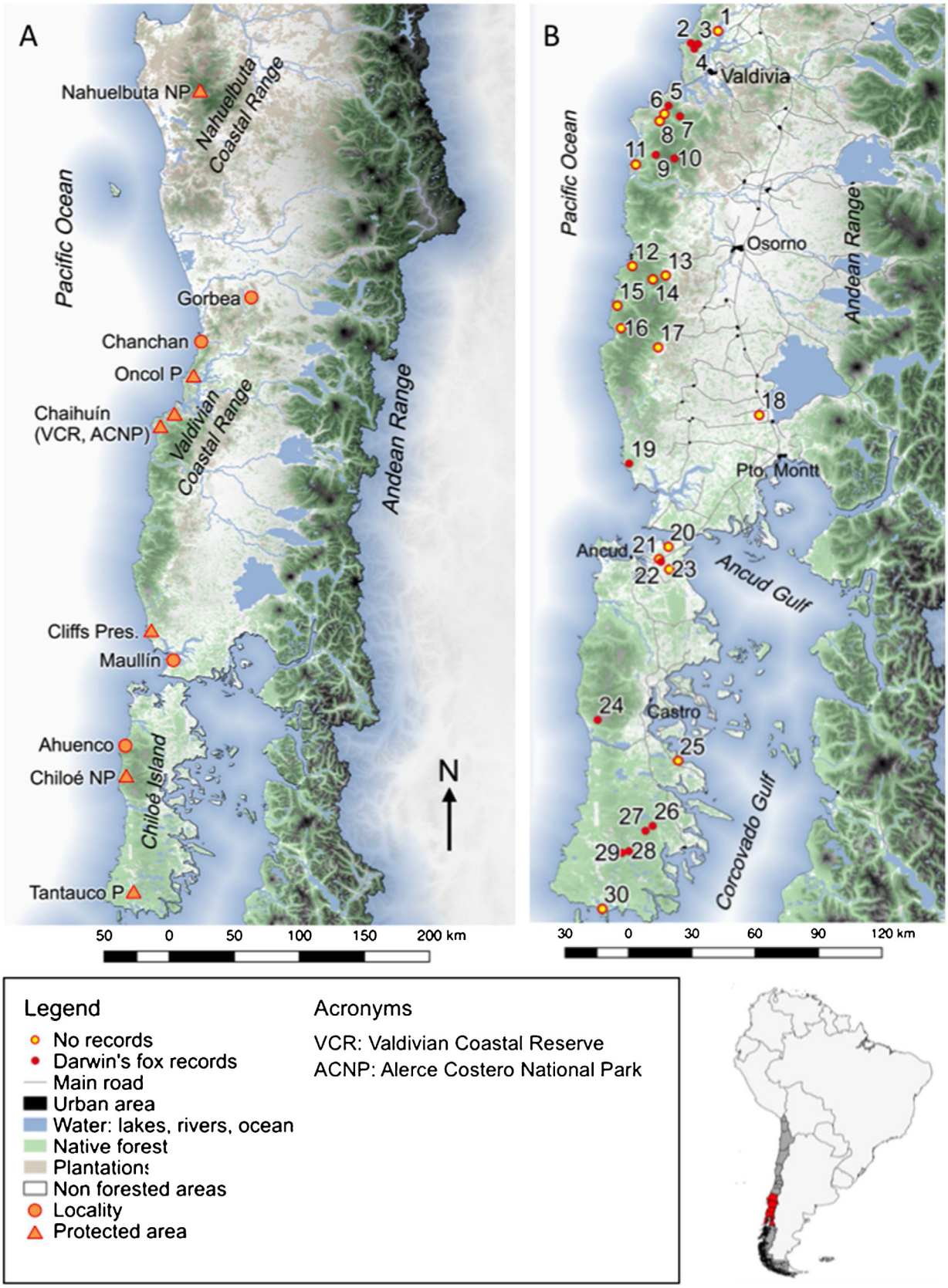


Fig. 1. Study Area. (A) Localities mentioned throughout the text. (B) Detail of the location of the sites surveyed in the Coastal Range (mainland) and Chiloé Island. Filled circles represent sites with positive records of Darwin's fox. Numbers associated to circles corresponds to site identifications shown in the supplementary material.

Folio016888

each of the sites. Pictures were considered independent if separated by at least 60 min (Rovero and Marshall, 2009). These indices are often called relative abundance index (RAI), because they were originally conceived as a proxy for animal abundance (Carbone et al., 2001; O'Brien et al., 2003). Although some studies have shown an association between RAI and density (e.g., Rovero and Marshall, 2009), caution is warranted in its interpretation given that variation in RAI may be associated to variation in probability of detection (Jennelle et al., 2002; Sollmann et al., 2013). Here we interpret RAI simply as detection rates, and discuss our findings considering both abundance and probability of detection as alternative hypotheses that may explain observed patterns. We evaluated how the detection rate of Darwin's fox varied between Chiloé Island and the Coastal Range (mainland), and through a gradient of human disturbance. We used two proxies for human disturbance: native forest cover and domestic dog detection rate. First, native forest cover in each site was assessed as the average percent tree cover (PTC) in a 1-km buffer around camera-traps, minus the percentage of such area covered by exotic forestry plantations. PTC was obtained from high-resolution (i.e. 30 m) satellite images of the Global Forest Change Project (https://earthenginepartners.appspot.com; Hansen et al., 2013), and rescaled to range from 0 to 1. Digital maps of the exotic forestry plantation areas were obtained from the Native Forest Inventory of the National Forestry Corporation of Chile (CONAF, available in http://sit.conaf.cl). The resulting variable is thus negatively related to the extent of forest replacement for productive activities or due to other anthropogenic disturbance such as forest fires. On the other hand, the detection rate of domestic dogs was assessed analogously to that of Darwin's fox. Dogs tend to be more active near human habitations and to move along roads and trails (Silva-Rodríguez et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2012; Sepúlveda et al., 2015), therefore higher dog activity is likely to be correlated to human activity.

Monitoring in the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park

We conducted monitoring in the Valdivian Coastal Reserve (2015 and 2016) and Alerce Costero National Park (2016). The design used is detailed in the monitoring plan of the Valdivian Coastal Reserve (Silva-Rodríguez et al., 2015b) and summarized up next. For monitoring purposes the Reserve has been divided in a grid composed of square cells of 1-km x 1-km. To secure the long-term feasibility of the monitoring, sampling was limited to accessible cells (i.e., associated to roads and some trails). From the cells defined as accessible we randomly selected 50 cells in the northern and 40 in the southern half of the Reserve. From the selected ones, we chose 30 for each half (60 total) that aimed at securing the adequate representation of the different areas of the protected area. If in the field it was not possible or practical to reach a selected quadrant, the selection was moved to a neighboring cell. In the southern half, most of the accessible areas available were selected. We targeted 60 different locations because this is considered a minimum number for occupancy studies (Rovero et al., 2013). We acknowledge however, that larger sample sizes are desirable (especially for species with low occupancy and/or probability of detection, see also Gálvez et al., 2016) but, in this case, there was an important trade-off between monitoring and other key activities that park rangers have to conduct. Cameras were set associated to the road/trail (in most cases less than 50 m away) and ideally close to the center of the cell, but limited by the proximity of the road and by other features that could emerge in the field. The design used implies that a Darwin's fox could be eventually detected in adjacent cameras (see home ranges above, Jiménez, 2007). However, increasing camera-spacing would have forced to reduce the number of locations below recommended standards (e.g., Rovero et al., 2013).

Cameras were set approximately 20–30 cm above ground and verifying that movement occurring approximately 10 cm above ground would trigger them. To increase the probability of detecting Darwin's foxes, we used raw chicken, set inside a PVC tube, and bobcat urine (Kishel's Quality Animal Scents and Lures, Inc., East Aurora, New York), placed in a perforated 1-ml syrinx and sprayed on the tube. In 2015, we installed cameras in 59 sites and left them in the field for at least 30 days and moved to a new location afterwards. However, many of the cameras stayed for a longer time (up to 75 days). Six cameras malfunctioned; therefore, the effort for the season was 2649 camera days distributed in 53 cameras. In 2016, we applied the same protocol, but added one more cell (total: 61). Most cameras were set in the same locations than the previous year, and in some cases cameras were relocated a few meters from the original site. Cameras were set in sixty-one sites, but four cameras had functioning issues. In addition, in 2016 the monitoring was extended to the Alerce Costero National Park, following the same protocol applied in the Valdivian Coastal Reserve (see Silva-Rodríguez et al., 2015b). Although 30 points were selected (for long term purposes), the 2016 pilot only included 20 cameras. As in 2015, data was truncated after 75 days of camera installation (some cameras could not be removed before several months). Pictures were processed following the protocol described by Sanderson and Harris (2013). The total effort (i.e., both protected areas) for 2016 included 77 camera-sites and 3494 camera days.

Data analyses

We explored the association between Darwin's fox detection rate and the two indicators of human disturbance (forest cover and dog detection rate) using Spearman's rank correlation (see Zar, 2005). The same analysis was used to test the association between forest cover and dog detection rate. We used a Wilcoxon-Mann-Whitney test (see Moses, 2005) to compare the distribution of Darwin's fox detection rates between Chiloé Island and mainland. This later analysis was conditional on Darwin's fox detection (i.e., we only compared sites where foxes were detected). These analyses were conducted in R (R Core Team, 2016) using package Rcmdr (Fox, 2005).

Human disturbance may be expected to affect not only mean trends in RAI but also its statistical distribution. For example, a reduction in mean RAI of Darwin's fox could be attained through three non-exclusive mechanisms: (1) similar decrement throughout its spatial distribution range, without effect on its variance, (2) a decrease in its incidence without changes in its RAI where it is present (i.e. increased population fragmentation), thus increasing variance, or (3) a decrease on the frequency of highly favorable sites with very high RAI (e.g., colonizers' sources), thus decreasing variance and bias. Common modeling techniques focused just on analyzing central trends (e.g., generalized linear models) cannot differentiate among these mechanisms and may not be valid due to variance heterogeneity. Thus, in addition to the previously mentioned analyses, we simultaneously accounted for effects on central trend, variance and bias of Darwin's fox RAI modeling its conditional distribution using quantile regression models (QRM; Cade and Noon, 2003; Austin, 2007) for three characteristic quantiles (τ): 0.25 (1 st quartile), 0.5 (median), and 0.75 (3rd quartile). Differences in the response of two or more quantiles are indicative of effects on variance and/or bias of the distribution of RAI values.

The distribution of detection rate values of both Darwin's fox and domestic dogs was highly skewed, with many small and a few high to very high values. In addition, exploratory scatter-plots of fox detection rate against the two indicators of human disturbance suggested concave relationships. Thus, in order to improve reliabil-

Folio016889

ity in parameter estimation (i.e. to reduce potential bias due to few values with high leverage), and to account for potential non-linear relationships, detection rate values of Darwin's foxes and dogs were log-transformed. This implied an exponential association between Darwin's fox detection rate and forest cover, and a power (i.e. log-log) relationship between the former and dog detection rate. In each case, the performance of models including all possible combinations of region (i.e. Coastal Range vs. Chiloé Island) and forest cover or dog detection rate and their first order interactions were compared using Akaike's information criterion corrected for small sample size (AICc; Burnham and Anderson, 2002). To reduce bias in parameter estimation associated to the high observed variability in sample effort (eff) among localities, models were fitted using log(eff) as a weighting factor. Modeling was performed with the quantreg package (Koenker, 2016) for the R programming environment (R Core Team, 2016).

Finally, we analyzed the monitoring data from the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park using single season, single species occupancy models (Mackenzie et al., 2002). Considering the spacing of cameras relative to home range size and especially the possibility that the closure assumption may have not been met, we interpreted our results as use rather than occupancy (see Mackenzie and Nichols, 2004; Efford and Dawson, 2012; Rovero et al., 2013). Survey occasions were built considering periods of 5 days each, as commonly done (e.g., Burton et al., 2015; Gálvez et al., 2016). The number of survey occasions per camera ranged from 2 to 15 in 2015 and from 1 to 15 in 2016, depending on the number of days each camera was operative. Given the relatively small number of records available, we did not attempt to fit covariates to the detection or to the occupancy components of the model, therefore we did not conduct model selection. We estimated occupancy (in this case use) and probability of detection using the software Presence 11.7 (Hines, 2006). The data—53 and 77 camera sites for 2015 and 2016 respectively—was truncated at day 30 (up to 6 survey occasions per camera), as planned in the monitoring program of the Valdivian Coastal Reserve (Silva-Rodríguez et al., 2015b), as well as at day 75 (up to 15 survey occasions per camera).

Results

Darwin's fox surveys along the coastal range

Darwin's fox was recorded at 14 out of 30 sites (Fig. 1), including 42.1% of the sites surveyed in mainland and 54.5% in Chiloé Island. Records were distributed throughout Chiloé Island, but were less common at the most intervened and densely populated northeastern portion of the island (Fig. 1). On the other hand, Darwin's fox records in mainland were mostly concentrated in the northern portion of the sampled Coastal Range and a single locality at the southern extreme (Fig. 1). Domestic dogs were detected in 73.7% of the mainland and 45.5% of the Chiloé sites surveyed. Dogs were detected in 75% of the sites where Darwin's fox was detected in mainland and in none of the sites where the foxes were detected in Chiloé. Further, in two thirds of the sites where both species were detected, dogs were recorded at the same camera-trap stations where Darwin's fox was recorded (Table S1).

Table 1
Quantile-regression model selection for the detection rate of Darwin's fox (*Fox*, log-transformed) in relation to region (*Region*: Coastal Range vs. Chiloé Island) and two proxies of human disturbance: forest cover (*Forest*) and detection rate of domestic dogs (*Dog*, log-transformed). The response was assessed for a set of three quantiles (τ) of the conditional distribution of observed data: 0.25, 0.50, and 0.75. Due to high co-linearity no model assessed simultaneously the effects of *Forest* and *Dog*, nor their interaction. For each value of τ, the best performing model (bold case) was assessed according to the Akaike's Information Criterion (AICc) corrected for small sample size. The number of fitted parameters (k) is also shown.

		AICc		
Model	k	$\tau = 0.25$	$\tau = 0.50$	$\tau = 0.75$
Fox ~ *Region* + *Dog* + *Region*×*Dog*	4	35.37	47.66	**52.54**
Fox ~ *Region* + *Dog*	3	36.40	53.71	61.77
Fox ~ *Dog*	2	33.83	53.71	71.11
Fox ~ *Region* + *Forest* + *Region*×*Forest*	4	35.92	**46.19**	53.96
Fox ~ *Region* + *Forest*	3	36.40	52.67	59.65
Fox ~ *Forest*	2	33.83	52.82	70.13
Fox ~ *Region*	2	33.83	52.44	63.17
Fox ~ 1 (null model)	1	**31.48**	52.56	77.84

Correlates of Darwin's fox photographic rates

Darwin's fox photographic rate was positively correlated to forest cover ($r_s = 0.523$, $S = 1394.4$, $p = 0.006$) and negatively correlated to domestic dogs' detections ($r_s = -0.638$, $S = 4790.4$, $p < 0.001$). However, forest cover was also negatively correlated to dog detection rate ($r_s = -0.500$, $S = 4387.8$, $p = 0.009$). Finally, for those sites where Darwin's fox was detected, detection rates were higher in Chiloé Island (Median: 8.9 records/100 trap days; Q_1: 2.3; Q_3: 10.5) than in mainland (Median: 0.3 records/100 trap days; Q_1: 0.2; Q_3: 1.3) and their distributions differed ($W = 32$, $p = 0.018$).

The conditional distribution of detection rate of Darwin's fox varied with both indicators of human disturbance. However, the response differed among percentiles of the conditional distribution and interacted with region, suggesting changes in its variance and/or bias that differed between mainland and Chiloé Island. Overall, models for the lower quartile showed little or no response to either dog detection rate or forest cover. Higher τ-values show more marked non-linear negative responses to dog detection rates and positive responses to forest cover, showing higher variance and bias, and reaching very high fox detection rates only in Chiloé Island (Fig. 2). In the mainland's Coastal Range detection rates were low, independent of human disturbance. Model selection sustain these patterns with higher support for the null (i.e. intercept only) model for $\tau = 0.25$, an effect of region plus its interaction with forest cover for $\tau = 0.5$ and an effect of region plus its interaction with dog detection rate for $\tau = 0.75$ (Table 1).

Monitoring in the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park

In 2015, we detected Darwin's foxes in 11.3% of the camera-sites, whereas in 2016, we detected foxes in 7.8% of them (data truncated at day 75, see Table 2). For 2016, this considers 5.3% of the cameras set in the Valdivian Coastal Reserve and 15.0% of the cameras set in the Alerce Costero National Park. However, in 2016

Table 2
Estimates of Darwin's fox use (Ψ) of areas associated to roads, probability of detection (p) and their respective 95% confidence intervals (CI) obtained under two different criteria for data truncation. Proportion of cameras that obtained Darwin's fox records ($\Psi_{Naïve}$) is also shown. Data for 2015 (n = 53) includes only the Valdivian Coastal Reserve, whereas 2016 data (n = 77) also includes the Alerce Costero National Park.

	Data truncated at day 30					Data truncated at day 75				
Year	$\Psi_{Naïve}$	Ψ	CI (Ψ)	p	CI(p)	$\Psi_{Naïve}$	Ψ	CI (Ψ)	p	CI(p)
2015	0.09	0.10	0.04 – 0.22	0.43	0.26 – 0.63	0.11	0.12	0.06 – 0.25	0.27	0.17 – 0.40
2016	0.08	0.15	0.04 – 0.42	0.12	0.03 – 0.34	0.08	0.15	0.05 – 0.41	0.08	0.02 – 0.24

Folio016890

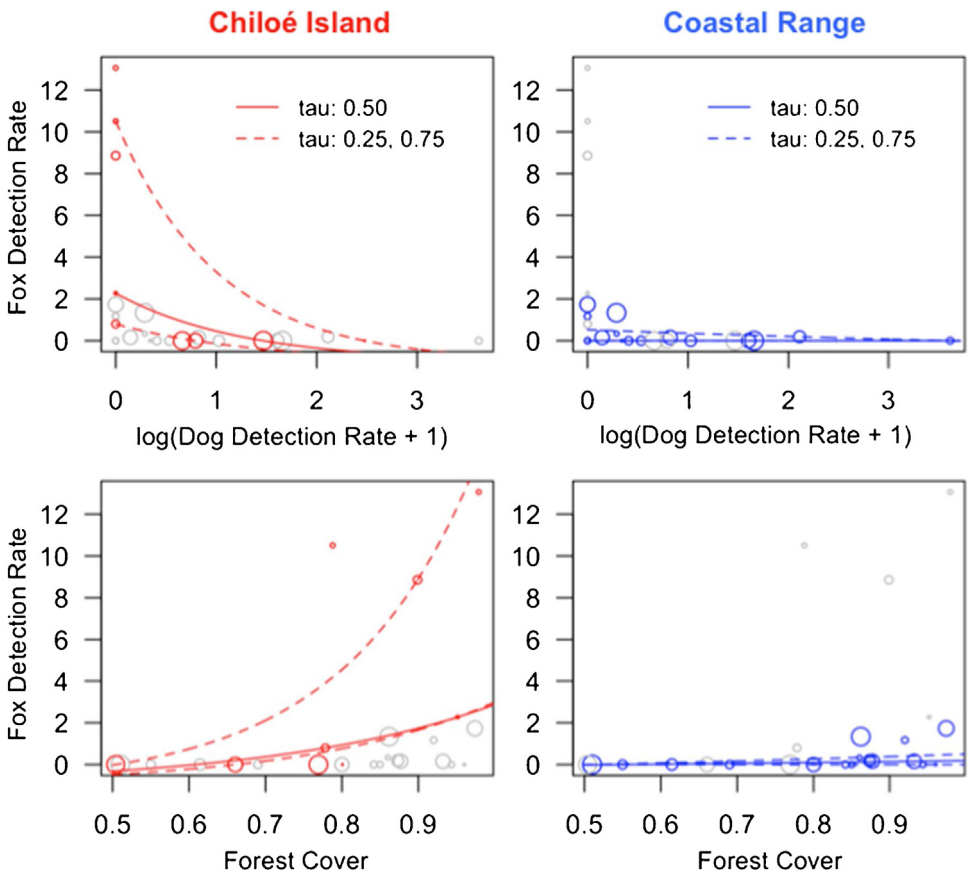


Fig. 2. Association between Darwin's fox detection rate, and the interaction between region (Chiloé Island vs. Coastal Range) and two indicators of human disturbance: dog detection rate (above) and forest cover (below). Lines represent predictions from quantile regression models fitted for the median ($\tau = 0.5$), and the 1st and 3rd quartiles ($\tau = 0.25$ and 0.75, respectively) of the conditional distribution of observed data. For visualization purposes, point size is shown as proportional to log(eff/200), where eff represents sampling effort. For clarity, results are shown separately for localities in Chiloé Island (left, red) and the Coastal Range (right, blue) (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article).

(but not 2015) the bait had been consumed—likely by wasps—at the moment of moving the cameras, and therefore it was not surprising that the probability of detection was very low (8.0%, CI: 2.3–24.4%, data of both protected areas pooled) compared to 2015 (27.1%, CI: 17.0–40.2%). When accounting for probability of detection, we estimated that foxes used 12.3% (CI: 5.6–24.9%) of areas surrounding roads in 2015 and 15.5% (CI: 4.6–40.9%) in 2016. Note that 2015 only includes the Valdivian Coastal Reserve, whereas 2016 also includes the Alerce Costero National Park. Truncating the data at 30 days, as planned in the monitoring program (Silva-Rodríguez et al., 2015b), yielded similar results (Table 2).

Discussion

Our results support our previous findings concerning the presence of the Darwin's fox in the Valdivian Coastal Range (Farias et al., 2014) and provide evidence of its presence approximately 160 km to the south of the previously described mainland locations (site 19, Fig. 1). The information on this new record was previously used to assess the Darwin's fox conservation status (see Silva-Rodríguez et al., 2016). We did not obtain Darwin's fox records in six locations between the Bueno River and Maullín. However, most of these sites were highly altered, as indicated by relatively high dog detection rates and/or lower forest cover (locations 12–17 in Table S1), variables that appear important in predicting Darwin's fox presence (Moreira-Arce et al., 2015, Fig. 2). In some of these locations, local people spontaneously described the presence of three different foxes, two clearly corresponding to the culpeo (*L. culpaeus*) and chilla (*L. griseus*) foxes, and a fox with characteristics suggestive of Darwin's fox. Unfortunately, those sites where the latter fox was said to be present could not be surveyed due to logistic constraints. A similar type of evidence was available for Chaihuín (Vilà et al., 2004) more than a decade before we obtained the first records for the area (Farias et al., 2014). Therefore, Darwin's fox is likely to be present in the Coastal Range between Bueno River and Maullín, but likely in less perturbed areas than the sites we sampled. Clearly, the area occupied by the Darwin's fox is much larger than previously thought, and future surveys could confirm the presence of the species in sites where the fox is currently considered as potentially extant—such as those already mentioned—as well as in new sites (see Silva-Rodríguez et al., 2016).

The data currently available suggest that human perturbation affects negatively Darwin's foxes. Here we used forest cover and domestic dog detection rate as proxies for human perturbation, and we found that these were positively and negatively correlated to Darwin's fox detection rate respectively. In other words, we detected less Darwin's fox activity in areas with more dogs or less forest, particularly in Chiloé Island. These findings are similar to those previously reported for the species in the Nahuelbuta mountain range (Moreira-Arce et al., 2015). However, we cannot separate the effects of these variables because they were correlated (i.e., dog detection rate was higher at lower forest cover). Furthermore, dogs are associated to people (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2012; Sepúlveda et al., 2015) and people may kill carnivores, including foxes (Silva-Rodriguez et al., 2009; Stowhas, 2012). However, although we cannot separate the rela-

Folio016891

tive importance of each of these variables on the detection rates of Darwin's fox, there are some important insights regarding these threats that need to be taken into consideration. First, the data currently available provides consistent evidence that forest loss affects negatively Darwin's fox. In addition to the negative association between fox detection rate and forest cover observed in Chiloé Island (Fig. 2), we did not obtain Darwin's fox records in eucalyptus plantations during the monitoring despite a cumulative effort of over 1600 camera days between 2015 and 2016 (although we have recorded them in the past, Farias et al., 2014). Therefore, our data suggest that, as reported in the Nahuelbuta mountain range (Moreira-Arce et al., 2015), Darwin's foxes are highly associated to native forest. Second, as previously suggested (Silva-Rodríguez et al., 2016), we found evidence of dogs in almost every protected area surveyed within Darwin's fox distribution. Even more concerning is the fact that we detected dogs in three quarters of the mainland sites where Darwin's fox was detected. Then, the scope of this threat for the known Darwin's fox localities in the mainland's Coastal Range should be classified as very high (see Foundation of Success, 2009). Aside from the fact that dogs can kill Darwin's foxes (e.g., D'Elía et al., 2013), and may influence negatively their use of space (Moreira-Arce et al., 2015), as also reported for other foxes (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010; Vanak and Gompper, 2010), there is a clear disease risk associated to the observed co-occurrence (see also Table S1). For example, relatively high exposure to canine distemper virus, a pathogen that has been often linked to catastrophic declines in canids (e.g., Alexander and Appel, 1994; Timm et al., 2009; Goller et al., 2010), is common in dog populations in southern Chile (e.g., Sepúlveda et al., 2014; Acosta-Jamett et al., 2015) and therefore considered an important threat for the species (Silva-Rodríguez et al., 2016). Summarizing, our data suggest that (1) Darwin's foxes are highly associated to native forest and its loss has likely affected this species throughout its distribution, and (2) the widespread presence of dogs in sites with confirmed Darwin's fox presence in the mainland's Coastal Range represents a major concern.

Darwin's fox is both rare and elusive. Rarity is defined by distribution range, habitat specificity and local abundances (Rabinowitz, 1981; Yu and Dobson, 2000) and Darwin's fox meets all three criteria (Cofre and Marquet, 1999). Darwin's fox has a restricted range (Silva-Rodríguez et al., 2016), is associated to native forest (Moreira-Arce et al., 2015) and its abundance seems to be low (Jiménez, 2007). This later point deserves attention, as the only density estimation available in the literature yielded 0.92 foxes/km^2 in a site in Chiloé Island (Jiménez, 2007). Although we cannot estimate density from our dataset, the detection rate of Darwin's fox at suitable sites was significantly lower in mainland than in Chiloé Island (Fig. 2). We hypothesize that these differences are explained by differences in densities. Differences in local abundances, as well as elusiveness, could explain why it took so long to discover the Valdivian population (Vilà et al., 2004; D'Elía et al., 2013; Farias et al., 2014) relative to the Chiloé population (Martin, 1837). However, although detection rate has been shown in some studies to correlate well with density (Rovero and Marshall, 2009) and the differences observed between mainland and Chiloé Island were very high, an alternative hypothesis that we cannot discard is that variation in these indices could be caused by differences in detectability (see Jennelle et al., 2002; Sollmann et al., 2013). Density estimations are needed to address these uncertainties.

In addition to rarity, Darwin's foxes appear to be very elusive. In the Valdivian range, we found big differences in probability of detection between 2015 and 2016. In 2015, probability of detection was high and the difference between the naïve and the corrected use estimates was minimal (Table 2). However, in 2016 the difference between naïve and corrected estimates was important. During this season, probability of detection conditional on presence dropped to 8% per sampling occasion (Table 2). This is a clear example of the potential inconsistencies associated to the use of naïve occupancy as an indicator, and the importance of being able to account for imperfect detection (see also Mackenzie et al., 2002; Mackenzie, 2006). However, low probability of detection leads to high uncertainty in the estimates (see confidence intervals for 2016, Table 2) and may limit the ability to detect temporal changes. As suggested by other authors (e.g., Gálvez et al., 2016) efforts must be made to increase probability of detection therefore reducing uncertainty in the estimates.

The conservation of the Darwin's fox poses interesting challenges. On one hand, there are important knowledge gaps that need to be fulfilled including among them clarifying the distribution and population size of the species (Silva-Rodríguez et al., 2016), something difficult to attain given the cryptic nature of this canid. Meanwhile, conservation actions have to be implemented with the best information available. The monitoring efforts here reported, as well as interventions involving dog management (e.g., vaccination) and environmental education have been formally included in the management plan of the Valdivian Coastal Reserve after the discovery of the foxes (Silva-Rodríguez et al., 2015a), and have been also implemented in the Alerce Costero National Park. In addition, some fundamental conservation actions have been implemented in the last two decades; even before the Valdivian Darwin's fox population was known. Maybe the most important is the creation of public and private protected areas within the distribution range of the species. Less than two decades ago, there was only around 630 km^2 protected along the coastal range and Chiloé Island (Smith-Ramírez, 2004). Several protected areas have been created since then, including some occupied by Darwin's foxes. For example, in mainland, the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park as a whole protect c. 750 km^2 (see CONAF, 2014; Silva-Rodríguez et al., 2015a). Less than two decades ago only 120 km^2 (of these 750 km^2) were under protection (see Alerce Costero National Monument and Valdivia National Reserve in Smith-Ramírez, 2004). Similarly, in Chiloé Island, Tantauco Park protects 1180 km^2 (see http://areasprotegidas.mma.gob.cl/conservacion-privada/). The establishment and management of these and other protected areas is an important advance for Darwin's fox conservation. For example—in addition to the actions stated above—the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park are conducting joint efforts to prevent fires according to their respective management plans (CONAF, 2014; Silva-Rodríguez et al., 2015a), and the Valdivian Coastal Reserve is working on native forest restoration (Little and Lara, 2010; Smith-Ramírez et al., 2015). However, as shown in this manuscript, important threats such as domestic dogs are present in most of the sites where Darwin's fox has been detected in mainland, and in addition, forest loss is ongoing (see Echeverría et al., 2012; Miranda et al., 2015; Zamorano-Elgueta et al., 2015). Although it is very clear that more research is needed to inform Darwin's fox conservation, it is time to implement conservation actions and use the information already available.

Acknowledgements

This article is dedicated to the memory of our friend and colleague Don Omar Ponce, a great park ranger, and a better person.

Work in the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park is part of the Monitoring Programs of both protected areas. The use of the monitoring datasets was authorized by The Nature Conservancy and CONAF, respectively. Monitoring in the Valdivian Coastal Reserve was funded by Parc Zoologique de Paris, Museum National d'Histoire Naturelle; The Nature Conservancy and BHP Billiton; and Universidad Andrés Bello (UNAB

Folio016892

DI-382-13/R). We thank the support of L. Pezoa, S. Zamorano and A. Almonacid. Parc Zoologique de Paris, Museum National d'Histoire Naturelle, and previous grants by Panthera, Cleveland Metroparks Zoo and the Cleveland Zoological Society, Idea Wild and the U.S. Fish and Wildlife Service, Wildlife Without Borders Program (96200-0-G293) provided funding for camera-traps used in the monitoring programs. Work in the remaining sites was possible through permits and logistic support from CONAF (Alerce Costero and Chiloé National Parks), SAG, Arauco, Masisa, Fundación Senda Darwin, J. M. Fariña, and stakeholders and administrators of Oncol Park, Mapu-Lahual Indigenous Areas, The Cliffs Preserve, El Maqui ranch, and Tantauco Park. Grants FONDECYT-3090005, FONDECYT-11110027, IdeaWild, and FB-0002-2014 (CAPES) supported AAF. O. Ponce, L. Pezoa, J. Jara, T. Saratscheff, N. Díaz, N. Jordán, S. Castillo, N. Glade, G. Carrasco, K. Ivelic, F. Fuentes, P. Zucolillo, P. Barría, C. Díaz, M. Duclos and F. Alfaro participated in fieldwork here reported. We thank the comments by the editor F. Ferreti and two anonymous reviewers that helped to improve this manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.003.

References

Acosta-Jamett, G., Surot, D., Cortés, M., Marambio, V., Valenzuela, C., Vallverdu, A., Ward, M.P., 2015. Epidemiology of canine distemper and canine parvovirus in domestic dogs in urban and rural areas of the Araucanía region in Chile. Vet. Microbiol. 178 (3), 260–264.

Alexander, K.A., Appel, M.J., 1994. African wild dogs (*Lycaon pictus*) endangered by a canine distemper epizootic among domestic dogs near the Masai Mara National Reserve, Kenya. J. Wildl. Dis. 30 (4), 481–485.

Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. Ecol. Model. 200 (1), 1–19.

Barichivich, J., Thesis 2005. Muerte apical episódica en bosques de alerce (*Fitzroya cupressoides* [Mol.] Johnston) de la Cordillera de la Costa de Valdivia. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach, second ed. Springer-Verlag, New York.

Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E., Boutin, S., 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. J. Appl. Ecol. 52 (3), 675–685.

Cabello, J., Altet, L., Napolitano, C., Sastre, N., Hidalgo, E., Dávila, J.A., Millán, J., 2013. Survey of infectious agents in the endangered Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*): High prevalence and diversity of hemotrophic mycoplasmas. Vet. Microbiol. 167, 448–454.

Cade, B.S., Noon, B.R., 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. Front. Ecol. Environ. 1 (8), 412–420.

Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., MacDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., Shahruddin, W.N., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. Anim. Conserv. 4 (01), 75–79.

Cofre, H., Marquet, P.A., 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. Biol. Conserv. 8 (1), 53–68.

CONAF, 2014. Plan de Manejo Parque Nacional Alerce Costero. Documento Operativo. Departamento de Planificación y Desarrollo, Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal (CONAF), Chile.

D'Elía, G., Ortloff, A., Sánchez, P., Guiñez, B., Varas, V., 2013. A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. Rev. Chil. Hist. Nat. 86, 485–488.

Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D., Rey-Benayas, J.M., 2012. How landscapes change: integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. Appl. Geogr. 32 (2), 822–831.

Efford, M.G., Dawson, D.K., 2012. Occupancy in continuous habitat. Ecosphere 3 (4), 1–15.

Farias, A.A., Jaksic, F.M., 2011. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. J. Anim. Ecol. 80 (4), 809–817.

Farías, A.A., Sepúlveda, M.A., Silva-Rodríguez, E.A., Eguren, A., González, D., Jordán, N.I., Ovando, E., Stowhas, P., Svensson, G.L., 2014. A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. Rev. Chil. Hist. Nat. 87 (3), http://dx.doi.org/10.1186/0717-6317-87-3.

Foundations of Success, 2009. Conceptualizing and planning conservation projects and programs: a training manual. Foundations of Success, Bethesda, Maryland.

Fox, J., 2005. The R commander: a basic statistics graphical user interface to R. J. Stat. Softw. 14 (9), 1–42.

Gálvez, N., Guillera-Arroita, G., Morgan, B.J., Davies, Z.G., 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. Biol. Conserv. 204, 350–359.

Goller, K.V., Fyumagwa, R.D., Nikolin, V., East, M.L., Kilewo, M., Speck, S., Wibbelt, G., 2010. Fatal canine distemper infection in a pack of African wild dogs in the Serengeti ecosystem, Tanzania. Vet. Microbiol. 146 (3), 245–252.

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science 342, 850–853.

Hines, J.E., 2006. PRESENCE2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html.

Jennelle, C.S., Runge, M.C., MacKenzie, D.I., 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. Anim. Conserv. 5 (2), 119–120.

Jiménez, J.E., 2007. Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. J. Zool. 271 (1), 63–77.

Jiménez, J.E., McMahon, E., 2004. Pseudalopex fulvipes. In: Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M., Macdonald, D.W. (Eds.), Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 50–55.

Koenker, R., 2016. Quantreg: Quantile Regression. R package version 5.29. https://CRAN.R-project.org/package=quantreg.

Little, C., Lara, A., 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. Bosque 31 (3), 175–178.

Little, C., Cuevas, J.G., Lara, A., Pino, M., Schoenholtz, S., 2015. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. Ecohydrology 8 (7), 1205–1217.

Mackenzie, D.I., 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. J. Wildl. Manage. 70 (2), 367–374.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. Anim. Biodivers. Conserv. 27 (1), 461–467.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83 (8), 2248–2255.

Martin, W., 1837. Observations upon a new fox from Mr. Darwin's collection (*Vulpes fulvipes*). P. Zool. Soc. Lond. 5, 11–12.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., Lara, A., 2015. Different times, same story: native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. Appl. Geogr. 60, 20–28.

Moreira-Arce, D., Vergara, P.M., Boutin, S., 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. Plos One 10 (9), e0137854.

Moreira-Arce, D., Vergara, P.M., Boutin, S., Carrasco, G., Briones, R., Soto, G.E., Jiménez, J.E., 2016. Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. For. Ecol. Manag. 369, 135–143.

Moses, L.E., 2005. Wilcoxon-Mann-Whitney test. In: Encyclopedia of Biostatistics., http://dx.doi.org/10.1002/0470011815.b2a15178.

O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., Wibisono, H.T., 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. Anim. Conserv. 6, 131–139.

Otavo, S., Echeverría, C., 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. Rev. Mex. Biodivers. 88, 924–935, http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041.

R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria https://www.R-project.org/.

Rabinowitz, D., 1981. Seven forms of rarity. In: Synge, H. (Ed.), The Biological Aspects of Rare Plant Conservation. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 205–217.

Rovero, F., Marshall, A.R., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. J. Appl. Ecol. 46 (5), 1011–1017.

Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P., 2013. Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. Hystrix 24 (2), 148–156.

Sanderson, J., Harris, G., 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. J. Indonesian Nat. Hist. 1 (1), 11–19.

Sepúlveda, M.A., Singer, R.S., Silva-Rodríguez, E.A., Eguren, A., Stowhas, P., Pelican, K., 2014. Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. EcoHealth 11 (3), 409–419.

Sepúlveda, M.A., Pelican, K., Cross, P., Eguren, A., Singer, R.S., 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. Mamm. Biol. 80, 290–297.

Silva-Rodríguez, E.A., Sieving, K.E., 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. Biol. Conserv. 150 (1), 103–110.

Silva-Rodríguez, E.A., Soto-Gamboa, M., Ortega-Solís, G.R., Jiménez, J.E., 2009. Foxes, people and hens: human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 82, 375–386.

Folio016893

Silva-Rodríguez, E.A., Ortega-Solís, G.R., Jimenez, J.E., 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. Aust. Ecol. 35, 765–777.
Silva-Rodríguez, E.A., Sepúlveda, M.A., Duarte, C., Stowhas, P., García-Vera, C., Cruz, E., Travieso, G., Zorondo-Rodríguez, F., Alfonso, A., Godoy, M., Andrade, A., Osman, L., Pezoa, L., Zamorano, S., Poveda, P., Almonacid, A., 2015a. Plan de Manejo, Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
Silva-Rodríguez, E.A., Sepúlveda, M., Duarte, C., Cruz, E., Travieso, G., Zorondo-Rodríguez, F., Alfonso, A., Norambuena, H., Godoy, M., Andrade, A., Osman, L., Pezoa, L., Zamorano, S., Poveda, P., Almonacid, A., 2015b. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015–2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
Silva-Rodríguez, E., Farias, A., Moreira-Arce, D., Cabello, J., Hidalgo-Hermoso, E., Lucherini, M., Jiménez, J., 2016. *Lycalopex fulvipes*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41586A70871, Accessed 05 July 2016.
Smith-Ramírez, C., 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. Biodiv. Conserv. 13 (2), 373–393.
Smith-Ramírez, C., González, M.E., Echeverría, C., Lara, A., 2015. Estado actual de la Restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. An. Inst. Patagonia 43, 11–21.
Stowhas, P., 2012. Análisis del conflicto entre carnívoros silvestres y campesinos en el sur de Chile. Thesis. Universidad Mayor, Santiago de Chile, Chile.
Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., Wilting, A., 2013. Risky business or simple solution - relative abundance indices from camera-trapping. Biol. Conserv. 159, 405–412.
Timm, S.F., Munson, L., Summers, B.A., Terio, K.A., Dubovi, E.J., Rupprecht, C.E., Kapil, S., Garcelon, D.K., 2009. A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). J. Wildl. Dis. 45 (2), 333–343.
Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. J. Appl. Ecol. 47 (6), 1225–1232.
Vilà, C., Leonard, J.A., Iriarte, A., O'Brien, S.J., Johnson, W.E., Wayne, R.K., 2004. Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. Anim. Conserv. 7 (2), 147–153.
Yu, J., Dobson, F.S., 2000. Seven forms of rarity in mammals. J. Biogeogr. 27 (1), 131–139.
Zamorano-Elgueta, C., Benayas, J.M.R., Cayuela, L., Hantson, S., Armenteras, D., 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. For. Ecol. Manag. 345, 10–20.
Zar, J.H., 2005. Spearman rank correlation. In: Encyclopedia of Biostatistics., http://dx.doi.org/10.1002/0470011815.b2a15150.

Folio016894

ResearchGate

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: https://www.researchgate.net/publication/332234061

Avances en la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa Valdiviana

Chapter · July 2019

CITATIONS
2

READS
615

8 authors, including:

Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile
49 PUBLICATIONS **1,430** CITATIONS
SEE PROFILE

Patricio Contreras
Corporación Nacional Forestal
14 PUBLICATIONS **40** CITATIONS
SEE PROFILE

O. Alejand Aleuy
University of Notre Dame
32 PUBLICATIONS **320** CITATIONS
SEE PROFILE

Constanza Napolitano
Universidad de Los Lagos
83 PUBLICATIONS **847** CITATIONS
SEE PROFILE

All content following this page was uploaded by Eduardo A. Silva-Rodriguez on 21 July 2019.

The user has requested enhancement of the downloaded file.

Folio016895

Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile.
(C. Smith-Ramírez y F.A. Squeo, eds)
Editorial Universidad de Los Lagos (2019): 361-382

18. Avances en la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa Valdiviana

Advances for the conservation of threatened mammals in the Valdivian Coastal Range

EDUARDO A. SILVA-RODRÍGUEZ, LILIANA PEZOA, PATRICIO CONTRERAS, ERWIN OVANDO, DANILO GONZÁLEZ, O. ALEJANDRO ALEUY, CONSTANZA NAPOLITANO, MAXIMILIANO A. SEPÚLVEDA

Abstract

During the last decade, knowledge about threatened and endemic mammals in the Valdivian Coastal Range has experienced significant progress. Advances include the discovery of a new Darwin's fox population, and a growing understanding of the threats that imperil native species. One of these is the problem of free-ranging rural dogs. Dogs harass and prey on wildlife, leading to lethal and non-lethal effects that contribute to shaping the space use of native species, such as the pudu. Other threats include land cover change, forest degradation due to cattle, invasive species, retaliatory mortality of carnivores and free-ranging cats. Progress includes efforts to plan and implement conservation actions in two protected areas, considering three mammals (Darwin's fox, guiña and pudu) as a conservation target. The implementation of conservation strategies through the coordination of a public and a private protected area, as well as other stakeholders, is an important advance. However, a better integration between conservation practice and research is required to address the emerging challenges associated with the conservation of wild mammals in the Chilean Coastal Range.

Keywords: Conservation planning, *Leopardus guigna, Lycalopex fulvipes, Pudu puda,* wildlife monitoring

Folio016896

18.1 Introducción

Desde la publicación de la primera edición de este libro (Smith-Ramírez *et al.,* 2005), se han producido importantes avances en el conocimiento y en la conservación de la biodiversidad de la Cordillera de la Costa de Chile (ver Prólogo Smith-Ramírez *et al.,* en este libro). Uno de los grupos que ha tenido un avance considerable en términos de conocimiento son los mamíferos, especialmente aquellos de mayor tamaño. El advenimiento de nuevas tecnologías, particularmente las trampas cámara, ha permitido comenzar a responder preguntas que antes difícilmente podían ser abordadas como, por ejemplo, el enigma que representaba la distribución del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*, Farías *et al*., 2014; Silva-Rodríguez *et al*., 2018; Jiménez, este libro, ver también D'Elía *et al*., 2013). Adicionalmente, se ha avanzado en comprender como responden especies que tienen alta prioridad de conservación a diversas amenazas, tales como cambios de uso de suelo, presencia de especies domésticas e invasoras, etc. (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.,* 2014a; Moreira-Arce *et al*., 2015). Por último, el significativo incremento de trabajos que integran ecología e información provista por actores locales ha permitido indagar en aspectos socio-económicos y culturales, como causas últimas de los problemas que afectan a la biodiversidad (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Gálvez *et al*., 2018).

En este capítulo presentamos una revisión de los principales avances tanto en el conocimiento como conservación de algunas especies de mamíferos presentes en la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos. En esta zona ocurrieron algunas de las mayores tragedias ambientales del bosque chileno, incluyendo incendios que afectaron a parte importante de los bosques de alerce (*Fitzroya cupressoides*) (Lara *et al*., 1999), explotación maderera intensiva con fines industriales y finalmente la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales durante las décadas de 1980 y 1990 (Farías y Tecklin, 2003; Godoy y Adán, 2006).

Afortunadamente, algunas de las principales iniciativas de sustitución del bosque nativo fracasaron, dando paso a una nueva etapa dominada por proyectos de conservación (Godoy y Adán,

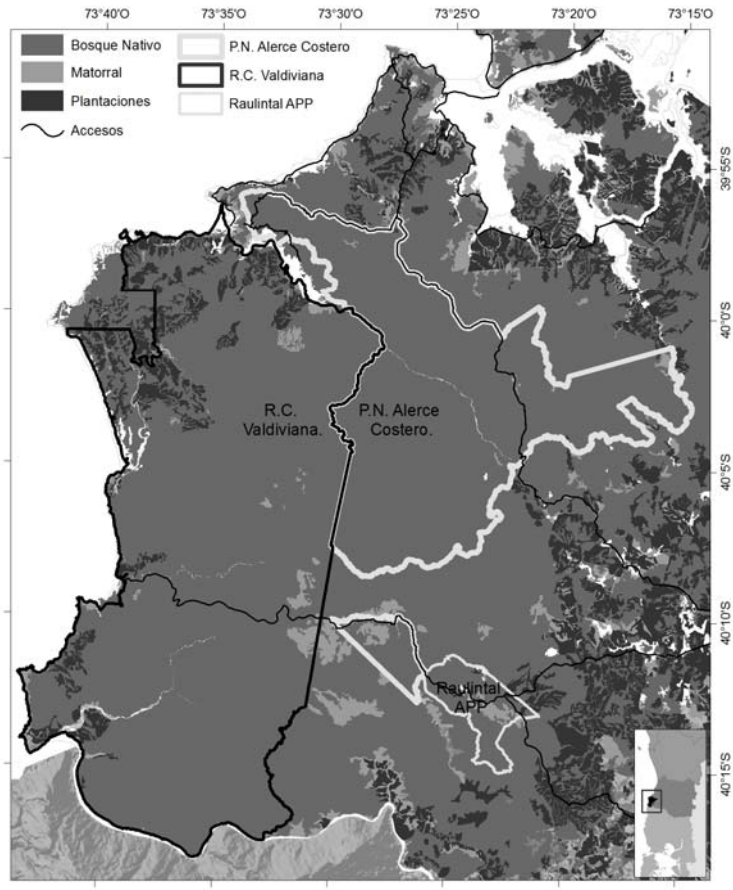


Figura 1. Ubicación de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. Se indica también la ubicación del Área Privada Protegida Raulintal y los principales usos de suelo acorde a CONAF (2014b).

2006). Hoy una proporción importante de estos sitios son parte de un área protegida privada, la Reserva Costera Valdiviana (50.808 ha), y de otra pública, el Parque Nacional Alerce Costero (24.694 ha), administradas por The Nature Conservancy (TNC) y la Corporación Nacional Forestal (CONAF), respectivamente (CONAF, 2014a; Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a; Fig. 1).

Folio016898

18.2 Mamíferos de la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión

En la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión se ha realizado un importante esfuerzo de muestreo de mamíferos, principalmente ligado a líneas de base (e.g., Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b), proyectos de investigación (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; Meynard *et al.*, 2014) y al monitoreo de las áreas protegidas (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2015b). Excluyendo a los mamíferos marinos (pero no al chungungo, *Lontra felina*), el listado de mamíferos nativos de la zona asciende a 24 especies (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a; Tabla 1). El orden mejor representado es Carnivora (9 especies), seguido por Rodentia (7 especies) y Chiroptera (5 especies, ver Tabla 1). Seis especies de mamíferos se encuentran amenazadas (i.e., Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico) según la clasificación vigente en Chile[1] y cuatro globalmente amenazadas de acuerdo a IUCN (2018). La presencia de la mayor parte de estas especies es conocida desde hace más de una década (e.g., Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b). Esto incluye especies difíciles de detectar tales como la comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) cuya presencia fue registrada durante las líneas base realizadas en el año 2005 (Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a). Una de las especies de mayor prioridad de conservación, el zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), no fue registrada sino hasta el año 2012 (Farías *et al.*, 2014).

Los primeros intentos por encontrar al zorro de Darwin en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos (y Los Lagos) fueron reportados por Vilà *et al.* (2004). Si bien no se obtuvieron registros confirmados de ejemplares vivos, Vilà *et al.* (2004) reportaron el hallazgo de una piel de zorro de Darwin en la localidad de Chan-Chan (comuna de Mariquina) y narraciones locales consistentes con la presencia de este cánido, tanto para Chan-Chan como para Chaihuín.

[1] Se incluye hasta el proceso de Clasificación N°14 (actualizado en 2018), en base al Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del Ministerio de Medio Ambiente (disponible en http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/listado-especies-nativas-segun-estado-2014.htm, último acceso 5 de abril, 2019).

Folio016899

Tabla 1. Especies de mamíferos nativos registradas en la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión (Tabla modificada a partir del Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, Silva-Rodríguez *et al.,* 2015a). Se presentan los estados de conservación en todo su rango de distribución acorde a IUCN (2018) y dentro del territorio chileno según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del Ministerio de Medio Ambiente (hasta el proceso de clasificación 14 del 2018, disponible en http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies). También se indican algunas de las fuentes que reportan la presencia de estas especies en el área.

Orden	Especie	Nombre común	Estado de conservación*		Fuente
Familia			IUCN	RCE	
Carnívora					
Canidae	*Lycalopex culpaeus*	Zorro culpeo	LC	LC	1
	Lycalopex fulvipes	Zorro de Darwin	EN	EN	2, 3
	Lycalopex griseus	Zorro chilla	LC	LC	1, 2, 4
Felidae	*Leopardus guigna*	Güiña	VU	VU	1, 2, 4
	Puma concolor	Puma	LC	NT	1, 2, 4
Mephitidae	*Conepatus chinga*	Chingue	LC	LC	1, 2, 4
Mustelidae	*Galictis cuja*	Quique	LC	LC	2
	Lontra felina	Chungungo	EN	VU	1, 5
	Lontra provocax	Huillín	EN	EN	1, 6
Cetartiodactyla					
Cervidae	*Pudu puda*	Pudú	NT	VU	1, 2, 4
Microbiotheria					
Microbiotheridae	*Dromiciops gliroides*	Monito del Monte	NT	NT	1, 2, 7
Paucituberculata					
Caenolestidae	*Rhyncholestes raphanurus*	Comadrejita trompuda	NT	VU	1
Rodentia					
Cricetidae	*Abrothrix longipilis*	Ratón de pelo largo	LC	LC	1
	Abrothrix olivaceus	Ratón oliváceo	LC	NC	1
	Geoxus valdivianus	Ratón topo valdiviano	LC	LC	1
	Irenomys tarsalis	Ratón arbóreo	LC	LC	1
	Loxodontomys micropus	Ratón de pie chico	LC	NC	1
	Oligoryzomys longicaudatus	Ratón de cola larga	LC	NC	1
Myocastoridae	*Myocastor coypus*	Coipo	LC	LC	1

Folio016900

Chiroptera					
Molossidae	*Tadarida brasiliensis*	Murciélago cola de ratón	LC	LC	8
Vespertilionidae	*Histiotus montanus*	Murciélago orejudo chico	LC	LC	8
	Lasiurus cinereus	Murciélago ceniciento	LC	DD	8
	Lasiurus varius	Murciélago colorado	LC	LC	8
	Myotis chiloensis	Murciélago oreja de ratón	LC	LC	8

*LC, Preocupación Menor; NT, Cercano a la Amenaza; VU, Vulnerable; EN, En Peligro; DD, Datos Deficientes; NC, No clasificado.
Fuente: 1) Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; 2) Monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero, datos no publicados; 3) Farías *et al.*, 2014; 4) Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; 5) Conservación Marina, 2013; 6) Sepúlveda *et al.*, 2014a; 7) Fontúrbel *et al.*, 2014; 8) Meynard *et al.*, 2014.

Estos hallazgos hacían pensar que la presencia del zorro de Darwin en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos (y de Los Lagos) era probable (Vilà *et al.* 2004). Entre los años 2007 y 2011, se realizaron diversos estudios que involucraron el uso de trampas cámara (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014a) y capturas (Sepúlveda *et al.*, 2014a; Eguren, 2012), pero no se detectó la presencia del zorro. No fue sino hasta los años 2012-2013 que se obtuvieron los primeros registros de zorro de Darwin en la Reserva Costera Valdiviana, Parque Nacional Alerce Costero y también, algo más al norte, en el Parque Oncol (Farías *et al.*, 2014) y una localidad cercana a Gorbea (D'Elía *et al.*, 2013). El trabajo realizado a partir del hallazgo de la especie ha permitido confirmar su presencia en distintos sectores de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero (ver Silva-Rodríguez *et al.*, 2018), y capturarlo por primera vez al interior de la Reserva Costera Valdiviana el año 2016 (C. Napolitano, datos no publicados).

El hallazgo tardío del zorro de Darwin (Farías *et al.*, 2014) ilustra gráficamente el hecho de que la no detección de una especie no constituye ausencia (Mackenzie *et al.*, 2002). Situación similar se da en el caso del quique (*Galictis cuja*), mustélido que tampoco fue registrado en las líneas base que se llevaron a cabo en la zona (ver Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b). Posteriormente el quique fue detectado, aunque de forma infrecuente, en los monitoreos con trampas cámara que se realizan anualmente en la Reserva Costera

Folio016901

Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero y fue capturado en 2016 (C. Napolitano, datos no publicados). Esto es un aspecto fundamental que debería considerarse, por ejemplo, para la elaboración de líneas base futuras. El hecho de que una especie potencialmente presente en un área de interés no sea detectada, no es argumento válido para concluir su ausencia. Otras especies que, hasta nuestro conocimiento, aún no han sido reportadas para estos parques, como por ejemplo la rata topo de Pearson (*Geoxus annectens*), pero que si han sido registradas más al norte y al sur (Figueroa *et al.*, 2012), podrían ser detectadas en el futuro si se llevan a cabo los esfuerzos de muestreo adecuados (ver también Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

18.3 Avances en el entendimiento de las amenazas para los mamíferos

Diversas amenazas afectan a los mamíferos en la Cordillera de la Costa. Históricamente, una de las más importantes ha sido la pérdida y degradación del bosque nativo. En la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos, se registró una alta pérdida de bosque nativo entre 1986 y 2011 (Echeverría *et al.,* en este libro), lo que probablemente afectó en forma negativa a especies, tales como la güiña y el zorro de Darwin, que se encuentran asociadas al bosque (e.g., Farías y Jaksic, 2011; Moreira-Arce *et al.,* 2015; Silva-Rodríguez *et al.,* 2018). Si bien las tasas netas de deforestación han sido menores en el sector de la Cordillera de la Costa donde se emplazan la Reserva Costera Valdiviana, Parque Nacional Alerce Costero y otras áreas protegidas, y ha disminuido en el período 1999-2011 (0,01% anual) con respecto a lo registrado entre 1985 y 1999 (0,36% anual, Zamorano-Elgueta *et al.,* 2015), las huellas de los procesos pasados y presentes de la degradación del bosque persisten.

En las comunas de Corral y La Unión, los procesos de pérdida y degradación del bosque nativo tienen una larga historia. Por ejemplo, los bosques de alerce han sido recurrentemente afectados durante los últimos 600 años por incendios que causaron mortalidad masiva de estos árboles (Lara *et al.*, 1999). Adicionalmente, la extensiva explotación maderera para abastecer a los Altos Hornos siderúrgicos de Corral, así como también la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales a fines del

siglo pasado por parte de las empresas Terranova y, posteriormente, Bosques S.A. dejaron una huella difícil de borrar (Farías y Tecklin, 2003; Godoy y Adán, 2006). El fracaso de estos proyectos forestales y el establecimiento de áreas protegidas ha permitido que, en la actualidad, la vegetación se encuentre en distintas etapas de recuperación (Zamorano-Elgueta *et al.*, 2015). Sin embargo, en la Reserva Costera Valdiviana persisten alrededor de 3.500 ha de plantaciones de eucaliptos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). ¿Cómo responde la fauna nativa a esas plantaciones? Si bien el zorro de Darwin rara vez ha sido registrado en las plantaciones forestales de esta zona (Silva-Rodríguez *et al.*, 2018; pero ver Farías *et al.*, 2014), los trabajos realizados sugieren que varias especies de mamíferos y aves las utilizan. Por ejemplo, el uso de plantaciones de eucaliptos por parte de pudús (*Pudu puda*) y güiñas (*Leopardus guigna*) no presenta diferencias significativas con respecto al uso del bosque nativo (Eguren, 2012; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Respuestas similares han sido reportadas, en esta zona, para monito del monte (*Dromiciops gliroides,* Fontúrbel *et al.*, 2014; Salazar y Fontúrbel, 2016; Fontúrbel *et al.* en este libro), murciélagos (Meynard *et al.*, 2014) y aves (Fontúrbel *et al.*, 2016). Lo anterior probablemente se debe a que estas plantaciones se encuentran sin manejo, *de facto* abandonadas y por lo tanto cuentan con la presencia de un denso sotobosque nativo (AIFBN, 2006; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Fontúrbel *et al.*, 2016). Por lo anterior, es importante advertir que los resultados de estos estudios no deben ser extrapolados a plantaciones comerciales de uso intensivo.

El bosque nativo, especialmente el sotobosque, también puede ser degradado por el ganado doméstico (e.g., Raffaele *et al.*, 2007). En un estudio llevado a cabo en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos, Zamorano-Elgueta *et al.* (2014) reportaron evidencia de que la presencia de ganado bovino afecta la regeneración del bosque, y que estos efectos serían más negativos que aquellos derivados de la tala selectiva. Por lo tanto, el hecho de que especies como el pudú se asocien al sotobosque denso (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012), sugiere que el ganado podría, de forma indirecta, afectar a esta y otras especies. Sin embargo, los monitoreos que se llevan a cabo anualmente en la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero muestran que, si bien existe ingreso de ganado bovino, el área ocupada por estos

animales sería moderada (proporción de trampas cámara con registros de ganado usualmente <20% en ambas áreas) y asociada principalmente a caminos. Esta situación podría ser distinta en predios vecinos de menor tamaño (pero ver Zamorano Elgueta *et al.*, 2014), y especialmente en aquellos predios donde la ganadería es una actividad importante.

Una de las amenazas que ha recibido mayor atención en la última década en la zona son los perros domésticos (*Canis familiaris*). La gran mayoría (>80%) de las casas en estos sectores tiene perros, y la mayoría de estos deambulan libremente (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2014b). Los perros persiguen y eventualmente cazan diversas especies en la zona, entre las que se encuentran el pudú, güiña, zorros (*Lycalopex* spp.), chingue (*Conepatus chinga*), chungungo (*Lontra felina*) y puma (*Puma concolor*), entre otros (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011, Sepúlveda *et al.*, 2014b). Una de las especies más vulnerables a la acción de los perros es el pudú. Los perros atacan pudúes (Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012) y la letalidad de estos ataques es alta (al menos 50%, ver Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Adicionalmente, la probabilidad de que los pudúes se encuentren presentes es menor en áreas con mayor probabilidad de presencia de perros, lo que sugiere que los pudúes evitan usar sitios donde los perros son frecuentes (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Evidencia similar existe en el caso de otras especies como, el zorro de Darwin (Moreira-Arce *et al.,* 2015).

Los perros que causan problemas a la fauna silvestre son, en su mayoría, animales que cuentan con propietario (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014b). En este contexto, es importante clarificar que a la fecha no existe evidencia de poblaciones de perros asilvestrados en la zona (ver también Sepúlveda *et al.*, 2014b). En términos espaciales, la probabilidad de presencia de perros es mayor en las proximidades de las casas (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2015a; Silva-Rodríguez *et al.*; datos no publicados). Sin embargo, algunos perros se desplazan varios kilómetros desde las casas e ingresan a las áreas protegidas, lo que se ve facilitado por la presencia de caminos (Sepúlveda *et al.*, 2015b). El trabajo realizado a la fecha sugiere que el mal manejo de los perros aumenta la probabilidad de que estos afecten en forma negativa a los mamíferos silvestres. Por ejemplo, los perros mal alimentados depredan fauna silvestre con mayor

frecuencia que perros bien alimentados (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2014b; ver también Ruiz-Izaguirre *et al.*, 2015). Por otro lado, las interacciones entre perros y fauna silvestre deben analizarse en el contexto de la función de los perros en los hogares rurales. Las interacciones entre perros y carnívoros son reportadas de forma más frecuente por aquellos propietarios de perros que crían gallinas (Sepúlveda *et al.*, 2014b), sin embargo, una de las funciones importantes de los perros es justamente la protección del ganado y aves de corral (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2009; Sepúlveda *et al.*, 2014b; Villatoro *et al.*, 2019). Este rol implica que los propietarios buscan que los perros alejen a los carnívoros del ganado y las aves, por lo que estas interacciones incluso podrían ser deseables desde la perspectiva del propietario (Sepúlveda *et al.*, 2014b).

Los perros no sólo representan una amenaza a través de depredación y competencia por interferencia, sino que también a través del riesgo de transmisión de enfermedades tales como el virus distémper canino. En el área de estudio se encontró que una proporción relativamente alta de los perros (42%) era seropositivo a virus distémper canino (Sepúlveda *et al.*, 2014a). Esta evidencia es consistente con lo reportado en otras áreas de Chile (Acosta-Jamett *et al.*, 2011; 2015). Sin embargo, no sólo existe evidencia de exposición en perros, sino que también en visones (*Neovison vison*), lo que ha llevado a hipotetizar que estos mustélidos invasores podrían actuar como hospederos puente entre perros y carnívoros amenazados (Sepúlveda *et al.*, 2014a).

En cuanto a la amenaza representada por los gatos domésticos (*Felis catus*), la mayoría de las casas en esta zona tienen gatos (>80%), los cuales deambulan libremente (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; López, 2017). El manejo (alimentación, cuidados sanitarios y reproductivos) que los dueños entregan a sus gatos es frecuentemente deficiente (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011). Los gatos depredan sobre fauna nativa, incluyendo monito del monte (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011), y una proporción relativamente alta de ellos es positivo a virus felinos (e.g., 33% positivo a virus de la leucemia felina en Chiloé, Mora *et al.,* 2015), lo que implica riesgo de transmisión de enfermedades a carnívoros nativos, especialmente a otros felinos como la güiña (Mora *et al.*, 2015; Sacristán *et al.*, en revisión). Si bien los gatos se mantienen la mayor parte del tiempo cerca de sus casas, estos ocasionalmente entran al

bosque, lo que se ha detectado tanto a través de seguimiento espacial (López, 2017), como del monitoreo con trampas cámara. Estos eventos son infrecuentes y en general ocurren en las proximidades de los sectores Chaihuín y Hueicolla. Sin embargo, tanto las incursiones de gatos al interior del bosque, como las aproximaciones de las güiñas hacia las casas (lo que se refleja en eventos de depredación en gallineros, Stowhas, 2012), podrían favorecer el contacto entre ambas especies. Al igual que en el caso de los perros, el problema de los gatos corresponde principalmente a animales con propietario, no a animales asilvestrados. Considerando que la función de parte importante de los gatos domésticos en estas comunidades es el control de roedores (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011), y las complejidades inherentes a restringir los movimientos en esta especie, es necesario explorar opciones de manejo que integren mejoras en la alimentación, manejo sanitario y reproductivo (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011), de modo de minimizar el riesgo que estos animales domésticos representan para los vertebrados nativos.

La cacería de fauna silvestre no parece ser una actividad frecuente en las localidades aledañas al sector noroeste (Chaihuín, Cadillal, Huiro) de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Silva-Rodríguez *et al*., 2015a). Sin embargo, existen registros aislados de cacería de pudú en sitios cercanos, como por ejemplo áreas cercanas a La Unión (Silva-Rodríguez *et al*., 2010), y también en sectores aledaños al área sur de la Reserva Costera Valdiviana (E. Silva-Rodríguez, obs. pers.). Algunos de estos casos corresponden a situaciones donde el pudú fue atacado por perros, pero fue finalmente el propietario del perro quien lo consumió (Silva-Rodríguez *et al*., 2011; E. Silva-Rodríguez, obs. pers.).

Si bien la cacería, ya sea como actividad de subsistencia o recreativa, es infrecuente, los carnívoros silvestres (y domésticos) pueden depredar sobre ganado y aves domésticas (Silva-Rodríguez *et al*., 2009; Stowhas, 2012), lo que explica actitudes negativas por parte de los pobladores de zonas rurales hacia estas especies (Silva-Rodríguez *et al*., 2009; Stowhas, 2012; Sacristán *et al*., 2018). Una de las respuestas frecuentes a los eventos de depredación es la eliminación de los carnívoros involucrados. Esto ha sido reportado en la zona para carnívoros nativos como zorros, güiñas y pumas, y

Folio016906

para invasores como el visón y el perro (Stowhas, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014b; Sacristán *et al.*, 2018).

Una situación llamativa, y preocupante, es el caso del coipo (*Myocastor coypus*). Este roedor fue reportado en líneas de base (Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b) y en encuestas como parte de las especies atacadas por perros (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011). De hecho, el coipo era frecuente de observar en el río Chaihuín antes del año 2000 (D. González obs. pers.), pero en la última década los registros son muy escasos. Los avistamientos de coipo comenzaron a disminuir alrededor del año 2000 coincidiendo con los primeros registros de visón en el río (D. González, obs. pers.). Considerando los impactos de este mustélido sobre otras especies de menor tamaño, pero de similares características que el coipo (e.g., rata almizclera *Ondatra zibethicus* en Polonia, ver Brzeziński *et al.*, 2010; rata de agua *Arvicola terrestris* en Inglaterra, Woodroffe *et al.*, 1990), la detección de cráneos de coipos juveniles en comederos de visón en el río Cruces (P. Contreras obs. pers.), y que el visón es, en la actualidad, abundante en los ríos Chaihuín y Colún (ver Sepúlveda *et al.*, 2014a), la hipótesis de que pudo haber impactado las poblaciones locales de coipo es plausible. Se recomienda evaluar los impactos del visón sobre las poblaciones de coipo, para informar la toma de decisiones e implementar acciones de manejo.

18.4 Planificación y gestión para la conservación del pudú, güiña y zorro de Darwin

El primer plan de conservación de la Reserva Costera Valdiviana (RCV) data del año 2005 (Delgado, 2005). Este plan, que se mantuvo vigente por cerca de una década, consideró al pudú como uno de sus objetos de conservación. Si bien los indicadores identificados para el pudú durante dicho proceso de planificación[2] no pudieron ser monitoreados, en el período comprendido entre 2005 y 2013 se llevaron a cabo en la Reserva Costera Valdiviana proyectos de investigación que generaron información sobre el pudú y/o sobre sus amenazas, principalmente perros (ver arriba).

[2] Relación perímetro área como indicador de disponibilidad de hábitat ecotonal, composición y riqueza de las especies que son parte de la dieta del pudú y distancia entre remanentes de bosque (ver detalles en Delgado, 2005).

Folio016907

Adicionalmente, se realizaron capacitaciones para el uso de trampas cámara en 2007 y posteriormente en 2011 (donde participaron guardaparques de la RCV, Parque Nacional Alerce Costero y otras áreas protegidas), año en que también se dotó a la RCV de trampas cámara. Estos equipos comenzaron a ser utilizados para apoyar actividades de monitoreo de amenazas, obteniendo como principal resultado algunos de los registros que confirmaron la presencia del zorro de Darwin en esta zona de Chile (ver Farías *et al.*, 2014). Durante este período también se liberaron pudús rehabilitados provenientes del Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre de la Universidad Austral de Chile (CEREFAS). Sin embargo, la mayor parte de los animales liberados y monitoreados murieron antes de un año, aparentemente depredados por puma (O.A. Aleuy *et al.*, datos no publicados).

En paralelo, el año 2010, se crea el Parque Nacional Alerce Costero. Este Parque incorporó la Reserva Nacional Valdivia, Monumento Natural Alerce Costero, alrededor de 9.500 ha de la Reserva Costera Valdiviana, donadas por The Nature Conservancy, y más de 3.300 ha pertenecientes al Fundo Quitaluto (CONAF, 2014a).

El primer plan de manejo del Parque Nacional Alerce Costero fue elaborado en 2011 bajo la metodología de planificación descrita por Nuñez (2008) y formalizado como tal el año 2014 (CONAF, 2014a). Sin embargo, considerando que CONAF adoptó los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación como enfoque metodológico para la planificación (Sepúlveda *et al.,* 2015b; CONAF, 2017), el año 2015 la administración del Parque Nacional Alerce Costero realizó un ejercicio de adaptación de los objetos de conservación (Cunazza y Contreras, 2015) identificados antes para la vecina Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a, ver abajo). Esto facilitó compartir la planificación de las actividades, esfuerzos de monitoreo y control de amenazas en el territorio conservado por ambas áreas protegidas bajo un convenio de colaboración firmado anticipadamente durante el 2011.

El año 2014 se comenzó el proceso de actualización del Plan de Conservación y Plan de Manejo de la Reserva Costera Valdiviana. A continuación, resumimos algunos hitos de dicho proceso, los que pueden ser revisados en detalle en el Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et*

Folio016908

al., 2015a). En este proceso se utilizaron los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación (CMP, 2013) y materiales de apoyo asociados (e.g., Foundations of Success, 2009). El proceso de actualización llevó a la redefinición de los objetos de conservación[3]. En lo que concierne a las especies de interés en este capítulo, el pudú fue modificado para incluir también a la güiña y al zorro de Darwin. Los criterios utilizados para agrupar estas tres especies como un único objeto de conservación incluyen el uso de ambientes similares, principalmente su asociación con el sotobosque nativo (e.g., Acosta-Jamett y Simonetti, 2004; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; ver también Moreira-Arce *et al.*, 2016) y el hecho de que comparten amenazas, como por ejemplo los perros (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Moreira-Arce *et al.*, 2015). Adicionalmente, tanto la güiña como los zorros pueden depredar sobre aves de corral y por lo tanto ser eliminadas como respuesta a estos eventos (e.g., Stowhas, 2012).

El análisis de amenazas para el objeto de conservación "zorro de Darwin, güiña y pudú" se construyó a partir de un taller, revisión de literatura (e.g., Raffaele *et al.*, 2007; Eguren, 2012; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Zamorano-Elgueta *et al.*, 2014; Sepúlveda *et al.*, 2015a) e información provista por los monitoreos de la Reserva. Una limitante importante para realizar este componente de la planificación es que la presencia del zorro de Darwin estaba recién documentada (Farías *et al.*, 2014), y que fuera de que estaba presente en la zona, poco se sabía (ver Silva-Rodríguez *et al.*, 2018). Sin embargo, la ausencia de información local fue suplementada con información de otras localidades (e.g., Jiménez, 2007) y eventualmente de otras especies similares (e.g., Timm *et al.*, 2009; Coonan *et al.*, 2013). De acuerdo a los criterios empleados en los estándares abiertos, el análisis de amenazas

[3] En el primer Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, los objetos de conservación seleccionados fueron bosque de alerce, bosque de olivillo costero, bosque siempreverde costero, sistemas costeros, sistemas hídricos, pudú, comunidad de anfibios nativos y chungungo o nutria de mar (Delgado, 2005). En la actualización de este Plan de Conservación, los objetos de conservación fueron, en algunos casos, modificados. De este modo, los nueve objetos de conservación vigentes son bosque de alerce, bosque siempreverde, bosque de olivillo costero, ecosistemas de agua dulce y estuarios, costa rocosa, dunas y playas de arena, anfibios de bosque, zorro de Darwin, güiña y pudú y patrimonio cultural de la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.,* 2015a).

Folio016909

consideró alcance, gravedad e irreversibilidad (Foundations of Success, 2009).

Tabla 2. Calificaciones[1] utilizadas para el análisis de amenazas del objeto de conservación zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana (elaborado a partir de Silva-Rodríguez *et al.,* 2015a).

Amenaza	Alcance	Gravedad	Irreversi-bilidad	Calificación final
Uso turístico y recreativo incompatible				
Incendios antrópicos				
Sustitución histórica				
Ganado mal manejado				
Perros mal manejados				
Eliminación por represalia				
Translocaciones de fauna				

[1]Las calificaciones se interpretan siguiendo a FOS (2009):
Alcance: 1-10% (blanco); 11-30% (gris claro); 31-70% (gris oscuro); 71-100% (negro).
Gravedad: 1-10% (blanco); 11-30% (gris claro); 31-70% (gris oscuro); 71-100% (negro).
Irreversibilidad: 0-5 años (blanco); 6-20 años (gris claro); 21-100 años (gris oscuro); >100 años (negro).
Calificación final: baja (blanco), media (gris claro), alta (gris oscuro), muy alta (negro).

De acuerdo al análisis realizado, la principal amenaza para zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana son los perros y los patógenos, principalmente virus distémper canino, que estos pueden transmitir (Tabla 2). Por otro lado, si bien las plantaciones forestales ocupan alrededor de 35 km^2 en el área (Fig. 1), tanto pudúes como güiñas usan las plantaciones (Eguren, 2012; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012, ver arriba), lo que sugiere que la intensidad de esta amenaza sería baja para estas especies. Sin embargo, la información generada con posterioridad al proceso de planificación muestra que el uso de estas plantaciones por zorros de Darwin parece ser infrecuente (ver Silva-Rodríguez *et al*., 2018), lo que justifica su inclusión como amenaza. Por otro lado, el hecho de que tanto el pudú como la güiña usen las plantaciones, implica

que acciones de restauración activa que involucren tala rasa tienen el potencial de afectar, a escalas pequeñas, a estas especies (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Otras amenazas incluidas en el análisis incluyen la eliminación por represalia, los incendios antrópicos, el uso turístico y recreativo incompatible, las translocaciones de animales silvestres desde otras localidades y el ganado (Tabla 2). El detalle de los criterios utilizados en este análisis de amenazas se encuentra disponible en el Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

A partir de los talleres y revisiones posteriores de literatura, se elaboró un modelo conceptual (disponible en Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a) en el programa Miradi (www.miradi.org). El modelo conceptual identifica las relaciones hipotéticas entre objeto de conservación, sus amenazas y los factores que contribuyen a dichas amenazas (Foundations of Success, 2009; CONAF, 2017). Una versión modificada de dicho modelo conceptual se presenta a continuación (Fig. 2). Esta versión se enfoca exclusivamente en el objeto de conservación "zorro de Darwin, güiña y pudú", corrige algunos elementos del modelo disponible en el Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, e incorpora información que se ha generado con posterioridad a la elaboración de dicho plan.

El modelo conceptual elaborado presenta los factores socioeconómicos y culturales que inciden sobre la ocurrencia e intensidad de las amenazas que afectan al objeto de conservación "zorro de Darwin, güiña y pudú". Por ejemplo, en el caso de los perros, el modelo incorpora las importantes funciones que estos tienen en los hogares rurales, tales como guardián, cuidado de ganado y mascota (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2014b). Además, se hace cargo de que el manejo se complica por la baja aceptabilidad social de controlar perros para proteger animales silvestres (Villatoro *et al.*, 2019). Por último, se destaca el hecho de que los caminos facilitan el ingreso de estos cánidos a las áreas protegidas (Sepúlveda *et al.*, 2015). De igual forma, se reconoce que el ganado es importante en términos de subsistencia para la comunidad local, y que existen factores tales como las inundaciones de las praderas, baja capacidad de carga de los predios y la existencia de medierías (animales que son traídos desde otras localidades), que contribuyen a explicar la presencia de ganado vacuno al interior de las áreas protegidas (Barbet, sf; 2011;

Folio016911

Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). De este modo, la comprensión de los impactos de las actividades antrópicas sobre la biodiversidad, no se limita sólo a entender los impactos de los perros sobre el pudú (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012), o del ganado sobre la regeneración del bosque (Zamorano-Elgueta *et al.*, 2014), sino que a generar una comprensión común de los factores sociales que explican el problema. En algunos casos, estos factores están respaldados por estudios, mientras que, en otros, se trata de relaciones hipotéticas, que se encuentran a la espera de ser puestas a prueba.

A partir del proceso de planificación, se identificaron diversas estrategias que apuntan a reducir el impacto de las amenazas sobre "zorro de Darwin, güiña y pudú" y otros objetos de conservación (ver Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Estas medidas se encuentran en vías de implementación, y en muchos casos el trabajo se realiza en forma conjunta entre la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero. Entre las acciones que se realizan en conjunto están la implementación de brigadas de protección y combate de incendios forestales dedicadas exclusivamente al territorio conservado, la implementación de un programa continuo de educación ambiental enfocado en escuelas aledañas, siendo éste integrado en el currículum de las escuelas, y campañas de vacunación de perros y tenencia responsable. Adicionalmente, en la Reserva Costera Valdiviana se está trabajando en la restauración activa del bosque nativo, en sectores donde este fue sustituido por plantaciones forestales (Smith-Ramírez *et al.*, 2015), y se ha trabajado con los ganaderos para implementar mejoras al manejo comunitario del ganado, incluyendo para estos fines zonas ganaderas, apoyo en manejo sanitario y el retiro de animales desde sectores no permitidos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a, L. Pezoa, obs. pers.). Por último, el ingreso de turistas con perros se encuentra prohibido en ambas áreas protegidas, y se ha limitado la liberación de animales silvestres exclusivamente a aquellos que provienen del sector (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

En adición a la implementación de estrategias de conservación, ambas áreas protegidas desarrollan en conjunto un plan de monitoreo, ejecutado por los equipos de guardaparques, que se desarrolla anualmente para conocer el estado de especies tales como el zorro de Darwin, la güiña y el pudú, así como también

Folio016912

de amenazas tales como el ganado y los perros. Este plan fue originalmente diseñado para la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015b), donde fue puesto en marcha el año 2015, y extendido el año 2016 al Parque Nacional Alerce Costero (Silva-Rodríguez *et al.*, 2018).

Evidentemente, la implementación inicial del monitoreo no ha estado exenta de ajustes. El más importante tiene que ver con el uso de cebos y atrayentes olfativos, los cuales resultan importantes dada la baja probabilidad de detección de los zorros de Darwin. Esto se ilustra en que, si bien no se detectaron cambios en el área usada por zorro de Darwin entre 2015 y 2016 (12% y 15% respectivamente), la probabilidad de detección disminuyó desde un 27% en 2015 a un 8% en 2016 lo que fue atribuible al desempeño de los cebos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2018). En este contexto, los cebos y atrayentes a utilizar continúan siendo ajustados, de forma de poder incrementar la probabilidad de detectar zorros de Darwin, aspecto que es considerado al momento de interpretar los resultados.

18.5 Perspectivas futuras

El trabajo realizado en la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión ha buscado integrar gestión e investigación para la conservación. A la fecha se cuenta con logros importantes, como el hallazgo de las poblaciones de zorro de Darwin (Farías *et al.*, 2014), la rápida inclusión de esta especie como objeto de conservación, la implementación de acciones tendientes a reducir amenazas que afectan a esta especie y a la biodiversidad en general (restauración activa, educación ambiental, campañas de vacunación, etc., ver arriba), y la puesta en marcha de un plan de monitoreo ejecutado por los equipos de guardaparques de ambas áreas protegidas. Sin embargo, el trabajo que se realiza en el área es en sí un proceso de aprendizaje continuo, y que sólo el tiempo dirá si es exitoso o no.

Uno de los desafíos de importancia que ha ido surgiendo es desarrollar las capacidades para moverse más allá del diagnóstico de problemas y el monitoreo. Vacíos de conocimiento elementales pueden ser un problema serio, si es que en el futuro los monitoreos llegan a sugerir que es urgente una intervención. Por ejemplo, a la fecha no se cuentan con métodos de captura vali-

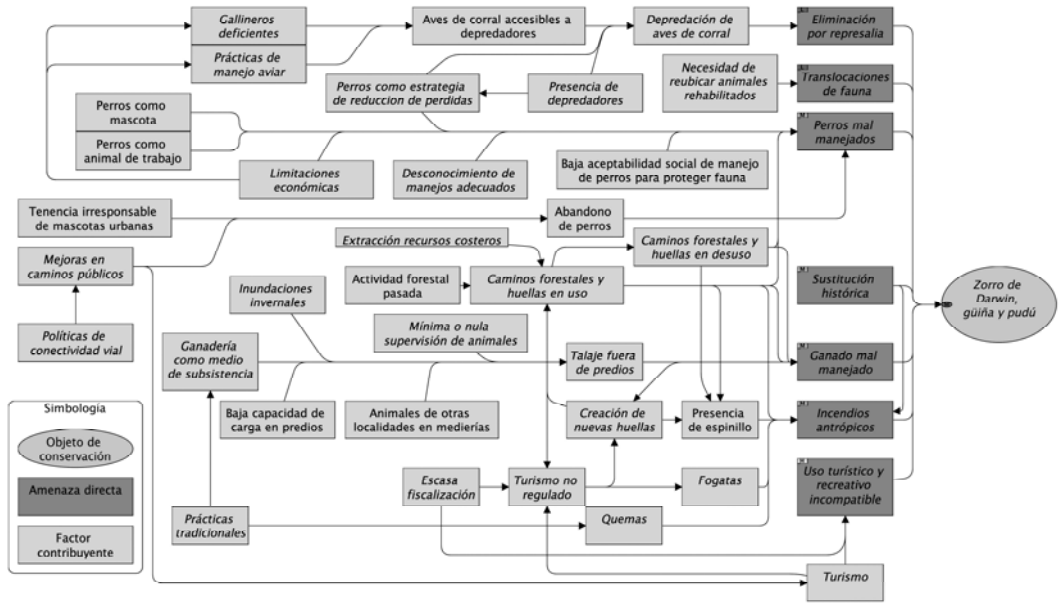


Figura 2. Modelo conceptual que ilustra las principales amenazas que afectan al objeto de conservación zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero y los principales factores que contribuyen a la ocurrencia de dichas amenazas (Figura modificada a partir del Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, ver Silva-Rodríguez et al., 2015a).

Folio016913

Folio016914

dados para pudú, lo que limitaría severamente la capacidad de respuesta ante situaciones que pudieran afectar a esta especie (e.g., enfermedades). Por otro lado, es importante desarrollar planes de respuesta ante contingencias que son probables, tal como ya se hace en el caso de los incendios. Por ejemplo, es probable que en el futuro se detecte la presencia de jabalíes (*Sus scrofa*) al interior de estas áreas protegidas (Silva-Rodríguez *et al.,* 2015a). Dicho escenario sería altamente complejo, y requeriría acciones de control inmediatas. Otro aspecto fundamental para la planificación de estrategias es conocer la efectividad de las mismas. Por ejemplo, si vacunamos perros contra el virus del distémper canino, ¿podremos prevenir brotes en carnívoros silvestres? Un trabajo realizado en India sugiere que la respuesta podría ser no (ver Belsare y Gompper, 2015), lo que lleva a la necesidad de evaluar si los hallazgos de dicho estudio son generalizables a la realidad del sur de Chile. Por último, es necesario considerar las dimensiones humanas de los problemas de conservación, previo a la planificación e implementación de estrategias. Por ejemplo, en el caso de los perros, cualquier estrategia que pretenda ser exitosa debe considerar el hecho de que parte importante de los perros que deambulan libremente tienen (o tuvieron) dueños (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.,* 2014b), de que parte del rol de los perros justamente es reducir los potenciales impactos de los carnívoros silvestres sobre el ganado y/o aves de corral (Sepúlveda *et al*., 2014b), y que medidas de manejo, tales como el control letal, tienen baja aceptabilidad social (Villatoro *et al*., 2019).

Para finalizar, llamamos a una mayor integración entre manejadores, guardaparques e investigadores. La integración de la investigación y gestión de biodiversidad es un desafío complejo. En muchos casos la información científica que se genera no responde a las necesidades de información prioritarias para la implementación de planes de conservación (Simonetti, 2011; Mair *et al*., 2018). Sin embargo, también es frecuente que la información científica ya disponible no sea utilizada para los procesos de toma de decisión (Simonetti, 2011). Este desacople, es sin duda un problema importante para la gestión de la biodiversidad, que se suma a los conocidos problemas de financiamiento por parte del Estado que afectan a la investigación (Acuña-Silva, 2018), al muy bajo presupuesto asignado a conservación de biodiversidad en Chile (Pacha, 2010; Ladrón de Guevara, 2014).

Folio016915

Esta integración puede abordarse en forma concreta. Por ejemplo, la sostenibilidad de monitoreos de largo plazo no sólo depende de un buen diseño, sino que de la factibilidad de poder ser implementados por equipos de guardaparques considerando los múltiples roles que ellas y ellos juegan. Un aspecto fundamental, por tanto, es que las y los guardaparques sean parte del diseño de los planes de monitoreo. Por otro lado, existen diversos vacíos de conocimiento que limitan el manejo. Estos vacíos incluyen, pero no se limitan, a evaluaciones de efectividad de diversas alternativas de manejo, mayor comprensión de las dimensiones humanas de las amenazas que afectan a la biodiversidad, desarrollo de técnicas de captura, etc. La identificación de estos vacíos es más sencilla cuando se es partícipe de procesos de planificación, cuentas públicas, etc. Por último, una mayor integración permitirá que el conocimiento que ya se encuentra disponible, que es bastante, pueda ser efectivamente usado para la gestión de la conservación.

Agradecimientos

Agradecemos a los editores, y muy especialmente a Cecilia Smith Ramírez, la oportunidad de participar en la reedición de este libro. El proceso de planificación de la Reserva Costera Valdiviana fue financiado por The Nature Conservancy. E.A.S.R. agradece el financiamiento del proyecto Fondecyt 11171006, Zoológico y Museo de Historia Natural de París, The Nature Conservancy, Programa Wildlife Without Borders del U.S. Fish & Wildlife Service, Cleveland Metropark Zoo and Cleveland Zoological Society, UNAB DI-382-13/R e Idea Wild. M.A.S. agradece el financiamiento de Morris Animal Foundation, Small Cat Action Fund, Panthera y Conicyt-Fulbright. C.N. agradece el financiamiento del proyecto Fondecyt 11150934, Morris Animal Foundation, National Geographic y Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund. Los autores agradecen a todas y todos quienes fueron partícipes del proceso de planificación de la Reserva Costera Valdiviana. Especialmente, se agradece a quienes participaron en el taller del objeto de conservación zorro de Darwin, güiña y pudú: G. Acosta-Jamett, A. Espinoza, P. Cunazza, P. Martínez, M. Soto-Gamboa, A. Farías y E. Doroch. También agradecemos a todas y todos quienes han participado en nuestros estudios durante estos años, y en las actividades organizadas por la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero. Finalmente, se agradece a O.

Ponce, P. Poveda, M. Antillanca, T. Antillanca, A. Almonacid, S. Zamorano, P. Stowhas, A. Eguren, A. Silva, J. Jara, E. Cruz, F. Zorondo-Rodríguez, A. Alfonso, C. Duarte, N. Díaz, A. Farías, G. Svensson, B. Zambrano, V. Vásquez, R. Cárdenas, P. Barría, C. Railaf, C. Díaz, M. Delgado, L. Chobil, O. Gallegos, I. Sacristán, M.J. López y por cierto a todos y todas las que accidentalmente hayamos omitido. Este capítulo se lo dedicamos a la memoria de nuestro amigo y colega, Don Omar Ponce.

Las referencias se encuentran al final del libro.

LITERATURA CITADA[1]

ACOSTA-JAMETT G & JA SIMONETTI (2004) Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity & Conservation 13*(6): 1135-1151.

ACOSTA-JAMETT G, WSK CHALMERS, AA CUNNINGHAM, S CLEAVELAND & IG HANDEL (2011) Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152: 247-257.

ACOSTA-JAMETT G, D SUROT, M CORTES, V MARAMBIO, C VALENZUELA, A VALLVERDU & MP WARD (2015) Epidemiology of canine distemper and canine parvovirus in domestic dogs in urban and rural areas of the Araucanía region in Chile. *Veterinary Microbiology* 178: 260-264.

ACUÑA SILVA C (2018) *I+D en Chile: Diagnóstico y Propuestas*. Centro UC CLAPES UC, Centro Latinoamericano de Políticas Económicas y Sociales. Disponible en: http://www.clapesuc.cl/assets/uploads/2018/07/17-07-18-id-en-chile-diagnostico-y-propuestas.pdf (Último acceso: 21 de enero 2019).

AIFBN (2006) *Propuesta de Restauración en la Reserva Costera Valdiviana (ex-predio Chaihuín-Venecia). Informe Final.* Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo (AIFBN), Instituto de Silvicultura, Universidad Austral de Chile, Valdivia.

BARBET S (sf) *Consultoría: Elaboración de proyecto de mejoramiento de la producción ganadera en la comunidad indígena de Huiro, en relación con la Reserva Costera Valdiviana. Informe Final.*

BARBET S (2011) *Propuesta para Mitigación de la Amenaza a la Restauración de Bosque Nativo por parte de Ganado Vacuno de Propiedad de Ganaderos del Sector Cadillal, en Terrenos de la Reserva Costera Valdiviana. Corral*.

BELSARE AV & ME GOMPPER (2015) A model-based approach for investigation and mitigation of disease spillover risks to wildlife: Dogs, foxes and canine distemper in central India. *Ecological Modelling* 296: 102-112.

CONAF (2014a) *Plan de Manejo Parque Nacional Alerce Costero. Documento Operativo*. Departamento de Planificación y Desarrollo, Gerencia de Áreas Protegidas, Corporación Nacional Forestal (CONAF), Chile.

CONAF (2014b) *Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Ríos, Valdivia*. Corporación Nacional Forestal.

[1] La literatura citada se encuentra al final del libro. Entregamos acá un listado de las referencias para facilitar la lectura, pero nos disculpamos por posibles omisiones.

CONAF (2017) *Manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas del SNASPE*. Santiago de Chile, Chile. 230 pp.

CONSERVACIÓN MARINA (2013) *Línea base biologica para el sitio marino-costero los "Colmillos de Chaihuin" Región de los Rios*. Co-financiado por el Fondo de Protección Ambiental, Región de los Ríos, proyecto 14-G-016-2012. 18 pp.

COONAN T, K RALLS, B HUDGENS, B CYPHER & C BOSER (2013) *Urocyon littoralis*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013: e.T22781A13985603. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T22781A13985603.en. Último acceso 23 de diciembre 2018.

CMP (2013) *Open Standards for the Practice of Conservation. Version 3.0*. Conservation Measures Partnership (CMP), Washington, D.C.

CUNAZZA P & P CONTRERAS (2015) *Implementación de metodología "Estándares Abiertos para la práctica de la Conservación"*- Parque Nacional Alerce Costero. Corporación Nacional Forestal, Valdivia, Chile.

D'ELÍA G, A ORTLOFF, P SANCHEZ, B GUIÑEZ & V VARAS (2013) A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. *Revista Chilena de Historia Natural 86*(4): 485-488.

DELGADO C (2005) *Plan de conservación de la Reserva Costera Valdiviana*. The Nature Conservancy, Valdivia.

EGUREN A (2012) *¿Plantaciones de eucaliptos o bosque nativo?: Ámbito de hogar y uso de hábitat de Leopardus guigna en el Bosque Templado Valdiviano*. Tesis de grado, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile. Santiago.

FARÍAS A (2012) *Propuesta de área de amortiguación para las áreas protegidas de la Cordillera Pelada, Región de los Ríos, Chile*. Ministerio del Medio Ambiente, GEF SIRAP. The Nature Conservancy (TNC), World Wildlife Fund (WWF), Gobierno Regional de la Región de los Ríos, Corporación Nacional Forestal (CONAF).

FARÍAS A & D TECKLIN (2003) *Caracterización preliminar de los predios Chaihuín-Venecia, Cordillera de La Costa Décima región*. Documento nº 6, serie de publicaciones WWF Chile. Programa Ecoregión Valdiviana, Valdivia.

FARIAS AA & FM JAKSIC (2011) Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology* 80(4): 809-817.

FARÍAS AA, MA SEPÚLVEDA, EA SILVA-RODRÍGUEZ, A EGUREN, D GONZÁLEZ, NI JORDÁN, E OVANDO, P STOWHAS & GL SVENSSON (2014) A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural 87*(3) http://dx.doi.org/10.1186/0717-6317-87-3

FIGUEROA RA, R CÁDIZ, R FIGUEROA, ES CORALES, & R MURÚA (2012) Abundance, habitat and body measurements of the rare Long-clawed Mouse (*Pearsonomys annectens*) in the coastal temperate rainforest of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 47: 1-10.

FONTÚRBEL FE, AB CANDIA & C BOTTO-MAHAN (2014) Nocturnal activity patterns of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) in native and exotic habitats. *Journal of Mammalogy 95*(6): 1199-1206.

FONTÚRBEL FE, AB CANDIA & GJ CASTAÑO-VILLA (2016) Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad 87*(4): 1402-1406.

FOUNDATIONS OF SUCCESS (2009) *Conceptualizing and Planning Conservation Projects and Programs: A Training Manual*. Foundations of Success, Bethesda, Maryland.

GÁLVEZ N, G GUILLERA-ARROITA, FA ST. JOHN, E SCHÜTTLER, DW MACDONALD, & ZG DAVIES (2018) A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *Journal of Applied Ecology 55*(3): 1393-1405.

GODOY M & L ADÁN (2006) *Huellas de historia: Patrimonio Cultural de la Reserva Costera Valdiviana*. WWF y The Nature Conservancy, Valdivia.

IUCN (2018) *The IUCN Red List of Threatened Species*. *Version 2018-2*. http://www.iucnredlist.org. Último acceso el 20 de diciembre de 2018.

JIMÉNEZ J (2007) Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology* 271: 63-77.

LADRÓN DE GUEVARA J (2014) *Propuesta de estrategia financiera 2015 – 2030, Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Chile*. Proyecto Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional; GEF-PNUD-MMA. Disponible en: http://bdrnap.mma.gob.cl/recursos/privados/Recursos/CNAP/GEF-SNAP/LadrondeGuevara_2014.pdf (Último acceso 21 de enero 2019).

LARA AR, S FRAVER, JC ARAVENA & A WOLODARSKY-FRANKE (1999) Fire and the dynamics of *Fitzroya cupressoides* (alerce) forests of Chile's Cordillera Pelada. *Ecoscience* 6:100-109.

LÓPEZ MJ (2017) *Superposición espacial de gatos domésticos en hábitat de güiñas (Leopardus guigna) residentes en la región de los Ríos, Chile*. Memoria de Título, Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago.

MACKENZIE DI, JD NICHOLS, GB LACHMAN, S DROEGE, JA ROYLE & CA LANGTIMM (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.

MAIR L, AC MILL, PA ROBERTSON, SP RUSHTON, MD SHIRLEY, JP RODRIGUEZ & PJ MCGOWAN (2018) The contribution of scientific research to conservation planning. *Biological Conservation* 223: 82-96.

MEYNARD CN, M SOTO-GAMBOA, PA HEADY & WF FRICK (2014) Bats of the Chilean temperate rainforest: patterns of landscape use in a mosaic of native forests, eucalyptus plantations and grasslands within a South American biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 23(8): 1949-1963.

MORA M, C NAPOLITANO, R ORTEGA, E POULIN & J PIZARRO-LUCERO (2015) Feline immunodeficiency virus and feline leukemia virus infection in free-ranging guignas (*Leopardus guigna*) and sympatric domestic cats in human perturbed landscapes on Chiloé Island, Chile. *Journal of Wildlife Diseases* 51: 199-208.

MOREIRA-ARCE D, PM VERGARA & S BOUTIN (2015) Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PloS One 10*(9): e0137854.

MOREIRA-ARCE D, PM VERGARA, S BOUTIN, G CARRASCO, R BRIONES, GE SOTO, & JE JIMÉNEZ (2016) Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *Forest Ecology and Management* 369: 135-143.

MUÑOZ-PEDREROS A, C GIL, P RUTHERFORD, E HAUENSTEIN, M BARRIENTOS, P CONTRERAS, R SANHUEZA, P SÁNCHEZ, B GUIÑEZ & M NAVARRETE (2005a) *Caracterización y Zonificación de la Cordillera Pelada*. Proyecto (PIMS 1859) Bosque Templado Valdiviano Licitación Nº 77/2004. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales, Valdivia.

MUÑOZ-PEDREROS A, C GIL, E HAUESTEIN, P SÁNCHEZ, B GUIÑEZ, P CONTRERAS, M SEPÚLVEDA, M NAVARRETE, C DELGADO, A FARÍAS, W STEFFEN, C JARA, J JARAMILLO, S WOELFL, R ARRIAGADA, M GODOY & R MERA (2005b) *Evaluación de la biodiversidad: En las alternativas de construcción de la carretera de la costa en el tramo Chaihuín–Hueicolla*. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales (CEA), Valdivia.

NUÑEZ E (2008) *Metodo para la planificacion del manejo de areas protegidas*. Corporacion Nacional Forestal, Gobierno de Chile, Santiago.

PACHA MJ (2010). *Sostenibilidad Financiera para Áreas Protegidas en América Latina*. Programa/OAPN FAO, Santiago.

RAFFAELE E, T KITZBERGER & T VEBLEN (2007) Interactive effects of introduced herbivores and post-flowering die-off of bamboos in Patagonian *Nothofagus* forests. *Journal of Vegetation Science* 18(3): 371-378.

RUIZ-IZAGUIRRE E, A VAN WOERSEM, KCH EILERS, SE VAN WIEREN, G BOSCH, AJ VAN DER ZIJPP & IJM DE BOER (2015) Roaming characteristics and feeding practices of village dogs scavenging sea-turtle nests. *Animal Conservation* 18(2): 146-156.

SACRISTÁN I, A CEVIDANES, F ACUÑA, E AGUILAR, S GARCÍA, MJ LÓPEZ, J MILLÁN & C NAPOLITANO (2018) Contrasting human perceptions of and attitudes towards two threatened small carnivores, *Lycalopex fulvipes* and *Leopardus guigna*, in rural communities adjacent to protected areas in Chile. *Journal of Threatened Taxa* 10(5):11566-11573.

SALAZAR DA & FE FONTURBEL (2016) Beyond habitat structure: Landscape heterogeneity explains the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) occurrence and behavior at habitats dominated by exotic trees. *Integrative Zoology* 11(5): 413-421.

SEPÚLVEDA MA, R ESTÉVEZ, EA SILVA-RODRÍGUEZ (eds) (2015) *Manual para la planificación del manejo de las áreas silvestres protegidas del SNASPE*. PNUD, Santiago.

SEPÚLVEDA MA, RS SINGER, EA SILVA-RODRÍGUEZ, A EGUREN, P STOWHAS & K PELICAN (2014a) Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *EcoHealth* 11(3): 409-419.

SEPÚLVEDA MA, RS SINGER, E SILVA-RODRÍGUEZ, P STOWHAS & K PELICAN (2014b) Domestic dogs in rural communities around protected areas: conservation problem or conflict solution? *PLoS One* 9(1): e86152.

SEPÚLVEDA M, K PELICAN, P CROSS, A EGUREN & R SINGER (2015) Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80(4): 290-297.

SILVA-RODRÍGUEZ EA & KE SIEVING (2011) Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25(4): 808-815.

SILVA-RODRÍGUEZ EA & KE SIEVING (2012) Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150: 103-110.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, M SOTO-GAMBOA, GR ORTEGA-SOLÍS & JE JIMÉNEZ (2009) Foxes, people and hens: Human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(3): 375-386.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, C VERDUGO, OA ALEUY, JG SANDERSON, GR ORTEGA-SOLÍS, F OSORIO-ZÚÑIGA & D GONZÁLEZ-ACUÑA (2010) Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44(1): 97-103.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, OA ALEUY, M FUENTES-HURTADO, JA VIANNA, F VIDAL & JE JIMÉNEZ (2011) Priorities for the conservation of the pudu (*Pudu puda*) in southern South America. *Animal Production Science* 51(4): 375-377.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, MA SEPÚLVEDA, C DUARTE, P STOWHAS, C GARCÍA-VERA, E CRUZ, G TRAVIESO, F ZORONDO-RODRÍGUEZ, A ALFONSO, M GODOY, A ANDRADE, L OSMAN, L PEZOA, S ZAMORANO, P POVEDA, & A ALMONACID (2015a) *Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2015-2020.* The Nature Conservancy, Valdivia.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, M SEPÚLVEDA, C DUARTE, E CRUZ, G TRAVIESO, F ZORONDO-RODRÍGUEZ, A ALFONSO, H NORAMBUENA, M GODOY, A ANDRADE, L OSMAN, L PEZOA, S ZAMORANO, P POVEDA, & A ALMONACID (2015b) *Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020*. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, E OVANDO, D GONZÁLEZ, B ZAMBRANO, MA SEPÚLVEDA, GL SVENSSON, R CÁRDENAS, P CONTRERAS & AA FARÍAS (2018) Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.

SIMONETTI JA (2011) Conservation biology in Chile: Are we fulfilling our social contract?. *Revista Chilena de Historia Natural* 84(2): 161-170.

SMITH-RAMÍREZ C, JJ ARMESTO & C VALDOVINOS (eds) (2005) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago.

SMITH-RAMÍREZ C, ME GONZÁLEZ, C ECHEVERRÍA & A LARA (2015) Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43: 11-21.

TIMM SF, L MUNSON, BA SUMMERS, KA TERIO, EJ DUBOVI, CE RUPPRECHT, S KAPIL & DK GARCELON (2009) A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). *Journal of Wildlife Diseases* 45(2): 333-343.

STOWHAS P (2012). *Análisis del conflicto entre carnívoros silvestres y campesinos en el sur de Chile*. Proyecto de Título, Escuela de Medicina Veterinaria, Universidad Mayor, Santiago.

VILÀ C, JA LEONARD, A IRIARTE, SJ O'BRIEN, WE JOHNSON & RK WAYNE (2004). Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. *Animal Conservation* 7: 147-153.

VILLATORO FJ, L NAUGHTON-TREVES, MA SEPÚLVEDA, P STOWHAS, FO MARDONES & EA SILVA-RODRÍGUEZ (2019) When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management* 229: 67-75.

WOODROFFE GL, JH LAWTON & WL DAVIDSON (1990) The impact of feral mink *Mustela vison* on water voles *Arvicola terrestris* in the North Yorkshire Moors National Park. *Biological Conservation* 51(1): 49-62.

ZAMORANO-ELGUETA C, L CAYUELA, JM REY-BENAYAS, PJ DONOSO, D GENELETTI & RJ HOBBS (2014) The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5(7): 1-17.

ZAMORANO-ELGUETA C, JMR BENAYAS, L CAYUELA, S HANTSON & D ARMENTERAS (2015) Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10-20.

View publication stats

Folio016924

Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos

Patrocinante: Dr. Eduardo Silva R.

.

Trabajo de Titulación presentado como parte

de los requisitos para optar al Título de

Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

VIVIANA ALEJANDRA VÁSQUEZ IBARRA

VALDIVIA

2019

Folio016925

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	MARCO TEÓRICO	2
3	MÉTODOS	5
3.1	Área de estudio	5
3.2	Diseño del monitoreo	7
3.3	Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas	8
3.4	Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos dentro de las áreas protegidas	9
4	RESULTADOS	10
4.1	Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas	10
4.2	Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos	11
5	DISCUSIÓN	12
5.1	Consideraciones generales	12
5.2	Implicancias en la gestión de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero	15
6	CONCLUSIONES	17
7	REFERENCIAS	18
Anexos	1 Cámaras con presencia de perro y ganado durante los años 2015-2018 por área protegida	28
	2 Ubicación cámaras trampas con su respectivo código de identificación.	29

Folio016926

Calificación del Comité de Titulación

		Nota
Patrocinante:	Sr. Eduardo Silva Rodríguez	7,0
Informante:	Sr. Paulo Corti González	7,0
Informante:	Sr. Patricio Contreras Bravo	7,0

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.

_____

Sr. Eduardo Silva R.

Folio016927

Agradecimientos

Antes que todo quiero agradecer sin diferenciación a cada persona que estuvo junto a mí en este proceso, ya sea a través del apoyo constante como por medio de alguna palabra de aliento, a todos muchas gracias. Para comenzar agradezco a mi madre Luz Eliana Ibarra Soza, por creer en mí, desde siempre. Gracias por todo, desde tus consejos hasta tus consentimientos cada vez que me veías agobiada por mi vida universitaria. A mi pareja Carlos, por ser mi compañero y mi mejor amigo, por celebrar cada triunfo y acompañar en los momentos de adversidad. Quiero conmemorar además a mis abuelos, Guacolda del Carmen y Luis, que por cosas de la vida no pudieron acceder a la educación, gracias por siempre aconsejarme sobre la importancia de estudiar. Están a nada de presenciar a su primera nieta profesional, por lo que sin duda esto también es para ustedes.

Por otra parte, agradezco las amistades que me entregó este paso por la universidad: Nicolás, Camila, Camila B, Javiera y Paulina, muchas gracias por ser y estar, por las amanecidas en cada trabajo de grupo, por las risas y su cariño sincero. A mis "chicas medianas" Carolina y Daniela, que pasaron de ser ayudantes a ser unas grandes amigas, gracias por orientarme para que mi paso por la U y por sobre todo por la tesis fuera lo menos estresante posible. Doy también las gracias todos los del laboratorio de dosel y de fauna, por todos los mates que ayudaron a seguir trabajando en la tesis cuando el sueño y el cansancio parecía vencer. También agradezco a las chicas de la cafetería de la facultad: Ale, Eli y por sobre todo a Minerva, gracias por estar siempre atentas sobre mis avances y por considerarme su clienta regalona.

Dentro de las personas que me acompañaron durante esta última etapa como estudiante de pregrado, quiero comenzar agradeciendo a Eduardo Silva, quien fue mi profesor patrocinante. Muchas gracias por todo lo enseñado, desde lo académico hasta las conversaciones de cómo debe ser uno como profesional. Sin duda deberían existir más docentes como tú. Quiero agradecer también a mis informantes, Paulo Corti y Patricio Contreras, por sus retroalimentaciones y por estar presente en los momentos en que los necesité. Al equipo del Parque Nacional Alerce Costero, Patricio Contreras, René Cárdenas y Patricia Barría, y de la Reserva Costera Valdiviana: a su administradora Liliana Pezoa y a sus guardaparques Erwin Ovando, Danilo González y Teninson Antillanca, muchas gracias por sus enseñanzas en terreno, sus historias y chascarros, sin duda guardaré un muy buen recuerdo de los momentos que compartí con ustedes. Agradezco también a The Nature Conservancy y la Corporación Nacional Forestal por el acceso a las bases de datos de los programas de monitoreo.

Por último, agradezco el financiamiento por parte de CONICYT a través del Proyecto FONDECYT Iniciación Nº11171006, dirigido por Eduardo Silva.

Folio016928

Dedicado a quienes creen

que la coexistencia responsable

del humano con su entorno

puede ser posible.

Folio016929

Resumen

Una de las principales amenazas a la biodiversidad son las especies invasoras. Entre aquellas que generan mayores impactos a nivel global, se encuentran algunos animales domésticos. Por ejemplo, los perros (*Canis familiaris*) y gatos (*Felis catus*) destacan por sus severos impactos sobre vertebrados terrestres, pudiendo llegar a causar extinciones. Otras, como es el caso del ganado, degradan la vegetación. Los animales domésticos toman especial importancia cuando se busca resguardar la biodiversidad, como en el caso de las áreas protegidas de Chile. En este trabajo se determinó el área ocupada por dos especies domésticas, perros y ganado bovino, dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, además de su variación en el tiempo y distribución, entre los años 2015-2018. Para determinar el área ocupada se utilizaron las bases de datos de los monitoreos con cámaras trampa que ejecutan anualmente ambas áreas protegidas. Para mapear la distribución, se diferenció entre presencia y puntos frecuentes, entrando en esta última categoría los puntos donde la amenaza se encontró en el mismo sitio durante dos o más años. Se encontró que tanto los perros como el ganado bovino utilizan un porcentaje moderado de estas áreas protegidas (<20%), estable en el tiempo y concentrados en sitios específicos. Si bien la mayoría de los registros se asoció a bordes y sectores con presencia humana, se detectó presencia de perros en aproximadamente un tercio de los sectores donde a la fecha se ha detectado zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), así como también en sectores de importancia para la recuperación del alerce (*Fitzroya cupressoides*). A partir de los resultados del monitoreo, se sugiere que se priorice aquellos sectores donde se solapan estas amenazas con objetos de conservación, tales como el zorro de Darwin y el alerce, para la implementación de acciones de manejo.

Palabras claves: Especies invasoras, *Canis familiaris*, *Bos taurus*, cámaras trampa, monitoreo en áreas protegidas.

1. INTRODUCCIÓN

Las especies invasoras son un problema global y Chile no es la excepción. Las especies invasoras afectan a nivel de ecosistemas, comunidades y poblaciones, provocando en algunos casos efectos irreversibles sobre las especies nativas. A nivel mundial se ha identificado a algunos animales domésticos entre las especies invasoras que generan mayores impactos. Dos de estas especies, los perros y el ganado bovino, son de alta importancia en el sur de Chile, no sólo por sus severos impactos sobre la biodiversidad, sino que por el rol que juegan en las sociedades humanas, lo que dificulta su manejo. La presencia de perros y ganado es un problema generalizado que incluso afecta a las áreas protegidas públicas y privadas del país. Esto genera una importante preocupación referente a los impactos que podrían generar sobre la biodiversidad.

En el presente trabajo se busca determinar el área de ocupación de perros y ganado doméstico dentro de las áreas protegidas Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. Estas especies han sido identificadas en los Planes de Conservación de ambas áreas protegidas como una amenaza para sus objetos de conservación. Ambas áreas protegidas han realizado intervenciones que buscan reducir los impactos de estas especies, incluyendo manejo comunitario del ganado, prohibiciones de acceso, campañas de esterilización, manejo sanitario y educación ambiental, entre otros. Si las acciones de conservación son adecuadas, entonces una de las respuestas esperables es que el área ocupada por esas especies disminuya en el tiempo. Dichas expectativas son justamente algunas de las metas propuestas para la gestión de las áreas protegidas en cuestión.

Objetivo general

Estimar el área ocupada por animales domésticos dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero y su variación en el tiempo.

Objetivos específicos

1. Estimar el área ocupada por perros y ganado doméstico en el territorio comprendido por dos áreas protegidas.
2. Determinar si el área ocupada por perros y ganado en las áreas protegidas estudiadas varía a través del tiempo.
3. Identificar zonas con presencia recurrente de animales domésticos dentro de las áreas protegidas.

2. MARCO TEÓRICO

Una de las principales causas de pérdida de biodiversidad mundial son las especies exóticas invasoras (Baillie *et al.* 2004, Clavero y García-Berthou 2005, Bellard et al. 2016a). Para los fines de este trabajo se entenderá como una especie invasora a "*una especie que adquiere una ventaja competitiva tras la desaparición de los obstáculos naturales a su proliferación, lo que le permite propagarse rápidamente y conquistar áreas novedosas dentro de los ecosistemas receptores en los que se convierte en una población dominante*" (Valery *et al.* 2008, p. 1349). De acuerdo a Hulme *et al.* (2008) existen seis vías por las cuales las especies exóticas pueden ser introducidas: liberación, escape, contaminante, polizón, corredor y sin ayuda. En la mayoría de estas el ser humano es un actor clave en el transporte, ya sea accidental o intencionalmente (Baillie *et al.* 2004, Nentwig 2008, Hulme *et al.* 2008, Jaksic y Castro 2013). A pesar de diversos esfuerzos de control, esta problemática no muestra signos de disminución. Por el contrario, se está incrementando debido a la globalización (Hulme *et al.* 2015, Seebens *et al.* 2017).

Las especies exóticas pueden generar diversos efectos en la biodiversidad de los sitios que colonizan. Estos impactos, incluyen alteraciones a nivel de poblaciones, comunidades y ecosistemas (Wilcove *et al.* 1998, Jaksic y Castro 2013, Simberloff 2011, *et al.* 2013, Doherty *et al.* 2015). Por ejemplo, los castores han generado severos cambios a nivel ecosistémico en Magallanes (Henn *et al.* 2016, Anderson *et al.* 2009). En casos extremos, las especies invasoras pueden llegar a extinguir local o globalmente especies nativas (Bellard *et al.* 2016b, Doherty *et al.* 2016), como la extinción del anteojitos robusto (*Zosterops strenuus*; Gould 1855), ave endémica de la isla Lord Howe de Australia, causada por la introducción de ratas negras (*Rattus rattus*; Linnaeus 1758, ver Clavero y García-Berthou 2005). Las especies invasoras afectan a especies nativas por medio de diversas interacciones incluyendo depredación, herbivoría, competencia (por explotación, interferencia o aparente), parasitismo y enfermedades (Ballie *et al.* 2004, Vanak *et al.* 2014), siendo la depredación la interacción que causa mayores impactos (Sax y Gaines 2008). Adicionalmente, estas especies generan efectos sobre las poblaciones humanas, incluyendo tanto impactos económicos (positivos y negativos; ver Pejchar y Mooney 2009, Scalera 2010), como potenciales riesgos para la salud humana (Jaksic y Castro 2013, Hulme 2014).

Si bien el número de especies invasoras es elevado (McGeoch *et al.* 2010), existen algunas especies que generan impactos desproporcionadamente altos. Por ejemplo, Bellard *et al.* (2016b) identificaron siete especies exóticas invasoras que amenazan al mayor número de vertebrados terrestres a nivel mundial. Estas especies incluyen al hongo quítrido (*Batrachochytrium dendrobatidis*; Longcore,

Pessier & D.K. Nichols, 1999), seguido por ratas (*Rattus* spp.), gatos (*Felis catus;* Linnaeus, 1758), perros (*Canis familiaris;* Linnaeus, 1758), jabalíes (*Sus scrofa;* Linnaeus, 1758), cabras (*Capra hircus:* Linnaeus, 1758) y vacas (*Bos taurus;* Linnaeus, 1758). Cabe destacar que, de las especies nombradas, cinco son animales domésticos. Los gatos, perros y cerdos son también identificados por Doherty *et al.* (2016) entre los siete depredadores con mayores efectos sobre vertebrados terrestres a nivel global. Estos y otros estudios (e.g., Steinfeld *et al.* 2006, Vavra *et al.* 2007, Medina *et al.* 2011, Doherty *et al.* 2017) proveen evidencia sobre el rol que juegan algunos animales domésticos como especies invasoras. Este trabajo se focalizará en dos de estas especies, el ganado bovino y los perros.

En el caso del ganado bovino, se ha documentado su efecto negativo sobre la función, composición y estructura de ecosistemas (Mazzini *et al.* 2018, Eldridge *et al.* 2016) además de su incidencia negativa sobre la abundancia de fauna silvestre (Kutt y Gordon 2012, Schieltz *et al.* 2016). A nivel de especies, Gurevitch y Padilla (2004) estimaron, a partir de la base de datos de ese entonces de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la International Union for Conservation of Nature (IUCN), que el ganado ha afectado al menos a 521 especies de plantas y 92 especies de animales a nivel mundial. Estos resultados indican que el ganado ha tenido efectos sobre la flora y fauna nativa iguales o superiores que especies exóticas invasoras sin control humano. Por su parte los perros domésticos son considerados la cuarta especie exótica invasora más dañina a nivel mundial (Bellard *et al.* 2016b). Los perros han contribuido en la extinción de al menos 11 especies y son una amenaza potencial o reconocida para 188 especies en categorías amenazadas de la IUCN a nivel mundial, siendo mamíferos las especies mayormente afectadas (Doherty *et al.* 2017). Su forma de impacto más frecuente es la depredación, seguida en menor grado de disturbios, transmisión de enfermedades, competencia y finalmente, hibridación (Doherty *et al.* 2017). Tanto el ganado como los perros constituyen efectos de borde cuyos impactos adquieren especial relevancia cuando se encuentran alrededor de áreas protegidas (Lacerda *et al.* 2009, Gandiwa *et al.* 2011, Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Sepúlveda *et al.* 2015, Muposhi *et al.* 2016, Home *et al.* 2018).

Tanto el ganado como los perros son amenazas reconocidas para la biodiversidad en Chile y han sido incluidas en el primer catálogo de especies exóticas, invasoras/naturalizadas del país (PNUD 2017). Por ejemplo, el ganado afecta el establecimiento y crecimiento de plantas leñosas (Vila y Borrelli 2011), produce efectos negativos sobre la regeneración del bosque y sobre el sotobosque (Raffaele *et al.* 2007, Zamorano-Elgueta *et al.* 2014), favorece la propagación de plantas introducidas y puede afectar el ciclo del nitrógeno (Hobbs 1996, Vavra *et al.* 2007). En el caso de los perros, se ha documentado ataques de estos cánidos sobre distintas especies, incluyendo desde ganado doméstico (Montecino-Latorre y San

Martín 2019) hasta especies nativas, entre ellas pudú (*Pudu puda;* Molina, 1782), güiña (*Leopardus guigna;* Molina, 1782) y zorros (*Lycalopex* spp.), por nombrar algunos (Silva-Rodríguez y Sieving 2011). Adicionalmente, existe evidencia que sugiere que la presencia de perros afecta a especies como el pudú (Silva-Rodríguez y Sieving 2012) y el zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes;* Martin, 1837; Moreira-Arce *et al.* 2015) por mecanismos no letales, pues estos evitan áreas donde la probabilidad de presencia de perros es mayor. Tanto el ganado bovino como los perros son también considerados una amenaza debido al riesgo de transmisión de enfermedades a la fauna silvestre. En el caso del ganado bovino se han documentado pudu y huemules expuestos al virus de la diarrea viral bovina (VDVB), como también al patógeno *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* (MAP) (Llanos-Soto y González-Acuña 2019). Por otro lado, la potencial transmisión del virus distémper canino hacia carnívoros silvestres reviste una importante preocupación (Acosta-Jamett *et al.* 2011, 2015, Sepúlveda *et al.* 2014).

Si bien han existido importantes avances en términos de la compresión de los impactos de animales domésticos, tanto en Chile (Vázquez 2002, Pauchard y Alaback 2004, Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Sepúlveda *et al.* 2014, Zamorano-Elgueta *et al.* 2014), como en el extranjero (Malo y Suárez 1995, Relva y Veblen 1998, Hughes y Macdonald 2013, Gompper 2014, Vanak *et al.* 2014, Home *et al.* 2018, Zapata-Ríos y Branch 2018), un desafío importante es el control de estos impactos con fines de conservación (Martínez 2009, Sepúlveda *et al.* 2015, Villatoro *et al.* 2019). Para esto, es crucial entender a escala local el alcance y la gravedad del efecto de estas especies domésticas sobre las poblaciones, comunidades o ecosistemas que se busca conservar (Foundations of Success 2009), con la finalidad de implementar medidas efectivas de gestión. Muchas de las acciones de manejo de amenazas, se concentran en reducir el alcance de estas. De este modo, el monitoreo de indicadores que permitan comprender el alcance espacial de las amenazas, como por ejemplo el área ocupada por perros y ganado bovino, sería una forma de comprender el avance hacia la consecución de las metas de gestión.

En este trabajo se evaluará el alcance espacial de la amenaza de los animales domésticos dentro de dos áreas protegidas: la Reserva Costera Valdivia (RCV) y el Parque Nacional Alerce Costero (PNAC). Se utilizarán estas áreas protegidas como caso de estudio debido a que (1) cuentan con planes de manejo y (2) realizan acciones de monitoreo. El hecho de que la RCV y PNAC sean colindantes y coordinen sus acciones de monitoreo (Silva-Rodríguez *et al*. en prensa) permite integrar los indicadores. Estudios realizados en el área han mostrado que, tanto los perros (Silva-Rodríguez y Sieving 2012) como el ganado (Zamorano-Elgueta *et al.* 2015), son amenazas para la biodiversidad local, lo que también ha sido identificado en distintos procesos de planificación (Delgado 2005; Silva-Rodríguez *et al.* 2015a) y ha llevado a la implementación de algunas acciones de conservación (Silva-Rodríguez *et al.* en prensa).

En este contexto, el objetivo de este trabajo es estimar el área ocupada por animales domésticos dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, determinar si esta ha variado a través del tiempo e identificar zonas donde la presencia de animales domésticos al interior de las áreas protegidas sea crítica.

3. MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la RCV (40°02’ S, 73°35’ O) y PNAC (39°58’ S, 73°27’ O) (Figura 1). Estas áreas protegidas se localizan en los bosques templados sudamericanos, ecosistemas caracterizados por su alto nivel de endemismo y por ser reconocidos mundialmente como un sitio prioritario de conservación (Armesto *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000, Olson y Dinerstein 2002, Mittermeier *et al.* 2004). Sin embargo, esta ecorregión ha sufrido la transformación del paisaje natural producto de la pérdida y fragmentación de bosque (Smith-Ramírez 2004, Lara *et al.* 2016, Miranda *et al.* 2017, Otavo y Echeverría 2017), especialmente en la Cordillera de la Costa (Echeverría *et al.* en prensa). Esta degradación se ha debido a diferentes factores tales como, uso ancestral por comunidades (Lara *et al.* 2012), sustitución por plantaciones forestales a fines del siglo XX (Zamorano-Elgueta *et al.* 2015, Miranda *et al.* 2017), aumento de la red vial, urbanización (Smith y Armesto 2002), conversión a pastizales y matorrales (Heilmayr *et al.* 2016), incendios y uso de la madera como leña (Cavalier y Tecklin 2005).

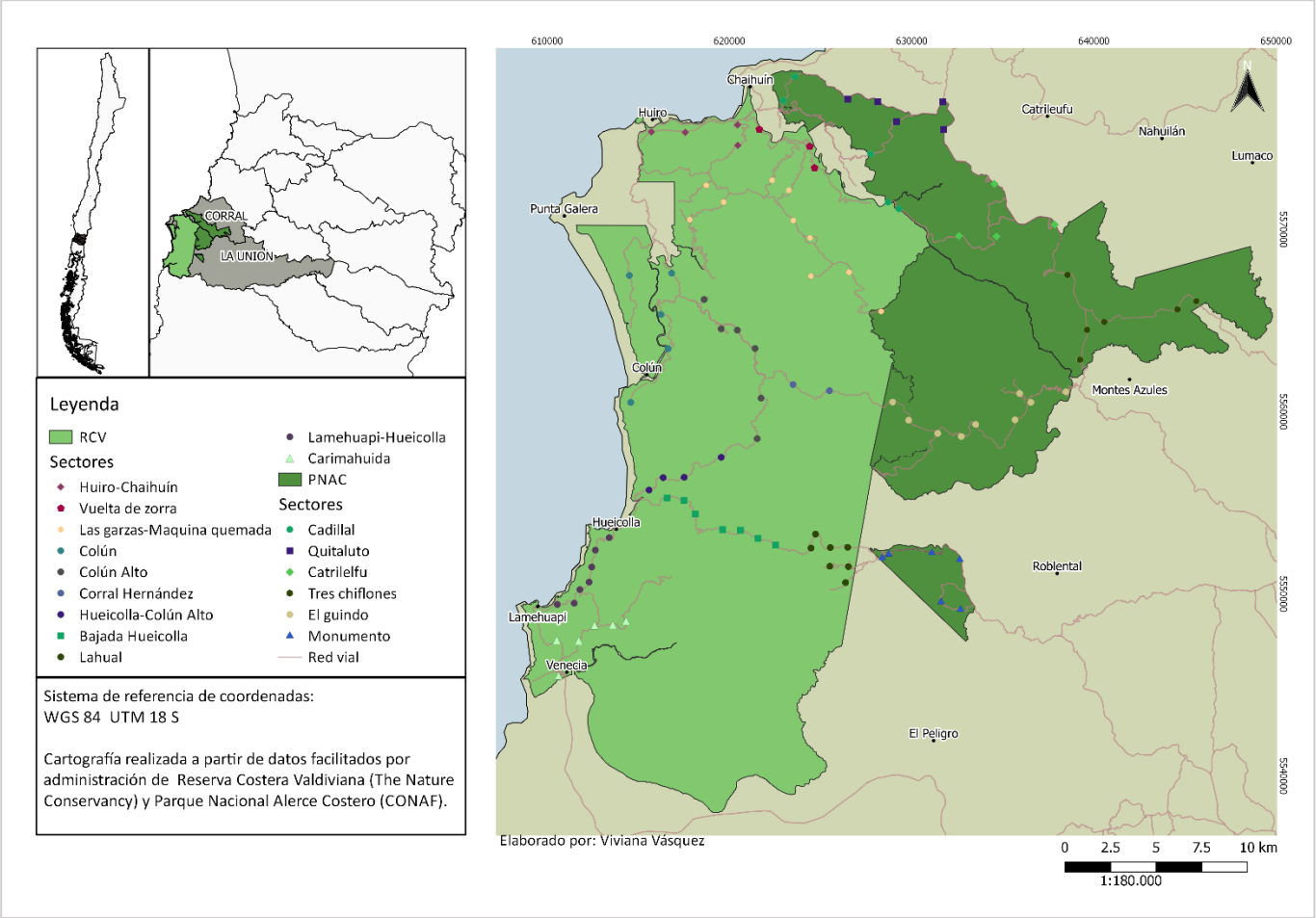


Figura 1. Área de estudio. En verde claro se observan los límites de la Reserva Costera Valdivia (RCV) mientras que en verde oscuro los del Parque Nacional Alerce Costero (PNAC). Cada figura representa la ubicación de una cámara trampa, mientras que los distintos colores y formas muestran los sectores definidos para los análisis.

La RCV y PNAC se encuentran ubicadas en la Cordillera de la Costa, en las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos, Chile. La RCV es un área privada protegida administrada por The Nature Conservancy que cuenta con una extensión de 50.830 ha (Silva-Rodríguez *et al*. 2015a). Por otro lado, el PNAC es un área protegida del Estado administrada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y cuenta con 24.694 ha (CONAF 2014). Tanto la RCV como el PNAC son áreas protegidas dominadas por ecosistemas de bosque, representado mayormente por el tipo forestal siempreverde y bosque de alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnst.), además de plantaciones forestales. Estos ecosistemas se caracterizan por albergar especies endémicas tales como la planta del León (*Valdivia gayana;* J. Rémy*)*, helechito de Corral (*Blechnum corralense;* Espinosa), rana de pecho espinoso de Cordillera Pelada (*Alsodes valdiviensis*; Formas, Cuevas & Brieva, 2002), además de especies nativas

amenazadas según criterios de la IUCN tales como el alerce, huillín (*Lontra provocax*, Thomas, 1908), zorro de Darwin y la guiña (CONAF 2014, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). La RCV y PNAC colindan con diversas localidades, especialmente en su área norte. Entre estas se encuentran Chaihuín, Huiro y Cadillal (sin distinción entre Cadillal Alto y Bajo), localidades habitadas por aproximadamente 309, 115 y 38 personas respectivamente (INE 2019). En la zona sur se encuentran Hueicolla, con 9 personas y Lamehuapi con 11 habitantes (INE 2019).

La RCV cuenta con un Plan de Conservación de Áreas que incluye nueve objetos de conservación para los años 2015-2025 (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). El PNAC por su parte, homologó seis de estos objetos de conservación (Cunazza y Contreras 2015). Los objetos de conservación compartidos son: Bosque de alerce, Bosque siempreverde, Bosque de olivillo costero, Ecosistemas de agua dulce y estuarios, el objeto Zorro de Darwin, güiña y pudú y Anfibios de bosque (Cunazza y Contreras 2015, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Dentro de las amenazas identificadas en este periodo para ambas áreas protegidas se encuentran el ganado y los perros, entre otros (Cunazza y Contreras 2015, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Estas amenazas son monitoreadas desde el año 2015 por la RCV, y desde el año 2016 por el PNAC (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b, 2018, en prensa).

3.2 Diseño del monitoreo

Ambas áreas protegidas (RCV desde 2015, PNAC desde 2016) realizan monitoreo por medio de cámaras trampa con el fin de obtener información sobre el estado de los objetos de conservación zorro de Darwin, guiña y pudú y bosque siempreverde y de dos amenazas (perro y ganado) (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c, en prensa). Este monitoreo se realiza una vez al año entre los meses de enero y mayo, siendo esta labor realizada por los guardaparques de cada área protegida. El diseño del plan de monitoreo se presenta en detalle en Silva-Rodríguez *et al.* (2015c, 2018), y se resume a continuación, incluyendo algunas actualizaciones posteriores a lo reportado en dichos trabajos. El monitoreo considera 60 sitios en la RCV y 35 en el PNAC. Para determinar la ubicación de los puntos de monitoreo de la RCV, se dividió el área protegida en una grilla con celdas de 1 km^2 y se determinaron las celdas accesibles por caminos, senderos y huellas. Posteriormente se preseleccionaron 90 celdas de forma aleatoria y estratificada (50 en la zona norte y 40 en la zona sur). Finalmente, se seleccionaron 60 sitios, es decir, 30 cámaras por sector, las que fueron instaladas en la mayoría de los casos <50 m de distancia de los caminos. En el caso del PNAC se siguió una aproximación similar. En 2016 se determinaron 30 celdas a ser monitoreadas, pero sólo se incluyeron 20 para el monitoreo piloto a ser ejecutado dicho año (Silva-Rodríguez *et al.* 2018). El año 2017 se agregaron cinco celdas adicionales.

Durante los monitoreos, las cámaras se instalaron usualmente a alrededor de 20-30 cm de altura con exposición sur preferentemente. Además, se colocaron cebos y atractores con la finalidad de aumentar la probabilidad de detectar zorro de Darwin. El uso de atractores debería incrementar la probabilidad de detectar zorros de Darwin (Silva-Rodríguez *et al.* 2018) y otros carnívoros, entre ellos perros, pero no se espera que cambie el estado de ocupación. Durante los monitoreos se utilizó pollo crudo en tubo de PVC como cebo, además de una jeringa de 1 ml con atractores olfativos instalada cerca del tubo. Sin embargo, los atrayentes variaron según disponibilidad. Durante los años 2015-2016 se utilizó pollo y orina de lince (Kishel's Quality Animal Scents and Lures, Inc., East Aurora, Nueva York). Para el monitoreo del año 2017, los atractores usados fueron trozos de pollo crudo, Caven's Terminator y Fox Frenzy para el tubo de PVC y orina de zorro (Trap Shack Company) para la jeringa, mientras que en el año 2018 tanto para el tubo como para la jeringa solo se utilizó orina de zorro. Luego de mínimo un mes, las cámaras fueron desinstaladas y ubicadas en otros puntos de las áreas protegidas. Se descartaron de análisis posteriores cámaras mal instaladas (i.e. instalación sin cebo, que la cámara no enfoque el suelo) y aquellas que tuvieron problemas de funcionamiento. Para los fines de este trabajo, los sets de datos fueron utilizados hasta el día 30 de muestreo, según lo planificado en el diseño del monitoreo (Silva-Rodríguez *et al*. 2015b). Considerando lo anterior, el esfuerzo fue de 1557 trampas día para el año 2015 y de 2257, 2411 y 2547 trampas día para los años 2016, 2017 y 2018, respectivamente, lo que sumó un total de 8772 trampas día.

Las imágenes obtenidas fueron respaldadas en un disco duro, para posteriormente ser procesadas siguiendo el método de Sanderson y Harris (2013). Este método consiste en preparar el set de datos cambiando el nombre de los archivos por la fecha y hora del registro, lo cual se ejecuta por medio del programa *ReNamer 6.8* (http://www.den4b.com). Se continúa con el trabajo manual de clasificación de imágenes según la cámara, la especie y el número de individuos en la fotografía. En este proceso se consideraron todos los registros, exceptuando situaciones donde perros acompañaban a quienes instalaron las cámaras. Luego, se utilizó el programa *DataOrganize* (Sanderson y Harris 2013) con el fin de ordenar la información de las imágenes utilizando los metadatos de estas. Posteriormente, se realizó un análisis preliminar de los datos a través del software *DataAnalize* (Sanderson y Harris 2013).

3.3 Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas

A partir de la información obtenida en las cámaras trampa se determinó la proporción de cámaras que registraron cada una de las especies de interés. Este estimador es frecuentemente considerado como "ingenuo" (*naïve*), por cuanto la ausencia de registros de una especie en un punto de muestreo no significa

que no se encuentre presente (Mackenzie *et al.* 2002). Para abordar esta problemática, con la información recopilada los primeros 30 días de funcionamiento, se construyó una historia de detección para cada cámara. La historia de detección estuvo compuesta por seis períodos de cinco días cada uno, donde se determinó si la especie fue detectada ("1") o no ("0"), similar a lo reportado por Silva-Rodríguez *et al.* (2018) para zorros de Darwin con el mismo set de datos. Esta información se ingresó al programa *Presence 11.7* (Hines 2006), y se analizó con modelos de ocupación de una especie y una estación los años 2016 a 2018. El año 2015 no pudo ser analizado debido al bajo número de registros de animales domésticos. No se incorporaron covariables debido al bajo número de cámaras que registraron perros y ganado cada año.

3.4 Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos dentro de las áreas protegidas.

Para identificar zonas con presencia de animales domésticos dentro de las áreas protegidas (objetivo 3), los registros fueron mapeados con el software *QGIS 2.18.10* (https://www.qgis.org/es/site/). El propósito de esta aproximación es determinar si estas especies se encuentran distribuidas de forma homogénea en las áreas protegidas o si existen sectores específicos donde la presencia de animales domésticos sea frecuente. Se entiende como frecuente el hecho de que perros o ganado sean detectados consistentemente en una determinada cámara en al menos dos años distintos. Para estos fines se dividieron ambas áreas protegidas en 17 sectores que agrupan distintos números de cámaras (ver Figura 1). La división de los sectores fue con el criterio de cercanía entre cámaras, diferenciación entre áreas protegidas y facilidad de las amenazas para transitar por el sector. Luego se determinó en qué proporción de todos los monitoreos se detectaron perros o ganado bovino en cada uno de los sectores. Finalmente, y sólo con fines descriptivos, se determinó si durante los años en cuestión, se había detectado la presencia de zorro de Darwin en las proximidades de la cámara o si el uso de suelo correspondía a alerce u olivillo costero. Para esto, se generó un buffer de 1,25 km de radio centrado en cada cámara que detectó zorro de Darwin en los mismos monitoreos. Este valor corresponde al radio de un área circular de 488 ha, superficie del ámbito de hogar de mayor tamaño reportado por Jiménez (2007) para zorros de Darwin. Para el caso del ganado, se utilizaron los datos de uso de suelo de las áreas protegidas (UACh y CONAF 2014). La selección de estas especies se debe a que son objetos de conservación de las áreas protegidas con las que se trabajó y por tratarse de especies afectadas de forma directa o indirecta por el ganado o los perros.

4. RESULTADOS

4.1. Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas

La proporción de cámaras con presencia de animales domésticos fue relativamente baja en todos los años, tanto a nivel de cada área protegida como de territorio (Cuadro 1). Si bien la ocupación ingenua total es muy similar para ambas amenazas (entre un 8 y 12% para ambas especies en los diferentes años), al momento de revisar por área protegida se observan diferencias. Por ejemplo, en la RCV se detectó perros con mayor frecuencia que ganado bovino en los años 2017 y 2018, mientras que para los mismos años en el PNAC se detectó ganado bovino con mayor frecuencia que perros. La ocupación ingenua se mantuvo estable en el tiempo (Cuadro 2), con un pequeño aumento de tres puntos porcentuales para ambas especies en el año 2018 en comparación a los años anteriores (Cuadro 1, Anexo 1).

Cuadro 1. Número de cámaras instaladas y porcentajes de ocupación no corregida (naïve) para perros (a) y ganado (b) para cada área protegida entre los años 2015 – 2018.

a)

Año	Reserva Costera Valdiviana		Parque Nacional Alerce Costero		Total	
	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	N° cámaras	$\Psi_{(Naïve)}$
2015	53	0,08	-	-	53	0,08
2016	57	0,11	20	0,10	77	0,10
2017	58	0,12	24	0,00	82	0,09
2018	55	0,13	31	0,10	86	0,12

b)

Año	Reserva Costera Valdiviana		Parque Nacional Alerce Costero		Total	
	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	N° cámaras	$\Psi_{(Naïve)}$
2015	53	0,08	-	-	53	0,08
2016	57	0,07	20	0,10	77	0,08
2017	58	0,05	24	0,17	82	0,09
2018	55	0,09	31	0,16	86	0,12

En los resultados del análisis de ocupación (Cuadro 2) se entrega la probabilidad de uso corregida (Ψ) y la probabilidad de detección junto a sus respectivos intervalos de confianza. La probabilidad de uso fluctuó entre 10 y 21% para perros mientras que para ganado bovino fue entre 11 y 20%. Se observa una baja probabilidad de detección para ambas especies (11 a 14%), a excepción del año 2017. Durante

ese año la probabilidad de detección fue más alta (29% para perro y 22% para ganado), mientras que la probabilidad de ocupación fue más baja, siendo de 10% para perros y 11% para ganado bovino.

Cuadro 2. Porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para perro y ganado bovino entre los años 2016 – 2018.

Año	Perro					Ganado				
	$\Psi_{(Naïve)}$	Ψ	IC (Ψ)	*P*	IC(*p*)	$\Psi_{(Naïve)}$	Ψ	IC (Ψ)	*p*	IC(*p*)
2016	0,09	0,21	0,06 - 0,51	0,11	0,03 - 0,33	0,08	0,15	0,04 - 0,42	0,12	0,03 - 0,34
2017	0,09	0,10	0,05 - 0,20	0,29	0,16 - 0,47	0,09	0,11	0,05 - 0,23	0,22	0,10 - 0,41
2018	0,12	0,20	0,08 - 0,41	0,14	0,06 - 0,30	0,12	0,20	0,08 - 0,41	0,14	0,06 - 0,30

4.2. Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos

A lo largo de los cuatro años estudiados, se detectó la presencia de perros y ganado bovino en 16 y 17 sitios distintos respectivamente (ver Figura 2). Las detecciones de perros se concentraron en seis de los sectores definidos para este estudio, mientras que el ganado fue detectado en 11 sectores. En cuanto a los puntos frecuentes, para el caso de los perros estos se encuentran en tres sectores (Quilatulo, Cadillal y Lamehuapi-Hueicolla), mientras que la amenaza de ganado se observa en seis sectores (Huiro-Chaihuín, Vuelta de Zorra, Las Garzas-Máquina Quemada, Cadillal, Tres Chiflones y Lahual).

Al solapar los puntos frecuentes de presencia de estas amenazas con objetos de conservación altamente vulnerables a estas especies, se aprecia que se ha detectado zorro de Darwin en todos los sectores con presencia frecuente de perros. Revirtiendo el análisis, tres de los nueve sectores donde se ha detectado zorro de Darwin corresponden a sectores con presencia frecuente de perros (según la definición aquí usada). Para el caso del ganado, el solapamiento con alerce u olivillo ocurre en los sectores Huiro-Chaihuín, Las Garzas-Máquina Quemada, Vuelta de Zorra, Cadillal y Lahual.

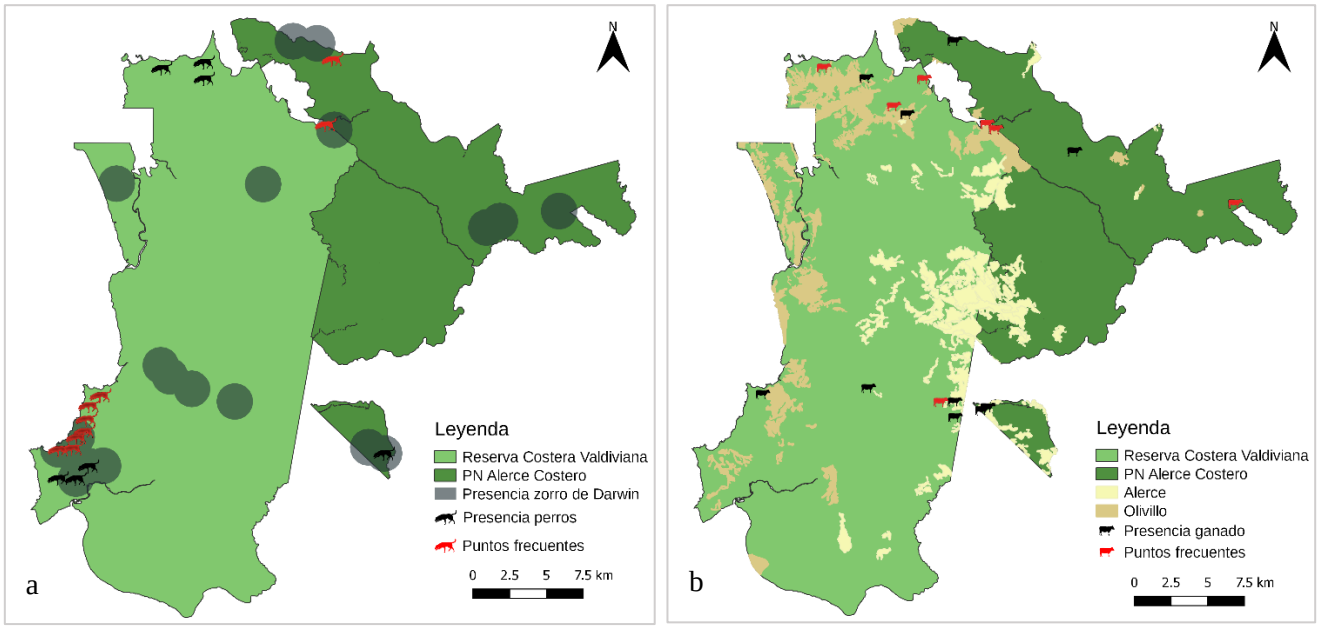


Figura 2. Distribución espacial de las amenazas perro (a) y ganado (b) dentro de las áreas protegidas Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. En color negro se presentan los sitios con detección en solo uno de los cuatro años y en rojo los puntos frecuentes donde se observaron en más de una ocasión de monitoreo la especie señalada. Para el caso de los perros su presencia fue solapada a los registros de zorro de Darwin, mientras que la presencia de ganado bovino se solapó a la presencia de alerce u olivillo costero.

5. DISCUSIÓN

5.1. Consideraciones generales

Los estudios indican que tanto los perros como el ganado se encuentran dentro de las especies invasoras que generan mayores impactos en el mundo (Bellard *et al.* 2016b, Doherty *et al.* 2016) y el tomar acciones de control efectivas adaptadas a los contextos en los que ocurren es crucial para reducir sus efectos sobre la biodiversidad (Bonacic *et al.* 2019). En el presente trabajo se encontró que los perros y el ganado bovino ocupaban una proporción relativamente baja (≤20%) del territorio estudiado. Esto contrasta con otros estudios realizados en Chile y en el extranjero. Por ejemplo, en la Cordillera de Nahuelbuta los perros ocupaban el 66% del territorio estudiado (Moreira-Arce *et al.* 2015), mientras que en Ecuador estos cánidos ocupaban sobre el 50% de cinco áreas de estudio ubicadas en zonas altoandinas (Zapata-Ríos y Branch 2018). Por otro lado, un muestreo realizado en el Parque Nacional Nahuelbuta por medio de cámaras trampa (n=14) encontró la presencia de perros y ganado en un 23,1% y un 64,3%

respectivamente (Sánchez *et al.* 2014). El ganado bovino además se considera una amenaza de alta importancia en otras áreas protegidas de Chile (e.g., Parque Nacional La Campana, CONAF 2017). De este modo, los valores reportados en este trabajo son más bien bajos. A pesar de lo anterior, es posible que los valores tanto para la ocupación de perros como de ganado se encuentren sobreestimados dado que el muestreo se realiza asociado a caminos, elementos del paisaje que favorecen la presencia de perros (e.g., Moreira-Arce *et al.* 2015, Sepúlveda *et al.* 2015) y ganado (Tofastrud *et al.* 2019). Por otro lado, es importante mencionar que todos los monitoreos se realizan en la temporada de verano-otoño, por lo que es posible que el alcance de las amenazas estudiadas pueda variar estacionalmente. Por ejemplo, el ganado podría presentar una distribución diferente en invierno a causa de inundaciones de zonas de pastoreo de baja altitud.

La presencia de ganado y perros dentro de las áreas protegidas estudiadas se encuentra asociada a los bordes y a sitios cercanos a asentamientos humanos (e.g., Cadillal, Lamehuapi). Sin embargo, los resultados de los perros son interesantes, ya que si bien Silva-Rodríguez y Sieving (2012) mencionan que su presencia se correlaciona con la proximidad a casas (ver también Sepúlveda *et al.* 2015, Pérez *et al.* 2018) y que algunos estudios han mostrado asociación de perros a lugares con mayor densidad de casas (Ribeiro *et al.* 2019), los sectores críticos corresponden a sectores con baja densidad humana. Es probable que la baja detección de perros en sectores de mayor densidad humana, se deba a que las cámaras de dichos sectores se encontraban lejos de casas y caminos que comuniquen estas, en circunstancias que los perros concentran la mayor parte de su actividad cerca de sus hogares (Sepúlveda *et al.* 2015).

Tanto en este estudio (Figura 2a) como en otros llevados a cabo en Chile se ha encontrado que la presencia de los perros se asocia a los bordes de los parches de vegetación nativa (Sepúlveda *et al.* 2015). Respuestas similares han sido reportadas en el extranjero (Lacerda *et al.* 2009, Torres y Prado 2010, Vanak *et al.* 2014, Home *et al.* 2018). En el caso del ganado, se ha descrito el uso de parches pequeños (<50 ha) de vegetación, lo que afecta la dinámica de la vegetación en el sur de Chile (Echeverria *et al.* 2007). Al igual que en el caso de los perros, la presencia del ganado se asociaría a los bordes de las áreas protegidas (Figura 2b), lo que concuerda con lo reportado en otras partes del planeta (e.g., Gandiwa *et al.* 2011, Muposhi *et al.* 2016). De este modo, los patrones aquí reportados sugieren que los efectos de las especies domésticas podrían ser mayores en los bordes de las áreas protegidas. Esto resulta ser un problema aún mayor en parches de vegetación pequeños o discontinuos que por ende presentan mayor efecto borde (Echeverria *et al.* 2007, Silva-Rodríguez *et al.* 2010, Vanak y Gompper 2010).

Si bien la presencia de animales domésticos se asoció a los bordes de las áreas protegidas estudiadas (Figura 2), algunos de los puntos de detección frecuente correspondieron a sitios donde se encontraban especies vulnerables a los efectos de estos animales. Por ejemplo, en el caso del ganado, se detectó su presencia recurrente en el sector Lahual, ubicado en una zona de alerces degradados. El alerce se encuentra categorizado por la IUCN como en peligro (Premoli *et al.* 2013), y el ganado ha sido identificado como una importante amenaza a su regeneración (Bahamondes *et al.* 2007). También se encontró la presencia de esta amenaza en los sectores de Huiro-Chaihuín, Las Garzas-Máquina Quemada, Vuelta de Zorra y Cadillal, en zonas muy cercanas a sitios con presencia de olivillo, especie que se considera amenazada a escala local (Delgado 2005) y emblemática para la zona (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b). Por último, es importante considerar otros impactos tales como la potencial transmisión de enfermedades a pudú (Llanos-Soto y González-Acuña 2019) o sus efectos negativos sobre la regeneración del bosque en general (Raffaele *et al.* 2007, Zamorano-Elgueta *et al.* 2014). Situación similar se da en el caso de los perros. Los tres sectores frecuentes identificados corresponden a zonas donde se ha detectado la presencia de zorro de Darwin durante los mismos monitoreos (Figura 2a). La distribución del zorro de Darwin es aparentemente parchosa (Silva-Rodríguez *et al.* 2018), motivo por el cual es preocupante que en cinco de los nueve sectores con presencia confirmada de este cánido se haya detectado la presencia de perros. Esto resulta crucial por el riesgo de ataques a zorros (e.g., D'elía *et al.* 2013), cambios en uso de espacio (Moreira-Arce *et al.* 2015) y transmisión de enfermedades, por ejemplo, de distémper canino (Silva-Rodríguez *et al.* 2016). Entre estos mecanismos, el más significativo y primordial es el riesgo de enfermedad, la cual se encuentra catalogada en el Plan de Conservación con alcance alto y gravedad muy alta (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Esto, debido al estudio de Timm *et al.* (2009), quienes documentaron la declinación de la población del zorro isleño (*Urocyon littoralis*) en la isla Santa Catalina, California. Esta población en 1999 se redujo en aproximadamente un 85% y su causa fue vinculada al virus distémper canino. Si bien no existen brotes de distémper documentados en zorro de Darwin, estos antecedentes sugieren que se trataría de una amenaza de alta importancia (Silva-Rodríguez *et al.* 2016). Evidentemente, la presencia de ganado y perros es una amenaza para otras especies con las que también co-ocurren, como por ejemplo el olivillo (Zamorano-Elgueta *et al.* 2014) y el pudú (Silva-Rodríguez y Sieving 2012), respectivamente.

El área ocupada tanto por perros como por ganado aparenta estar relativamente estable a lo largo de los cuatro años estudiados. En términos de ocupación ingenua ($\Psi_{\text{Naïve}}$) se observa un aumento de 3 puntos porcentuales (desde 9 a 12%) para ambas especies entre 2017 y 2018. El incremento aparente se explica por nuevos registros en cámaras aledañas a las que ya habían detectado estas especies en años

anteriores. Solo se reconoció una cámara para perro y dos para ganado como sitios "nuevos" de registros de estos animales (Anexo 1 y 2). Por otro lado, los análisis con modelos de ocupación, sugieren una diferencia mayor entre 2017 y 2018 (desde 10-11% a 21% para ambas especies). Sin embargo, existe una incertidumbre importante asociada a dichos modelos lo cual se ve reflejado en amplios intervalos de confianza (Cuadro 2). Esta incertidumbre se explica por la baja probabilidad de detección (a pesar del uso de atractores), sumado a los pocos sitios muestrales considerando la cantidad requerida para situaciones donde la ocupación y probabilidad de detección es baja (ver Gálvez *et al.* 2016). Por otro lado, es muy probable que varios de los supuestos para la estimación de ocupación hayan sido quebrantados. Por ejemplo, los supuestos de independencia espacial, probabilidad de ocupación constante y probabilidad de detección constante (Mackenzie *et al.* 2017). Mackenzie *et al.* (2017) mencionan que la probabilidad de ocupación y detección cuando no son uniformes en todas las unidades de muestreo deben ser modeladas por medio de covariables, lo cual no pudo ser realizado en este caso debido al bajo número de detecciones. De haberse realizado el modelamiento, es probable que la probabilidad de ocupación habría disminuido a medida que aumentaba la distancia al borde, pues como se aprecia en la figura 2, la presencia de estos animales domésticos ocurre cercana a estas áreas. Además, existe una sobrerrepresentación en los bordes, debido a que hay más cámaras instaladas cerca de los límites de estas áreas protegidas que en el interior de ellas (ver Figura 1). A causa de esto, es probable que exista una sobreestimación de la probabilidad de uso.

5.2 Implicancias en la gestión de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero

Considerando la realidad encontrada en los monitoreos, es posible que las metas de reducción de amenazas propuestas para el año 2020 en el Plan de manejo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b) sean difíciles de alcanzar. Por ejemplo, para la amenaza perro, se estipula que la meta a alcanzar pasado 5 años del inicio del monitoreo es reducir a menos del 10% el área ocupada por estos animales (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b). Para alcanzar esta meta, las acciones se concentraron en el sector norte, bajo el supuesto implícito de que allí se encontrarían los sectores críticos (debido a que hay más perros). Sin embargo, la amenaza se concentra principalmente en la zona sur (Figura 2b), lo que no se sabía al iniciar los monitoreos el año 2015 (E.A. Silva-Rodríguez, com. pers.). De este modo, una reducción bajo el 10% de ocupación en la zona norte es poco probable que contribuya a una reducción significativa en el área ocupada total por perros. Por lo mismo, se recomienda priorizar estrategias para reducir los posibles efectos de los perros, en los sectores Quitaluto y Cadillal en el norte y en el sector Lamehuapi-Hueicolla en el sur con el fin de proteger las poblaciones de zorro de Darwin. Estas estrategias deberían considerar

control reproductivo de la población canina, vacunación y restricción de movimiento (Villatoro *et al*. 2016, 2019). La esterilización y vacunación pueden contribuir a reducir el riesgo asociado a los perros, siempre y cuando tanto el recambio poblacional, como la inmigración de perros desde otros lugares sean bajos (Belsare y Gompper 2015, Villatoro *et al.* 2016). Además de esto, los operativos deben ser acompañados de instancias de educación con énfasis en la reducción del número de perros por propietario, su capacidad de vagar libremente y el desincentivo del reemplazo de estos (Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). En cuanto a la restricción de movimiento este puede ser a través de correas y/o cercos (Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Sepúlveda *et al.* 2015). Si bien es probable que estas medidas sean muy difíciles de implementar (Villatoro *et al.* 2019), estas podrían centrarse en un principio en los perros problemáticos (los que deambulan mayores distancias), ya que se ha demostrado que no todos los perros tienen el mismo comportamiento de realizar excursiones (Sepúlveda *et al.* 2015, Pérez *et al.* 2018). Otro factor que no se debe dejar atrás es la alimentación de los canes y sobre todo de aquellos que no pueden ser restringidos de su movimiento debido a que son animales de trabajo (e.g., perros que cuidan ganado). Es importante que su alimentación sea la adecuada, pues es más probable que los perros mal alimentados ataquen especies nativas (Silva-Rodríguez y Sieving 2011). El foco central de la problemática se concentra en la decisiones y actitudes de los propietarios de los perros, es por esto que es indispensable realizar las estrategias considerando la dimensión humana del problema (Morters *et al.* 2014, Villatoro *et al.* 2016).

En el caso del ganado, la meta era una reducción del 50% (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b), meta construida sobre el supuesto de una ocupación mayor a la finalmente detectada. Sin embargo, el año 2014 se firmaron acuerdos con los ganaderos de la zona de Cadillal (TNC 2014), por lo que, si esta estrategia fue exitosa, es probable que los efectos hayan ocurrido de forma previa al inicio del monitoreo, por lo que este sería incapaz de detectarlo. Una alternativa para evaluar la efectividad de esta estrategia, podría ser replicar el monitoreo con la metodología utilizada antiguamente, que se realizaba a través de signos indirectos (huellas, fecas) de presencia de ganado en los caminos del área protegida, y comparar la presencia de estos animales tanto antes y después de la intervención, como también en sectores con y sin intervención (diseño BACI, *Before-After, Control-Impact;* Block *et al.* 2001). Para la reducción de esta amenaza es importante dar continuidad a estrategias con perspectiva de territorio, debido a que varios de los sectores con presencia bovina se encuentran en los sectores colindantes entre la RCV y el PNAC. Por ejemplo, el problema de la presencia de ganado en el sector Lahual de la RCV y en el sector Monumento del PNAC, probablemente se deba a pocos propietarios de ganado en sectores aledaños al PNAC. De este modo, tal como se ha realizado en el sector Cadillal (TNC 2014), es importante que continúe la

colaboración entre ambas áreas protegidas para dar solución a problemas que aquejan a objetos de conservación tales como el alerce y el olivillo.

Los resultados aquí presentados, son relativamente positivos, en términos de que tanto la ocupación ingenua como corregida es baja (pero ver situación de zorro de Darwin, alerce y olivillo). Sin embargo, no hay que dejar de lado que estos sitios son áreas de protección concurridas por visitantes y que además se presenta como un modelo de conservación (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Por esto, el hecho de que los visitantes evidencien la presencia de animales domésticos en caminos y senderos tanto de forma directa como indirecta a través de sus huellas o fecas, puede generar un malestar legítimo. La percepción social es un argumento adicional de por qué es importante continuar trabajando en reducir el nivel de ocupación de estos animales domésticos dentro de estas administraciones, además de continuar presentando y divulgando los resultados de los monitoreos como método para dar a conocer los avances en conservación dentro de estas áreas silvestres protegidas.

6. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio revelan una ocupación relativamente baja y estable de perros y ganado bovino dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, cuya presencia está asociada a localidades vecinas y a los bordes de estas áreas protegidas. Si bien la ocupación es baja, la presencia de estos animales sigue siendo una amenaza, debido a los posibles impactos que pueden producir al estar presentes (e.g., transmisión de enfermedades, cambios en estructura y composición en el ecosistema) y porque se encuentran en sectores con presencia de especies nativas de importancia, tanto a nivel local como mundial, debido a sus estados de conservación (e.g., zorro de Darwin y Alerce, Figura 2). La presencia de localidades rurales cercanas a áreas protegidas es una situación recurrente en el sur de Chile y explica la presencia de animales domésticos en su interior (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving 2012) por lo que realizar acciones que consideren a los dueños de animales domésticos es crucial para lograr los objetivos en conservación (Villatoro *et al.* 2019). El caso de acuerdos firmados entre las áreas protegidas y ganaderos vecinos (TNC 2014) es un ejemplo de entender el problema con responsabilidad compartida, buscando consenso entre las partes, tal como lo sugieren Redpath *et al.* (2013). El enfocar las actividades de manejo solo en la especie problema sin considerar la dimensión humana del asunto, es generar estrategias que van en dirección al fracaso (Redpath *et al.* 2013, Villatoro *et al*. 2016, 2019).

7. REFERENCIAS

Acosta-Jamett G, W Chalmers, A Cunningham, S Cleaveland, I Handel. 2011. Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152(3-4): 247-257.

Acosta-Jamett G, D Surot, M Cortes, V Marambio, C Valenzuela, A Vallverdu, M Ward. 2015. Epidemiology of canine distemper and canine parvovirus in domestic dogs in urban and rural areas of the Araucanía region in Chile. *Veterinary Microbiology* 178(3-4): 260-264.

Anderson CB, GM Pastur, MV Lencinas, PK Wallem, MC Moorman, AD Rosemond. 2009. Do introduced North American beavers Castor canadensis engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1): 33-52.

Armesto JJ, R Rozzi, C Smith-Ramirez, MT Arroyo. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282(5392): 1271-1272.

Bahamondes C, M Martin, S Müller-Using, A Pugin, Y Rojas, G Vergara, O Peña, M Uribe, R Ipinza. 2007. Inventario de los bosques de alerce. Instituto Forestal (Infor) Sede Valdivia, Ministerio de Agricultura, Chile. 183 p.

Baillie JEM, C Hilton-Taylor, SN Stuart. 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 191 p.

Bellard C, P Cassey, TM Blackburn. 2016a. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12(2): 20150623.

Bellard C, P Genovesi, JM Jeschke. 2016b. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1823): 20152454.

Belsare AV, ME Gompper. 2015. A model-based approach for investigation and mitigation of disease spillover risks to wildlife: Dogs, foxes and canine distemper in central India. *Ecological Modelling* 296: 102-112.

Block WM, AB Franklin, JrJP Ward, JL Ganey, GC White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9(3): 293-303.

Bonacic C, R Almuna, JT Ibarra. 2019. Biodiversity Conservation Requires Management of Feral Domestic Animals. *Trends in Ecology & Evolution*.

Cavelier J, D Tecklin. 2005. Conservación de la Cordillera de la Costa: un desafío urgente en la ecorregión Valdiviana. *In* Smith-Ramírez C, JJ Armesto, C Valdovinos eds. Historia,

biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 632-641.

Clavero M, E García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20(3): 110.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2014. Plan de Manejo Parque Nacional Alerce Costero. Documento operativo. 207 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2017. Plan de Manejo Parque Nacional La Campana. Documento operativo. 162 p.

Cunazza P, P Contreras. 2015. Implementación de metodología "Estándares Abiertos para la práctica de la Conservación". Parque Nacional Alerce Costero, Valdivia. 31 p.

D'elía G, A Ortloff, P Sanchez, B Guinez, V Varas. 2013. A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. *Revista Chilena de Historia Natural* 86(4): 485-488.

Delgado C. 2005. Plan de conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia. 173 p.

Doherty TS, CR Dickman, DG Nimmo, EG Ritchie. 2015. Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. *Biological Conservation* 190: 60-68.

Doherty TS, AS Glen, DG Nimmo, EG Ritchie, CR Dickman. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(40): 11261-11265.

Doherty TS, CR Dickman, AS Glen, TM Newsome, DG Nimmo, EG Ritchie, AT Vanak, AJ Wirsing. 2017. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation* 210: 56-59.

Echeverría C, AC Newton, A Lara, JMR Benayas, DA Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16(4): 426-439.

Echeverría C, R Fuentes, R Heilmayr. En prensa. Cambios de uso y cobertura del suelo en la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. *In* Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos, Chile.

Eldridge DJ, AG Poore, M Ruiz-Colmenero, M Letnic, S Soliveres. 2016. Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. *Ecological Applications* 26(4): 1273-1283.

Foundations of Success. 2009. Conceptualización y Planificación de Proyectos y Programas de Conservación: Manual de Capacitación. Foundations of Success, Bethesda, Maryland, Estados Unidos. 179 p.

Gálvez N, G Guillera-Arroita, BJ Morgan, ZG Davies. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation* 204: 350-359.

Gandiwa P, M Matsvayi, MM Ngwenya, E Gandiwa. 2011. Assessment of livestock and human settlement encroachment into northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. *Journal of Sustainable Development in Africa* 13(5): 19-33.

Gompper ME. (Ed). 2014. *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press. 336 p.

Gurevitch J, D Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends in Ecology & Evolution* 19(9): 470-474.

Heilmayr R, C Echeverría, R Fuentes, EF Lambin. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75: 71-82.

Henn JJ, CB Anderson, GM Pastur. 2016. Landscape-level impact and habitat factors associated with invasive beaver distribution in Tierra del Fuego. *Biological Invasions* 18(6): 1679-1688.

Hines JE. 2006. PRESENCE2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters USGS-PWRC (2006). Consultado 27 feb. 2019. Disponible en http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html

Hobbs NT. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management* 60(4): 695-713.

Home C, YV Bhatnagar, AT Vanak. 2018. Canine Conundrum: domestic dogs as an invasive species and their impacts on wildlife in India. *Animal Conservation* 21(4): 275-282.

Hughes J, DW Macdonald. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341-351.

Hulme PE, S Bacher, M Kenis, S Klotz, I Kühn, D Minchin, W Nentwig, S Olenin, V Panov, J Pergl, P Pyšek, A Roques, D Sol, W Solarz, M Vilà. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* 45: 403-414.

Hulme PE. 2014. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. *Trends in Parasitology* 30(6): 267-270.

Hulme PE. 2015. Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology* 52: 1418-1424.

INE (Instituto Nacional de Estadística, CL). 2019. Servicio de mapas del Censo 2017. Consultado 30 jun. 2019. Disponible en http://www.censo2017.cl/servicio-de-mapas/

Jaksic F, S Castro. 2014. Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales. Ediciones UC. 528 p.

Jiménez JE. 2007. Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology* 271(1): 63-77.

Kutt AS, IJ Gordon. 2012. Variation in terrestrial mammal abundance on pastoral and conservation land tenures in north-eastern Australian tropical savannas. *Animal Conservation* 15(4): 416-425.

Lacerda AC, WM Tomas, J Marinho-Filho. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12(5): 477-487.

Lara A, ME Solari, M Prieto, MP Peña. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35º - 43º 30´ S). *Bosque* 33(1): 13-23.

Lara A, C Zamorano, A Miranda, M González, R Reyes. 2016. Bosques Nativos. *In* Centro de análisis de políticas públicas Universidad de Chile eds. Informe país, Estado del medio ambiente en Chile, Comparación 1999-2015. 167-219 p.

Llanos-Soto S, D González-Acuña. 2019. Conocimiento acerca de los patógenos virales y bacterianos presentes en mamíferos silvestres en Chile: una revisión sistemática. *Revista Chilena de Infectología* 36(1): 43-67.

MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.

MacKenzie DI, JD Nichols, JA Royle, KH Pollock, L Bailey, JE Hines. 2017. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier. 648 p.

Malo JE, F Suarez. 1995. Establishment of pasture species on cattle dung: the role of endozoochorous seeds. *Journal of Vegetation Science* 6(2): 169-174.

Martínez LV. 2009. Evaluación del espacio para la ganadería extensiva sustentable y la conservación del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*), en el Parque Nacional Los Alerces, Provincia de Chubut, Argentina. *Asociación para la Protección de la Naturaleza* 40: 45-67.

Mazzini F, MA Relva, LR Malizia. 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology* 219(8): 913-925.

McGeoch MA, SH Butchart, D Spear, E Marais, EJ Kleynhans, A Symes, J Chanson, M Hoffmann. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16: 95-108.

Medina FM, E Bonnaud, E Vidal, BR Tershy, ES Zavaleta, C Josh Donlan, BS Keitt, M Corre, SV Horwath, M Nogales. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biol*ogy 17: 3503-3510.

Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, A Lara, M González. 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change* 17(1): 285-297.

Montecino-Latorre D, W San Martín. 2019. Evidence supporting that human-subsidized free-ranging dogs are the main cause of animal losses in small-scale farms in Chile. *Ambio* 48(3): 240-250.

Moreira-Arce D, P Vergara, S Boutin. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PLoS One* 10(9): e0137854.

Myers N, RA Mittermeier, CG Mittermeier, GA Da Fonseca, J Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.

Mittermeier RA, PR Gil, M Hoffman, J Pilgrim, T Brooks, C Mittermeier, J Lamoreux, G Da Fonseca, PA Saligmann. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Ciudad de México, México. CEMEX. 392 p.

Morters MK, TJ McKinley, O Restif, AJ Conlan, S Cleaveland, K Hampson, HR Whay, IM Damriyasa, JL Wood. 2014. The demography of free-roaming dog populations and applications to disease and population control. *Journal of Applied Ecology* 51(4): 1096-1106.

Muposhi VK, TC Chademana, E Gandiwa, N Muboko. 2016. Edge effects: impact of anthropogenic activities on vegetation structure and diversity in western Umfurudzi Park, Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 54(4): 450-459.

Nentwig W. 2008. Pathways in Animal Invasions. In Nentwig W eds. Biological invasions. Ecological Studies (Analysis and Synthesis). Springer, Berlin, Heidelberg. 193: 11-26.

Olson DM, E Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.

Otavo S, C Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(4): 924-935.

Pauchard A, PB Alaback. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18(1): 238-248.

Pejchar L, HA Mooney. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution* 24(9): 497-504.

Pérez GE, A Conte, EJ Garde, S Messori, R Vanderstichel, J Serpell. 2018. Movement and home range of owned free-roaming male dogs in Puerto Natales, Chile. *Applied Animal Behaviour Science* 205: 74-82.

PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2017. Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile. 61 p.

Premoli A, P Quiroga, C Souto, M Gardner. 2013. *Fitzroya cupressoides*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013. Consultado 22 jun. 2019. Disponible en https://www.iucnredlist.org/species/30926/2798574.

QGIS Development Team 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

Raffaele E, T Kitzberger, T Veblen. 2007. Interactive effects of introduced herbivores and post-flowering die-off of bamboos in Patagonian Nothofagus forests. *Journal of Vegetation Science* 18(3): 371-378.

Redpath SM, J Young, A Evely, WM Adams, WJ Sutherland, A Whitehouse, A Amar, R Lambert, JDC Linnell, A Watt, RJ Gutierrez. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution* 28(2): 100-109.

Relva MA, TT Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108(1-2): 27-40.

Ribeiro FS, E Nichols, RG Morato, JP Metzger, R Pardini. 2019. Disturbance or propagule pressure? Unravelling the drivers and mapping the intensity of invasion of free-ranging dogs across the Atlantic forest hotspot. *Diversity and Distributions* 25(2): 191-204.

Sánchez P, B Guíñez, J Cárcamo, C Rojas. 2014. Conservación del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*) implementando medidas de mitigación a sus principales amenazas en el Parque Nacional

Nahuelbuta, Región de la Araucanía. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 83-88.

Sanderson J, G Harris. 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History* 1(1): 11-19.

Sax DF, SD Gaines. 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(1): 11490-11497.

Scalera R. 2010. How much is Europe spending on invasive alien species?. *Biological Invasions* 12(1): 173-177.

Schieltz JM, DI Rubenstein. 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know?. *Environmental Research Letters* 11(11): 113003.

Seebens H, TM Blackburn, EE Dyer, P Genovesi, PE Hulme, JM Jeschke, S Pagad, P Pyšek, M Winter, M Arianoutsou, S Bacher, B Blasius, G Brundu, C Capinha, L Celesti-Grapow, W Dawson, S Dullinger, N Fuentes, H Jäger, J Kartesz, M Kenis, H Kreft, I Kühn, B Lenzner, A Liebhold, A Mosena, D Moser, M Nishino, D Pearman, J Pergl, W Rabitsch, J Rojas-Sandoval, A Roques, S Rorke, S Rossinelli, HE Roy, R Scalera, S Schindler, K Štajerová, B Tokarska-Guzik, M van Kleunen, K Walker, P Weigelt, T Yamanaka, F Essl. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435.

Sepúlveda MA, RS Singer, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, P Stowhas, K Pelican. 2014. Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *EcoHealth* 11(3): 409-419.

Sepúlveda MA, K Pelican, P Cross, A Eguren, R Singer. 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80(4): 290-297.

Silva-Rodríguez EA, GR Ortega-Solís, JE Jiménez. 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology* 35(7): 765-777.

Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25(4): 808-815.

Silva-Rodríguez E, K Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103-110.

Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P

Poveda, A Almonacid. 2015a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 254 p.

Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 140 p.

Silva-Rodríguez EA, M Sepúlveda, C Duarte, E- Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, H Norambuena, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015c. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 58 p.

Silva-Rodríguez E, A Farias, D Moreira-Arce, J Cabello, E Hidalgo-Hermoso, M Lucherini, J Jiménez. 2016. *Lycalopex fulvipes* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Consultado 02 jul. 2019. Disponible en https://www.iucnredlist.org/species/41586/107263066

Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology 92*: 45-53.

Silva-Rodríguez EA, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, OA Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. En prensa. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. *In* Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos, Chile.

Simberloff D. 2011. How common are invasion-induced ecosystem impacts?. *Biological Invasions* 13(5): 1255-1268.

Simberloff D, JL Martin, P Genovesi, V Maris, DA Wardle, J Aronson, F Courchamp, B Galil, E García-Berthou, M Pascal, P Pyšek, R Sousa, E Tabacchi, M Vilà. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58-66.

Smith C, J Armesto. 2002. Importancia biológica de los bosques costeros de la décima región: el impacto de la carretera costera sur. *Ambiente y Desarrollo* 23: 6-14.

Smith-Ramírez C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity & Conservation* 13(2): 373-393.

Steinfeld H, P Gerber, T Wassenaar, V Castel, M Rosales, C de Haan. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Food & Agriculture Org. 390 p.

Timm SF, L Munson, BA Summers, KA Terio, EJ Dubovi, CE Rupprecht, S Kapil, DK Garcelon. 2009. A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). *Journal of Wildlife Diseases* 45(2): 333-343.

TNC (The Nature Conservancy, CL). 2014. Reglamento interno de funcionamiento de Alianza Ganaderos Cadillal con Reserva Costera Valdiviana en sector Cadillal. 6 p.

Tofastrud M, O Devineau, B Zimmermann. 2019. Habitat selection of free-ranging cattle in productive coniferous forests of south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 437: 1-9.

Torres PC, PI Prado. 2010. Domestic dogs in a fragmented landscape in the Brazilian Atlantic Forest: abundance, habitat use and caring by owners. *Brazilian Journal of Biology* 70(4): 987-994.

UACh (Universidad Austral de Chile, CL), CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2014. Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Ríos. Valdivia, Chile: Laboratorio de Geomática – Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 43 p.

Valéry L, H Fritz, JC Lefeuvre, D Simberloff. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10(8): 1345-1351.

Vanak AT, ME Gompper. 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology* 47(6): 1225-1232.

Vanak AT, CR Dickman, EA Silva-Rodriguez, JR Butler, EG Ritchie. 2014. Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. *In* Gompper M ed. Free-ranging dogs and wildlife conservation. p. 69-93.

Vavra M, CG Parks, MJ Wisdom. 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: the good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management* 246(1): 66-72.

Vázquez DP. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4(1-2): 175-191.

Vila A, L Borrelli. 2011. Cattle in the Patagonian forests: feeding ecology in Los Alerces National Reserve. *Forest Ecology and Management* 261(7): 1306-1314.

Villatoro FJ, MA Sepúlveda, P Stowhas, EA Silva-Rodríguez. 2016. Urban dogs in rural areas: Human-mediated movement defines dog populations in southern Chile. *Preventive Veterinary Medicine* 135: 59-66.

Villatoro FJ, L Naughton-Treves, MA Sepúlveda, P Stowhas, FO Mardones, EA Silva-Rodríguez. 2019. When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management* 229: 67-75.

Wilcove D, D Rothstein, J Dubow, A Phillips, E Losos. 1998. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience* 48(8): 607-615.

Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, JM Rey-Benayas, P Donoso, D Geneletti, R Hobbs. 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5(7): 1-17.

Zamorano-Elgueta C, JMR Benayas, L Cayuela, S Hantson, D Armenteras. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10-20.

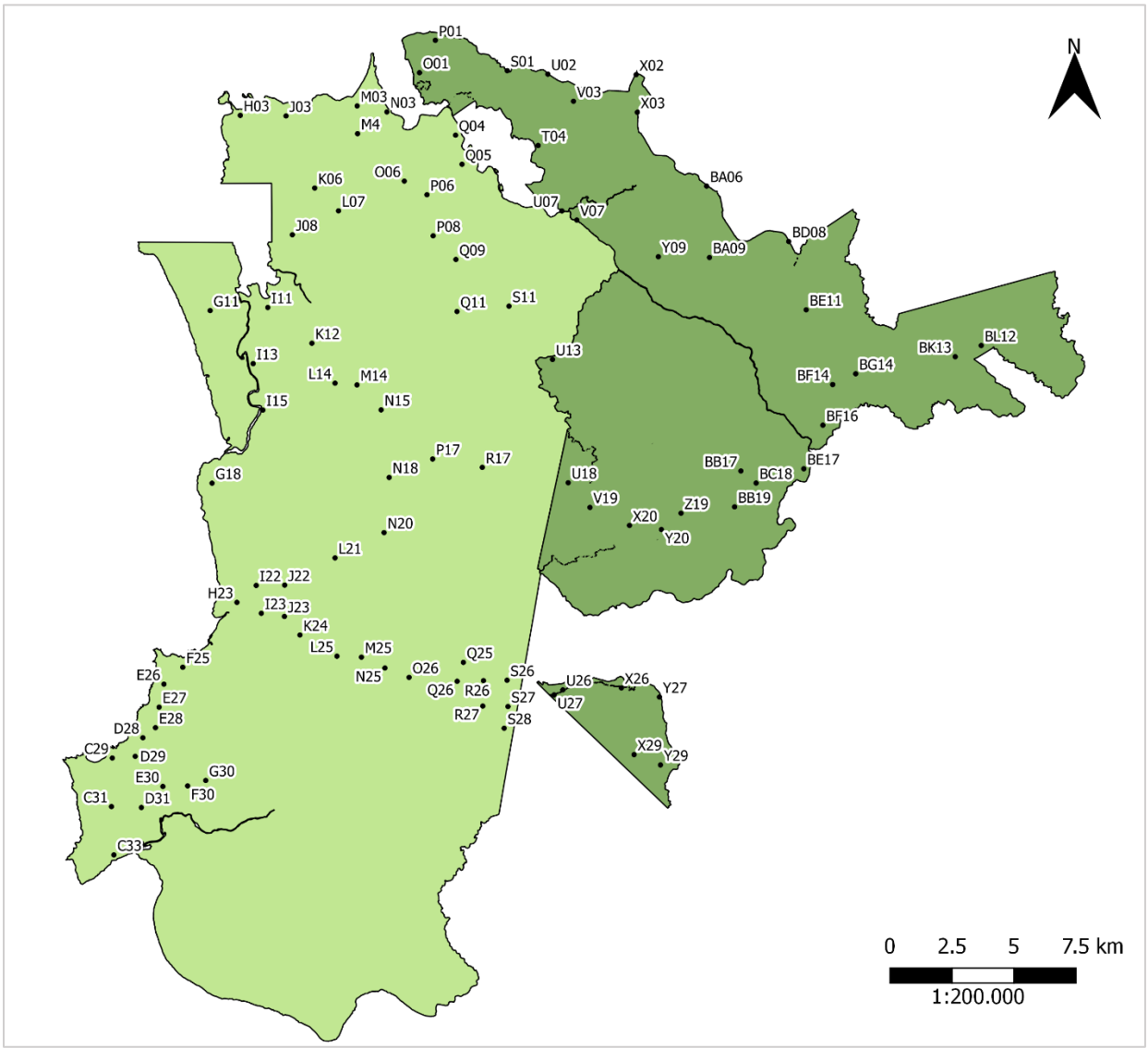
Zapata-Ríos G, LC Branch. 2018. Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PloS One* 13(2): e0192346.

ANEXOS

1. Cámaras con presencia de perro y ganado durante los años 2015-2018 por área protegida.

Año	Reserva Costera Valdivia		Parque Nacional Alerce Costero	
	Perro	Ganado	Perro	Ganado
2015	D28 D29 E26 F25	F25 J03 M04 Q04	-	-
2016	C29 D29 E26 E28 F25	J03 O06 P06 Q04	U07 V03	BL12 V07
2017	D28 E26 E27 E28 J03 M03 M04	J03 O06 R26	-	BA09 U07 U27 V07
2018	C29 C31 D29 D31 E26 E27 E28	M25 O06 R26 S26 S27	U07 V03 Y29	BL12 S01 U07 U26 V07

2. Ubicación cámaras trampas con su respectivo código de identificación.



Folio016959

Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Efecto del uso de atractores olfativos sobre la probabilidad de detectar mamíferos silvestres del bosque Valdiviano en cámaras trampas

Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez

Trabajo de Tesina presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

LAURA MARIA STILLFRIED SCHMITZ

VALDIVIA
2023

Folio016960

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	ESTADO DEL ARTE	2
2.1	Monitoreo de fauna silvestre	2
2.2	Cámaras trampa en el monitoreo de fauna silvestre	3
2.3	Uso de atractores olfativos en cámaras trampa y sus disyuntivas	4
3	MÉTODOS	6
3.1	Área de estudio	6
3.2	Diseño de monitoreo	7
3.3	Clasificación de imágenes	9
3.4	Modelos de ocupación	9
3.5	Historias de detección y uso de covariables	10
4	RESULTADOS	11
4.1	Tasas de detección	11
4.2	Modelos de ocupación	12
5	DISCUSIÓN	15
5.1	Uso de atractores en el monitoreo	15
5.2	Resultados del monitoreo y efectos de covariables	16
6	CONCLUSIONES	17
7	REFERENCIAS	18
Anexos	1 Ficha de registro de instalación y retiro de cámaras trampa.	24
	2 Modelos adicionales evaluados.	25
	3 Tablas adicionales.	26

i. Calificación del Comité de Titulación

		Nota
Patrocinante:	Sr. Eduardo Silva Rodríguez	7,0
Informante:	Sr. Paulo Corti González	7,0
Informante:	Sr. Iván Díaz	7,0

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.

Sr. Eduardo Silva-Rodríguez.

Folio016962

ii. Agradecimientos

Doy gracias a mis padres, que a pesar de las dificultades, siempre me apoyaron en este camino, bastante largo y con varios cambios de dirección, pero que nunca dudaron de mis capacidades, entregándome con cariño y confianza la oportunidad de tomar las decisiones que me permitieron crecer y acercarme a mi vocación.

Agradezco a las amistades que hice en esta hermosa carrera, a mis incondicionales Nico y Babi, a la Chio, la Cata y a la Tami por todos los trabajos juntos, trasnoches, carretes, chascarros, peleas y risas, por todo el cariño, por ser parte de la familia que elegí, gracias por toda la contención, los amo mucho.

También a Eduardo Silva, que siempre tuvo la palabra precisa en momentos de inseguridad, que siempre se mostró comprensivo y dispuesto a ayudar, por todo el conocimiento y consejos que me entregó no solo desde lo académico, sino también desde lo valórico.

A todos los integrantes del laboratorio de fauna silvestre, Ferni, Jose, Esteban, Pini, Oso, Javi, Naho, Marion, Carla, Vivi, Nadja y Gisse, por toda la buena onda, los consejos, el apoyo y conocimiento compartido. Fue lindo compartir con todos ustedes, son personas increíbles, generaron un ambiente familiar y acogedor e hicieron que esta etapa de tesis fuera mucho más grata.

Como último, doy gracias al equipo de guardaparques de TNC, a Don Erwin y Teninson, que hicieron de los terrenos instancias de mucho aprendizaje y donde las risas no faltaron.

iii. Dedicatoria

A mi madre Ulrike, por su apoyo incondicional.

Folio016964

iv. Resumen

La creciente preocupación sobre el estado de conservación de la fauna silvestre global ha llevado a la necesidad de implementar acciones de conservación y establecer programas de monitoreo para evaluar el éxito o fracaso de dichas acciones. Uno de los métodos que ofrece mejores alternativas para el monitoreo de fauna silvestre, especialmente mamíferos, es el uso de cámaras trampas. Sin embargo, y a pesar de su amplio uso, existe discusión referente a la conveniencia o no de su uso combinado con atractores olfativos. Lo anterior se debe a que el uso de atractores podría introducir sesgos al monitoreo, incrementando o disminuyendo selectivamente la detectabilidad de algunas especies. A partir del monitoreo con cámaras trampa de la Reserva Costera Valdiviana, Chile, este trabajo tiene como objetivo evaluar el efecto del atractor olfativo en la probabilidad de detección de tres especies objetivo (Pudú, *Pudu puda;* güiña, *Leopardus guigna*; y zorro chilote, *Lycalopex fulvipes*) para dos temporadas de monitoreo (2021 y 2022). El diseño del estudio consideró una primera fase de muestreo sin atractor seguida por otra con atractor (pollo crudo). Se utilizaron modelos de ocupación de una especie y una estación para evaluar el efecto del atractor sobre las especies objetivo durante dos años de monitoreo. Los modelos de ocupación sugieren que el uso del pollo no tuvo un efecto significativo en la probabilidad de detección de güiña ni de pudú, en tanto que el bajo número de registros impidió analizar los datos de zorro chilote. La probabilidad de detección *(p)* se mantuvo similar entre periodos. Pudú ocupó un 61,8% y 52,8% de los sitios el 2021 y 2022, respectivamente. La ocupación de güiña para el 2022 fue de 61,1%. Los hallazgos de este trabajo sugieren que el atractor no tendría efectos sobre la detectabilidad de la güiña y pudú. Sin embargo, no es posible concluir si el uso de atractores incrementa o no la detectabilidad de zorro chilote. Dada esta incertidumbre, se sugiere mantener el protocolo actual hasta cumplir al menos cinco años, para luego determinar eventuales modificaciones.

Palabras claves: Atractores olfativos, cámaras trampa, detectabilidad, *Leopardus guigna, Lycalopex fulvipes*, modelos de ocupación, *Pudu puda*.

1. INTRODUCCIÓN

La situación global de amenaza de distintas especies alrededor del mundo, junto a los acelerados cambios de uso de suelo y clima hacen que el monitoreo de fauna silvestre se convierta en una tarea de suma importancia. Las poblaciones de mamíferos suelen ser difíciles de monitorear debido a que pueden presentar baja detectabilidad, amplio ámbito de hogar y bajas densidades poblacionales. Los métodos de monitoreo tradicionales normalmente incluían métodos invasivos que requerían de la captura y manejo de animales individuales, siendo costosos y poco prácticos a grandes escalas geográficas, o en su defecto poco específicos y con alto riesgo de errores de identificación (i.e., heces y huellas). Ante la necesidad de aplicar técnicas no invasivas para estudios a escala de comunidad, las cámaras trampa han surgido en las últimas décadas como una alternativa costo-eficiente para monitorear la ocupación, riqueza y, en algunos casos, abundancia de especies difíciles de detectar.

Si bien las cámaras han ofrecido la posibilidad de estudiar numerosas especies crípticas, el monitoreo de algunas de estas sigue siendo un desafío por cuanto presentan bajas tasas de detección. En este contexto, el uso de atractores olfativos puede resultar útil para incrementar sus probabilidades de detección. Actualmente existen diferentes tipos de atractores olfativos en el mercado incluyendo alimentos, atractores visuales, aromas naturales y artificiales, etc. Si bien algunos son efectivos para incrementar la probabilidad de detección de algunas especies, su uso puede afectar de forma negativa la detección de otras especies. Esto explica que su uso no genere consenso a nivel mundial.

Desde el año 2015 la Reserva Costera Valdiviana (RCV) ejecuta anualmente un monitoreo con cámaras trampa con el objetivo de evaluar los indicadores asociados a los objetos de conservación (Bosque Siempreverde y zorro chilote [*Lycalopex fulvipes*], güiña [*Leopardus guigna*], pudú [*Pudu puda*]) y a dos amenazas (perro y ganado). Para incrementar la probabilidad de detectar el zorro chilote, la RCV incluyó el uso de pollo crudo como atractor en su monitoreo. Sin embargo, antecedentes evidencian problemas asociados al uso de este atractor en la región, entre ellos, amplia variación en las probabilidades de detección de especies objetivo (zorro chilote, pudú) entre periodos del monitoreo. A raíz de este problema surge la necesidad de evaluar si es necesario seguir usando el atractor olfativo en el monitoreo con cámaras trampa de la Reserva Costera Valdiviana.

Objetivo general

Evaluar el efecto de los atractores olfativos en las probabilidades de detección de especies objetivo (zorro chilote, güiña y pudú) en la Reserva Costera Valdiviana en un periodo de dos años de monitoreo (2021-2022).

Objetivos específicos

1. Estimar el efecto del atractor olfativo en las probabilidades de detección de especies objetivo.
2. Determinar la variación de las probabilidades de detección entre periodos del monitoreo.
3. Determinar el área ocupada de las especies objetivo en la Reserva Costera Valdiviana en las temporadas 2021 y 2022.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1 Monitoreo de fauna silvestre

Como consecuencia de la actividad humana se han generado procesos de declinación global de fauna silvestre conocidos como defaunación (Dirzo *et al*. 2014). Según Dirzo *et al*. (2014), estos procesos afectan de forma diferenciada a especies de mayor tamaño corporal y son consecuencia de amenazas tales como el cambio de uso de suelo, introducción de especies exóticas y sobreexplotación de especies (Young *et al*. 2016, Del-Claro y Dirzo 2021). Sin embargo, aun cuando se presume que hay declinación, no existen datos poblacionales para gran parte de las especies animales, lo que hace que el monitoreo de vida silvestre sea de suma importancia en la actualidad (Dirzo *et al*. 2014).

El monitoreo de fauna silvestre, y de recursos naturales en general, se realiza para evaluar el cambio o tendencia en uno o más indicadores que permiten inferir el estado de las poblaciones de interés (Block *et al*. 2001). En el caso de los mamíferos de mayor tamaño corporal, el monitoreo puede convertirse en una tarea desafiante ya que a menudo presentan bajas densidades poblacionales, naturaleza esquiva, son

difíciles de distinguir individualmente (Gálvez *et al*. 2016) o poseen amplio ámbito de hogar (Ripple *et al.* 2017). Dependiendo de los objetivos de estudio algunos métodos para monitorear mamíferos son: captura, uso de redes y trampas, reconocimiento de huellas y heces, radiotelemetría y uso de cámaras trampa, entre otros (Silvy *et al.* 2020). Muchos de los métodos tradicionales para estimar abundancia suelen ser invasivos, es decir, requieren de la captura y manipulación de animales individuales (Gompper *et al*. 2006, Gilbert *et al.* 2021). Estas técnicas son desafiantes, particularmente si se trata de especies que ocurren a bajas densidades (Rich *et al*. 2017) o se distribuyen a grandes escalas geográficas (Ripple *et al.* 2017). Por su parte, métodos tradicionales no invasivos que estiman presencia-ausencia de individuos como el reconocimiento de heces y huellas, son poco específicos y poseen altos riesgos de errores de identificación a nivel de especies (Monterroso *et al.* 2013, Silvy *et al*. 2020). En este contexto las cámaras trampa son una alternativa de monitoreo no invasiva y costo-eficiente (Kucera y Barret 2011) para estimar abundancia relativa y ocupación de mamíferos (Burton *et al.* 2015, Kays *et al*. 2020), siendo creciente su uso en estudios de ocupación enfocados en carnívoros y ungulados sin marca (Burton *et al.* 2015).

2.2 Cámaras trampas en el monitoreo de fauna silvestre

El monitoreo con cámaras trampa corresponde a la utilización de cámaras que de forma automatizada capturan imágenes de aquellos individuos o animales que pasan por delante de ellas (Rovero *et al*. 2013). El uso de estas cámaras como herramienta de estudio en conservación se ha incrementado desde principios de los años noventa (Rovero *et al*. 2013, Kays *et al*. 2020). Esta herramienta ha mostrado ser un método eficiente para muestrear comunidades de pequeños a grandes mamíferos (e.g., Bowler *et al.* 2017, Kays *et al*. 2020, Antunes *et al*. 2022), además de ser un medio no invasivo y reducido en costos para monitorear especies esquivas (Kucera y Barrett 2011) o en peligro de extinción (Linkie *et al.* 2013, Moreira-Arce *et al.* 2015, Johnson *et al.* 2020), ya que pueden permanecer activas durante periodos prolongados en el campo y poseen menos requerimientos operativos humanos (Meek *et al.* 2014). Asimismo, otras aplicaciones corresponden a la estimación de ocupación, abundancia relativa y riqueza de especies (Burton *et al.* 2015, Kays *et al*. 2020). Estas estimaciones pueden compararse a través del tiempo y espacio, permitiendo monitorear cambios en las poblaciones y evaluar

los efectos del paisaje y de amenazas antropogénicas en la distribución y abundancia relativa de las especies de interés (Kays *et al.* 2017, 2020).

Dos métricas usadas a menudo como índices de abundancia para estos fines corresponden a la tasa de detección y a la ocupación (Kays *et al*. 2017, 2020). La tasa de detección corresponde al total de detecciones de cada especie dividido por el número de trampas día (detecciones/día) en cada área de estudio (Kays *et al*. 2020). Por otro lado, la ocupación (ψ), se define como la proporción de área ocupada por una especie o la fracción de unidades de paisaje donde esta se encuentra presente (Mackenzie *et al*. 2017). Los modelos de ocupación son útiles para monitorear poblaciones animales, pero el ajuste de estos modelos es complejo para aquellas especies que presentan bajas probabilidades de detección (*p*) (Gálvez *et al*. 2016 Mackenzie *et al*. 2017), lo que hace necesario considerar alternativas de muestreo que permitan incrementar la detectabilidad.

2.3 Uso de atractores olfativos en cámaras trampa y sus disyuntivas

Si bien las cámaras trampa han abierto la posibilidad de detectar y monitorear especies crípticas, el problema de la baja detectabilidad ($p < 0,2$) persiste, especialmente en mamíferos (e.g., Gálvez *et al*. 2016, Rich *et al.* 2017), dificultando la modelación de parámetros de interés como la ocupación. Para estos casos, el uso de atractores olfativos en el monitoreo con cámaras trampa puede resultar útil para incrementar las probabilidades de detección de algunas especies (Gerber *et al*. 2011, Cove *et al*. 2014). Actualmente, existen varios tipos de atractores olfativos en el mercado, entre ellos se encuentran aromas naturales tales como orina, aromas artificiales y cebos (Silvy *et al*. 2020). La combinación de extracto de valeriana con orina de lince (Val-LU) y cebos de carne cruda de pollo son dos ejemplos de atractores olfativos que han demostrado ser efectivos en incrementar la probabilidad de detección de algunos mesocarnívoros (Ferreras *et al.* 2018).

A pesar de su utilidad en el monitoreo de carnívoros silvestres, la aplicación de atractores en el monitoreo con cámaras trampa se encuentra ampliamente discutida a nivel mundial. Existen antecedentes de diferentes autores que sugieren problemas en el uso de atractores olfativos. Entre ellos se mencionan caídas en las probabilidades de detección de una misma especie entre diferentes periodos del monitoreo debido al inadecuado desempeño del atractor (Silva-Rodríguez *et al*. 2018), heterogeneidad temporal en el efecto del atractor olfativo (Cortés 2022) y variaciones en las probabilidades de detección entre

diferentes especies en un mismo periodo (Holinda *et al*. 2020). Con respecto a la variabilidad interespecífica en las probabilidades de detección de especies, existe evidencia de que el uso de atractores olfativos en cámaras trampa puede provocar un incremento significativo en las probabilidades de detección de pequeños y grandes carnívoros (Holinda *et al*. 2020), por ejemplo, en leopardos (du Preez *et al*. 2014) y en cánidos en el sur de Chile (Cortés 2022). Sin embargo, en especies presa ha presentado un efecto a menudo negativo, pudiendo disminuir las probabilidades de detección de las mismas (Fidino *et al.* 2020), por ejemplo, en subgrupos de ungulados y lagomorfos (Holinda *et al*. 2020). Considerando estos resultados, es importante considerar la variación del efecto del atractor olfatorio en el diseño de programas de monitoreo (Holinda *et al*. 2020).

Desde el año 2015 la Reserva Costera Valdiviana (RCV) ejecuta anualmente un monitoreo con cámaras trampa con el objetivo de evaluar el estado del zorro chilote, güiña, y pudú, así como dos amenazas, perro doméstico y ganado bovino (Silva-Rodríguez *et al*. 2015). Desde inicios del monitoreo se han implementado distintos tipos de atractores olfativos: carne cruda de pollo, orina de lince, orina de zorro, Fox Frenzy y Caven´s Terminator (Riquelme, 2020). Actualmente se implementa el atractor de carne cruda de pollo para incrementar la probabilidad de detectar zorro chilote (Silva Rodríguez *et al*. 2015). Sin embargo, se han presentado problemas asociados al uso de este atractor, por ejemplo, variaciones importantes en las probabilidades de detección de especies objetivo entre periodos de monitoreo (Silva-Rodríguez *et al*. 2018, Riquelme 2020). Adicionalmente, otros trabajos realizados en la zona sugieren que el atractor podría incrementar la probabilidad de detección de carnívoros, pero disminuir la de ungulados, introduciendo adicionalmente heterogeneidad temporal en la probabilidad de detección (Cortés 2022). De acuerdo con los antecedentes expuestos y bajo el contexto de un monitoreo que apunta a múltiples especies este trabajo pretende evaluar el efecto de los atractores olfativos sobre las probabilidades de detección de las especies objetivo en el monitoreo que se lleva a cabo en la Reserva Costera Valdiviana.

3. MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la Reserva Costera Valdiviana (RCV; 39° 56’ S – 73° 40’ O; Figura 1), área protegida privada que posee una extensión de 50.829,82 ha y pertenece a la ONG The Nature Conservancy (TNC 2021a). La RCV se ubica en la Cordillera de la Costa, también conocida como Cordillera Pelada, en las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos, Chile (TNC 2021a). Cuenta con un clima oceánico con influencia mediterránea, caracterizado por precipitaciones medias anuales que fluctúan entre los 2.350 y 4.000 mm en zonas altas y temperaturas medias anuales de 12°C (Romero-Mieres *et al.* 2014).

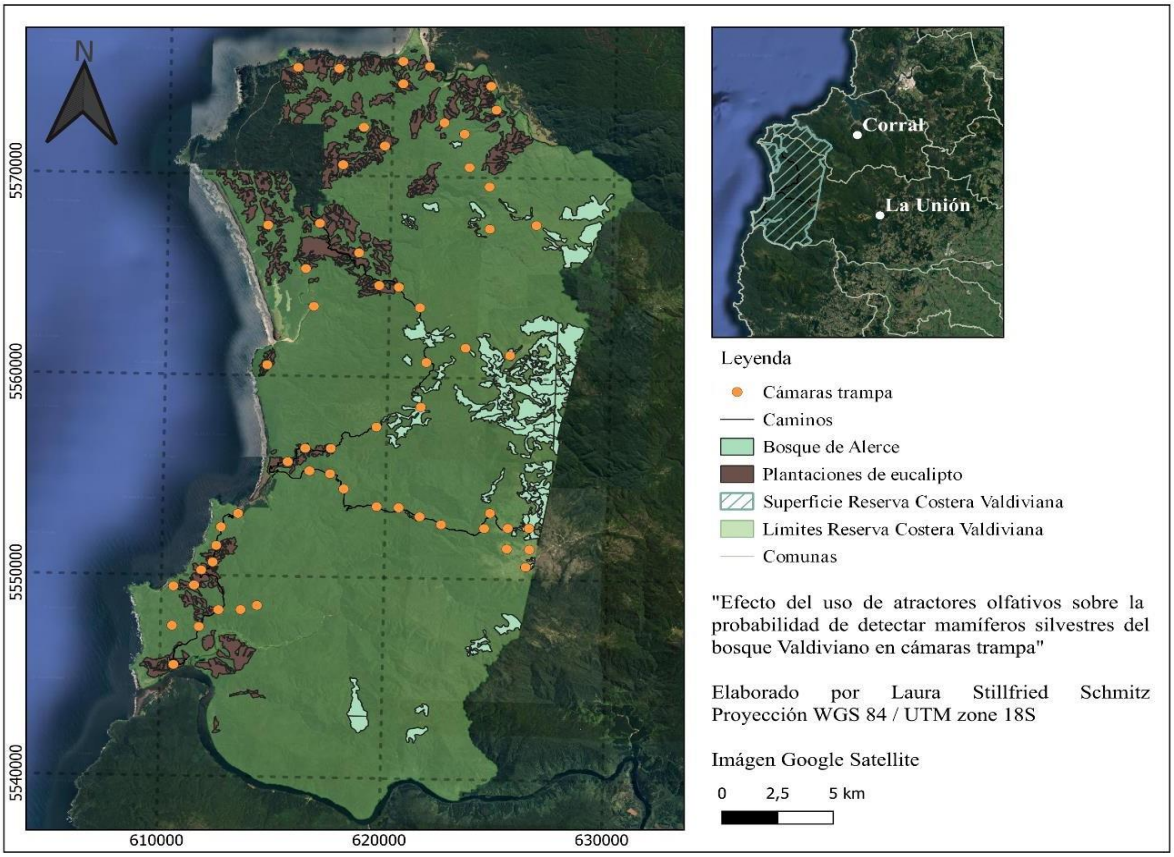


Figura 1. Área de estudio Reserva Costera Valdiviana.

La RCV cuenta con al menos 344 plantas vasculares que en su mayoría son nativas y un 7,6% se encuentran con problemas de conservación (Romero-Mieres *et al.* 2014). Los tipos forestales mejor representados son el siempreverde y bosque de alerce (TNC 2021a). Con respecto a la fauna silvestre, el grupo mejor representado es el de las aves, seguido por los mamíferos (TNC 2021a), encontrándose alrededor de 24 mamíferos nativos, siendo Carnívora el orden más numeroso (Silva-Rodríguez *et al.* 2019). Estos mamíferos en su mayoría se encuentran amenazados globalmente, entre ellos se incluyen el huillín (*Lontra provocax*), chungungo (*L. felina*), pudú, güiña y zorro chilote (TNC 2021a). Los últimos tres mamíferos se caracterizan por ser endémicos de los bosques templados sudamericanos (TNC 2021b) y según el Reglamento de Clasificación de Especies se encuentran listados como vulnerables (güiña y pudú) y en peligro (zorro chilote) (MMA 2022), esta última únicamente se encuentra registrada en Chile (Silva-Rodríguez *et al*. 2016). Bajo este contexto, los objetos de conservación de la reserva son el zorro chilote, la güiña y el pudú (TNC 2021[a]; Figura 2), y se encuentran asociados al monitoreo de cámaras trampa.

Figura 2. Registros de (a) zorro chilote, (b y d) güiña y (c) pudú junto al atractor olfativo detectados por cámaras trampa en la Reserva Costera Valdiviana, año 2021.

3.2 Diseño del monitoreo

Desde el año 2015 se lleva a cabo el monitoreo con cámaras trampa en la RCV. El diseño de este monitoreo se encuentra descrito en el Plan de Monitoreo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c) y sintetizado a continuación: En primera instancia, la reserva fue dividida en una grilla de celdas cuadradas de dimensiones de 1 km^2. Las celdas a muestrear correspondieron a aquellas celdas accesibles desde senderos y caminos. De estas mismas en 2015 se seleccionaron 50 y 40 celdas para la zona norte y sur respectivamente, para posteriormente acotar la elección a 30 para cada zona, alcanzando una totalidad de 60 puntos de muestreo (Figura 1), para permitir una buena representación de las diferentes áreas. En aquellos casos donde no era factible el muestreo de uno de los cuadrantes, se seleccionaba una celda vecina. Se utilizaron 60 puntos de muestreo diferentes ya que este número corresponde al mínimo recomendado a nivel internacional para los estudios de ocupación de especies (Rovero *et al*. 2013,Kays *et al*. 2020). En la mayoría de los casos la instalación de cámaras se llevó a cabo a menos de 50 m de distancia de caminos y/o senderos, lo más cerca posible del centro de la celda seleccionada.

En diciembre de los años 2020 y 2021, se inició la instalación de cámaras trampa por el equipo de guardaparques de la RCV en los 60 puntos de muestreo de la reserva a una altura de 20-30 cm delsuelo. Cada cámara contaba con una ficha de instalación y de retiro, donde se registraron diversos datos (i.e., código de grilla, fecha, hora, número de disparos, presencia del atractor). La instalación inicial no consideró el uso de atractores. Transcurridos al menos 30 días de la instalación de las cámaras, se instalaron los cebos. Estos consistían en carne cruda de pollo al interior de tubos de PCV perforados. Entre marzo y abril del 2021, y abril y mayo del 2022 se llevó a cabo el retiro de las cámaras trampa y los atractores olfativos. Para el periodo 2021, las cámaras funcionaron en promedio durante 105 días (rango de 48-114 días), con un esfuerzo total reportado de 5.706 trampas día. Para el periodo 2022, las cámaras operaron en promedio durante 100 días (rango de 31 a 138 días) con un esfuerzo total reportado de 5.925 trampas día. Para evaluar el efecto de la inclusión del atractor olfativo, el monitoreo de cada año fue dividido en un periodo previo y posterior al inicio del tratamiento (instalación del atractor). Para garantizar el supuesto de población cerrada (Mackenzie *et al.* 2017), se hizo un recorte temporal de 60 días en torno a la fecha de instalación del atractor, considerándose ésta como “día 0”. Se consideraron 30 días previos a la instalación del atractor como pre-tratamiento y los 30 días posteriores a su instalación como post-tratamiento. Según esta modificación el esfuerzo de muestreo recortado en 60 días para el monitoreo del 2021 fue de 1.672 trampas-día pre-tratamiento y 1.740 trampas-día post-tratamiento. Para

el monitoreo del 2022 el esfuerzo de muestreo fue de 1.713 trampas-día pre-tratamiento y 1.703 trampas-día post-tratamiento. Considerando ambos periodos de monitoreo se contó con un esfuerzo total de 3.412 trampas-día para el año 2021 y 3.416 trampas-día para el año 2022.

Los problemas de funcionamiento de las cámaras se manejaron descartando aquellas ocasiones de muestreo donde estas no estuvieron operantes, notificándose como "NA". Un total de 15 cámaras presentaron problemas de funcionamiento entre ambos años de monitoreo, contabilizándose 7 y 8 cámaras para los periodos 2021 y 2022, respectivamente. Entre los problemas comunes se encontraron el llenado de memoria producto de la activación de cámaras por vegetación en movimiento o por descarga de pilas.

Para los análisis de datos, se incluyeron aquellas cámaras que operaron en al menos una ocasión de muestreo (5 días). En este sentido para el año 2021 operaron 56 cámaras en el periodo previo a la instalación del atractor olfativo y 58 cámaras en el periodo posterior a su instalación. A su vez, para el año 2022 se consideraron operantes 60 y 57 cámaras, para cada periodo respectivamente. Para el periodo completo de monitoreo de ambos años se consideraron operantes las 60 cámaras ya que todas se mantuvieron funcionales en al menos una ocasión de muestreo.

3.3 Clasificación de imágenes

El set de imágenes de ambos periodos de monitoreo junto a las fichas de instalación y retiro (Ver anexo 1) fue facilitado por el equipo de TNC de la Reserva Costera Valdiviana y posteriormente respaldado en un disco duro. Para llevar a cabo la clasificación de las imágenes de cámaras trampa, se utilizó la aproximación diseñada por Sanderson y Harris (2013) y los procedimientos descritos en el tutorial de Vásquez-Ibarra *et al*. (2021) el cual se basa en la metodología generada por Sanderson y Harris (2013), que se resume en los siguientes pasos: En primer lugar, se eliminaron los archivos dañados para luego renombrar las imágenes de cámaras trampa utilizando la fecha y hora de instalación haciendo uso del programa SpecialRenamer (Sanderson y Harris 2013). En segundo lugar, se realizó la clasificación de imágenes por fotografías de operación (instalación y retiro), sin identificación, en blanco, especies de ocurrencia probable y por grupos de especies. Una vez finalizada la clasificación de imágenes, se realizó un control de calidad. Este consistió en la revisión de los casos positivos, es decir, de las clasificaciones

de registros de zorro chilote, güiña y pudú para ambos años, por un segundo observador. Luego, se clasificó según el número de individuos por evento. En tercer lugar, haciendo uso del programa DataOrganize (Sanderson y Harris 2013) se organizaron y convirtieron los datos a archivos de texto (.txt). En cuarto lugar, se utilizó el programa DataAnalyze (Sanderson y Harris 2013) para calcular las tasas de detección de las especies monitoreadas como la suma de los registros independientes de cada especie detectada por cada cámara trampa, dividida por la suma de los días de esfuerzo de dichas cámaras, multiplicado por 100 (Rovero y Marshall, 2009).

3.4 Modelos de ocupación

A partir de la información recopilada y el uso de programas anteriormente mencionados, se determinó la proporción de cámaras trampa que registraron cada una de las especies monitoreadas. A este indicador se le suele denominar ocupación no corregida o ingenua ya que no incorpora la incertidumbre en detección en la estimación (Mackenzie *et al.* 2002). Para ajustar la ocupación incorporando la incertidumbre en la probabilidad de detección, se elaboraron modelos de ocupación de una especie y una temporada (Mackenzie *et al.* 2002). Con estos fines, se ajustó un set de modelos por especie y año. Los datos fueron analizados en R versión 4.1.3 (R Core Team 2022), haciendo uso de la función “occu” del paquete unmarked (Fiske y Chandler 2011). Solo fueron incorporadas a los modelos de ocupación aquellas especies registradas en al menos 10 cámaras.

3.5 Historias de detección y uso de covariables

Se construyeron historias de detección considerando intervalos de cinco días como ocasión de muestreo (ver Silva-Rodríguez *et al*. 2018). Para cada periodo de monitoreo se consideraron seis ocasiones de muestreo pre-tratamiento y seis ocasiones de muestreo post-tratamiento, obteniendo un total de 12 ocasiones de muestreo por año. Las historias de detección, por su parte, fueron construidas en el paquete camtrapR (Niedballa *et al.* 2016), haciendo uso del programa R versión 4.1.3 (R Core Team 2022). Se asignó un “1” a las ocasiones de muestreo posteriores y previas al tratamiento con atractor y un “0” a las posteriores. Asimismo, se replicó para el tipo de hábitat, en el cual se dio el valor de “1” a

las grillas que se encontraban situadas en plantación de eucalipto y “0” a las que se encontraban situadas en bosque nativo. La información del tipo de hábitat se obtuvo a partir de datos presentes en las fichas de instalación del monitoreo con cámaras trampa. A partir de dicha información, se agregó la covariable categórica de ocupación (~*plantación*) para modelar el efecto del tipo de hábitat (plantación o bosque nativo) en la ocupación de las especies evaluadas. Por otro lado, la heterogeneidad en probabilidad de detección (Mackenzie *et al.* 2017) asociada a la introducción del atractor olfativo de las especies güiña y pudú para los periodos 2021 y 2022 fue modelada utilizando la covariable de detección (~*pollo*). La inclusión de ambas covariables permitió ajustar el set de datos por especie y año (tabla 1). Para llevar a cabo la selección del mejor modelo se compararon modelos candidatos (tabla 1) mediante el criterio de información de Akaike ajustado para tamaños de muestra pequeños (AICc, Burnham y Anderson 2002), implementado en el paquete AICcmodavg (Mazerolle 2020). Para estos fines, se comparó el desempeño de las dos covariables predictoras en sus distintas combinaciones, representadas en los cuatro modelos construidos por cada especie y año de monitoreo (incluyendo el modelo nulo con ausencia de covariables).

Tabla 1. Set de modelos que incluye las covariables seleccionadas para zorro chilote, güiña y pudú para los años 2021 y 2022.

Modelos		Covariable incorporada
Modelo nulo	p(~) psi(~)	-
Modelo plantación	p(~) psi(~plantación)	Cov. de ocupación
Modelo atractor	p(~pollo) psi(~)	Cov. de detección
Modelo global	p(~pollo) psi(~plantación)	Cov. sitio + Cov. detección

4. RESULTADOS

4.1 Tasas de detección

Para el año 2021 las especies más frecuentemente detectadas fueron el pudú y la güiña (1,6 y 1,5 registros/100 trampas día, respectivamente). Para el año 2022, la tendencia se mantuvo similar, donde las tasas de detección más altas se registraron para la güiña (2,0) y pudú (1,5). Con respecto a zorro chilote, la tasa de detección fue baja para ambos años de monitoreo (0,2 y 0,3 registros/100 trampas día respectivamente) (tabla 2). Para la mayoría de las especies, las tasas de detección entre los periodos sin tratamiento y con tratamiento de atractor olfativo fueron similares para las especies monitoreadas en un mismo año. Sin embargo, la mayor diferencia se observó en la proporción de cámaras con registros de güiña el año 2022, que fue detectada en un 27% y 39% de las cámaras en el periodo sin y con cebo, respectivamente (tabla 2). La especie que estuvo presente en la mayor proporción de cámaras en ambos periodos de monitoreo fue la güiña, detectándose en un 52% y 48% de las cámaras durante los años 2021 y 2022, respectivamente. A esta le siguió el pudú, registrado en 43% y 40% de las cámaras, respectivamente. El zorro chilote fue registrado en una baja proporción de los sitios (5%) durante ambos años de monitoreo. Para ambos años de monitoreo se registraron perros en una mayor proporción de cámaras durante el periodo de inclusión del atractor olfativo (tabla 2), sin embargo, dadas las bajas tasas de detección no es posible evaluar si estas diferencias son significativas

Tabla 2. Proporción de cámaras con registro y tasas de detección de las especies objetivo y sus amenazas para el periodo previo y posterior al tratamiento con atractor olfativo para los periodos 2021 y 2022.

		Proporción de cámaras (%			Tasa de detección (%)		
Año	Especie	Sin atractor	Con atractor	Total	Sin atractor	Con atractor	Total
2021	*Leopardus guigna*	30,4	29,3	51,7	1,5	1,5	1,5
	Pudu puda	25,0	29,3	43,3	1,6	1,6	1,3
	Lycalopex fulvipes	5,4	1,7	5,0	0,3	0,2	0,1
	Canis familiaris	1,8	5,2	6,7	0,1	0,2	0,2
	Bos taurus	0	0	0	0,0	0,0	0,0
2022	*Leopardus guigna*	26,7	38,6	48,3	1,8	2,2	1,4
	Pudu puda	23,3	31,6	40,0	1,3	1,8	1,2
	Lycalopex fulvipes	1,7	5,3	5	0,1	0,5	0,1
	Canis familiaris	1,7	8,8	8,3	0,1	0,3	0,2
	Bos taurus	0,0	7,0	6,7	0,0	0,2	0,0

4.2 Modelos de ocupación

Los análisis realizados, tanto para güiña como para pudú, sugieren que la inclusión de atractor olfativo no afectaría la probabilidad de detección. En el caso del pudú, si bien el ajuste de los modelos del año 2021 sugiere un efecto de la covariable de detección (*~pollo*) (tabla 3), el análisis de los estimadores del mejor modelo muestra que el efecto de dicho atractor no es significativo (tabla 4). Por otro lado, para ese año el modelo nulo está dentro de los plausibles (anexo 2a). Para dicho periodo y en base al modelo nulo, la estimación de ocupación (Ψ) para pudú es de 61,8% (IC de 41,2 – 78,8%). A su vez, la probabilidad de detección (p) es de 11,8% (IC de 8,1 – 16,8%). Para el año 2022, se confirman los resultados anteriores para pudú, ya que si bien el modelo que incluye la covariable de detección (*~pollo*) es el mejor modelo (tabla 3), la exploración de los estimadores sugiere que no hay efecto del tratamiento con el atractor olfativo (tabla 5). Para dicho año, la ocupación estimada (Ψ) para el pudú en base al modelo que incluye la covariable de detección (*~pollo*) es de 52,8%, (IC 34,8 –70,2%). Adicionalmente, la probabilidad de detección (p) es de 12,2% (IC de 8,4-17,5%). En ambos casos, el modelo nulo que no incluye covariables se encuentra dentro de los plausibles para pudú (anexo 2a y 2b) y en su conjunto los análisis concluyen que el cebo de pollo no tiene un efecto significativo en la detectabilidad de la especie.

En el caso de la güiña, especie para la cual únicamente se pudo analizar para el periodo 2022, la selección de modelos sugiere el mismo escenario, es decir, si bien la covariable de detección (*~pollo*) se encuentra entre los modelos plausibles, el análisis de los estimadores muestra que dichos efectos no son significativos (tabla 6). Para dicho periodo, la ocupación estimada (Ψ) para güiña en base al modelo nulo es de 61,1%, (42,8-76,7%). A su vez, la probabilidad de detección (*p*) es de 13,7% (10-18,4%).

Con respecto al efecto de la covariable de sitio (*~plantación)* en la ocupación de las especies analizadas, los modelos de ocupación sugieren que no existe un efecto de las plantaciones de eucalipto en la ocupación de pudú y güiña (tabla 3). Lo anterior indica que la ubicación de cámaras trampa en sitios provistos de plantación de eucalipto o de bosque nativo no genera un efecto importante en la ocupación de las especies analizadas.

Tabla 3. Modelos candidatos de ocupación y detección para las especies güiña y pudú, para los periodos de monitoreo 2021 y 2022.

Especie	Año	Modelo	K	AICc	ΔAICc	Peso
Pudú	2021	p(~pollo) psi(~plantación)	4	346,19	0,00	0,66
		p(~) psi(~)	2	348,09	1,90	0,26
		p(~pollo) psi(~)	3	350,30	4,12	0,08
		p(~) psi(~plantación)	3	358,57	12,38	0,00
Pudú	2022	p(~pollo) psi(~)	3	323,77	0,00	0,43
		p(~) psi(~)	2	323,79	0,03	0,43
		p(~) psi(~plantación)	3	325,99	2,22	0,14
		p(~pollo) psi(~plantación)	4	346,19	22,42	0,00
Güiña	2022	p(~) psi(~)	2	389,38	0	0,37
		p(~pollo) psi(~)	3	389,39	0,01	0,37
		p(~) psi(~plantación)	3	391,45	2,07	0,13
		p(~pollo) psi(~plantación)	4	391,57	2,19	0,12

K: número de parámetros que utilizó el modelo. Peso: peso del modelo (AICcWt).

Tabla 4. Estimadores y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2021. Modelo global que incluye covariable de detección (*~pollo*) y ocupación (*~plantación)*.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	-0,082	0,429	0,849
	Plantación	2,966	3,221	0,357
p	Intercepto	-2,021	0,262	<0,001
	Pollo	-0,005	0,305	0,986

Tabla 5. Estimadores y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2022. Modelo que incorpora la covariable de detección (*~pollo*).

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,114	0,377	0,763
p	Intercepto	-2,229	0,284	<0,001
	Pollo	0,484	0,326	0,14

Tabla 6. Estimadores y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para güiña del periodo de monitoreo 2022. Modelo nulo que no incorpora covariables.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,451	0,378	0,232
p	Intercepto	-1,84	0,181	<0,001

5. DISCUSIÓN

5.1. Uso de atractores en el monitoreo

El uso o no de atractores olfativos en monitoreos con cámaras trampa ha sido sujeto constante de discusión en la literatura especializada (e.g., Mills *et al*. 2019, Fidino *et al.* 2020, Holinda *et al.* 2020).

En este contexto, los resultados de este trabajo revelan que la inclusión de cebos no produjo efectos en las dos especies que pudieron ser analizadas. Estos resultados son similares a lo que reporta Holinda *et al.* (2020) para ungulados en Canadá, pero difieren parcialmente de lo reportado por Cortés (2022), quien sugiere que el atractor podría generar un efecto negativo sobre el pudú, que disminuye al transcurrir el tiempo, pero no sobre la güiña.

Una hipótesis que pudiese explicar la aparente ausencia de efectos del atractor olfativo en la detectabilidad de pudú y güiña, corresponde a la variación estacional en el desempeño del atractor olfativo (e.g., Tourani *et al*. 2020, MMA 2022). El monitoreo de la reserva se desarrolla en época estival (Silva-Rodríguez *et al*. 2015c), donde las temperaturas son más altas, favoreciendo la descomposición del cebo. Es posible, por tanto, que el desempeño del cebo difiera en otras estaciones del año. Por otro lado, independiente del desempeño del atractor olfativo, la estación se vincula con la biología reproductiva de las especies monitoreadas, dificultando la posibilidad de separar el efecto estacional de los efectos propios del cebo. En este sentido es probable que la detectabilidad de pudú se eleve durante el período reproductivo (marzo y abril, Jiménez *et al.* 2010), período que se sobrepone parcialmente con el uso del cebo. De este modo, una eventual disminución en la probabilidad de detección (Cortés 2022), podría ser parcialmente compensada por un incremento en actividad durante la estación reproductiva.

Si bien el uso de cebos está dirigido principalmente a incrementar la probabilidad de detectar zorro chilote (Silva-Rodríguez *et al*. 2015, 2018) y se espera que incremente la detectabilidad de otros cánidos como zorro chilla (*L. griseus*) y perro, la baja tasa de detección de estas especies hizo inviable la evaluación del efecto del cebo. Otros trabajos realizados en el área sugieren que el efecto del atractor olfativo es positivo, al aumentar la probabilidad de detectar cánidos silvestres (zorro chilote y zorro chilla) y domésticos (perro) (Cortés 2022). Resultados similares se observan en trabajos con cánidos en otros países, como lo que reporta Cozzi *et al.* (2022) para el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) en Europa o Avrin *et al.* (2021) para el zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en América del Norte. Considerando estos antecedentes, no es posible descartar la efectividad del uso del atractor olfativo para monitorear cánidos.

Sin embargo, al igual que en el caso de la güiña y el pudú, es posible que los efectos del cebo varíen estacionalmente. De hecho, se ha sugerido realizar el monitoreo de esta especie durante los meses de otoño-invierno, período donde por un conjunto de factores (época reproductiva e incremento del movimiento de la especie) la efectividad de los atractores olfativos podría ser mayor (MMA 2022). De hecho, anecdóticamente, durante un muestreo realizado en los meses de invierno en el área, se alcanzaron altas tasas de detección de zorro chilote (E. Silva-Rodríguez, com. pers.). De este modo, las bajas tasas

de detección de zorro chilote podrían asociarse a la variación temporal en la efectividad del atractor o, en su defecto, a cambios estacionales en el uso de espacio de los zorros (Ikeda *et al*. 2016).

Los efectos que puede tener el uso de cebos en monitoreos que van dirigidos a múltiples especies son ampliamente cuestionados. De hecho, diversas iniciativas colaborativas para el monitoreo de mamíferos con cámaras trampa tienen como requerimiento el no uso de atractores (e.g., Snapshot USA, Cove *et al*. 2014). Lo anterior se debe a las respuestas heterogéneas que se pueden observar (Mills *et al*. 2019, Fidino *et al*. 2020, Holinda *et al*. 2020, Cortés 2022) y a la dificultad de modelar la heterogeneidad en probabilidad de detección. Esto último, debido a que el efecto del atractor no solo varía entre especies (Ferreras *et al*. 2018, Holinda *et al*. 2020), sino que entre sitios (Holinda *et al*. 2020) e incluso en un mismo sitio (Gerber *et al*. 2011, Cove *et al*. 2014, Cortés 2022).

5.2. Resultados del monitoreo y efectos de covariables

Al comparar la proporción de cámaras con registro con corte a los 60 días de zorro chilote, perro doméstico y ganado bovino con periodos de monitoreo previos (2015-2019, Riquelme 2020), se observa que este se mantiene consistente y fluctúa dentro de los rangos de valores encontrados en el presente monitoreo. La excepción correspondió a los valores encontrados para ganado bovino el año 2021, donde a diferencia de periodos anteriores, hubo ausencia de registros de esta especie en cámaras trampa, lo cual se considera positivo (anexo 3b) (Riquelme 2020). En cuanto a zorro chilote para dicho periodo, similar a lo ocurrido para los años 2021 y 2022, el bajo número de registros no permitió estimar su ocupación. Por otro lado, si se comparan los resultados actuales con los valores de ocupación corregida con corte a los 60 días para güiña y pudú para los años 2018 y 2019, respectivamente, estos se mantienen dentro de lo esperable para el área protegida (anexo 3a). De este modo, los resultados de los años 2021 y 2022 se encuentran dentro de los rangos de variación esperable para las tres especies nativas y las dos especies domésticas monitoreadas.

Con respecto a los modelos de ocupación, estos sugieren que no existe un efecto del hábitat (bosque nativo o plantación de eucalipto) sobre la ocupación de pudú y güiña. Estos resultados son consistentes con hallazgos de trabajos previos efectuados en el área que no encontraron diferencias en el uso de plantaciones y bosque nativo para pudú (Silva-Rodríguez & Sieving 2012) y güiña (Eguren 2012). Esto posiblemente se debe a que las plantaciones de eucalipto de la reserva se encuentran sin manejo,

abandonadas y cuentan con la presencia de un denso sotobosque nativo (Fontúrbel *et al.* 2016), facilitando la presencia de las especies anteriormente mencionadas. De acuerdo con esto, los resultados se deben interpretar con cautela y no deben ser extrapolados a plantaciones comerciales (Silva-Rodríguez *et al.* 2019).

6. CONCLUSIONES

La implementación del atractor olfativo en un periodo intermedio del monitoreo con cámaras trampa en la RCV durante los periodos de monitoreo 2021 y 2022, no generó efectos en la detectabilidad de las especies analizadas en los modelos de ocupación, güiña y pudú. Sin embargo, no fue posible evaluar su efecto sobre el zorro chilote. Considerando esto, y el hecho de que existe evidencia que sugiere que el uso de atractores podría incrementar la detectabilidad de zorro chilote (Cortés 2022), no se recomienda eliminar el uso del cebo en el monitoreo de cámaras trampa que lleva a cabo la reserva. En este sentido, se sugiere prolongar el uso del atractor olfativo durante al menos 3 años más (2023-2025), para obtener una base de datos suficiente que permita comparar datos con periodos anteriores, y posteriormente, tomar una decisión con respecto a su eliminación, sin comprometer la comparabilidad de los datos. Por último, y a pesar de las diferencias en protocolos, los datos del monitoreo sugieren que las especies monitoreadas se han mantenido estables desde el inicio del monitoreo a la fecha.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Antunes AC, A Montanarin, DM Gräbin, ECDS Monteiro, FF de Pinho, GC Alvarenga, J Ahumada, RB Wallace, EE Ramalho, APA Barnett, A Bager, … MC Ribeiro. 2022. AMAZONIA CAMTRAP: A dataset of mammal, bird, and reptile species recorded with camera traps in the Amazon forest. Ecology e3738. https://doi.org/10.1002/ecy.3738

Avrin AC, CE Pekins, JH Sperry, ML Allen. 2021. Evaluating the efficacy and decay of lures for improving carnivore detections with camera traps. *Ecosphere* 12(8): e03710. https://doi.org/10.1002/ecs2.3710

Bowler MT, MW Tobler, BA Endress, MP Gilmore, MJ Anderson. 2017. Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3(3): 146–157. https://doi.org/10.1002/rse2.35

Block WM, AB Franklin, JP Ward Jr, JL Ganey, GC White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration ecology* 9(3): 293-303. http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003293.x

Burnham K.P, DR Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, USA. Springer. 488 p.

Burton AC, E Neilson, D Moreira, A Ladle, R Steenweg, JT Fisher, E Bayne, S Boutin. 2015. REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52(3): 675–685. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432

Cortés EI. 2022. Especies diferentes, patrones diferentes: Efectos de perros domésticos sobre el uso del espacio de mamíferos silvestres a múltiples escalas espaciales. Tesis de magíster. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 51 p.

Cove M, RM Spinola, VL Jackson, J Saenz. 2014. Camera trapping ocelots: an evaluation of felid attractants. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 25(2): 113-116. https://doi.org/10.4404/hystrix-25.2-9945

Cozzi F, E Iacona, F Ferretti, L Corlatti. 2022. Effectiveness of a commercial lure to attract red fox. *Mammal Research* 67(4): 511-517. https://doi.org/10.1007/s13364-022-00642-6

Del-Claro K, R Dirzo. 2021. Impacts of Anthropocene Defaunation on Plant-Animal Interactions. In Del-Claro K, Torezan-Silingardi, HM eds. Plant-Animal Interactions. Uberlandia, Brazil. Springer. p. 333-348. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_13

Dirzo R, H Young, M Galetti, G Ceballos, NJ Isaac, B Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401–406. http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817

Du Preez BD, AJ Loveridge, DW Macdonald. 2014. To bait or not to bait: A comparison of camera-trapping methods for estimating leopard Panthera pardus density. *Biological conservation* 176: 153-161. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.021

Eguren A. 2012. ¿Plantaciones de eucaliptos o bosque nativo?: ámbito de hogar y uso de hábitat de Leopardus guigna en elBosque Templado Valdiviano. Tesis Médico Veterinario. Santiago, Chile. Departamento de Ciencias Biológicas Animales. Universidad de Chile.

Ferreras P, F Díaz-Ruiz, P Monterroso. 2018. Improving mesocarnivore detectability with lures in camera-trapping studies. *Wildlife Research* 45(6): 505-517. http://dx.doi.org/10.1071/WR18037

Fidino M, GR Barnas, EW Lehrer, MH Murray, SB Magle. 2020. Effect of Lure on Detecting Mammals with Camera Traps. *Wildlife Society Bulletin* 44(3): 543–552. http://dx.doi.org/10.1002/wsb.1122

Fiske I, R Chandler. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software* 43(10): 1–23. https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10

Meek P, P Fleming, G Ballard, P Banks, A Claridge, J Sanderson, D Swann. 2014. Camera trapping Wildlife managment and research. Collingwood, Australia. CSIRO publishing. 357 p.

Fontúrbel FE, AB Candia, GJ Castaño-Villa. 2016. Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista mexicana de biodiversidad* 87(4): 1402-1406. https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.011

Gálvez N, G Guillera-Arroita, BJ Morgan, ZG Davies. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation* 204: 350-359. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.019

Gerber BD, SM Karpanty, MJ Kelly. 2011. Evaluating the potential biases in carnivore capture–recapture studies associated with the use of lure and varying density estimation techniques using photographic-sampling data of the Malagasy civet. *Population Ecology* 54(1): 43–54. https://doi.org/10.1007/s10144-011-0276-3

Gilbert NA, JD Clare, JL Stenglein, B Zuckerberg. 2021. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology* 35(1): 88-100. https://doi.org/10.1111/cobi.13517

Gompper ME, R Kays, JC Ray, SD LaPoint, DA Bogan, JR Cryan. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34(4): 1142–1151. http://dx.doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1142:ACONTT]2.0.CO;2

Holinda D, JM Burgar, AC Burton. 2020. Effects of scent lure on camera trap detections vary across mammalian predator and prey species. *Plos one* 15(5): e0229055. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229055

Ikeda T, K Uchida, Y Matsuura, H Takahashi, T Yoshida, K Kaji, I Koizumi. 2016. Seasonal and diel activity patterns of eight sympatric mammals in northern Japan revealed by an intensive camera-trap survey. *Plos one* 11(10): e0163602. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163602

Jiménez JE. 2010. Southern Pudu Pudu puda (Molina 1782). In Barbanti JM, S González eds. Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Jaboticabal, Brazil,and Gland, Switzerland. Funep and IUCN. p. 140-150.

Johnson CL, H Hilser, M Linkie, R Rahasia, F Rovero, W Pusparini, I Hunowu, A Patandung, N Andayani, J Tasirin, L Nistyantara, AE Bowkett. 2020. Using occupancy-based camera-trap

surveys to assess the Critically Endangered primate Macaca nigra across its range in North Sulawesi, Indonesia. Oryx 54(6): 784-793.

Niedballa J, R Sollmann, C Alexandre, A Wilting. 2016. camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution* 7(12): 1457-1462. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600

Kays R, AW Parsons, MC Baker, EL Kalies, T Forrester, R Costello, CT Rota, JJ Millspaugh, WJ McShea. 2017. Does hunting or hiking affect wildlife communities in protected areas? *Journal of Applied Ecology* 54(1): 242–252. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12700

Kays R, BS Arbogast, M Baker-Whatton, C Beirne, HM Boone, M Bowler, SF Burneo, MV Cove, P Ding, S Espinosa, A Sousa, CP Hansen, PA Jansen, JM Kolowski, TW Knowles, M Moreira, J Millspaugh, WJ McShea, K Pacifici, AW Parsons, BS Pease, F Rovero, F Santos, SG Schuttler, D Sheil, X Si, M Snider, WR Spironello. 2020. An empirical evaluation of camera trap study desing: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution* 11(6): 700-713. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370

Kucera TE, RH Barrett. 2011. Chapter 2 - A history of camera trapping. In Kucera TE, RH Barret eds. Camera traps in animal ecology. California, Estados Unidos. Springer. p. 9-26 http://dx.doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_10

Linkie M, G Guillera-Arroita, J Smith, A Ario, G Bertagnolio, F Cheong, GR Clements, Y Dinata, S Duangchantrasiri, G Fredriksson, MT Gumal, LS Horng, K Kawanishi, FR Khakim, MF Kinnaird, D Kiswayadi, AH Lubis, A.J Lynam, Maryati, M Maung, D Ngoprasert, W Novarino, TG O'Brien, K Parakkasi, H Peters, D Priatna, DM Rayan, N Seuaturien, NM Shwe, R Steinmetz, AM Sugesti, Sunarto, ME Sunquist, M Umponjan, HT Wibisono, CCT Wong, Zulfahmi. 2013. Cryptic mammals caught on camera: Assessing the utility of range wide camera trap data for conserving the endangered Asian tapir. *Biological Conservation* 162: 107–115. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.028

Mazerolle MJ. 2020. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-1, https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/index.html

Mackenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew-Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83(8):2248–2255. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2

Mackenzie DI, JD Nichols, JA Royle, K Pollock, L Bailey, J Hines. 2017. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Boston, Massachusetts. Academic Press. 1131 p.

Mills D, J Fattebert, L Hunter, R Slotow. 2019. Maximising camera trap data: Using attractants to improve detection of elusive species in multi-species surveys. *Plos one* 14(5): e0216447.

https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216447

MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2022. Listado de especies amenazadas. Consultado 10 de junio 2022. Disponible en http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/WebCiudadana_busquedaGrilla.aspx?especies=amenazadas

MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2022. Protocolo de Monitoreo del zorro de Darwin (Lycalopex fulvipes). Concepción, Chile. Consultado 25 de abril 2023. Disponible en https://gefespeciesamenazadas.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/10/5.-PROTOCOLO-MONITOREO-ZORRO-DE-DARWIN-06-OCTUBRE-2022.pdf

Monterroso P, D Castro, TL Silva, P Ferreras, R Godinho, PC Alves. 2013. Factors affecting the (in)accuracy of mammalian mesocarnivore scat identification in South-western Europe. *Journal of Zoology* 289(4): 243-250. https://doi.org/10.1111/jzo.12000

Moreira-Arce D, PM Vergara, S Boutin. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *Plos one* 10(9): e0137854. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137854

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.r-project.org/

Rich LN, CL Davis, ZJ Farris, DAW Miller, JM Tucker, S Hamel, MS Farhadinia, R Steenweg, MS Di Bitetti, K Thapa, MD Kane, S Sunarto, NP Robinson, A Paviolo, P Cruz, Q Martins, N Gholikhani, A Taktehrani, J Whittington, FA Widodo, NG Yoccoz, C Wultsch, BJ Harmsen, MJ Kelly. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecol Biogeogr* 26(8): 918-929. https://doi.org/10.1111/geb.12600

Ripple WJ, C Wolf, TM Newsome, M Hoffmann, AJ Wirsing, DJ McCauley. 2017. Extinction risk is most acute for the world's largest and smallest vertebrates. Proceedings of the National Academy of Sciences 114(40): 10678-10683. https://doi.org/10.1073/pnas.1702078114

Riquelme F. 2020. Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 30 p.

Romero-Mieres M, ME González, A Lara. 2014. Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. Bosque (Valdivia) 35(3): 257-267. https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000300001

Rovero F & AR Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of applied Ecology* 46(5): 1011-1017. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x

Rovero F, F Zimmermann, D Berzi, P Meek. 2013. "Which camera type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. Hystrix,

the Italian Journal of Mammalogy 24(2): 148-156. https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789

Sanderson J, G Harris. 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures.

Journal of Indonesian Natural History 1(1): 11-19.

Silva-Rodríguez EA & KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale

distribution of a threatened forest ungulate. *Biol. Conserv.* 150: 103–110. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008

Silva-Rodríguez EA, M Sepúlveda, C Duarte, E- Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, H Norambuena, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 58 p.

Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.

Silva-Rodríguez EA, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, A Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. 2019. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. In Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Universidad de Los Lagos, Chile. p. 361-382.

Silvy NJ. 2020. The Wildlife Techniques Manual. Baltymore, Estados Unidos. JHU Press. 3476 p.

TNC. 2021a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. 252 p.

TNC. 2021b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. 124 p.

Tourani M, EN Brøste, S Bakken, J Odden, R Bischof. 2020. Sooner, closer, or longer: detectability of mesocarnivores at camera traps. *Journal of Zoology* 312(4): 259-270. https://doi.org/10.1111/jzo.12828

Vásquez-Ibarra V, EI Cortés, EA Silva-Rodríguez. 2021. Tutorial para la clasificación de imágenes obtenidas a través de monitoreos mediante cámaras trampa.

Young HS, JD McCauley, M Galetti, R Dirzo. 2016. Patterns, causes and consequences of contemporary defaunation. *Ann Rev Ecol Evol Syst* 47(1): 333–358. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054

ANEXOS

Anexo 1. Ficha registro de instalación y retiro de cámaras trampa

FICHA DE REGISTRO INSTALACIÓN TRAMPAS CÁMARAS											
Código Grilla	Cód. Cámara	Fecha		Hora		Modelo cámara					
		/ /		:							
Ubicación equipo (UTM WGS84)		X		Y		Altitud					
Programación e instalación	Número de disparos			Distancia det. sensor		Nivel batería		Altura cámara			
	Tiempo entre fotos			Sensibilidad							
	Dirección cámara			NV shutter		Infrarrojo					
Descripción del sitio	Ecosistema			Distancia camino/sendero		Densidad vegetación					
	Bosque Siempreverde			En camino		Muy Alta					
	Alerce			Menor 50m		Alta					
	Eucalipto			Mayor 50m		Media					
	Otro:			Sendero frente a cámara		Baja					
				SI ____	NO ____	Muy Baja					
Observaciones:				Iniciales de quienes instalan		Chucao ___	Hued ___				
						Rayadito___	Zorzal ____				
						Picaflor ___	Fío fío ____				
						Colilarga___	Comesebo_				
Instalación de atractor	Fecha	Tipo de atractor		Código de cámara	Número de disparos	Nivel batería			Iniciales de quienes instalan atractor		
		Pollo									
		Comercial									
REGISTRO RETIRO CÁMARAS											
Estado del Equipo		Fecha		Hora		Número de disparos	Nivel batería				
Sin novedad											
Sin batería											
Tarjeta llena		/ /		:							
Filtra agua		Iniciales de quienes retiran:									
Pilas dañadas		Estado pollo:		No está ___	Sin olor ___	Olor débil___	Con olor ___				
Pérdida		Observaciones:				Chucao ___	Hued ___				
Apagado						Rayadito___	Zorzal ___				
No funciona						Picaflor ___	Fío fío ___				
Daño externo						Colilarga ___	Comesebo_				
Movida											

Anexo 2. Modelos adicionales evaluados.

Anexo 2a. Se presentan estimadores y error estándar (SE) del segundo mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2021. Modelo que no incorpora covariables de detección y ocupación.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,479	0,426	0,26
p	Intercepto	-2,02	0,21	<0,001

Anexo 2b. Se presentan estimadores y error estándar (SE) del segundo mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2022. Modelo que no incorpora covariables de detección y ocupación.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,114	0,379	0,764
p	Intercepto	-1,970	0,213	<0,001

Anexo 2c. Se presentan estimadores y error estándar (SE) del segundo mejor modelo seleccionado para güiña del periodo de monitoreo 2022. Modelo que incorpora la covariable de detección (*~pollo*).

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,452	0,377	0,23
p	Intercepto	-2,07	0,244	<0,001
	Pollo	0,425	0,288	0,14

Anexo 3. Tablas adicionales.

Anexo 3a. Porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para güiña, pudú y zorro chilote dentro de 60 días para los años 2015 – 2019. Tabla modificada de Riquelme (2020).

Especie	Año	Ψ(Naïve)	ψ	IC (Ψ)	*P*	IC (*p*)
Güiña	2015	0,55	0,7	0,48 - 0,86	0,16	0,11 - 0,21
	2016	0,51	0,65	0,45 - 0-80	0,17	0,12 - 0,23
	2017	0,59	*	*	*	*
	2018	0,51	0,71	0,45 - 0,88	0,14	0,10 - 0,21
	2019	0,5	0,69	0,43 - 0,86	0,15	0,11 - 0,22
Pudú	2015	0,45	0,52	0,37 - 0,67	0,21	0,16 - 0,28
	2016	0,46	0,6	0,40 - 0,77	0,17	0,12 - 0,23
	2017	0,52	0,67	0,46 - 0,82	0,15	0,11 - 0,20
	2018	0,45	0,62	0,40 - 0,80	0,16	0,11 - 0,23
	2019	0,3	0,53	0,24 - 0,80	0,1	0,05 - 0,19
Zorro chilote	2015	0,11	0,12	0,05 - 0,24	0,28	0,18 - 0,41
	2016	0,05	-	-	-	-
	2017	0,1	0,12	0,05 - 0,26	0,18	0,09 - 0,32
	2018	0,07	-	-	-	-
	2019	0,08	-	-	-	-

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, ψ porcentaje de ocupación corregido, IC (Ψ) intervalo de confianza al 95 % de porcentaje de ocupación, *P* probabilidad de detección y IC(*p*) intervalo de confianza de probabilidad de detección. (*) Modelo no convergió. (-) Probabilidades de detección < 0,1.

Anexo 3b. Resumen de porcentaje de ocupación no corregida Ψ (Naïve) para perro doméstico y ganado 2015 – 2019 dentro de 60 días. Tabla modificada de Riquelme (2020).

Especie	Año	Ψ (Naïve)
Perro doméstico	2015	0,13
	2016	0,12
	2017	0,15
	2018	0,13
	2019	0,04
Ganado	2015	0,13
	2016	0,07
	2017	0,07
	2018	0,09
	2019	0,04

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, Ψ porcentaje de ocupación corregida.

Folio016992

BOSQUE 44(2): 437-443, 2023 DOI: 10.4067/S0717-92002023000200437

Presencia de la comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) en la Cordillera de la Costa Valdiviana, Chile

Presence of the Chilean Shrew Opossum (*Rhyncholestes raphanurus*) in the Valdivian Coastal Range, Chile

Viviana A Vásquez-Ibarra [a,b]*, Esteban I Cortés [a,b,c], Laura Stillfried [a], Erwin Ovando [d], Danilo González [d], Patricio Contreras [e], Eduardo A Silva-Rodríguez [a,b]*

[a] Universidad Austral de Chile, Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Laboratorio de Fauna Silvestre, Valdivia, Chile.

* Autores de correspondencia: [b] Universidad Austral de Chile, Programa Austral Patagonia. viviana.vasquez@uach.cl, eduardo.silva@uach.cl (https://orcid.org/0000-0001-9416-8653)

[c] Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Programa de Magíster en Ciencias mención Bosques y Medio Ambiente, Escuela de Graduados, Valdivia, Chile.

[d] The Nature Conservancy, Reserva Costera Valdiviana, Corral, Chile.

[e] Corporación Nacional Forestal, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, Provincia de Valdivia, Valdivia, Chile.

SUMMARY

In this work, we report new records of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*), one of the least known mammals of the South American temperate rainforests. Using camera traps, we detected Chilean shrew opossums on 31 different occasions distributed over 17 sites, located in two protected areas of the Los Ríos region, southern Chile. The records, obtained in evergreen and alerce forests, as well as in eucalyptus plantations, show markedly nocturnal activity. These findings represent a significant increase in the number of locations where the presence of this species has been confirmed.

Keywords: Rhyncholestes raphanurus, south-american temperate forests, camera traps, Paucituberculata.

RESUMEN

En este trabajo, presentamos nuevos registros de la comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*), uno de los mamíferos más desconocidos de los bosques templados sudamericanos. Por medio de trampas cámaras, detectamos comadrejitas trompudas en 31 ocasiones distribuidas en 17 sitios, ubicados en dos áreas protegidas de la Región de Los Ríos, sur de Chile. Los registros, obtenidos en bosque siempreverde, alerce y plantaciones de eucaliptos, muestran una actividad marcadamente nocturna. Estos hallazgos representan un incremento significativo en el número de localidades con presencia confirmada de esta especie.

Palabras clave: Rhyncholestes raphanurus, bosques templados sudamericanos, cámaras trampa, Paucituberculata.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de nuevos métodos y tecnologías para el muestreo de fauna silvestre ha permitido aumentar de forma significativa el conocimiento de especies consideradas crípticas. Por ejemplo, en el caso del marsupial monito del monte (*Dromiciops gliroides* Thomas), el uso de nuevas técnicas de captura permitió evidenciar que la aparente rareza de la especie correspondía en realidad a métodos de trampeo poco eficaces (Fontúrbel y Jiménez 2009). Otro caso similar es el del zorro chilote (*Lycalopex fulvipes* Martin), especie cuya presencia en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos y Los Lagos (continental), Chile, fue confirmada hace solo una década a través del uso de cámaras trampas (Farías *et al*. 2014, Silva-Rodríguez *et al*. 2018). Sin embargo, y a pesar de los notables avances en el conocimiento de la ecología e historia natural de la fauna silvestre registrados en las últimas décadas, importantes vacíos de conocimiento persisten, lo que se acentúa en el caso de animales de menor tamaño corporal (dos Santos *et al*. 2020).

Uno de los mamíferos menos conocidos de los bosques templados sudamericanos es la comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus* Osgood 1924), un marsupial que es el único representante del género *Rhyncholestes* (orden Paucituberculata, familia Caenolestidae), y especie endémica de los bosques templados lluviosos de Sudamérica (Martin 2011). La comadrejita trompuda alcanza

Folio016993

en promedio una longitud total de 19 cm (González *et al*. 2020), y se caracteriza por ser de hábitos nocturnos y dieta omnívora (Meserve *et al*. 1982, 1988). Su distribución conocida es extremadamente restringida. Martin (2011) reportó que existían registros para esta especie en solo 21 localidades, distribuidas casi exclusivamente en la Región de Los Lagos, sur de Chile, con una única excepción ubicada en Puerto Blest, Argentina (figura 1). La mayor parte de dichas localidades se concentran en la zona andina y, en menor medida, en la isla de Chiloé, en tanto que en la Cordillera de la Costa continental se reporta solo un sitio (Kelt y Martínez 1989, Martin 2011). A este, se le suma la captura de un ejemplar, no incluido por Martin (2011), en la Cordillera Pelada, Región de Los Ríos, Chile (Muñoz-Pedreros *et al*. 2005). En este contexto, el objetivo de este trabajo es presentar un conjunto de nuevos registros de la comadrejita trompuda, obtenido a través de trampas cámaras en la Región de Los Ríos.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se desarrolló en la Región de Los Ríos de Chile, en el área delimitada por la ruta 5 por el este, océano Pacífico por el oeste, y los límites regionales por el norte y sur, respectivamente. El área de estudio se encuentra dominada por bosque nativo, plantaciones forestales y, en menor medida, áreas agrícolas (Zamorano-Elgueta *et al*. 2015). Dentro de esta área, el esfuerzo de muestreo se concentró especialmente en dos áreas protegidas, la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, ambas ubicadas en las comunas de Corral y La Unión, respectivamente (figura 1).

Protocolos de muestreo con cámaras trampas. Los registros fueron obtenidos entre 2016 y 2022 y provienen de diversos proyectos. Los primeros dos corresponden a monitoreos anuales que se realizan durante los meses de verano en la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. Estos monitoreos consideran 60 puntos de muestreo en la Reserva Costera Valdiviana y 35 en el Parque Nacional Alerce Costero (ver detalles en Silva-Rodríguez *et al*. 2018, Vásquez-Ibarra 2019, Riquelme 2020, Stillfried 2023, el número de sitios varía anualmente según el funcionamiento de los equipos). Se incluyen registros obtenidos entre 2015 y 2022 para la Reserva Costera Valdiviana y entre 2016 y 2018 para el Parque Nacional Alerce Costero. Adicionalmente, se informan hallazgos obtenidos como parte de un estudio orientado a entender el uso del espacio de otros mamíferos nativos (carnívoros y ungulados). Los datos se obtuvieron con cámaras que operaron entre 2019 y 2021 en 253 sitios distribuidos en 57 paisajes emplazados mayoritariamente en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos (ver detalles en Cortés 2022). Por último, se incluyen detecciones anecdóticas obtenidas como resultados colaterales de otras instalaciones de trampas cámaras en la Reserva Costera Valdiviana. En todos los proyectos se usó como cebo trozos de pollo ubicados al interior de un tubo de PVC, si bien en el caso de la Reserva Costera Valdiviana los años 2021 y 2022, consideraron un período mínimo de 30 días sin cebo y 30 días con cebo (Stillfried 2023). Adicionalmente, en los monitoreos anuales de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero se usaron atractores comerciales destinados a carnívoros (ver Riquelme 2020), exceptuando las temporadas 2020 a 2022 donde solo se usó trozos de pollo.

El diseño de muestreo consideró una instalación de las cámaras por un período mínimo de 30 días, pero frecuentemente permanecieron operativas por más tiempo. Dada la importancia de los registros de comadrejita trompuda, la baja frecuencia de detección y la alta probabilidad de falsos negativos (micromamíferos que no fueron identificados a nivel de especie), en este estudio documentamos los registros obtenidos independientemente de si estos fueron obtenidos con posterioridad al término del período de muestreo considerado en el diseño original.

Procesamiento de información y análisis de datos. Considerando que los muestreos no fueron diseñados para la comadrejita trompuda, y que es probable que existan en estos conjuntos de datos registros adicionales de la especie (potenciales no detecciones), no se entregan indicadores tradicionales tales como la proporción de cámaras con presencia confirmada de la especie o las fotos por unidad de esfuerzo, ya que podrían llevar a interpretaciones erróneas en términos de ocupación y/o abundancia. Para cada registro obtenido, se muestra su ubicación espacial (en UTM WGS84), altitud, fecha, hora, vegetación dominante en el sitio donde estos individuos fueron detectados, área protegida, temperatura ambiental (de acuerdo con la información provista por la cámara trampa), y la detección de carnívoros durante el período en que la cámara estuvo instalada.

Para proveer una primera aproximación a los patrones de actividad diaria de la comadrejita trompuda, se ajustaron patrones de actividad usando funciones de densidad de kernel (Ridout y Linkie 2009). Considerando que la especie fue detectada en diversas estaciones del año que difieren en longitud del día, los datos fueron previamente convertidos a hora solar (Nouvellet *et al*. 2013) ajustando por zona horaria vigente al momento de instalar el equipo (UTC-3 para horario de verano y UTC-4 para horario de invierno). Los patrones de actividad se ajustaron con el paquete overlap (Meredith y Ridout 2021) en R 4.1.1 (R Core Team 2021).

RESULTADOS

Entre 2016 y 2022 detectamos comadrejitas trompudas en un total de 17 sitios (cuadro 1, figura 1), ubicados en la comuna de La Unión, incluyendo un registro en el límite con la comuna de Corral. La totalidad de los sitios con pre-

Folio016994

sencia confirmada de comadrejita trompuda se encuentran en áreas protegidas (15 en la Reserva Costera Valdiviana y 2 en el Parque Nacional Alerce Costero). A pesar de seguir los mismos protocolos, no se detectaron comadrejitas trompudas en 102 cámaras ubicadas en las comunas de Valdivia, Paillaco y Mariquina. Entre los sitios muestreados donde no se detectó la especie, cabe mencionar áreas protegidas como el Parque Oncol y el Santuario de la Naturaleza Llancahue.

Considerando los 17 sitios, se obtuvo un total de 31 detecciones confirmadas. Los registros fueron siempre de un individuo (figura 2) y en sitios que fluctúan entre los 20 y 954 m s.n.m. Se detectaron comadrejitas trompudas durante las cuatro estaciones del año y a temperaturas ambiente que fluctuaron entre -1 °C y 15 °C. La comadrejita trompuda fue registrada en bosque siempreverde, bosques de alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnst.) y, ocasionalmente, en plantaciones de eucaliptos (principalmente *Eucalyptus globulus* Labill) (cuadro 1). Todos los registros se obtuvieron en el suelo del bosque a escasos metros de caminos de tierra con tránsito vehicular muy bajo o casi nulo. Se detectó co-ocurrencia con potenciales depredadores, incluyendo a la güiña (*Leopardus guigna* Mol.), quique (*Galictis cuja* Mol.), y visón (*Neogale vison* Schreber), además de otros carnívoros como puma (*Puma concolor* L.) y chingue (*Conepatus chinga* Mol.). Los patrones de actividad diaria de la comadrejita trompuda fueron marcadamente nocturnos, sin que se obtuvieran fotografías diurnas de la especie (figura 3).

DISCUSIÓN

Los hallazgos presentados en este trabajo se ubican en su totalidad en un área donde modelos de nicho sugerían que la presencia de comadrejita trompuda era altamente probable (Martin 2011). En contraste, y a pesar de que se realizaron esfuerzos de muestreo elevados (102 cámaras), no se obtuvieron imágenes al norte del río Valdivia (figura 1), zona que también se encuentra dentro de su distribución potencial (Martin 2011). Sin perjuicio de lo anterior, es

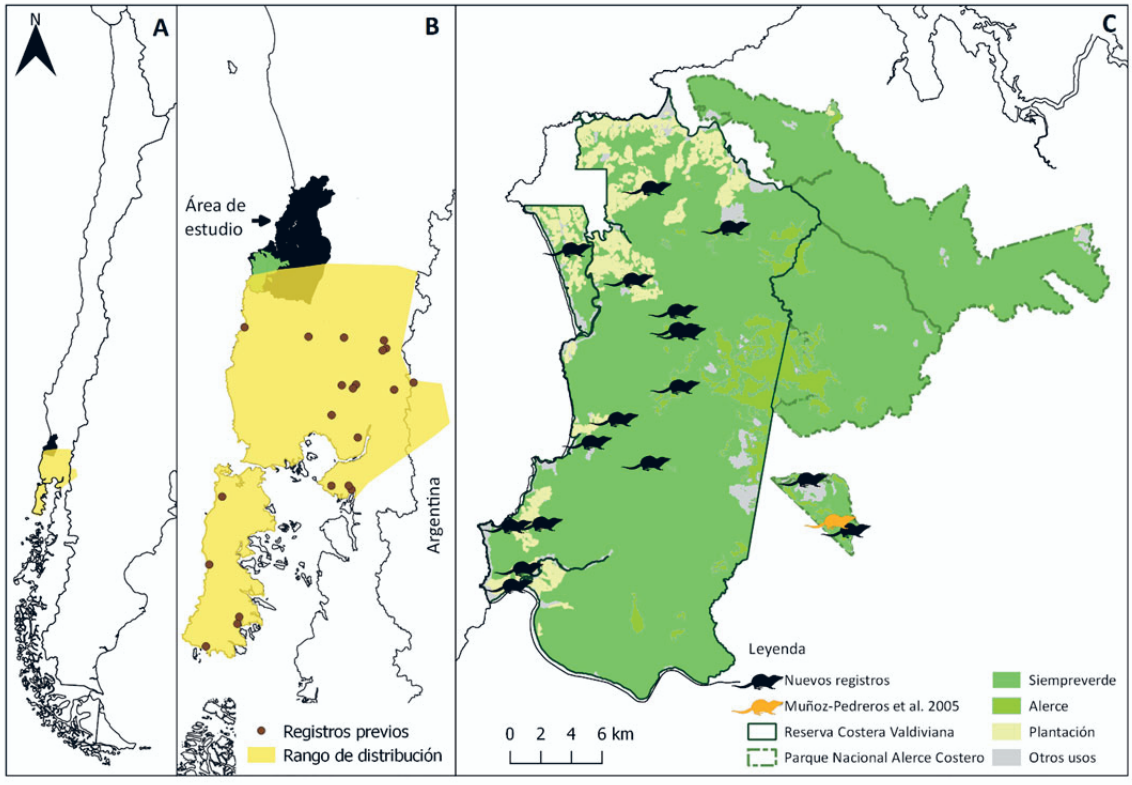


Figura 1. (A) Recuadro que presenta la ubicación general del área de estudio y de la distribución geográfica de comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) en Chile. (B) Distribución geográfica (fuente: Martin 2017), registros históricos de comadrejita trompuda (fuente: Martin 2011) y ubicación del área de estudio. (C) Nuevos hallazgos de comadrejita trompuda en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos. Se presentan los límites de las áreas protegidas, el registro previo de Muñoz-Pedreros *et al*. (2005) y los principales usos de suelo (fuente: CONAF y UACh 2014).

(A) Inset showing the general location of the study site and the geographic distribution of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*) in Chile. (B) Geographic distribution (source: Martin 2017), historical records of the Chilean shrew opossum (source: Martin 2011) and location of the study area. (C) New records of the Chilean shrew opossum in the Coastal Range of the Los Ríos region. The limits of the protected areas, the previous record of Muñoz-Pedreros *et al*. (2005), and the main land uses are presented (source: CONAF and UACh 2014).

Folio016995

Cuadro 1. Registros de comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) obtenidos en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos, Chile, entre 2016 y 2022 (en UTM WGS84, Zona 18S). Los horarios de los registros han sido estandarizados en la zona horaria UTC-3 (Horario de Verano de Chile). ASP = Área Silvestre Protegida; RCV = Reserva Costera Valdiviana; PNAC = Parque Nacional Alerce Costero.

Chilean shrew (*Rhyncholestes raphanurus*) records obtained in the Coastal Range of the Los Ríos region, Chile, between 2016 and 2022. The times recorded have been standardized in the UTC-3 time zone (Chilean Summer Time). ASP = Protected Area; RCV = Valdivian Coastal Reserve; PNAC = Alerce Costero National Park.

Coordenadas UTM	Altitud (m s.n.m.)	Fecha	Hora	ASP	Temperatura (°C)	Hábitat	Depredadores detectados
619674, 5571507	300	03-05-2022	20:16	RCV	11	Eucaliptos	Puma
624822, 5568910	526	27-09-2019	21:59	RCV	9	Alerce	Güiña
614490, 5567482	96	06-05-2016	03:05	RCV	8	Siempreverde	Guiña, quique
618472, 5565500	201	06-08-2019	01:56*	RCV	3	Siempreverde	Güiña, chingue, quique
621392, 5563469	527	26-05-2020	22:26*	RCV	5	Alerce	-
621392, 5563469	527	20-07-2020	20:09*	RCV	2	Alerce	-
621392, 5563469	527	14-08-2020	04:55*	RCV	-1	Alerce	-
621467, 5562271	576	19-12-2019	01:04	RCV	8	Siempreverde	Güiña
621467, 5562271	576	31-12-2019	02:52	RCV	12	Siempreverde	Güiña
621924, 5562051	590	17-01-2020	02:57	RCV	3	Alerce	-
621514, 5558525	581	15-06-2020	05:07*	RCV	1	Alerce	Puma
617503, 5556401	332	02-04-2022	06:26	RCV	11	Eucaliptos	Güiña
615774, 5554898	20	21-11-2019	01:07	RCV	5	Siempreverde	Güiña
615774, 5554898	20	23-11-2019	00:27	RCV	10	Siempreverde	Güiña
615774, 5554898	20	15-12-2019	00:55	RCV	6	Siempreverde	Güiña
619611, 5553540	445	30-05-2020	05:01*	RCV	3	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	31-05-2020	02:52*	RCV	5	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	03-06-2020	05:04*	RCV	6	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	04-06-2020	04:29*	RCV	3	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	28-01-2022	22:34	RCV	13	Siempreverde	Visón, güiña
629879, 5552451	954	23-10-2019	23:44	PNAC	7	Alerce	Güiña
612554, 5549570	299	23-11-2019	01:06	RCV	12	Siempreverde	-
610545, 5549413	72	02-02-2019	00:47	RCV	15	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	11-02-2019	02:42	RCV	10	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	13-02-2019	01:35	RCV	15	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	24-01-2020	01:54	RCV	13	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	27-01-2020	02:48	RCV	13	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
632676, 5549136	889	08-04-2016	22:38	PNAC	0	Siempreverde	-
632676, 5549136	889	09-04-2016	01:57	PNAC	0	Siempreverde	-
611294, 5546644	299	14-11-2019	21:51	RCV	10	Siempreverde	Chingue, quique, güiña
610616, 5545512	109	17-01-2021	02:34	RCV	11	Eucaliptos	-

* Las horas fueron convertidas desde horario de invierno (UTC-4) a horario de verano (UTC-3).
** Franja nativa angosta rodeada por plantación de eucaliptos.

Folio016996

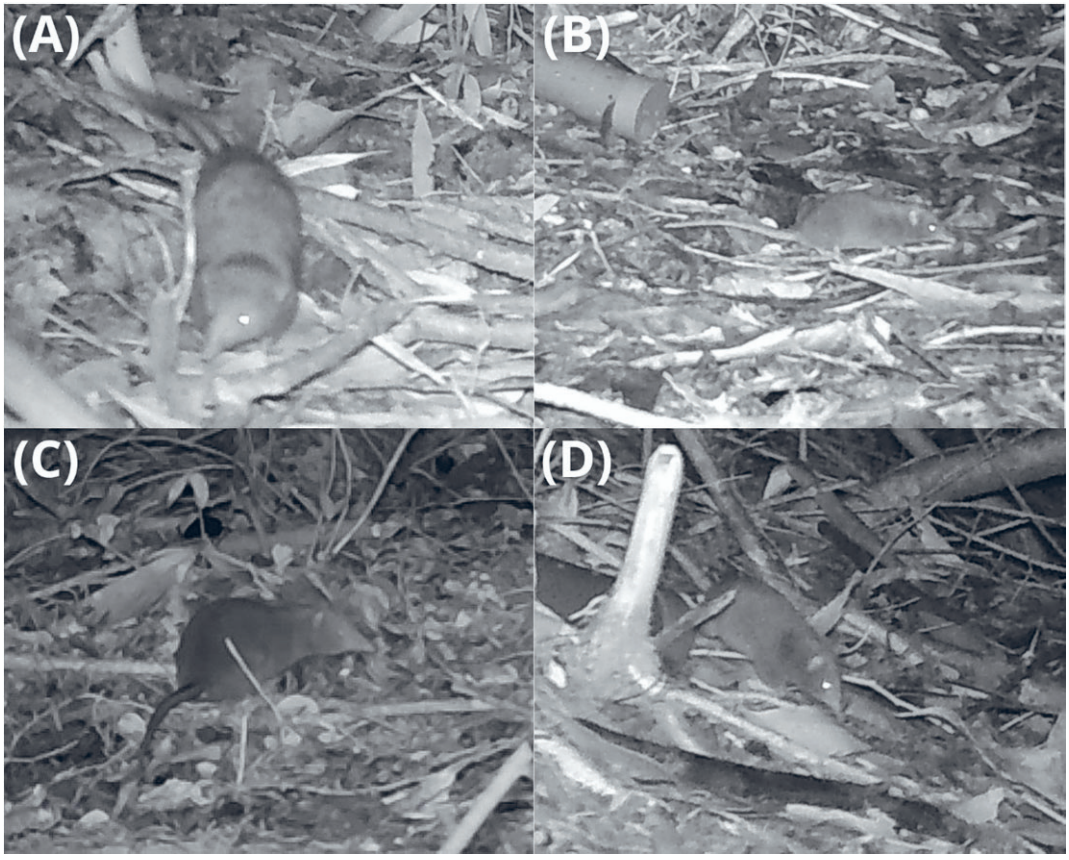


Figura 2. Fotografías de comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) obtenidos por medio de cámaras trampa en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos, Chile. El brillo y contraste de algunas imágenes ha sido modificado para facilitar su visualización.

Photographs of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*) obtained using camera traps in the Coastal Range of the Los Ríos region, Chile. The brightness and contrast of some images have been modified to facilitate visualization.

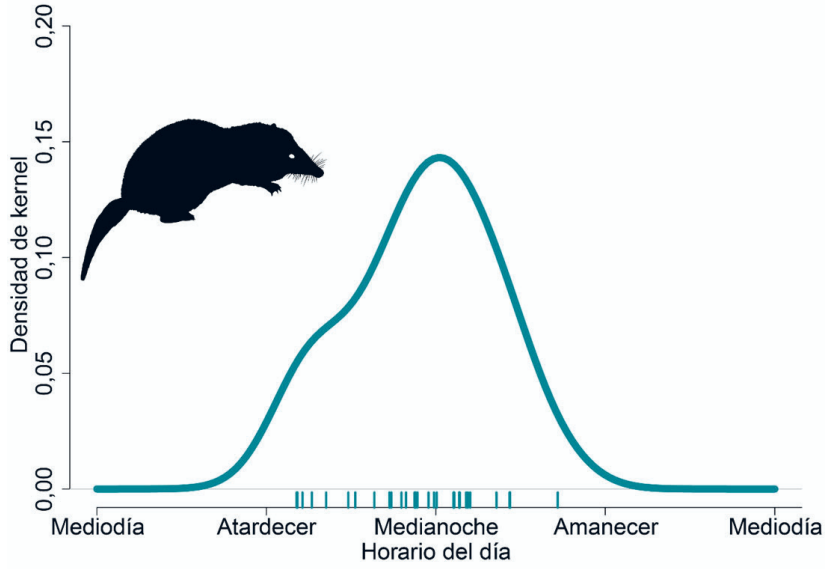


Figura 3. Patrones de actividad de la comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*), ajustados en función de la hora de salida y puesta del sol (n= 31).

Activity patterns of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*), adjusted for sunrise and sunset times (n= 31).

Folio016997

prematuro descartar que la comadrejita trompuda ocupe dichos sectores (no detección no implica ausencia, MacKenzie *et al*. 2002). Por ejemplo, los primeros registros con cámaras trampa en el área de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero se obtuvieron el año 2016, a pesar de que se habían realizado numerosos estudios en la zona desde el año 2007 (*e.g.* Silva-Rodríguez *et al*. 2010, Silva-Rodríguez y Sieving 2012). Lo anterior confirma que, incluso cuando la especie se encuentra presente, la probabilidad de detectarla es baja.

La detección de comadrejitas trompudas usando trampas cámaras es prometedora para finalmente poder clarificar la distribución de esta especie, así como también para poder indagar en su historia natural, ecología y conservación. Si bien los hallazgos presentados son anecdóticos e insuficientes como para analizar patrones de uso de hábitat, esto se debe a que los estudios que generaron estos datos no fueron diseñados para micromamíferos, sino que para carnívoros y ungulados. Aun así, fue posible agregar 17 sitios en 7 años, en circunstancias que Martin (2011), compiló un total de solo 21 localidades para el período 1924-2011. Es probable que con diseños de muestreos pertinentes para la especie –ubicación de cámaras dirigida a micromamíferos, en sectores húmedos, con porciones de suelo descubierto y alta cobertura de sotobosque (Martin 2011)– sea posible incrementar de forma significativa el número de registros y el conocimiento de la comadrejita trompuda de forma similar a lo que ha ocurrido con otras especies como el monito del monte (Fontúrbel y Jiménez 2009, Oda *et al*. 2019, Godoy-Guinao *et al*. 2023).

CONCLUSIONES

A partir de los hallazgos aquí mostrados, se confirma la presencia de la comadrejita trompuda en la cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos. Estos registros se encuentran al norte de los sitios previamente reportados en la literatura, en sectores donde modelos de nicho sugerían que la especie podría encontrarse presente. Nuestros datos confirman también la utilidad de las cámaras trampas como un método promisorio para la detección y estudio de este desconocido marsupial.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Viviana A Vásquez-Ibarra: hallazgo del primer registro confirmado, investigación, análisis formal, procesamiento y control de calidad de datos, visualización, escritura (borrador original, revisión y edición). Esteban I Cortés: investigación, análisis formal, procesamiento y control de calidad de datos, visualización, escritura (revisión y edición). Laura Stillfried: investigación, procesamiento y control de calidad de datos, escritura (revisión y edición). Erwin Ovando: conceptualización, investigación, escritura (revisión y edición). Danilo González: conceptualización, investigación, escritura (revisión y edición). Patricio Contreras: conceptualización, investigación, escritura (revisión y edición). Eduardo A Silva-Rodríguez: conceptualización, obtención de financiamiento, metodología, investigación, análisis formal, procesamiento y control de calidad de datos, escritura (revisión y edición).

FINANCIAMIENTO

Este estudio fue financiado parcialmente por ANID/CONICYT a través de los proyectos FONDECYT #11171006 y #1221528. EC agradece por el financiamiento a ANID BECAS/MAGÍSTER NACIONAL 22212015 y a la Escuela de Graduados de la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo realizado en la Reserva Costera Valdiviana es parte del Convenio de Cooperación para la Conservación entre The Nature Conservancy y la Universidad Austral de Chile. Se agradece a The Nature Conservancy y a CONAF por permitir el uso de los registros obtenidos en los monitoreos con cámaras trampas de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero, respectivamente, y a los equipos de guardaparques de ambas áreas protegidas, por la ejecución de dichos monitoreos. B Zambrano, F Riquelme, I Gallardo, F García, y J Godoy, apoyaron los procesos de toma de datos y/o clasificación de imágenes. Agradecemos a la Universidad Austral de Chile, Forestal Arauco y a Don Isaac Nahuelpan y Jürgen Wichelhaus por permitir el ingreso a sus predios. La silueta utilizada fue elaborada por Carla Ulloa. Por último, agradecemos a Guillermo D'Elia y a Fredy Mondaca, por corroborar la identificación de las primeras comadrejitas trompudas detectadas, y a dos revisores anónimos que contribuyeron a mejorar este manuscrito.

REFERENCIAS

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL), UACh (Universidad Austral de Chile, CL). 2014. Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la Región de Los Ríos. Valdivia, Chile. Laboratorio de Geomática – Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile.

Cortés E. 2022. Especies diferentes, patrones diferentes: efectos de perros domésticos sobre el uso del espacio de mamíferos silvestres a múltiples escalas espaciales. Tesis Magíster en Ciencias mención Bosques y Medio Ambiente. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 50 p.

dos Santos JW, RA Correia, ACM Malhado, JV Campos-Silva, D Teles, P Jepson, RJ Ladle, 2020. Drivers of taxonomic bias in conservation research: a global analysis of terrestrial mammals. *Animal Conservation* 23(6): 679–688. DOI: https://doi.org/10.1111/acv.12586

Folio016998

Farías AA, MA Sepúlveda, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, D González, NI Jordán, E Ovando, P Stowhas, GL Svensson. 2014. A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural* 87: 3. DOI: https://doi.org/10.1186/0717-6317-87-3

Fontúrbel FE, JE Jiménez. 2009. Underestimation of abundances of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) due to a sampling artifact. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1357–1362. DOI: https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-027R1.1

Godoy-Guinao J, EA Silva-Rodríguez, B Zambrano, IA Díaz. 2023. Habitat use in three-dimensional environments: A camera-trap assessment of vertical profile use by wildlife in the temperate forests of Chile. *Forest Ecology and Management* 529: 120668. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120668

González B, F Brook, GM Martin. 2020. Variability and variation in *Rhyncholestes raphanurus* Osgood (Paucituberculata, Caenolestidae). *Revista Chilena de Historia Natural* 93: 1. DOI: https://doi.org/10.1186/s40693-020-00089-6

Kelt DA, DR Martínez. 1989. Notes on distribution and ecology of two marsupials endemic to the Valdivian forests of southern South America. *Journal of Mammalogy* 70(1): 220-224. DOI: https://doi.org/10.2307/1381695

MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, AJ Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248–2255. DOI: https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2

Martin GM. 2011. Geographic distribution of *Rhyncholestes raphanurus* Osgood, 1924 (Paucituberculata: Caenolestidae), an endemic marsupial of the Valdivian Temperate Rainforest. *Australian Journal of Zoology* 59(2): 118–126. DOI: https://doi.org/10.1071/ZO11038

Martin GM. 2017. *Rhyncholestes raphanurus* (amended version of 2015 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T19710A116333652. DOI: https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T19710A116333652.en

Meredith M, MS Ridout. 2021. Overview of the overlap package. Central R Archive Network. Consultado 23 dic. 2022. Disponible en https://cran.r-project.org/web/packages/overlap/vignettes/overlap.pdf

Meserve PL, BK Lang, BD Patterson. 1988. Trophic Relationships of Small Mammals in a Chilean Temperate Rainforest. *Journal of Mammalogy* 69(4): 721–730. DOI: https://doi.org/10.2307/1381627

Meserve PL, R Murúa, O Lopetegui, JR Rau. 1982. Observations on the Small Mammal Fauna of a Primary Temperate Rain Forest in Southern Chile. *Journal of Mammalogy* 63(2): 315–317. DOI: https://doi.org/10.2307/1380646

Muñoz-Pedreros A, C Gil, P Rutherford, E Hauenstein, M Barrientos, P Contreras, R Sanhueza, P Sánchez, B Guíñez, M Navarrete. 2005. Caracterización y Zonificación de la Cordillera Pelada. Proyecto (PIMS 1859) Bosque Templado Valdiviano Licitación Nº 77/2004. Valdivia, Chile. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales.

Nouvellet P, GSA Rasmussen, DW Macdonald, F Courchamp. 2012. Noisy clocks and silent sunrises: measurement methods of daily activity pattern. *Journal of Zoology* 286(3): 179-184. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00864.x

Oda E, G Rodríguez-Gómez, F Fontúrbel, M Soto-Gamboa, R Nespolo. 2019. Southernmost records of *Dromiciops gliroides*: extending its distribution beyond the Valdivian rainforest. *Gayana* 83(2): 145–149. DOI: http://doi.org/10.4067/S0717-65382019000200145

R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ridout MS, M Linkie. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 14(3): 322–337. DOI: https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038

Riquelme F. 2020. Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana. Trabajo de Titulación Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 30 p.

Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103–110. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008

Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45–53. DOI: https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.003

Silva-Rodríguez EA, C Verdugo, AO Alejandro Aleuy, JG Sanderson, GR Ortega-Solís, F Osorio-Zúñiga, D González-Acuña. 2010. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44(1): 97–103. DOI: https://doi.org/doi:10.1017/S0030605309990445

Stillfried LM. 2023. Efecto del uso de atractores olfativos sobre la probabilidad de detectar mamíferos silvestres del bosque valdiviano en cámaras trampas. Tesina Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 27 p.

Vásquez-Ibarra V. 2019. Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos. Trabajo de Titulación Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 29 p.

Zamorano-Elgueta C, JMR Benayas, L Cayuela, S Hantson, D Armenteras. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management 345:* 10-20. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.025

Recibido: 02.02.23
Aceptado: 24.05.23

Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Monitoreo de anfibios en la Reserva Costera Valdiviana, Región de Los Ríos

Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez
Copatrocinante: Sr. Andrés Valenzuela Sánchez

Trabajo de Tesina presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

FERNANDA JAVIERA ZENTENO MONTUSCHI

VALDIVIA
2023

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	ESTADO DEL ARTE	2
2.1	Estado de conservación de los anfibios en el mundo	2
2.2	Monitoreo de anfibios	3
2.3	Anfibios en la Reserva Costera Valdiviana	5
3	MÉTODOS	6
3.1	Área de estudio	6
3.2	Diseño de monitoreo	8
3.3	Procesamiento de datos	9
3.4	Covariables de ocupación y detección	10
3.5	Análisis estadísticos	11
4	RESULTADOS	12
4.1	Riqueza de anfibios y probabilidad de ocupación en ambientes muestreados	12
4.2	Atributos del hábitat y probabilidad de ocupación	13
4.2.1	*Alsodes valdiviensis*	13
4.2.2	*Eupsophus roseus*	14
4.2.3	*Eupsophus vertebralis*	15
55	DISCUSIÓN	17
5.1	Detectabilidad y relación entre atributos del hábitat y ocupación	17
5.2	Importancia del monitoreo efectuado el año 2022	19
5.2.1	Importancia para la Reserva Costera Valdiviana	19
5.2.2	Importancia para el conocimiento de anfibios	20
6	CONCLUSIONES	21
7	REFERENCIAS	22
Anexos	1 Ficha de monitoreo de anfibios	30
	2 Kit de captura anfibios	31
	3 Otros modelos evaluados para *Alsodes valdiviensis*	31
	4 Otros modelos evaluados para *Eupsophus roseus*	32
	5 Otros modelos evaluados para *Eupsophus vertebralis*	32

Calificación del Comité de Titulación

		Nota
Patrocinante:	Sr. Eduardo Silva Rodríguez	7,0
Copatrocinante:	Sr. Andrés Valenzuela Sánchez	7,0
Informante:	Sr. Leonardo Bacigalupe	6,8
Informante:	Sr. Diego Valencia Delgado	7,0

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.

Sr. Eduardo Silva Rodríguez

Agradecimientos

Esta tesina es resultado del Convenio de Cooperación para la Conservación entre The Nature Conservancy y la Universidad Austral de Chile. Agradezco a The Nature Conservancy por permitir el acceso a los datos de anfibios y a la Reserva Costera Valdiviana. Especialmente agradezco a los guardaparques Erwin Ovando y Teninson Antillanca, por mostrarme los mágicos rincones de la reserva, y transmitirme su cocimiento y amor por su labor.

Agradezco enormemente a mi profesor patrocinante Eduardo Silva, por dedicarme el tiempo que fuera necesario en este proceso, por las conversaciones de la vida cotidiana y por el inmenso apoyo y ayuda en lo académico. A mi profesor copatrocinante Andrés Valenzuela, gracias por la disposición para ayudarme en todo lo que necesité, y especialmente por compartirme su sabiduría sobre el maravilloso mundo de los anfibios. Gracias José y Esteban, por su paciencia, por nunca negarme una ayuda, por más mínima que fuera, gracias por enseñarme tanto. Agradezco a todo el grupo humano que compone el laboratorio de fauna silvestre, gracias por las risas, los mates y distracciones, pero, sobre todo por el genuino y mutuo apoyo que nos entregamos en nuestros diferentes procesos académicos.

Agradezco a mi familia, por su apoyo incondicional. A mi madre y padre, Lorena y Juan, por entregarme las herramientas necesarias para optar por un camino profesional, por creer en mí, incentivarme a perseguir mis sueños y dejarme volar. A mis abuelas y hermanos, gracias por su preocupación y su cariño. Especialmente a Elena por su inmenso apoyo e incentivo a luchar por lo que quiero. Agradezco la familia que elegí, mis amigas, sin duda cada una me ayudó a llegar hasta acá de una u otra manera, Nadja, Florencia, Francisca, Valeria, Martina, Pía, Camila y María Jesús. Además, a cada ser que me acompañó en algún – o en todo – momento de este hermoso camino, cada historia y anécdota me acompañarán siempre en mi corazón. Por último, como no agradecer a mis compañeros que me acompañaron con sus locuras y cariño en esta travesía universitaria, Axel, Floki y Meli, que hoy en día me cuidan y acompañan desde el cielo.

Folio017004

... Dedicado a cada estrella que me iluminó,

animal que me sorprendió,

paisaje que me cautivó,

árbol que me enseñó,

mirada, palabra y abrazo,

que me guió a encontrar mi camino profesional,

en pro de la conservación de la biodiversidad.

Resumen

Los anfibios están entre los grupos de animales más amenazados del mundo, como consecuencia de diversas amenazas antrópicas. Siguiendo esta tendencia, una alta proporción de anfibios en Chile se encuentra en alguna categoría de amenaza. Los monitoreos a largo plazo son importantes para generar información, determinar tendencias poblacionales y evaluar iniciativas de conservación. La tasa de ocupación es un indicador utilizado para el monitoreo de anfibios, esta corresponde al área ocupada por una especie, ajustada por incertidumbre en detección. La Reserva Costera Valdiviana, área privada protegida de 50.820 ha ubicada en el sur de Chile, desde el año 2021 se encuentra implementando un monitoreo de anfibios pionero en nuestro país. El propósito del presente estudio fue determinar la ocupación de algunas especies de anfibios para el año 2022 en 60 sitios dentro de la reserva. Con estos fines, se analizaron datos de detección y no detección de diferentes especies de anfibios utilizando modelos de ocupación de una especie y una estación. Durante el monitoreo se registraron cinco especies de anfibios, que en conjunto ocuparon un 95% del área muestreada. La probabilidad de ocupación de *Eupsophus vertebralis* y *Eupsophus roseus* se estimó en 0,68 (IC 95%= 0,49-0,82) y 0,55 (0,33-0,76) respectivamente, y asoció positivamente a sitios de menor altitud (<500 msnm). *Alsodes valdiviensis* tuvo una probabilidad de ocupación de 0,14 (0,06-0,27) y sólo se detectó en zonas de mayor altitud (>500 msnm). Para mejorar este monitoreo, se sugiere aumentar la duración de los muestreos y evaluar aumentar el esfuerzo de muestreo en áreas de mayor altitud, para aumentar la precisión de los parámetros estimados. Este estudio representa un ejemplo pionero a nivel mundial de un monitoreo de anfibios diseñado en colaboración entre científicos y practicantes de la conservación, e implementado íntegramente por guardaparques en un área protegida privada de gran extensión.

Palabras clave: Modelos de ocupación, monitoreo en áreas protegidas, *Alsodes valdiviensis*, *Eupsophus roseus*, *Eupsophus vertebralis*.

1. INTRODUCCIÓN

La crisis de biodiversidad actual afecta a una gran variedad de especies y ecosistemas. En este contexto, los anfibios son el grupo de vertebrados más amenazado a escala global. Diversos estudios de diferentes partes del planeta han provisto evidencia robusta de declinación de poblaciones de anfibios. La mayor parte de las amenazas a las que se enfrentan estos animales, tales como la pérdida y degradación de su hábitat, enfermedades infecciosas emergentes y contaminación, son de origen antrópico o facilitadas por la acción del ser humano.

Debido a la magnitud del declive de anfibios, surge la necesidad de monitorear sus poblaciones. El monitoreo de poblaciones de una especie es importante para determinar tendencias poblacionales y dilucidar las causas de dichas tendencias, así como para medir la efectividad de medidas de manejo. Lo anterior requiere programas de monitoreo rigurosos y de largo plazo.

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida privada ubicada en la Región de Los Ríos. Dicha área cuenta con un plan de conservación, en donde uno de los objetos de conservación es "Anfibios de Bosque", el cual se encuentra compuesto por 12 especies de anfibios descritas dentro la RCV y sus alrededores. El año 2021 se realizó un monitoreo piloto de anfibios dentro de la reserva. A partir de los resultados del monitoreo piloto se realizaron ajustes metodológicos, los cuales fueron aplicados para el monitoreo realizado el año 2022. Estos dos años de monitoreo son el inicio de un monitoreo a largo plazo, el cual busca analizar el estado de los anfibios dentro de la RCV a través de la medición de la ocupación de algunas especies, entre otros indicadores, donde uno de ellos es la ocupación. En este contexto, en el presente estudio se busca estimar la probabilidad de ocupación de algunas especies de anfibios que habitan dentro de la RCV a través de datos obtenidos en el año 2022 mediante este monitoreo.

Objetivo general:

Determinar la tasa de ocupación de algunas especies de anfibios presentes dentro de la Reserva Costera Valdiviana durante el año 2022.

Objetivos específicos:

1. Determinar la riqueza de especies de anfibios presentes en los ambientes muestreados.
2. Estimar la probabilidad de ocupación de algunas especies de anfibios.
3. Analizar la relación entre atributos del hábitat y la probabilidad de ocupación de las especies de anfibios encontradas.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1. Estado de conservación de los anfibios en el mundo

Los anfibios son uno de los grupos de vertebrados más amenazados de extinción, principalmente por causas antrópicas (Stuart *et al*. 2004, Beebee y Griffiths 2005, Hamer y McDonnell 2008, Wake y Vredenburg 2008, Alroy 2015, Catenazzi 2015). Se estima que alrededor de 200 especies han enfrentado la extinción desde 1980 (McCallum 2007, Alroy 2015, Scheele *et al.* 2019). El año 2004, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) publicó la primera evaluación mundial del estado de conservación de los anfibios, en donde se dio a conocer que un 43% de las especies evaluadas experimentaban disminuciones poblacionales y que el 7,4% estaban catalogadas En Peligro Crítico (Baillie *et al.* 2004). En consistencia con los reportes de la UICN, Grant *et al.* (2016) determinaron que en promedio las poblaciones locales de anfibios en Norte América están desapareciendo a una tasa de 3,8% por año. En el tiempo transcurrido desde entonces, no hay evidencia de que la crisis de declinación de anfibios esté desacelerándose (Wake y Vredenburg 2008, Scheele *et al.* 2019, Neam y Borzée 2021). En efecto, en la actualidad, de un total de 7.448 especies de anfibios evaluadas (excluyendo especies extintas), un 35,0% se encuentra en alguna categoría de amenaza (Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico) (IUCN 2022).

Las amenazas a las que se enfrentan los anfibios en el mundo son múltiples y su importancia varía entre especies (Beebee y Griffiths 2005, Bishop *et al*. 2012, Grant *et al.* 2016). Sin embargo, la mayoría de estas amenazas se relacionan con factores antropogénicos, siendo la principal la pérdida, modificación y fragmentación del hábitat, la cual afecta a un 90% de las especies amenazadas (Stuart *et al.* 2004). Las dos especies conocidas del género *Batrachochytrium*, las cuales provocan la quitridiomicosis de los anfibios, son otra amenaza importante para los anfibios a nivel mundial (Wake y Vredenburg 2008, Alroy 2015, Catenazzi 2015, O'Hanlon *et al.* 2018, Scheele *et al*. 2019). Otras amenazas son el cambio climático, especies introducidas, contaminantes, y la sobreexplotación y comercio de especies (Beebee y Griffiths 2005, Wake y Vredenburg 2008, Collins *et al*. 2009, Gratwicke *et al.* 2010, Hof *et al.* 2011, Abarca 2021).

Chile no es la excepción en la crisis global de declinación de anfibios (Soto-Azat *et al.* 2015). Según el RCE (2022), un 71% de las especies de anfibios presentes en Chile se encuentran en alguna categoría de amenaza (Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico). Según la Lista Roja de UICN, este porcentaje es de un 47% (Soto-Azat *et al.* 2015). Conforme a Lobos *et al.* (2013), dentro del marco del RCE se determinó que las amenazas más recurrentes para los anfibios de Chile incluyen la alteración y pérdida

de hábitat, contaminación y extracción de agua. Según Soto-Azat *et al.* (2015), las principales amenazas son la escasez de agua debido a modificación antropogénica, actividades mineras en el norte y centro de Chile, impactos relacionados con la agricultura, desarrollo residencial en el centro y sur de Chile, plantaciones de árboles exóticos, incendios antropogénicos (pérdida de hábitat), presión del ganado y especies invasoras (e.g., salmónidos y *Xenopus laevis*), esta última incluyendo al hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis* (hongo quítrido) (O'Hanlon *et al.* 2018, Valenzuela-Sánchez *et al.* 2018b), el cual está infectando variadas especies de anfibios en Chile (Soto-Azat *et al.* 2013a, Valenzuela-Sánchez *et al.* 2017, Bacigalupe *et al*. 2019).

2.2. Monitoreo de anfibios

Las disminuciones globales de anfibios han llevado a la necesidad urgente de implementar programas de monitoreo de largo plazo para recopilar información sobre la presencia de especies y detectar potenciales cambios poblacionales (Bailey *et al*. 2004). El monitoreo de largo plazo de poblaciones de anfibios en lugares como Norte América, Europa y Australia ha entregado información crucial para entender de mejor manera por qué estos animales se encuentran declinando y para explorar acciones de conservación que podrían revertir esta situación (Grant *et al.* 2016, Cayuela *et al.* 2022, Reinke *et al.* 2022). Lamentablemente, en la actualidad contamos con un limitado conocimiento sobre las tendencias poblacionales de anfibios en el sur global (Reinke *et al.* 2022). Entre los ejemplos destacables de monitoreos, cabe mencionar el programa de monitoreo de anfibios para América del Norte (Grant *et al.* 2016), el programa de monitoreo realizado por Houlahan *et al*. (2000), el cual incluye poblaciones de anfibios de Europa, Norte América, Centro-Sur América, Asia, África y Oceanía. Finalmente, cabe destacar un monitoreo a largo plazo de *Rhinoderma darwinii*, el cual lleva 9 años en ejecución en Chile (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2018a, 2022).

Existen diversos métodos para el muestreo de anfibios detallados en Corn y Bury (1990) y Heyer *et al.* (1994). Algunos de estos son: registros de encuentros visuales, los cuales pueden tener límite de tiempo y/o de área; registros auditivos (bioacústica), a través de la detección de vocalización de anfibios; inventarios de larvas y huevos; inventario por medio de búsqueda libre y sin restricciones; trampas de caída o "pitfall" (trampas de captura indirecta); captura directa (visualización y captura inmediata). Además, en la actualidad se están implementando otros métodos menos invasivos que los tradicionales, como por ejemplo el eDNA (ADN ambiental) (Pilliod *et al.* 2013, 2014, Ficetola *et al.* 2019). Cada método se debe elegir teniendo en cuenta los objetivos del monitoreo.

Los monitoreos de anfibios a largo plazo sirven para detectar cambios en la distribución y abundancia de especies, pero es importante tener en cuenta que la detección de los individuos en la naturaleza es generalmente imperfecta (Schmidt 2003, 2005). La abundancia es una de las variables más interesantes de analizar, puesto que entrega información sobre la densidad del o los objetos de estudio (Kéry y Royle 2016). Sin embargo, los modelos estadísticos empleados para estimar abundancia pueden ser altamente exigentes en términos de datos, lo que puede implicar un alto esfuerzo de muestreo para algunas especies difíciles de detectar (MacKenzie y Nichols 2004). Por consiguiente, llevar a cabo este tipo de estudios puede resultar difícil de implementar en contextos prácticos de conservación. En este escenario, surge como alternativa monitorear la presencia o ausencia de una especie para obtener información sobre su tasa de ocupación. Específicamente, los modelos de ocupación surgen como una opción útil y viable para programas de monitoreo en anfibios (MacKenzie *et al.* 2002, Bailey e*t al*. 2004).

La probabilidad de ocupación corresponde a la probabilidad de que una especie determinada ocupe un sitio durante un período de tiempo específico en el que se asume que los procesos de colonización y extinción no ocurren (Bailey *et al*. 2014, MacKenzie *et al*. 2002, 2017). La estimación de ocupación requiere datos dicotómicos de detección y no detección. Sin embargo, un desafío en el trabajo con animales es que estos pueden encontrarse presentes y no ser detectados (MacKenzie *et al.* 2002). Por ejemplo, en el caso de los anfibios, dado que por sus hábitos suelen encontrarse bajo hojarasca, troncos o incluso bajo tierra (Stebbins y Cohen 1995, Dodd 2010) es probable que algunos individuos aun estando presentes, no sean detectados (Mazerolle *et al.* 2007). Por este motivo, cuando no se toma en cuenta la incertidumbre en detección, pueden ocurrir grandes sesgos en la estimación de los parámetros de interés (Schmidt 2005). Como respuesta a esta incertidumbre en detección, surgen los modelos de ocupación, que ofrecen la posibilidad de modelar la probabilidad de detección e incorporarla en la estimación de ocupación (MacKenzie *et al.* 2002, 2017, Kéry y Schaub 2012). Los modelos de ocupación estáticos cuentan con supuestos generales, estos incluyen que el estado de ocupación de los sitios no cambia durante el período de muestreo (sitio cerrado donde no hay colonización ni extinción), ausencia de falsos positivos, y detección de individuos es independiente en cada ocasión de muestreo y en cada historia de detección (MacKenzie *et al.* 2002). Adicionalmente, estos modelos asumen probabilidad de ocupación (ψ) y detección (p) constante, supuestos que pueden relajarse en la medida que se modelen dichos parámetros como función de covariables relevantes (MacKenzie *et al.* 2002).

A la fecha, los modelos de ocupación han sido ampliamente utilizados para entender la ecología de anfibios. Por ejemplo, para conocer la distribución espacial de especies y como diversos factores influyen en su presencia o ausencia en determinados sitios (e.g., Muths *et al.* 2005, Weir *et al*. 2005, MacKenzie *et al.* 2011), comprender amenazas y sus magnitudes en poblaciones de anfibios (e.g., hongo quítrido;

Adams *et al*. 2010), entre otros. El estudio de la ecología de anfibios resulta crítico para establecer las tendencias poblacionales de diversas especies (Schmidt 2005, Soto-Azat *et al.* 2015), determinar la necesidad de implementar medidas de conservación, y evaluar el éxito o no de dichas medidas (Tanadini y Schmidt 2011, Petitot *et al.* 2014, Adams y Muths 2019). Cabe mencionar que, según nuestro conocimiento, los modelos de ocupación no han sido utilizados con datos de anfibios en Chile.

2.3. Anfibios en la Reserva Costera Valdiviana

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida privada de 50.820 ha ubicada en las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos, Chile. Actualmente, existen 13 especies de anfibios descritas en la RCV o sus alrededores (Tabla 1), la mayoría de estas son endémicas del bosque templado austral de Chile y Argentina (TNC 2021a).

Tabla 1. Lista de especies de anfibios presentes en la Reserva Costera Valdiviana y sus alrededores. Se indica el estado de conservación de cada especie con respecto a la Lista Roja de la UICN y el RCE. Tabla modificada del "Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2021-2026" (TNC 2021a).

Especie	Nombre común	IUCN	RCE
Alsodes valdiviensis	Rana de pecho espinoso de la Cordillera Pelada	EN	EN
Batrachyla antartandica	Rana jaspeada	LC	LC
Batrachyla leptopus	Rana moteada	LC	LC
Batrachyla taeniata	Sapito de antifaz	LC	NT
Calyptocephalella gayi	Rana chilena	VU	VU
Eupsophus calcaratus	Rana de hojarasca austral	LC	LC
Eupsophus roseus	Rana rosácea de hojarasca	LC	VU
Eupsophus vertebralis	Rana terrestre de Valdivia	LC	VU
Hylorina sylvatica	Rana esmeralda	LC	LC
Insuetophrynus acarpicus	Rana verde de Mehuín	EN	EN
Pleurodema thaul	Sapito de cuatro ojos	LC	NT
Rhinoderma darwinii	Ranita de Darwin	EN	EN
Telmatobufo australis	Rana montana de dos líneas	LC	VU

La RCV cuenta con un plan de conservación, en donde uno de los objetos de conservación es "Anfibios de bosque". Este objeto de conservación considera todas las especies de anfibios potencialmente presentes en la RCV, exceptuando a *Calyptocephalella gayi*, que habita solamente ambientes acuáticos (TNC 2021a). Tres de estas especies se encuentran en categoría de amenaza según

la Lista Roja de la UICN (2022): *Rhinoderma darwinii*, *Alsodes valdiviensis* e *Insuetophrynus acarpicus*. Además, según la clasificación del RCE se agregan a esta lista de especies amenazadas *Eupsophus vertebralis*, *Eupsophus roseus* y *Telmatobufo australis* (TNC 2021a). Las amenazas potenciales para los anfibios identificadas en el plan de conservación de la RCV son el cambio climático, las especies invasoras (incluyendo al hongo quítrido en esta categoría), el camino público, ganado mal manejado (sin supervisión), incendios antrópicos y sustitución histórica de bosque nativo por plantaciones de eucaliptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) (TNC 2021a).

Al momento de la elaboración de los distintos planes de manejo con que ha contado la RCV (Delgado 2005, 2010, Silva-Rodríguez *et al*. 2015, TNC 2021b), la información referente a anfibios ha sido muy escasa. Por este motivo, una de las estrategias incluidas en el plan de conservación 2021-2026 de la RCV denominada "Apoyo a la Investigación", considera abordar los importantes vacíos de información referentes al estado de los anfibios de bosque y prioriza la implementación del plan de monitoreo de este objeto de conservación (TNC 2021a). Con respecto al plan de monitoreo de anfibios, este se enfoca principalmente en el seguimiento en el tiempo de la "ocupación de anfibios" (TNC 2021b), indicador directamente vinculado a uno de los objetivos de manejo de la reserva. La RCV inició los monitoreos de este objeto de conservación el año 2021 con un diseño piloto, implementado en terreno por los guardaparques de la reserva. Dicho piloto permitió identificar debilidades analíticas, y llevar a cabo ajustes metodológicos, los cuales fueron evaluados como parte de un curso de postgrado (Silva-Rodríguez E., com. pers.) e implementados el año 2022. Considerando la importancia del seguimiento de las etapas iniciales de implementación de un plan de monitoreo, el objetivo de este trabajo es determinar la tasa de ocupación de algunas especies de anfibios presentes dentro de la RCV para el año 2022. Específicamente, se busca determinar la riqueza de anfibios presentes en los ambientes muestreados, estimar la probabilidad de ocupación de algunas especies de anfibios y analizar la relación entre atributos del hábitat y la probabilidad de ocupación de las especies de anfibios encontradas.

3. MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El trabajo se realizó en la Reserva Costera Valdiviana (RCV), creada el año 2003, la cual es un área protegida privada que cuenta con una superficie de 50.820 ha y es administrada por la ONG internacional The Nature Conservancy (TNC) (TNC 2021a). Se encuentra ubicada administrativamente en la cordillera

de la Costa de la Región de Los Ríos, en las comunas de Corral y La Unión (TNC 2021a). La RCV está delimitada por el río Chaihuín al norte y por el río Bueno al sur, al oeste por la comunidad de Huiro, Forestal Valdivia, Factoring Security, el círculo Hueicollano y el océano Pacífico; y por el este con el Parque Nacional Alerce Costero y predios privados (Silva-Rodríguez *et al*. 2015).

La RCV posee una gran diversidad biológica y cultural, encontrándose en un hotspot de biodiversidad mundial (Delgado 2005). Los pisos vegetacionales presentes de acuerdo con Luebert y Pliscoff (2006) son tres: Bosque laurifolio templado costero de *Weinmannia trichosperma* y *Laureliopsis philippiana*; bosque resinoso templado costero de *Fitzrroya cupressoides* y bosque laurifolio templado interior de *Nothofagus dombeyi* y *Eucryphia cordifolia* (TNC 2021a). Los tipos forestales con mayor superficie son: siempreverde, bosque de alerce, bosque de coihue de Magallanes y roble-raulí-coihue, respectivamente (TNC 2021a). Adicionalmente, aproximadamente 3.500 ha de la reserva posee plantaciones de eucaliptus (Silva-Rodríguez *et al*. 2018).

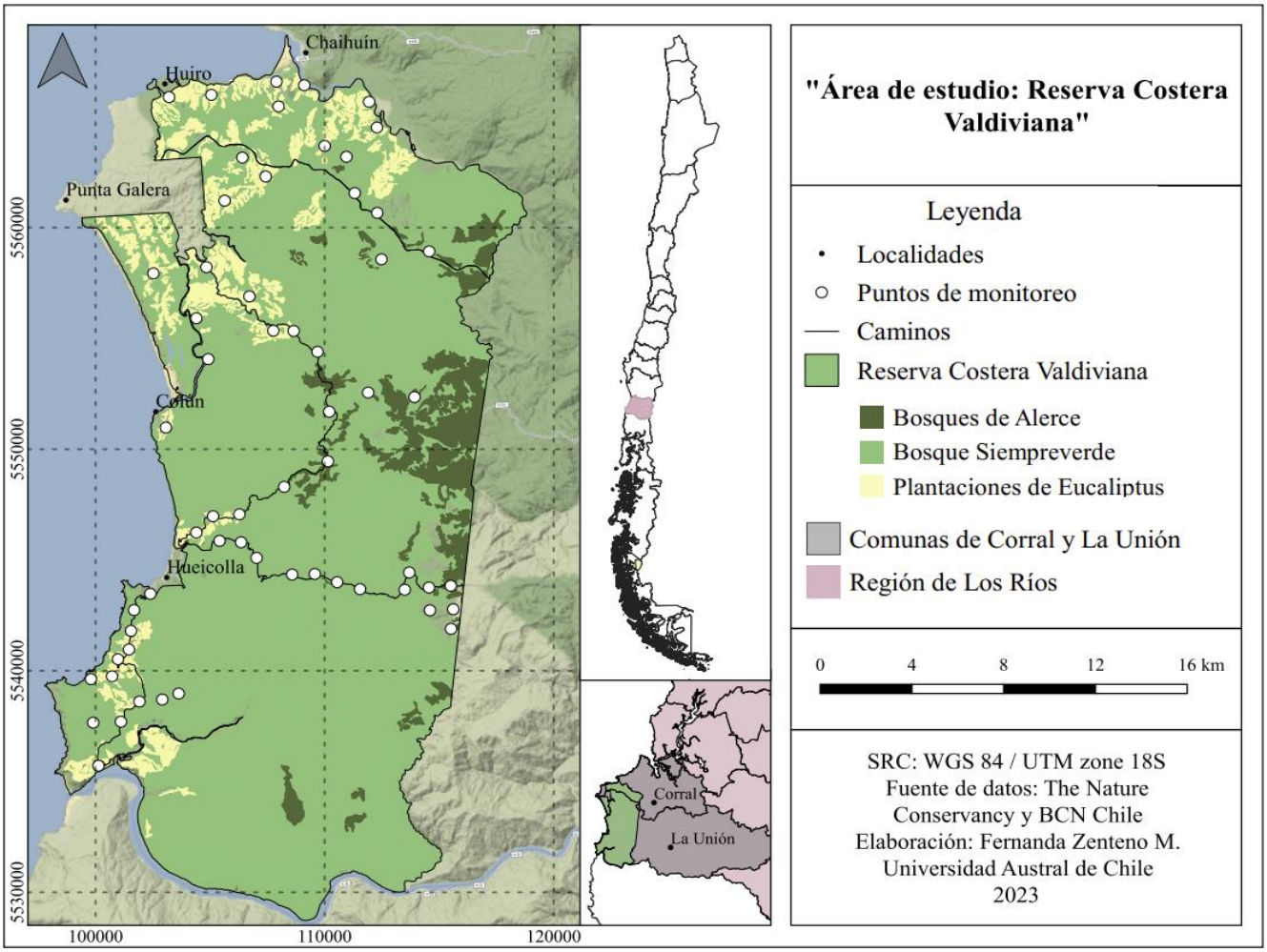


Figura 1. Cartografía área de estudio Reserva Costera Valdiviana. Se muestra la distribución espacial de los 60 puntos de monitoreo.

3.2. Diseño de monitoreo

Como parte del Plan de Monitoreo de la RCV, se incluyó el Plan de Monitoreo de Anfibios (TNC 2021b). El diseño de muestreo fue propuesto en base a Corn y Bury (1990), el cual consistió en búsquedas con limitaciones de tiempo ("Time-Constrained searches") y sin restricción de área. Dicho método es útil para determinar presencia o ausencia de especies, además de proporcionar datos iniciales sobre los tipos de microhábitats ocupados por especies individuales (Corn y Bury 1990), lo cual apuntó a cumplir los objetivos del presente proyecto.

En un total de 12 días durante la temporada de otoño (entre abril y mayo) de 2022, se realizaron muestreos en 60 sitios, distribuidos en bosque nativo (n = 40) y plantaciones de eucaliptus (n = 20) dentro de la RCV (Figura 1), ubicados en los mismos puntos de las cámaras trampas utilizadas desde 2015 para el monitoreo de aves y mamíferos de bosque (Silva-Rodríguez *et al.* 2018). La captura se realizó mediante búsqueda activa y aleatoria a través de encuentros visuales sobre el suelo, bajo troncos y piedras, con un tiempo de búsqueda por cada sitio de 15 minutos (TNC 2021b), tomando como punto de partida cada cámara trampa. Al no ser una búsqueda limitada por área, los 60 sitios tuvieron una búsqueda espacial diferente, la cual no está especificada. El monitoreo se realizó siguiendo el "Protocolo monitoreo de anfibios RCV" (2022), el cual pertenece al Plan de Conservación de la RCV y que fue elaborado en colaboración con ONG Ranita de Darwin. Este protocolo incorpora medidas de bioseguridad detalladas en "Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2021-2026" (TNC 2021b). El monitoreo se ejecutó siguiendo el protocolo que se detalla a continuación:

1. Preparar un kit de captura para cada individuo capturado, el cual tiene un código único. Este incluye: bolsa plástica, guantes de nitrilo, código del kit y pinza plástica (Anexo 2).
2. En cada punto el período de búsqueda de individuos es de 15 minutos, empezando desde el punto donde se encuentra instalada la cámara trampa. Anotar en la ficha de registros (Anexo 1) hora de inicio de muestreo y número de sitio.
3. Al visualizar un anfibio, el/la guardaparque primero tiene que utilizar guantes de nitrilo nuevos para capturar al anfibio. Luego, debe depositar al animal en una bolsa plástica nueva, llenar esta de aire, sellarla herméticamente y mantenerla lejos de la luz solar directa. No se debe depositar sustrato dentro de la bolsa, sólo al individuo. Por último, se debe anotar la hora exacta de captura sobre la bolsa.
4. Cuando el animal se encuentra dentro de la bolsa de captura, el/la guardaparque se debe quitar los guantes y guardarlos en otra bolsa nueva, los cuales posteriormente se volverán a utilizar para la manipulación del mismo individuo en la toma de fotografías.

5. El lugar de captura se debe marcar con una pinza para ropa con el código del kit de captura.
6. La identificación las especies capturadas y fotografías (muestreo) se debe realizar inmediatamente luego del periodo de búsqueda de 15 minutos, para asegurar que el animal no estará en un período superior a 30 minutos dentro de la bolsa.
7. Para el muestreo, el/la guardaparque debe posicionarse lo más cerca del suelo, se debe sacar al individuo de la bolsa y tomar una fotografía al código de la bolsa, hora de captura, una fotografía dorsal, ventral y al detalle del ojo del anfibio. Estas deben ser tomadas con el individuo fuera de la bolsa, utilizando esta misma o el guante como superficie de apoyo. Posteriormente se debe identificar la especie y edad (adulto o juvenil) y registrar en la ficha (Anexo 1), finalmente se debe devolver el animal a su bolsa. Esto se debe realizar con cada anfibio capturado en el mismo sitio de muestreo.
8. Al finalizar el proceso con cada individuo capturado en un mismo sitio, se deben liberar en los lugares exactos de captura.
9. Repetir todo el procedimiento anterior partiendo desde otro punto de muestreo.

El monitoreo fue ejecutado íntegramente por el equipo de guardaparques de la RCV, y apoyado en terreno por integrantes del Laboratorio de Fauna Silvestre de la Universidad Austral de Chile y de la ONG Ranita de Darwin. Del total de 60 sitios de muestreo, en 29 sitios el monitoreo fue ejecutado por 3 personas y en 31 sitios por 4 personas. Las capturas se realizaron con autorización del Servicio Agrícola y Ganadero (Resoluciones Exentas N°1352, 1353, 1354, 1355, 1356 y 1460, todas del año 2022). El registro fotográfico de cada ejemplar capturado tuvo como finalidad poder corroborar la identificación a nivel de especie con posterioridad al muestreo.

3.3. Procesamiento de datos

Las fichas de registro de cada sitio de muestreo con las respectivas fotografías de cada especie registrada fueron entregadas por el equipo de guardaparques de la RCV. El procesamiento de la información incluyó las siguientes fases. Primero, se traspasaron los datos de las fichas a una planilla en Excel (2019), luego se compararon los datos con las fotografías para verificar la correcta identificación de especies, y en caso de ser erróneas, corregir los datos en la planilla Excel. Finalmente, para aseverar una correcta identificación las imágenes fueron revisadas por el Dr. Andrés Valenzuela Sánchez, especialista en anfibios.

Una vez finalizada la clasificación de las imágenes, se procedió a la elaboración de las historias de detección. Estas se elaboraron dividiendo el período de 15 minutos en 5 ocasiones de muestreo de 3 minutos cada una. Para cada período de 3 minutos se determinó si cada especie fue o no detectada, asignando un "1" en caso positivo y un "0" en caso negativo. Considerando la cantidad de detecciones de cada especie por sitio muestreado, se elaboraron historias de detección para: 1) todas las especies de anfibios registradas (Amphibia), 2) *E. roseus*, 3) *E. vertebralis* y 4) *A. valdiviensis*. Las restantes especies detectadas (*B. leptopus* y *E. calcaratus*) no contaron con suficientes registros para el ajuste de los modelos de ocupación utilizados en este trabajo.

3.4. Covariables de ocupación y detección

Durante el monitoreo, para cada sitio se anotó en la ficha de registros de anfibios (Anexo 1) los datos de algunas covariables que potencialmente podrían afectar la detectabilidad y ocupación de algunas especies de anfibios en la RCV. Como covariables de detección (*p*) se usó: 1) número de personas que participó en el muestreo de anfibios (*Personas*), donde las opciones son tres o cuatro personas. El supuesto es que mientras más personas participen en la búsqueda, mayor es la probabilidad de detectar las diferentes especies de anfibios presentes en un sitio (Doan 2003, Weir *et al.* 2005, Mazerolle *et al.* 2007, Petitot *et al*. 2014, Barata *et al.* 2017); 2) presencia de lluvia (*Lluvia*) al momento de realizar la búsqueda. Algunas especies de anfibios pueden encontrarse más activas durante periodos de lluvia, aumentando su detectabilidad (Lips *et al.* 1999, Mazerolle *et al.* 2007, Steelman y Dorcas 2010, Cayuela *et al.* 2012, Guimarães *et al*. 2014). Sin embargo, la lluvia también podría dificultar la visibilidad de los guardaparques en terreno, afectando negativamente la probabilidad de detección.

Como covariables de probabilidad de ocupación (Ψ) se utilizó: 1) tipo de vegetación (*Vegetación*), con las opciones de bosque nativo o plantación de eucaliptus. Con esta covariable se busca comprender si las plantaciones afectan en la ocupación de algunos anfibios, entendiendo que es una amenaza potencial para el objeto de conservación anfibios de bosque (TNC 2021a); 2) altitud (*AltCat*), la cual fue dividida en dos categorías: menor a 500 msnm y mayor o igual a 500 msnm. La alternativa de usar la altitud como una variable continua no fue viable por cuanto los modelos no convergieron. Después del análisis de posibles soluciones, se utilizó el uso de dos categorías. El umbral de 500 msnm fue seleccionado a partir de la exploración de los datos de altitud en conjunto con los registros de las especies. Del total de los sitios, 44 se encuentran bajo los 500 msnm y 16 sobre dicho umbral.

3.5. Análisis estadísticos

El análisis de los datos se realizó usando modelos de ocupación de una especie y una temporada (MacKenzie *et al.* 2002), incluyendo combinaciones entre las covariables de detección y ocupación (Tabla 2). Este análisis se restringió exclusivamente a las especies *E. roseus*, *E. vertebralis* y *A. valdiviensis*. Con respecto a *A. valdiviensis*, la especie fue únicamente detectada sobre los 500 msnm en sitios con bosque nativo de *Fitzroya cupressoides* y *Nothofagus* spp. En consecuencia, para dicha especie se usaron modelos de ocupación para dos conjuntos de datos diferentes: 1) incluyendo todos los sitios de muestreo (n = 60), y 2) sólo para los sitios de muestreo que se encuentran ubicados sobre 500 msnm (n = 16). En ambos casos, sólo se incorporaron covariables de detección en los modelos (Tabla 2).

Tabla 2. Modelos candidatos para las especies analizadas. Para *E. roseus* y *E. vertebralis* se incluyen todos (16), para *A. valdivensis* los 4 primeros, y para el grupo "Amphibia" sólo el primero (modelo nulo).

Nombre del modelo	Modelo	Covariable incorporada
Nulo	*p*(1), Ψ(1)	-
Lluvia	*p*(Lluvia), Ψ(1)	Detección
Personas	*p*(Personas), Ψ(1)	Detección
Personas y Lluvia	*p*(Personas, Lluvia), Ψ(1)	Detección
Altitud	*p*(1), Ψ(AltCat)	Ocupación
Vegetación	*p*(1), Ψ(Vegetación)	Ocupación
Vegetación y Altitud	*p*(1), Ψ(Vegetación, AltCat)	Ocupación
Lluvia + Vegetación y Altitud	*p*(Lluvia), Ψ(Vegetación, AltCat)	Detección + Ocupación
Personas + Vegetación y Altitud	*p*(Personas), Ψ(Vegetación, AltCat)	Detección + Ocupación
Personas y Lluvia + Altitud	*p*(Personas, Lluvia), Ψ(AltCat)	Detección + Ocupación
Lluvia + Altitud	*p*(Lluvia), Ψ(AltCat)	Detección + Ocupación
Personas + Altitud	*p*(Personas), Ψ(AltCat)	Detección + Ocupación
Personas + Vegetación	*p*(Personas), Ψ(Vegetación)	Detección + Ocupación
Lluvia + Vegetación	*p*(Lluvia), Ψ(Vegetación)	Detección + Ocupación
Personas y Lluvia + Vegetación	*p*(Personas, Lluvia), Ψ(Vegetación)	Detección + Ocupación
Global	*p*(Personas, Lluvia), Ψ(Vegetación, AltCat)	Detección + Ocupación

Los modelos de ocupación fueron ajustados a los datos en el software R 4.2.1 (R Core Team 2023) utilizando el paquete "unmarked" (Fiske y Chandler 2011). Se compararon todos los modelos candidatos para las especies analizadas (ver Tabla 2), donde el mejor modelo para cada especie se eligió en base al Criterio de Información de Akaike (AIC) ajustado para muestras pequeñas (AICc; Burnham y Anderson 2002) mediante el paquete "AICcmodavg" (Mazerolle 2023). Se consideraron plausibles los modelos que tuvieran un valor de ΔAICc (diferencia relativa en los valores de AICc) menor o igual a 2, y aquellos

modelos que tuvieran un mayor peso de Akaike (ω_i) entre los conjuntos de modelos candidatos para cada especie (Burnham y Anderson 2002). Se informan las estimaciones de parámetros (en escala logit) y error estándar (SE) de los modelos plausibles. Para finalizar, las probabilidades estimadas de ocupación (Ψ) y detección (p) se calcularon mediante la función "modavgPred" del paquete "AICcmodavg" (Mazerolle 2023) utilizando el modelo nulo (ocupación y detección constante) para *A. valdiviensis*, *E. roseus*, *E. vertebralis* y el grupo "Amphibia". Además, utilizando el mejor modelo seleccionado para cada una de las tres especies analizadas, con el fin de calcular el estimado de ocupación en función de las covariables incluidas en los modelos.

4. RESULTADOS

4.1. Riqueza de anfibios y probabilidad de ocupación en ambientes muestreados

Se registraron cinco especies de anfibios en total durante el monitoreo del año 2022 (Tabla 3 y Figura 2). El 87% de todos los sitios contó con la presencia observada de al menos una especie de anfibio. Con respecto a la vegetación, el 83% de los sitios ubicados en bosque nativo y el 95% en plantaciones de eucaliptus, contaron con la detección de al menos una especie (Tabla 3). A nivel de especie, *E. roseus* tuvo detección en un 30% de los sitios en bosque nativo y un 55% en sitios con plantaciones, y *E. vertebralis* tuvo 55% y 63% respectivamente (Tabla 3). Por el contrario, *A. valdiviensis* no fue observada en plantaciones y tuvo detección en un 18% de los sitios en bosque nativo (Tabla 3).

Tabla 3. Especies de anfibios detectadas en el año 2022 en la temporada de otoño para los 60 sitios de monitoreo en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. Se muestra el número de capturas por especie, proporción de sitios con detección de anfibios en bosque nativo (n = 40), plantaciones de eucalipto (n = 20) y en todos los sitios (n = 60), probabilidad de ocupación (Ψ) y probabilidad de detección (p) con intervalos de confianza de un 95%. Estimaciones realizadas con modelos nulos (sin covariables).

Especie	$N_{capturas}$	Sitios con detección			Ψ	p
		Nativo	Plantación	Total		
Alsodes valdiviensis	18	0,18	0,00	0,12	0,14 (0,06 – 0,27)	0,32 (0,16 – 0,52)
Batrachyla leptopus	3	0,00	0,05	0,02	–	–
Eupsophus calcaratus	8	0,10	0,05	0,08	–	–
Eupsophus roseus	42	0,30	0,55	0,38	0,55 (0,33 – 0,76)	0,21 (0,13 – 0,32)
Eupsophus vertebralis	69	0,55	0,63	0,57	0,68 (0,49 – 0,82)	0,31 (0,23 – 0,39)
Amphibia	140	0,83	0,95	0,87	0,95 (0,65 – 0,99)	0,38 (0,32 – 0,45)

Tomando como base los modelos nulos, los resultados indicaron que la probabilidad de ocupación de anfibios en el área muestreada es de 0,95 (IC 95% = 0,65 – 0,99) y la probabilidad de detección (*p*) es de 0,38 (IC 95% = 0,32 – 0,45). Las especies *E. vertebralis* y *E. roseus* tuvieron la mayor probabilidad de ocupación (Ψ), siendo esta un 0,68 (IC 95% = 0,49 – 0,82) y 0,55 (IC 95% = 0,33 – 0,76), respectivamente. Por otro lado, *A. valdiviensis* obtuvo una probabilidad de ocupación de 0,14 (IC 95% = 0,06 – 0,27) en la totalidad de los sitios muestreados. Las probabilidades de detección (*p)* de las especies analizadas fluctuaron entre 0,21 y 0,32 (Tabla 3).

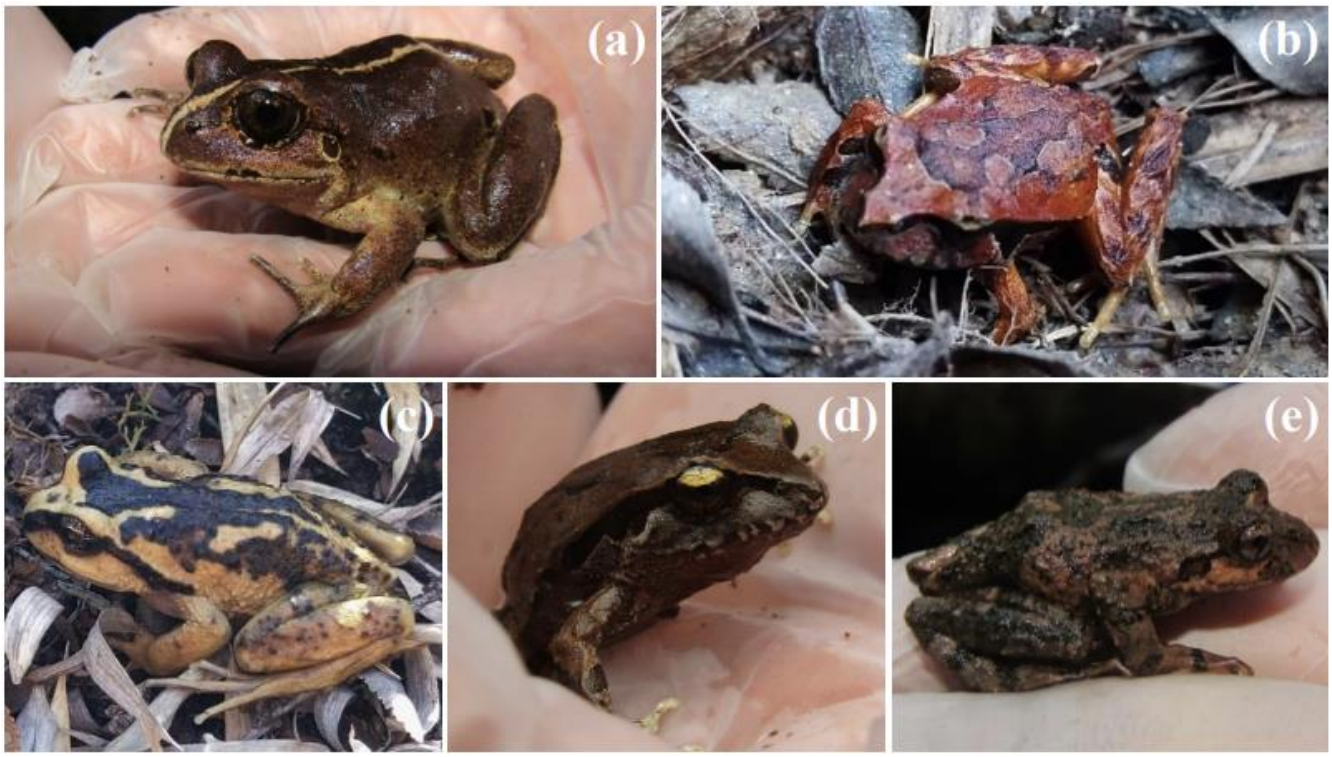


Figura 2. Especies registradas durante el año 2022 en el monitoreo de anfibios en la Reserva Costera Valdiviana, sur de Chile. (a) *Eupsophus vertebralis*, (b) *Eupsophus roseus*, (c) *Alsodes valdiviensis*, (d) *Eupsophus calcaratus* y (e) *Batrachyla leptopus*. Las especies se encuentran ordenadas de manera descendiente según el número de capturas (ver Tabla 3).

4.2. Atributos del hábitat y probabilidad de ocupación

4.2.1. *Alsodes valdiviensis*

El mejor modelo seleccionado para esta especie es el nulo, el cual considera detección y ocupación constante (Tabla 5). Si bien los dos primeros modelos (nulo y lluvia) tienen un nivel de soporte similar

(Tabla 4), la adición del parámetro lluvia no mejora el modelo de detección y el efecto de esta variable no es significativo (Estimado = 1,3; IC 95% = -0,8 – 3,4; z = 1,2; *P* = 0,23; ver Anexo 3.1). Debido a que la especie no se registró en zonas bajas (<500 msnm), de acuerdo con el mejor modelo *A. valdiviensis* la ocupación de los sitios ubicados sobre los 500 msnm es de 0,52 (IC 95% = 0,23 – 0,79).

Tabla 4. Selección de modelos de ocupación que incluyen covariables de detección (*p*) que se espera que influyan en la ocupación (Ψ) de *A. valdiviensis.* Análisis realizado con los datos de los puntos de monitoreo que se encontraban sobre los 500 msnm (n = 16). Con el subconjunto de datos de sitios sobre 500 msnm (n = 16).

Modelo	K	AICc	ΔAICc	ω_i
p(1), Ψ(1)	2	71,25	0,00	0,57
p(Lluvia), Ψ(1)	3	72,98	1,73	0,24
p(Personas), Ψ(1)	3	74,27	3,02	0,13
*p(*Personas, Lluvia), Ψ(1)	4	75,66	4,42	0,06

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; ΔAICc: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i: Peso de Akaike del modelo.

Tabla 5. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) para ocupación (Ψ) y detección (*p*) del mejor modelo de ocupación seleccionado para *A. valdiviensis.*

Parámetro		Estimado	SE	Z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,06	0,64	0,09	0,926
p	Intercepto	-0,77	0,44	-1,78	0,076

4.2.2. *Eupsophus roseus*

El mejor modelo seleccionado para esta especie es el modelo altitud (Tabla 6), el cual considera detección constante y ocupación asociada positivamente a los sectores ubicados a menos de 500 msnm (Tabla 7). Los primeros 5 modelos acumulan la mayor parte del peso de Akaike (0,83) y en todos está presente la covariable de altitud. Los cuatro primeros modelos tienen un nivel de soporte similar (Tabla 6), y el efecto de altitud es similar en la totalidad de dichos modelos (Anexo 4). Por otro lado, el segundo y tercer modelo incluyen covariables de detección, sin embargo, la adición de dichas variables no mejora los modelos (Tabla 6) y su efecto no es significativo (Anexo 4). De acuerdo con el mejor modelo, *E.*

roseus la ocupación de sitios ubicados bajo y sobre los 500 msnm es de 0,72 (IC 95% = 0,38 – 0,91) y 0,09 (IC 95% = 0,01 – 0,45), respectivamente.

Tabla 6. Selección de modelos de ocupación que incluyen covariables que se espera que influyan en la ocupación (Ψ) y detección (*p*) de *E. roseus*.

Modelo	k	AICc	ΔAICc	ω_i
p(1), Ψ(AltCat)	3	204,95	0,00	0,32
p(Personas), Ψ(AltCat)	4	206,11	1,16	0,18
p(Lluvia), Ψ(AltCat)	4	206,61	1,66	0,14
p(1), Ψ(Vegetación, AltCat)	4	206,88	1,93	0,12
p(Personas), Ψ(Vegetación, AltCat)	5	208,12	3,17	0,07
p(Personas, Lluvia), Ψ(AltCat)	5	208,29	3,34	0,06
p(Lluvia), Ψ(Vegetación, AltCat)	5	208,44	3,49	0,06
p(Personas, Lluvia), Ψ(Vegetación, AltCat)	6	210,27	5,32	0,02
p(1), Ψ(Vegetación)	3	212,87	7,92	0,01
p(Personas), Ψ(Vegetación)	4	213,80	8,84	0,00
p(1), Ψ(1)	2	214,13	9,18	0,00
p(Lluvia), Ψ(Vegetación)	4	214,52	9,57	0,00
p(Personas), Ψ(1)	3	214,86	9,91	0,00
p(Personas, Lluvia), Ψ(Vegetación)	5	216,01	11,06	0,00
p(Lluvia), Ψ(1)	3	216,14	11,19	0,00
p(Personas, Lluvia), Ψ(1)	4	217,16	12,21	0,00

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; ΔAICc: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i: Peso de Akaike del modelo.

Tabla 7. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) para ocupación (Ψ) y detección (*p*) del mejor modelo de ocupación seleccionado para *E. roseus*.

Parámetro		Estimador	SE	Z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,94	0,73	1,29	0,196
	AltCat	-3,25	1,24	-2,63	0,009
p	Intercepto	-1,31	0,30	-4,43	< 0,001

4.2.3. *Eupsophus vertebralis*

El mejor modelo seleccionado (Personas y Lluvia + Altitud) incluye las covariables de “Personas” y “Lluvia” en detección, y “AltCat” para ocupación (Tabla 8). Este modelo nos indica que la probabilidad de ocupación fue menor sobre los 500 msnm, mientras que probabilidad de detección aumenta cuando el

número de personas que monitorean es mayor, y es menor en la presencia de lluvia (Tabla 9). De acuerdo con el mejor modelo *E. vertebralis* la ocupación de los sitios ubicados bajo y sobre los 500 msnm es 0,79 (IC 95% = 0,54 – 0,92) y 0,43 (IC 95% = 0,20 – 0,70), respectivamente.

Tabla 8. Selección de modelos de ocupación que incluyen covariables que se espera que influyan en la ocupación (Ψ) y detección (*p*) de *E. vertebralis*.

Modelo	k	AICc	ΔAICc	ω_i
p(Personas, Lluvia), Ψ(AltCat)	5	294,72	0,00	0,32
p(Personas, Lluvia), Ψ(1)	4	296,61	1,89	0,12
p(Personas, Lluvia), Ψ(Vegetación +AltCat)	6	296,91	2,19	0,11
p(Lluvia), Ψ(AltCat)	4	297,15	2,43	0,09
p(Personas), Ψ(AltCat)	4	297,66	2,93	0,07
p(Personas), Ψ(1)	3	298,53	3,81	0,05
p(Personas, Lluvia), Ψ(Vegetación)	5	298,79	4,07	0,04
p(Lluvia), Ψ(1)	3	299,02	4,29	0,04
p(1), Ψ(AltCat)	3	299,08	4,36	0,04
p(Lluvia), Ψ(Vegetación, AltCat)	5	299,42	4,70	0,03
p(Personas), Ψ(Vegetación, AltCat)	5	299,60	4,88	0,03
p(1), Ψ(1)	2	300,12	5,40	0,02
p(Personas), Ψ(Vegetación)	4	300,78	6,06	0,02
p(Lluvia), Ψ(Vegetación)	4	300,98	6,26	0,01
p(1), Ψ(Vegetación, AltCat)	4	301,17	6,45	0,01
p(1), Ψ(Vegetación)	3	302,20	7,48	0,01

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; ΔAICc: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i: Peso de Akaike del modelo.

Tabla 9. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) para ocupación (Ψ) y detección (*p*) del mejor modelo de ocupación seleccionado para *E. vertebralis*.

Parámetro		Estimador	SE	Z	P-valor
Ψ	(Intercepto)	1,30	0,59	2,21	0,027
	AltCat	-1,56	0,80	-1,97	0,049
p	(Intercepto)	-0,97	0,31	-3,15	0,002
	Personas (4)	0,80	0,37	2,18	0,029
	Lluvia (Si)	-0,87	0,38	-2,28	0,022

5. DISCUSIÓN

El monitoreo de anfibios ejecutado el año 2022 en la Reserva Costera Valdiviana entrega información valiosa acerca de algunos anfibios que habitan en dicha área protegida. Los principales hallazgos del presente estudio revelan una alta probabilidad de encontrar alguna especie de anfibio en la RCV, donde la altitud es la variable que mejor explica la ocupación de hábitats por parte de las especies analizadas, incidiendo de una manera específica para cada especie. Por otro lado, se demuestra que el diseño de monitoreo empleado es ejecutable y eficaz para monitorear algunas especies de anfibios de hábitos terrestres.

5.1. Detectabilidad y relación entre atributos del hábitat y ocupación

En general la probabilidad de detección de las especies incluidas en el monitoreo, así como la de anfibios como grupo, fue alta (la mínima 0,21 y la máxima 0,38) en relación con lo que se observa frecuentemente para otros taxa que son frecuentemente monitoreados en la Reserva Costera Valdiviana. Por ejemplo, la probabilidad de detección de mamíferos de mayor tamaño corporal suele ser inferior al 20% en la RCV (ver Silva-Rodríguez *et al*. 2018, Riquelme 2020). Sin perjuicio de lo anterior, y en consideración a las recomendaciones de MacKenzie *et al*. (2017), dadas las combinaciones de ocupación y probabilidad de detección registradas, podría ser recomendable aumentar la duración de los muestreos (y por consiguiente el número de ocasiones de muestreo), lo que permitiría reducir la incertidumbre en detección y aumentar la precisión de las estimaciones. Por otro lado, los análisis del componente de detección de los modelos de *E. vertebralis*, sugieren que la detectabilidad aumenta cuando es mayor el número de personas que participan del muestreo, y es menor cuando llueve. Lo primero era esperable, siendo un supuesto apoyado por diversos estudios, entre ellos Doan (2003). Por el contrario, con respecto a lo último, algunos autores asumen que los anfibios están más activos en época de lluvias, dadas las condiciones de temperatura y humedad (e.g., Rueda *et al.*2006), por lo que el resultado obtenido podría deberse a una mayor dificultad de búsqueda para los participantes del monitoreo bajo escenarios de precipitaciones, como se explica en Schmidt (2005). Dichas variables se pueden tomar en consideración para monitoreos futuros, con el fin de aumentar la probabilidad de detección (Tanadini y Schmidt 2011), ajustando los muestreos (si es posible) en horarios donde pueda participar un mayor número de personas y sin precipitaciones.

En el caso específico de *A. valdiviensis,* fue posible estimar ocupación y además presenta probabilidades de detección relativamente altas. Si bien en el análisis generado con todos los sitios de muestreo la ocupación fue relativamente baja (Tabla 3), esto se explica debido a que este anfibio se encuentra claramente asociado a los sectores de mayor altitud, lo cual se demuestra en el análisis de ocupación con los datos de sitios altos, asimismo, los resultados obtenidos se respaldan en lo descrito por Formas *et al.* (2002), con respecto al hábitat de esta especie. Considerando que existe escasa información sobre *A. valdiviensis* (Olivares *et al.* 2014, Charrier 2019), y que dentro de las especies para las cuales este monitoreo es adecuado es la única que se encuentra catalogada En Peligro (RCE 2022, IUCN 2022), se propone considerar la posibilidad de aumentar los puntos de monitoreo en las zonas altas de la reserva (actualmente se monitorean 16 sitios sobre los 500 msnm). Lo anterior permitiría contar con un monitoreo que presente mayor sensibilidad para detectar potenciales cambios en el área ocupada por esta especie.

En términos de las características de hábitat que inciden en la ocurrencia de los anfibios, los mejores modelos para las tres especies estudiadas sugieren que la altitud es la covariable que mejor explica la ocupación de hábitats (entre las covariables analizadas). Sin embargo, no es del todo claro cuál es el mecanismo biológico que explica este patrón, por cuanto no fue posible incluir covariables de microhábitat que suelen ser relevantes para el uso del espacio de anfibios, como por ejemplo estructura de la vegetación (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2019), tipo de sustrato (e.g., rocas, troncos caídos, hojarasca; Velasco *et al.* 2018), distancia a cuerpos de agua (Davies *et al.* 2019), y microclima (e.g., temperatura, humedad; Crossland *et al.* 2005, Pellet y Schmidt 2005, Tanadini y Schmidt 2011, Guimarães *et al.* 2014). Las covariables mencionadas anteriormente podrían ser incorporadas en estudios futuros para comprender mejor el uso de algunas especies en la RCV.

Nuestros resultados demuestran que las plantaciones de eucaliptus no afectan negativamente la probabilidad de ocupación de *E. roseus* y *E. vertebralis* en la RCV. Lo anterior podría ser explicado por el hecho de que dichas plantaciones se encuentran sin manejo durante al menos 20 años y en consecuencia poseen denso sotobosque nativo (Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Silva-Rodríguez *et al.* 2019). Es también importante señalar que observaciones anecdóticas sugieren que *E. roseus* es una especie relativamente tolerante a la degradación del bosque nativo, por ejemplo, siendo una especie común en parques urbanos, entre ellos Parque Urbano El Bosque (Morales *et al.* 2022), Parque Saval y Arboretum (Holzapfel 2007) de la ciudad de Valdivia, ubicada aproximadamente a 45 km de nuestro sitio de estudio. Es importante destacar que dichos parques urbanos se caracterizan por presentar o haber presentado recientemente algún nivel de manejo de la vegetación (e.g., raleo) y una mezcla de especies vegetales nativas y exóticas, además de contar con pequeños esteros cerca de los cuales los individuos

de esta especie se reproducen. En cualquier escenario, y tal como se ha sugerido anteriormente en relación con otras especies de fauna presente en la RCV (Silva-Rodríguez *et al*. 2019), nuestros resultados en plantaciones abandonadas no deberían extrapolarse a plantaciones comerciales que presentan un tipo de manejo del hábitat completamente diferente al de la RCV.

5.2. Importancia del monitoreo efectuado el año 2022

5.2.1. Importancia para la Reserva Costera Valdiviana

Los resultados obtenidos mediante el presente estudio otorgan información inicial para el indicador de ocupación del objeto de conservación anfibios de bosque en marco del plan de monitoreo de anfibios a largo plazo de la RCV. Lo anterior cobra gran importancia para la reserva, puesto que hasta la fecha existen importantes vacíos de conocimiento sobre los anfibios de bosque dentro de la RCV (TNC 2021a). El diseño empleado en el presente monitoreo fue capaz de resolver el problema fundamental que se produjo durante el piloto del año 2021, donde no fue posible ajustar modelos de ocupación. La principal diferencia es que, en el monitoreo piloto se elaboraron las historias de detección en función de cada observador, en contraste al año 2022, donde se construyeron en base a la subdivisión temporal del período de muestreo.

El programa de monitoreo, en su formato actual, permitió la estimación de la tasa de ocupación para tres de las doce especies incluidas en el objeto de conservación anfibios de bosque (ver Tabla 3). Estas tres especies corresponden a anfibios terrestres que suelen encontrarse bajo troncos, rocas y hojarasca (Charrier 2019, TNC 2021a). Esto se explica debido a que el diseño de monitoreo está enfocado exclusivamente en ambientes terrestres (TNC 2021b), lo cual es consecuencia de limitaciones logísticas relacionadas con la ejecución del monitoreo, por lo que se optó por utilizar los puntos de las cámaras trampas (pensadas para detectar mamíferos). Otras especies que se encuentran fuertemente asociadas a cuerpos de agua dentro del bosque, tales como *Telmatobufo australis* (especie detectada en 2021), *Hylorina sylvatica* e *Insuetophrynus acarpicus* (Lobos *et al.* 2013, Charrier 2019), o que presentan distribuciones muy parchosas, como *Rhinoderma darwinii* (Soto-Azat *et al*. 2013b), podrían requerir un diseño de monitoreo diferente al utilizado en el presente estudio. Para aquello, una alternativa es realizar un diseño estratificado. Por ejemplo, para *R. darwinii* se podría seleccionar un porcentaje mayor de sitios con bosque nativo maduro (lugar donde dicha especie es más abundante; ver Valenzuela-Sánchez *et al*. 2018a, 2022), y para *H. sylvatica*, *I. acarpicus* y *T. australis* se podría seleccionar un porcentaje de sitios

cercanos a cuerpos de agua. A pesar de que el diseño actual no es el ideal para todas las especies de anfibios de bosque, es un buen punto de partida y queda demostrado que es ejecutable y factible de implementar. Cabe recalcar que la finalidad del monitoreo implementado no es realizar un estudio científico, sino que seguir en el tiempo el estado de los anfibios de bosque dentro de la reserva, con un diseño tal que permita ser ejecutado íntegramente por guardaparques y con los recursos disponibles de un área protegida (TNC 2021ab). En consecuencia, posibles modificaciones al diseño actualmente en uso deberán considerar estas limitantes e incorporarlas al diseño.

5.2.2. Importancia para el conocimiento de anfibios a nivel nacional y global

La ejecución exitosa del presente monitoreo representa un avance importante a nivel nacional en relación con la conservación de anfibios. El presente monitoreo es pionero en su tipo a nivel nacional, y a pesar de estar en sus inicios, tiene el potencial de proporcionar información valiosa sobre algunas especies, contribuyendo al conocimiento existente de algunos anfibios que habitan en el país, lo cual en un futuro puede permitir dirigir los esfuerzos de conservación de manera efectiva en otras áreas fuera de la reserva donde habiten dichas especies, contribuyendo a la conservación de los anfibios en Chile. Además, se abre la posibilidad a que el diseño de muestreo descrito en este estudio sirva como ejemplo y aprendizaje para futuras iniciativas de monitoreo de anfibios en otras áreas protegidas en Chile (con ciertos ajustes metodológicos según el área y objetivos).

Una de las fortalezas más importantes del presente monitoreo es que es un ejemplo piloto del diseño e implementación de un monitoreo de anfibios ejecutado en colaboración entre científicos y practicantes de la conservación, que en este caso son los guardaparques. Existen diversos estudios que demuestran la importancia de este tipo de monitoreos colaborativos (e.g., Hahn *et al.* 2006, Cook *et al.* 2013, Brunson y Baker 2016, Beier *et al*. 2017), donde se sugiere que la colaboración es crucial en el campo de la conservación del medio ambiente, ya que combina el conocimiento científico con la experiencia práctica en terreno, donde todos los participantes cumplen un papel relevante en el monitoreo con la finalidad de proveer información clave para el manejo de un área protegida. En nuestro estudio, la labor del equipo de guardaparques es crucial, quienes desempeñan un papel esencial en el monitoreo, siendo los principales responsables de ejecutar el muestreo en su totalidad, aportando con su conocimiento local, experiencia en la gestión de áreas protegidas y su capacidad para implementar las actividades de monitoreo de manera efectiva. Por otro lado, los científicos aportan con su experiencia en el diseño de la metodología, la recopilación y el análisis de los datos obtenidos en terreno, como la interpretación de

los resultados. Este tipo de proyectos colaborativos puede aumentar la probabilidad de proveer evidencia científica que sea efectivamente utilizable en conservación, llevando a una mejor toma de decisiones (Wall *et al*. 2017). Además, como señala Enquist *et al.* (2017), este tipo de esfuerzos colaborativos fomentan la confianza y compromiso de las partes involucradas, lo cual resulta crítico al momento de sostener programas de monitoreo de largo plazo.

6. CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que el monitoreo de anfibios ejecutado el año 2022 en la Reserva Costera Valdiviana se implementó exitosamente, entregando información valiosa sobre algunas especies de anfibios presentes en esta área protegida privada. Sin perjuicio de lo anterior, se puede evaluar aplicar un diseño de monitoreo estratificado y un aumento en el número de sitios de muestreo, con la finalidad de incrementar datos para ajustar modelos ocupacionales en otras especies. También se puede evaluar un aumento en el tiempo de muestreo de cada sitio, de modo de permitir incrementar el número de ocasiones de muestreo con la finalidad de reducir la incertidumbre en detección. Considerando los resultados obtenidos, se evidencia que el monitoreo actual es adecuado para un subconjunto de especies de hábitos terrestres y de fácil detección. En vista del rol de la altitud en la presencia de anfibios en la RCV y el hecho de que hay pocos puntos de monitoreo ubicados en zonas altas, pero que estas zonas son usadas por una de las especies prioritarias y con gran potencial de investigación, se recomienda considerar para los futuros monitoreos aumentar el esfuerzo de muestreo en dichos sectores.

7. REFERENCIAS

Abarca JG. 2021. Anfibios en peligro: amenazas y estrategias efectivas de conservación. *Biocenosis* 32(1): 33-45.

Adams MJ, E Muths. 2019. Conservation research across scales in a national program: How to be relevant to local management yet general at the same time. *Biological conservation* 236: 100-106.

Adams MJ, ND Chelgren, D Reinitz, RA Cole, LJ Rachowicz, S Galvan, ..., M Leu. 2010. Using occupancy models to understand the distribution of an amphibian pathogen, *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Ecological Applications* 20(1): 289-302.

Alroy J. 2015. Current extinction rates of reptiles and amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(42): 13003-13008.

Bacigalupe LD, IA Vásquez, SA Estay, A Valenzuela-Sánchez, M Alvarado-Rybak, A Peñafiel-Ricaurte, AA Cunningham, C Soto-Azat. 2019. The amphibian-killing fungus in a biodiversity hotspot: Identifying and validating high-risk areas and refugia. *Ecosphere* 10(5): e02724.

Bailey LL, DI MacKenzie, JD Nichols. 2014. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5(12): 1269-1279.

Bailey LL, TR Simons, KH Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14(3): 692-702.

Baillie J, C Hilton-Taylor, SN Stuart. 2004. 2004 IUCN red list of threatened species: A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 56-59 p.

Barata IM, RA Griffiths, MS Ridout. 2017. The power of monitoring: optimizing survey designs to detect occupancy changes in a rare amphibian population. *Scientific Reports* 7(1): 16491.

Beebee TJ, RA Griffiths. 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology?. *Biological conservation* 125(3): 271-285.

Beier P, LJ Hansen, L Helbrecht, D Behar. 2017. A how-to guide for coproduction of actionable science. *Conservation Letters* 10(3): 288-296.

Bishop PJ, A Angulo, JP Lewis, RD Moore, GB Rabb, JG Moreno. 2012. The Amphibian Extinction Crisis-what will it take to put the action into the Amphibian Conservation Action Plan?. *S.A.P.I.E.N.S.* 5: 2.

Brunson MW, MA Baker. 2016. Translational training for tomorrow's environmental scientists. *Journal of Environmental Studies and Sciences* 6: 295-299.

Burnham KP, DR Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical-theoretical approach. Second edition. New York, USA. Springer.

Catenazzi A. 2015. State of the world's amphibians. *Annual Review of Environment and Resources* 40(1): 91-119.

Cayuela H, A Besnard, A Bechet, V Devictor, A Olivier. 2012. Reproductive dynamics of three amphibian species in Mediterranean wetlands: the role of local precipitation and hydrological regimes. *Freshwater Biology* 57(12): 2629-2640.

Cayuela H, B Monod-Broca, JF Lemaître, A Besnard, JM Gippet, BR Schmidt, ..., JP Léna. 2022. Compensatory recruitment allows amphibian population persistence in anthropogenic habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119(38): e2206805119.

Charrier A. 2019. Anfibios de los Bosques de la Zona Centro Sur y Patagonia de Chile. Guía de campo. Biobío-Ñuble, Chile. Ediciones Corporación Chilena de la Madera. p. 17-23, 63, 126-128.

Collins JP, ML Crump, TE Lovejoy. 2009. Extinction in Our Times: Global Amphibian Decline. Oxford, USA. Oxford University Press. p. 59-90.

Cook CN, MB Mascia, MW Schwartz, HP Possingham, RA Fuller. 2013. Achieving conservation science that bridges the knowledge–action boundary. *Conservation Biology* 27(4): 669-678.

Corn PS, RB Bury. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Report PNW-GTR 256. Portland, Oregon, USA. 34 p.

Crossland MR, DL MacKenzie, AS Holzapfel. 2005. Assessment of site-occupancy modeling as a technique to monitor Hochstetter's frog (*Leiopelma hochstetteri*) populations. Wellington, New Zealand. Department of Conservation. p. 23.

Davies SJ, MP Hill, MA McGeoch, S Clusella-Trullas. 2019. Niche shift and resource supplementation facilitate an amphibian range expansion. *Diversity and Distributions* 25(1): 154-165.

Delgado C. 2005. Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. p. 3-5.

Delgado C. 2010. Plan de Manejo de la Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.

Doan TM. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna?. *Journal of herpetology* 37(1): 72-81.

Dodd Jr CK. 2010. Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford, USA. Oxford University Press. p. 10-15.

Enquist CA, ST Jackson, GM Garfin, FW Davis, LR Gerber, JA Littell, ..., MR Shaw. 2017. Foundations of translational ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(10): 541-550.

Ficetola GF, R Manenti, P Taberlet. 2019. Environmental DNA and metabarcoding for the study of amphibians and reptiles: species distribution, the microbiome, and much more. *Amphibia-Reptilia* 40(2): 129-148.

Fiske I, R Chandler. 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software* 43: 1-23.

Formas JR, CC Cuevas, LM Brieva. 2002. A new species of Alsodes (Anura: Leptodactylidae) from Cerro Mirador, Cordillera Pelada, southern Chile. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 115(4): 708-719.

Grant EHC, DA Miller, BR Schmidt, MJ Adams, SM Amburgey, T Chambert, …, E Muths. 2016. Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. *Scientific reports* 6(1): 1-9.

Gratwicke B, MJ Evans, PT Jenkins, MD Kusrini, RD Moore, J Sevin, DE Wildt. 2010. Is the international frog legs trade a potential vector for deadly amphibian pathogens?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(8): 438-442.

Guimarães M, PF Doherty, R Munguía-Steyer. 2014. Strengthening population inference in herpetofaunal studies by addressing detection probability. *South American Journal of Herpetology* 9(1): 1-8.

Hahn T, P Olsson, C Folke, K Johansson. 2006. Trust-building, knowledge generation and organizational innovations: the role of a bridging organization for adaptive comanagement of a wetland landscape around Kristianstad, Sweden. *Human ecology* 34: 573-592.

Hamer AJ, MJ McDonnell. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological conservation* 141(10): 2432-2449.

Heyer R, MA Donnelly, R McDiarmid, LC Hayek, M Foster. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians. Washington, USA. Smithsonian Institution. Chapter 6.

Hof C, M Araújo, W Jetz, C Rahbek. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480(7378): 516-519.

Holzapfel C. 2007. Diferenciación Haploptípica de *Eupsophus roseus* (Anura: Neobatraquia) a través de Secuencias Nucleotídicas de la Región Control Mitocondrial. Tesis de Licenciada en Ciencias Biológicas. Valdivia, Chile, Falcultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 59 p.

Houlahan J, CS Findlay, BR Schmidt, AH Meyer, SL Kuzmin. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404(6779): 752-755.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. Consultado 18 may. 2023. Disponible en http://www.iucnredlist.org.

Kéry M, JA Royle. 2016. Distribution, abundance, and species richness in ecology. *In* Kéry M, JA Royle eds. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS. Volume 1. Boston, USA. Academic Press. 29 p.

Kéry M, M Schaub. 2012. Estimation of occupancy and species distributions from detection/nondetection data in metapopulation designs using site-occupancy models. *In* Kéry M, M Schaub eds. Bayesian population analysis using WinBUGS. Boston, USA. Academic Press. p. 413-461.

Lips KR, JK Reaser, BE Young, R Ibáñez. 1999. El monitoreo de anfibios en América Latina. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. *Herpetological Circular* 30(11): 1-115.

Lobos G, M Vidal, C Correa, A Labra, H Díaz-Páez, A Charrier, F Rabanal, S Díaz, C Tala. 2013. Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente. Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología. Santiago, Chile. p. 9, 15, 38, 42, 63-65.

MacKenzie DI, JD Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1): 461-467.

MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew-Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.

MacKenzie DI, JD Nichols, JA Royle, KH Pollock, LL Bailey, JE Hines. 2017. Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence. 2ª Ed. London, UK. Elsevier Academic Press. 648 p.

MacKenzie DI, LL Bailey, JE Hines, JD Nichols. 2011. An integrated model of habitat and species occurrence dynamics. *Methods in Ecology and Evolution* 2(6): 612-622.

Mazerolle MJ. 2023. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-2. Disponible en https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg.

Mazerolle MJ, LL Bailey, WL Kendall, JA Royle, SJ Converse, JD Nichols. 2007. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41(4): 672-689.

McCallum ML. 2007. Amphibian Decline or Extinction? Current Declines Dwarf Background Extinction Rate. *Journal of Herpetology* 41(3): 483-491.

Morales G, V Vargas, D Espejo, V Poblete, JA Tomasevic, F Otondo, JG Navedo. 2022. Method for passive acoustic monitoring of bird communities using UMAP and a deep neural network. *Ecological Informatics* 72: 101909.

Muths E, AL Gallant, EH Grant, WA Battaglin, DE Green, JS Staiger, SC Walls, MS Gunzburger, RF Kearney. 2006. The Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI): 5-year report. US Geological Survey. Scientific Investigations Report 2006-5224. p. 4-6.

Muths E, RE Jung, LL Bailey, MJ Adams, PS Corn, CK Dodd Jr, …, DE Green. 2005. Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI): A successful start to a national program in the United States. USGS Staff. *Published Research* 129.

Neam K, A Borzée. 2021. IUCN Red List update!. *FrogLog* 28(1): 6.

O'Hanlon SJ, A Rieux, RA Farrer, GM Rosa, B Waldman, A Bataille, MC Fisher. 2018. Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. *Science* 360(6389): 621-627.

Olivares ÁP, NI González, SP Torres, CC Carrillo, JJ Nuñez. 2014. Nuevos registros geográficos de la rana de pecho espinoso de Cordillera Pelada, *Alsodes valdiviensis* Formas, Cuevas & Brieva, 2002 (Amphibia: Alsodidae) y evaluación de su estado de conservación. *Boletín de Biodiversidad de Chile* (9): 11-20.

Pellet J, BR Schmidt. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* 123(1): 27-35.

Petitot M, N Manceau, P Geniez, A Besnard. 2014. Optimizing occupancy surveys by maximizing detection probability: application to amphibian monitoring in the Mediterranean region. *Ecology and evolution* 4(18): 3538-3549.

Pilliod DS, CS Goldberg, RS Arkle, LP Waits. 2013. Estimating occupancy and abundance of stream amphibians using environmental DNA from filtered water samples. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(8): 1123-1130.

Pilliod DS, CS Goldberg, RS Arkle, LP Waits. 2014. Factors influencing detection of eDNA from a stream-dwelling amphibian. *Molecular ecology resources* 14(1): 109-116.

R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponible en https://www.R-project.org/.

RCE (Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres, CL). 2022. Clasificación de Especies. Ministerio del Medio Ambiente. Consultado 04 jul. 2022. Disponible en https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/.

Reinke BA, H Cayuela, FJ Janzen, JF Lemaître, JM Gaillard, AM Lawing, …, DA Miller. 2022. Diverse aging rates in ectothermic tetrapods provide insights for the evolution of aging and longevity. *Science* 376(6600): 1459-1466.

Riquelme FA. 2020. Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 30 p.

Rueda JV, F Castro, C Cortez. 2006. Técnicas para el inventario y muestreo de anfibios: Una compilación. *In* Angulo A, JV Rueda-Almonacid, E Rodríguez-Mahecha, E La Marca eds. Técnicas de Inventario y Monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo Nº2. Bogotá, Colombia. Panamericana Formas e Impresos S.A. p. 137-157.

Scheele BC, F Pasmans, LF Skerratt, L Berger, AN Martel, W Beukema, …, S Canessa. 2019. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science* 363(6434): 1459-1463.

Schmidt BR. 2003. Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. *Comptes Rendus Biologies* 326: 119-124.

Schmidt BR. 2005. Monitoring the distribution of pond-breeding amphibians when species are detected imperfectly. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(6): 681-692.

Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.

Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103-110.

Silva-Rodríguez EA, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, OA Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. 2019. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. *In* Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Chile. Editorial Universidad de Los Lagos. p. 361-382.

Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy. Valdivia, Chile. p. 12-19.

Soto-Azat C, A Valenzuela-Sánchez, BT Clarke, K Busse, JC Ortiz, C Barrientos, AA Cunningham. 2013a. Is Chytridiomycosis driving Darwin's frogs to extinction?. *PloS one* 8(11): e79862.

Soto-Azat C, A Valenzuela-Sánchez, B Collen, JM Rowcliffe, A Veloso, AA Cunningham. 2013b. The population decline and extinction of Darwin's frogs. *PLoS one* 8(6): e66957.

Soto-Azat C, A Valenzuela-Sánchez, JC Ortiz, H Díaz-Páez, A Charrier, C Correa, C Cuevas, G Lobos, MA Méndez, M Penna, A Peñafiel-Ricaurte, F Rabanal, CM Vélez, MA Vidal, A Angulo. 2015. ASG Chile Leads Update of the Extinction Risk of Chilean Amphibians for The IUCN Red List of Threatened Species. *FrogLog* 23(4): 6-7.

Stebbins RC, NW Cohen. 1995. A natural history of amphibians. New Jersey, USA. Princeton University Press. p. 107.

Steelman CK, ME Dorcas. 2010. Anuran calling survey optimization: developing and testing predictive models of anuran calling activity. *Journal of Herpetology* 44(1): 61-68.

Stuart SN, JS Chanson, NA Cox, BE Young, AS Rodrigues, DL Fischman, RW Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306(5702): 1783-1786.

Tanadini LG, BR Schmidt. 2011. Population size influences amphibian detection probability: implications for biodiversity monitoring programs. *PloS one* 6(12): e28244.

TNC (The Nature Conservancy, CL). 2021a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. p. 4-10, 73-80, 100.

TNC (The Nature Conservancy, CL). 2021b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. p. 11-14.

Valenzuela-Sánchez A, BR Schmidt, C Pérez, T Altamirano, V Toledo, Í Pérez, S Teillier, AA Cunningham, C Soto-Azat. 2019. Assessing habitat quality when forest attributes have opposing effects on abundance and detectability: A case study on Darwin's frogs. *Forest Ecology and Management* 432: 942-948.

Valenzuela-Sánchez A, BR Schmidt, DE Uribe-Rivera, F Costas, AA Cunningham, C Soto-Azat. 2017. Cryptic disease-induced mortality may cause host extinction in an apparently stable host–parasite system. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1863): 2017117.

Valenzuela-Sánchez A, C Soto-Azat, AA Cunningham, S Delgado, LD Bacigalupe, J Beltrand, ..., H Cayuela. 2022. Interpopulation differences in male reproductive effort drive the population dynamics of a host exposed to an emerging fungal pathogen. *Journal of Animal Ecology* 91(2): 308-319.

Valenzuela-Sánchez A, S Delgado, J Bertrand, F Costas, DE Uribe, C Soto-Azat. 2018a. Monitoreo a largo plazo de poblaciones de Ranita de Darwin (*Rhinoderma darwinii*) en el Monumento Natural Contulmo y Reserva Forestal Contulmo. Reporte periodo 2014-2018. ONG Ranita de Darwin, Chile. *Boletín Nahuelbuta Natural* 5: 2.

Valenzuela-Sánchez A, S O'Hanlon, M Alvarado-Rybak, DE Uribe-Rivera, AA Cunningham, MC Fisher, C Soto-Azat. 2018b. Genomic epidemiology of the emerging pathogen *Batrachochytrium*

dendrobatidis from native and invasive amphibian species in Chile. *Transboundary and Emerging Diseases* 65: 309-314.

Velasco MA, I Berkunsky, MV Simoy, S Quiroga, G Bucciarelli, L Kats, FP Kacoliris. 2018. The rainbow trout is affecting the occupancy of native amphibians in Patagonia. *Hydrobiologia* 817(1): 447-455.

Wake DB, VT Vredenburg. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(1): 11466-11473.

Wall TU, E McNie, GM Garfin. 2017. Use-inspired science: making science usable by and useful to decision makers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(10): 551-559.

Weir LA, JA Royle, P Nanjappa, RE Jung. 2005. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland. *Journal of Herpetology* 39(4): 627-639.

ANEXOS

Anexo 1. Ficha de registro de anfibios de la Reserva Costera Valdiviana.

Ficha Registros Anfibios Reserva Costera Valdiviana

Datos generales

ID sitio: _____ Fecha: _____ Hora inicio: _____

Tipo búsqueda (marcar con una X la que corresponda)

Limitada por tiempo ( ) Tiempo de búsqueda: _____

Limitada por área ( ) Área de búsqueda: _____

Condiciones metereológicas

Despejado	Parcial	Nublado	Llovizna	Lluvia	Otro (especificar)

Tipo hábitat

Bosque nativo primario	Bosque nativo secundario	Plantación	Mixto	Humedal

Arroyo	Pastizal	Otro (especificar)	Observaciones: _____

Anfibios encontrados

Investigador: _____

Código	Especie	Edad	Hora

Investigador: _____

Código	Especie	Edad	Hora

Investigador: _____

Código	Especie	Edad	Hora

Investigador: _____

Código	Especie	Edad	Hora

Observaciones: _____

_____

Código especies

Alsodes valdiviensis (AV)	Hylorina sylvativa (HS)	Rhinoderma darwinii (RD)
Batrachyla leptopus (BL)	Batrachyla antartandica (BA)	Batrachyla taeniata (BT)
Eupsophus roseus (ER)	Eupsophus calcaratus (EC)	Eupsophus vertebralis (EV)
Calyptocephalella gayi (CG	Pleurodema thaul (PT)	Telmatobufo australis (TA)
Insuetophrynus acarpicus (IA)		

Anexo 2. Kit de captura. Imágenes de referencia de un kit con su contenido para una especie, el cual incluye una bolsa plástica nueva, una pinza, un par de guantes de nitrilo y un papel con el código único.

Anexo 3. Otros modelos evaluados para *A. valdiviensis.*

3.1. Segundo mejor modelo con set de datos cortado sobre 500 msnm (16 sitios de monitoreo en total).

Parámetro		Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,06	0,62	0,10	0,92
p	Intercepto	-0,96	0,46	-2,06	0,04
	Lluvia (Si)	1,30	1,08	1,20	0,23

3.2. Selección del mejor modelo, donde se incluyeron los datos de los 60 sitios de monitoreo.

Modelo	k	AICc	ΔAICc	ω_i
p(1), Ψ(1)	2	91,83	0,00	0,49
p(Lluvia), Ψ(1)	3	93,11	1,28	0,26
p(Personas), Ψ(1)	3	94,01	2,18	0,16
*p(*Personas, Lluvia), Ψ(1)	4	95,25	3,42	0,09

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; ΔAICc: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i: Peso de Akaike del modelo.

3.3. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para estimar ocupación. Análisis se realizó con el set de datos completo (60 sitios).

Parámetro		Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	-1,84	0,44	-4,22	< 0,001
p	Intercepto	-0,77	0,44	-1,78	0,08

Anexo 4. Otros modelos evaluados para *E. roseus.*

4.1. Segundo mejor modelo.

Parámetro		Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	1,03	0,77	1,35	0,18
	AltCat	-3,29	1,26	-2,61	0,009
p	Intercepto	-1,14	0,34	-3,29	0,001
	Personas (4)	-0,47	0,44	-1,07	0,28

4.2. Tercer mejor modelo.

Parámetro		Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,93	0,71	1,31	0,19
	AltCat	-3,28	1,00	-2,67	0,008
p	Intercepto	-1,17	0,35	-3,37	< 0,001
	Lluvia (Si)	-0,36	0,45	-0,80	0,43

4.3. Cuarto mejor modelo.

Parámetro		Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,66	0,77	0,86	0,39
	Veg (Plantación)	0,67	1,19	0,56	0,57
	AltCat	-2,97	1,27	-2,34	0,02
p	Intercepto	-1,31	0,30	-4,43	< 0,001

Anexo 5. Otros modelos evaluados para *E. vertebralis.*

5.1. Segundo mejor modelo.

Parámetro		Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,74	0,38	1,94	0,05
p	Intercepto	-0,98	0,31	-3,13	0,002
	Personas (4)	0,80	0,37	2,15	0,03
	Lluvia (Si)	-0,78	0,38	-2,03	0,04

Folio017038

LOS PECES DE LAS RIBERAS ESTUARIALES DEL RIO LINGUE, MEHUIN, CHILE (1)

por

Germán **Pequeño**

Instituto **de** Zoología, Universidad Austral **de** Chile, Casilla **567,** Valdivia, **Chile.**

Résumé

L'étude porte sur les poissons **de** l'estuaire de la rivière Lingue **(39°26' S, 73°14'W)** des côtes du Chili, à une profondeur maximale de **1,20** m, **en** cinq stations comprises entre un et cinq Kilomètres de l'embouchure. Pour chaque station, un échantillon de l'année a été prélevé entre novembre 1976 et novembre 1977. Les conditions bathymétriques de la région estuarienne et les températures de la mer avoisinante sont indiquées.

L'objectif était la détermination des poissons des rivages de l'estuaire, leur abondance relative en espèces variées, en nombre d'individus, en biomasse ainsi qu'en taille pour chaque espèce. *Eleginops maclouinus* (Valenciennes, 1830) est l'espèce la plus abondante avec 58,9 p. 100, suivie de *Galaxias maculatus* (Jenyns, 1842) avec 23,4 p. 100, puis *Odontesthes regia* (Humboldt, 1833) avec 17,7" p. 100. Les rapports en poids sont de 69,7, 19,0 et 11,2, respectivement. *E. maclovinus* présente un certain nombre de stades postlarvaires et aussi des juvéniles, ce qui permet d'affirmer que l'endroit est une pépinière naturelle pour cette espèce. Parmi les *G. maculatus,* on trouve des juvéniles et des adultes, parmi les ***O.*** *regia,* des postlarves et de grands juvéniles. Ainsi peut-on penser qu'une partie au moins du développement initial s'accomplit **sur** place.

Des données sur la distribution géographique des espèces sont indiquées et l'auteur a tenté de caractériser l'estuaire. Les trois espèces sont commercialisées. Certains renseignements sont donnés **sur** d'autres espèces également observées et s'accompagnent des données d'autres auteurs pour constituer un schéma d'ensemble. Il est ainsi conseillé l'étude de milieux similaires dans les estuaires du Centre-Sud du Chili et une lutte contre la pollution dans l'estuaire de la rivière Lingue.

Introducción

Chile es un país largo y angosto. Innumerables ríos de corto trayecto cruzan su territorio y desembocan en el Océano Pacífico, muchos de ellos forman deltas y estuarios de mayor o menor envergadura. Las desembocaduras estuariales alcanzan mayor tamaño a medida que el caudal de los ríos aumenta, lo que naturalmente sucede hacia el sur de Chile. La zona comprendida entre el río Aconcagua (32°55'S; 71°32'W) y el Maullín (41°36'S; 73°40'W) presenta una serie de estuarios cuyas condiciones bióticas y abióticas casi no han sido estuadiadas. En relación con los peces sólo podemos citar dos

(1) Resultados parciales Proyecto **S-78-8** de la Universidad **Austral de** Chile.

Folio017039

trabajos relativamente recientes (Fischer, 1963; Duarte et al., 1971), que entregan aportes sobre la historia natural de peces de estuarios, el primero fué realizado en el riachuelo de Lenga provincia de Concepción y el segundo en el río Maipo, cerca de Santiago. Los peces estudiados en ambos casos no se refirieron exclusivamente al sector estuarial de cada lugar, sino que lo excedieron hacia aguas interiores. Al sur del río Maullín, prácticamente se encuentran los canales del sur de Chile y, por el momento, no conocemos trabajos sobre ictiología estuarial de esa amplia región.

La región valdiviana, ubicada alrededor de los 40°S, ha sido señalada con anterioridad como de gran interés por mostrar cambios en la composición de especies de la ictiofauna, tanto hacia el norte como hacia el sur de esa latitud (Pequeño, 1978a). Allí, en la desembocadura de los ríos Queule (39°23'S; 73°14'W), Lingue (39°26'S; 73°14'W), Calle-Calle (=Valdivia) (39°48'S; 73°16'W), Chaihuín (39°56'S; 73°35'W), Bueno (40"13'S; 73°43'W) y otros menores, se hallan aguas esturiales. La mejor conocida por su importancia para la población humana y por su gran tamaño, es la del río Calle-Calle. En una extensión de costa no inferior a los 400 km existe la serie de estuarios mencionados, cuyo conocimiento biótico y abiótico debe incrementarse para una mejor interpretación de los múltiples fenómenos litorales en que ellos influyen, como por ejemplo la distribución de las especies.

Por otro lado "los estuarios poseen una función biológica irreemplazable en la produción y el desarrollo de numerosas especies a tal punto que son reconocidos como criaderos" (Martin, 1977) y su "contribución a las pesquerías a través de las posturas y crianzas son ampliamente reconocidas" (Woodwell et al., 1973), lo cual estimula la realización de investigaciones científicas en estuarios relativamente poco intervenidos. También la ubicación de importantes zonas estuariales en el litoral chileno al sur de los 35° (McHugh, 1967), señala la posibilidad de un potencial casi desconocido que abre las perspectivas para un uso adecuado, de acuerdo con los resultados de prospecciones e investigaciones bien planificadas para cumplir este objetivo.

Muchas ciudades del mundo se ubican en la orilla de ríos importantes o muy cerca de sus desembocaduras. El crecimiento de las ciudades no solo conlleva el uso indiscriminado de los recursos acuáticos a la mano, sino también el deterioro de ese ambiente acuático por la producción de deshechos que son arrojados a esas aguas. Esto es válido para muchos casos. En Chile existen antecedentes en éste sentido, que son un presagio del mal uso de sus estuarios en los cuales se han encontrado sustancias tóxicas para los seres vivos (Arriaga, 1976; Hoffmann, 1978). Se corre el riesgo de olvidar que sus ríos son de tramo corto, por la estrechez de la franja territorial entre los Andes y el Océano Pacífico y así, al sobrecargarlos de deshechos, dañar tanto a pequeños como a grandes estuarios.

El objeto de ésta contribución es presentar antecedentes acerca de los peces de un sector muy particular y restringido, en un estuario de la zona de transición climática de Chile cercano a los 40°S. Obser-

Folio017040

vaciones en el terreno registraron la presencia de gran cantidad de peces juveniles y se estimó necesario conocer cuales eran éstas especies y tener algunos parámetros de su abundancia relativa en esa zona estuarial sin industrias, donde la práctica de una pesquería artesanal de peces es de escala comercial reducida y la presencia de conglomerados humanos pequeños, con disponibilidad de otros recursos hídricos ajenos al sistema del rio Lingue.

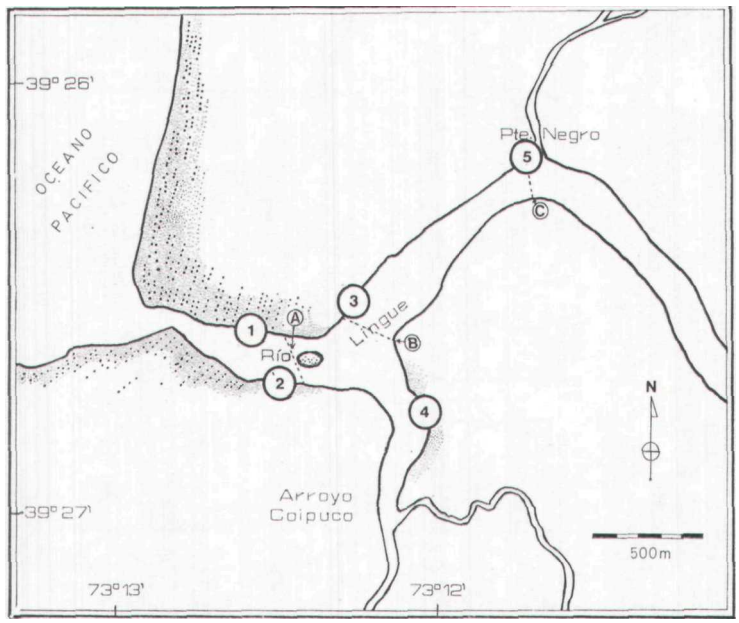


FIG. 1
Area geográfica del estudio.

Material y Métodos

El estudio se efectuó en un área distante entre 1 y 5 km de la desembocadura del río Lingue (Fig. 1), aproximadamente. Las estaciones de maestreo se fijaron luego de conocer los rangos de extensión de la zona estuarial (Bertrán, 1976) y de haber comprobado en el terreno las posibilidades de maniobra de acuerdo con el sustrato. Se usó una red fina, de malla de 1 mm, con un largo total de 10 m y un ancho total de 1.5m, de hilo nailon y color verde. Las muestras se tomaron el 10 de noviembre de 1976, 16 de marzo de 1977, 20 de junio de 1977 y 10 de agosto de 1977. Dos personas arrestraron la red por la orilla del río unos 20 m, aproximadamente, paralelamente a su borde, maniobra mediante la cual se iban embolsando los peces. El extremo mas sumergido de la red llegó a 1.20 m, aproximadamente, en las cinco estaciones señaladas en la Fig. 1. Al término de cada arrastre, la red fué sacada sobre la playa formando una bolsa en la cual estaban atrapados los peces. En el caso de las estaciones 2, 4 y 5 se usó esporádicamente un bote de plástico de 3 m de eslora, para apoyar la acción de arrastre. Cada muestra fué conservada en

Folio017041

formaldehído al 10 % en agua en el momento inmediato a la captura. El material etiquetado fué trasladado al Instituto de Zoología, en Valdivia, para su estudio.

El río Lingue desemboca en un sector litoral importante por su transición climática. Sabemos que por efectos de los sismos de 1960 esta desembocadura sufrió varias modificaciones como consecuencia del hundimiento de sus riberas, pero no conocemos una cuantificación de éstos cambios. Los lugares de muestreo de éste

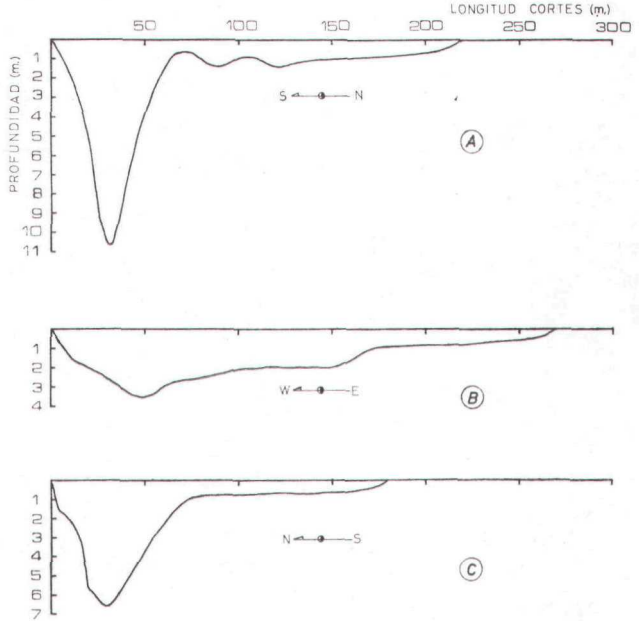


FIG. 2

Cortes batimétricos a través del estuario del río Lingue, cerca de las estaciones

estudio corresponden a orillas afectadas por los cambios señalados, numerados correlativamente desde el sector más cercano al mar, hasta el punto mas alejado de su desembocadura (Fig. 1).

Con el objeto de tener una visión del perfil transversal del río y de la ubicación del talveg respecto de la orilla, se estuadiaron los datos de tres cortes batimétricos, A, B y C, en las posiciones dibujadas en la misma Fig. 1, y que se hicieron en enero de 1973. Estos cortes entregan datos aproximados pues, al parecer, la morfometría del estuario sufre cambios en forma relativamente rápida, apreciables de un año a otro, según observaciones del autor. Los cortes se han esquematizado verticalmente en la Fig. 2, de modo que se observa que la menor inclinación d terreno muestreado apareció en las proximidades de la estación 1. En ese corte se observa también una de las mayores profundidades del estuario, que se ubica entre una pequeña isla y la ribera sur del río. Frente a la estación 3 el río no es muy profundo pero gana en ancho. Ninguno de los cortes batimétricos muestra el ancho exacto frente a cada lugar pues fueron hechos

Folio017042

con cierta oblicuidad en relación con el cauce del río. En la mas interior de las estaciones vuelve a observarse un aumento de la profundidad, pero esta vez hacia la orilla en que se hicieron los muestreos. Si se recuerda que la máxima profundidad de muestreo fue alrededor de 1.20 m se puede calcular la distancia de la orilla a que llegó el extremo más sumergido de la red. El área estudiada constituye entonces una pequeña porción estuarial, que no ha significado una alteración ambiental seria.

Por ser muy poco profundas las áreas estudiadas, los efectos del calor solar han sido considerados en la Fig. 3. Se observan allí los cambios de temperatura superficial habidos entre noviembre de

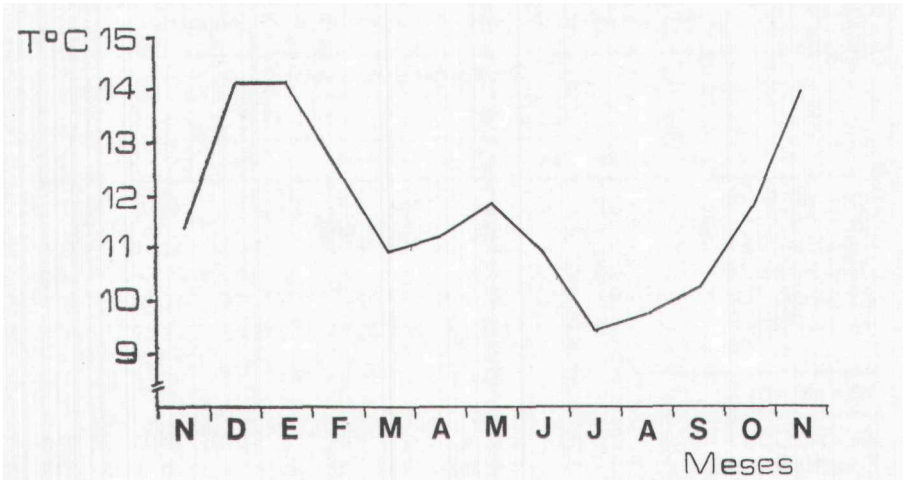


FIG. 3
Temperaturas del agua superficial en el sector marino de Mehuín, entre noviembre de 1976 y noviembre de 1977.

1976 y noviembre de 1977, en un punto del litoral ubicado en el sector marino de Mehuín, distante unos dos km de las estaciones de muestreo. Estos cambios calculados sobre promedios mensuales pueden ser homologados con las temperaturas superficiales del estuario (Román, 1977). Las máximas temperaturas se encontraron en enero de 1977, con 18.1°C y luego en noviembre de 1977 con 14.9°C. La temperatura minima se observó en julio de 1977 con 7.2°C y fué la única por debajo de los 8"C en todos los registros.

En cada estación del año se señala el número de individuos hallados por estación de colecta y, al lado, el porcentaje que ese número significa en la muestra total de primavera, verano, otoño e invierno, según sea el caso. También se señalan los totales parciales para cada estación del año, por las cinco estaciones de colecta. Finalmente, se presenta un resumen de las cuatro estaciones del año por estaciones de colecta. Los porcentajes del resumen total están hechos sobre el número total de individuos estudiados.

Los peces fueron determinados hasta el nivel de especies de acuerdo con otros autores (Mann, 1954; Fowler, 1951; Fischer, 1963) y también por comparación con otros de la colección del Instituto de

Folio017043

Zoología de la Universidad Austral de Chile. Las mediciones de peces se hicieron sobre la longitud total (L.T.) usando un vernier Royal de nailon asbesto con precisión hasta 0.1 mm. Las muestras se tomaron con marea baja. Los pesos se obtuvieron en una balanza "Sartorius" modelo 2203 y los cortes batimétricos se efectuaron con un ecosonda Elac-Echomat con ecógrafo LAZ 13. Al término del estudio los peces se depositaron en la colección del Instituto de Zoología de la Universidad Austral de Chile, entre los números PM-583 y PM-631, inclusives.

CUADRO 1

Variación en **el número** de individuos ***y*** porcentajes **por** especie, **por** estación del **año y por** estación **de muestro.**

	Estaciones de muestro										Total estaciona por especies	
	1		2		3		4		5			
	Nº	pc	Nº	pc	Nº	pc	Nº	pc	Nº	pc	Nº	pc
PRIMAVERA 1976												
Galaxias maculatus			56	2,69	186	8,95	165	7,94	202	9,72	609	29,29
Odontesthes regia	47	2,26					1	0,05			48	2,31
Eleginops maclovinus	13	0,63	26	1,25	440	21,16	359	17,27	584	28,09	1.422	68,40
Totales	60	2,89	82	3,94	626	30,11	525	25,26	786	37,81	2.079	100,00
VERANO 1977												
Galaxias maculatus			49	6,13	176	22,00	3	0,38	32	4,00	260	32,50
Odontesthes regia	15	1,88	206	25,75	11	1,38			6	0,75	238	29,75
Eleginops maclovinus	68	8,50	71	8,88	78	9,75	62	7,75	23	2,88	302	37,75
Totales	83	10,38	326	40,76	265	33,13	65	8,13	61	7,63	800	100,00
OTOÑO 1977												
Galaxias maculatus	35	9,72	31	8,61			2	0,55	3	0,83	71	19,72
Odontesthes regia	70	19,44	14	3,89							84	23,33
Eleginops maclovinus	51	14,17	99	27,50	15	4,17	18	5,00	22	6,11	205	56,94
Totales	156	43,33	144	40,00	15	4,17	20	5,55	25	6,94	360	100,00
INVIERNO 1977												
Galaxias maculatus	2	0,21	24	2,55	10	1,06	1	0,10			37	3,92
Odontesthes regia	321	34,18	9	0,95	12	1,27			29	3,08	371	39,48
Eleginops maclovinus	171	18,21	112	11,92	46	4,89	39	4,15	163	17,35	531	56,52
Totales	494	52,60	145	15,42	68	7,22	40	4,25	192	20,43	939	100,00
RESUMEN ANUAL											Total anual por especies	
Galaxias maculatus	37	0,88	160	3,82	372	8,90	171	4,09	237	5,67	977	23,38
Odontesthes regia	453	10,84	229	5,48	23	0,55	1	0,02	35	0,83	741	17,73
Eleginops maclovinus	303	7,25	308	7,37	579	13,85	478	11,44	792	18,95	2.460	58,87
Totales finales	793	18,98	697	16,68	974	23,30	650	15,55	1.064	25,46	4.178	100,00

pc : porcentajes.

Folio017044

RESULTADOS

El número de individuos

El número de individuos por especie, por estación de muestreo, varió a través del año según muestra el Cuadro 1. Allí se presentan

CUADRO 2

Variación en el número **de** individuos **y** porcentajes **por** especie, por estación del **año y** por estación de muestro.

	Estaciones de muestro										Total estacional por especies	
	1		2		3		4		5			
	g	pc	g	pc	g	pc	g	pc	g	pc	g	pc
PRIMAVERA 1976												
Galaxias maculatus			60,85	3,72	103,1	6,31	98,75	6,04	114,9	7,03	377,6	23,10
Odontesthes regta	85,91	5,26	—		—		0,15	0,01	—		86,06	5,27
Eleginops maclovinus	10,00	0,61	21,30	1,30	334,9	20,49	273,0	16,70	531,7	32,53	1.170,90	71,63
Totales	95,91	5,87	82,15	5,03	438,00	26,80	371,9	22,75	646,6	39,56	1.634,56	100
VERANO 1977												
Galaxias maculatus	—		64,91	3,79	335,4	19,58	3,9	0,23	45,9	2,68	450,11	26,27
Odontesthes regia	28,90	1,69	224,5	13,10	11,30	0,66	—		4,35	0,25	269,05	15,70
Eleginops maclovinus	213,6	12,47	174,8	10,20	255,0	14,88	277,5	16,20	73,3	4,28	994,20	58,03
Totales	242,5	14,16	464,21	27,09	601,7	35,12	281,4	16,43	123,55	7,21	1.713,36	100
OTOÑO 1977												
Galaxias maculatus	13,3	2,35	11,6	2,05	—		0,7	0,12	1,1	0,19	26,7	4,72
Odontesthes regia	112,8	19,94	0,6	0,11			—		—		113,4	20,05
Eleginops maclovinus	171,5	30,32	155,0	27,40	67,8	11,99	17,5	3,09	13,7	2,42	425,5	75,23
Totales	297,60	52,62	167,20	29,56	67,80	11,99	18,20	3,22	14,8	2,61	565,60	100
INVIERNO 1977												
Galaxias maculatus	1,0	0,16	7,4	1,16	3,2	0,50	0,6	0,09	—		12,2	1,92
Odontesthes regia	30,5	4,79	7,4	1,16	0,45	0,07	—		3,4	0,53	41,75	6,56
Eleginops maclovinus	218,2	34,28	31,9	5,01	57,5	9,03	40,0	6,28	234,9	36,91	582,5	91,52
Totales	249,70	39,23	46,7	7,33	61,15	9,6	40,60	6,37	238,30	37,44	636,45	100
RESUMEN ANUAL											Total anual por especies	
Galaxias maculatus	14,3	0,31	144,76	3,18	441,70	9,71	103,95	2,28	161,9	3,56	866,61	19,05
Odontesthes regia	258,11	5,67	232,50	5,11	11,75	0,26	0,15	0,00	7,75	0,17	510,26	11,21
Eleginops maclovinus	613,30	13,48	383,00	8,42	715,20	15,72	608,00	13,36	853,6	18,76	3.173,10	69,74
Totales finales	885,71	19,46	760,26	16,71	1.168,65	25,69	712,10	15,64	1.023,35	22,49	4.549,97	100

pc : porcentajes.

Folio017045

CUADRO 3

Rangos de tamaño, promedios y desviaciones estándar de *Galaxias maculatus,* por estaciones de colecta y por estaciones del año

	1			2			3			4			5		
	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.
Primavera	—	—	—	28-70	55,28	5,79	42-62	50,75	3,45	45-63	51,53	3,19	43-66	51,15	3,47
Verano	—	—	—	37-77	63,51	6,23	58-96	69,21	5,47	58-70	62,66	6,42	55-79	65,21	5,73
Otoño	41-55	50,65	2,42	47-56	50,41	2,48	—	—	—	55,56	55,50	0,70	46-52	49,66	3,21
Invierno	49-50	49,50	0,70	42-52	46,58	2,66	35-51	43,1	5,60	45	45	0,00	—	—	—

Folio017046

las especies ordenadas sistemáticamente de acuerdo con **una** lista reciente (Bahamonde y Pequeño, 1975) según las estaciones del año desde la primavera de 1976 hasta el invierno de 1977, inclusives. Se

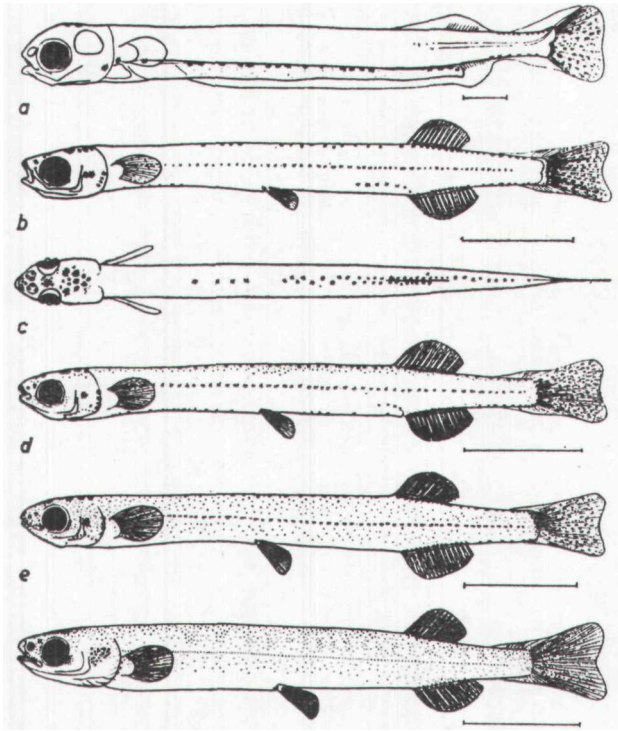


FIG. 4

Primeras fases de vida libre de *Galaxias maculatus* (Según Fischer, 1963). **Las** dos inferiores corresponden a las mencionadas en el texto.

presenta una clara dominancia de *Eleginops maclovinus* en cuanto al número de individuos. Le sigue *Galaxias maculatus* y finalmente *Odontesthes regia.* En el total de la muestra, a través de las cinco estaciones de colecta, solo en la estación 1 *E. maclovinus* es superado por otra especie en el número de individuos. El alto número de

CUADRO 4

Variación de *Galaxias maculatus* según talla, por estación del año, en el **rio** Lingue.

	Grupos de talla	
	III-IV	V
Primavera	589	20
Verano	20	240
Otoño	71	—
Invierno	37	—
Total	717	260
Porciento	73.3	26.6

CUADRO 5

Rangos de tamaño, promedios y desviación estándar de *Odontesthes regia*, por estaciones de colecta y por estaciones del año

	1			2			3			4			5		
	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.	Rango	$\bar{x}$	D.S.
Primavera	59-91	73,32	7,72	—	—	—	—	—	—	1	1	0,00	—	—	—
Verano	59-91	71,73	8,28	30-88	60,94	43,58	52-74	60,60	6,76	—	—	—	41-62	54,16	7,67
Otoño	42-74	60,61	6,85	13-24	20,42	2,65	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Invierno	17-40	27,00	3,97	38-63	50,88	7,07	12-26	20,08	4,10	—	—	—	12-75	20,20	10,87

Folio017047

Folio017048

O. regia aparecido en 1a estación 1 de invierno gravitó para que ésta especie apareciese como 1a más abundante en todo el año en 1a estación 1, que es 1a más proxima al mar. En las estaciones 1 y 2 *Galaxias maculatus* aparece en tercer lugar en número de individuos, pero pasa a ocupar el segundo lugar en las tres estaciones restantes, desplazando en todas ellas a *O. regia.* Así, en las tres últimas estaciones se mantiene el mismo orden de acuerdo con el número de individuos por especie : primero *E. maclovinus,* luego *G. maculatus* y finalmente *O. regia.* Del total de 20 muestreos efectuados en el año, *E. maclovinus*

CUADRO β

Variación de *Odontesthes regia* según fases de desarrollo por estación del año, en el estuario del rio Lingue.

	Fases de desarrollo			
	II	III	IV	V
Primavera			36	12
Verano		2	232	4
Otoño	6	8	70	
Invierno	49	258	64	
Total	55	268	402	16
Porciento	7.42	36.16	54.25	2.15

apareció en el total de ellos, no así *G. maculatus* que lo hizo en 16 y *O. regia* en 12. Desde el punto de vista de las estaciones del año, *E. maclovinus* ocupó el primer lugar de acuerdo con el número de ejemplares aparecido en cada una de esas estaciones. El segundo lugar correspondió a *G. maculatus* en primavera y verano, lugar que se intercambió por el tercero con *O. regia* en otoño e invierno.

El peso

La menor unidad considerada corresponde al peso de cada conjunto de peces por especie, por estación de muestreo, por estación del año. *E. maclovinus* es 1a especie que aporta mayor peso tanto en las cinco estaciones de muestreo como a través de las estaciones del año (Cuadro 2). Si bien es cierto que en 1a estación 1 aparece en segundo lugar según el número de individuos, el peso de ellos ubica a 1a especie como 1a primera en ese lugar. O. regia ocupa el segundo lugar en peso en las dos estaciones mas cercanas al mar y ocupa el tercer lugar en las otras tres ubicadas hacia el interior límnico. *G. maculatus* menos abundante en peso en las dos estaciones mas oceánicas, ocupa el segundo lugar hacia el interior del estuario. A través de las cuatro estaciones del año *E. maclovinus* aparece como 1a especie mas abundante en peso. En primavera y verano 1e sigue *G. maculatus,* mientras que en otoño e invierno lo hace *O. regia.* El panorama de abundancia en peso por especies y por estaciones del año es coincidente con el de abundancia en el número de individuos por especie y por estación del año, todos los casos. La comparación

Folio017049

CUADRO 7

Rangos de tamaño, promedios y desviaciones estándar de *Eleginops maclovinus*, por estaciones de colecta y por estaciones del año

	1			2			3			4			5		
	Rango	$\bar{x}$		Rango	$\bar{x}$		Rango	$\bar{x}$		Rango	$\bar{x}$		Rango	$\bar{x}$	
Primavera	25-54	41,23	11,06	40-58	47,61	4,83	27-69	43,72	6,24	28-68	44,38	5,91	27-74	46,49	5,79
Verano	50-111	70,16	16,03	45-102	64,56	11,32	51-116	69,34	11,57	45-115	77,24	17,43	52-113	70,34	15,11
Otoño	28-	72,84	11,55	37-115	53,82	14,11	66-103	82,73	9,92	25-71	42,72	19,03	25-77	35,31	18,05
Invierno	36-75	50,93	7,52	20-85	29,98	11,40	37-68	49,95	8,33	36-98	45,71	10,23	35-74	53,06	8,04

Folio017050

de los resúmenes totales de los Cuadros **1** y **2** otorgan **a *E. maclovinus*** una dominancia mas destacada en peso que en número de individuos, si se observan los porcentajes respectivos.

El tamaño

Las tres especies encontradas han sido analizadas con anterioridad, si bien es cierto que en otros lugares, pero también entre otros aspectos, en relación con el tamaño y algunos rasgos de madurez y edad (Fischer, 1963, Campos 1973, Gosztonyi 1974). Estos trabajos

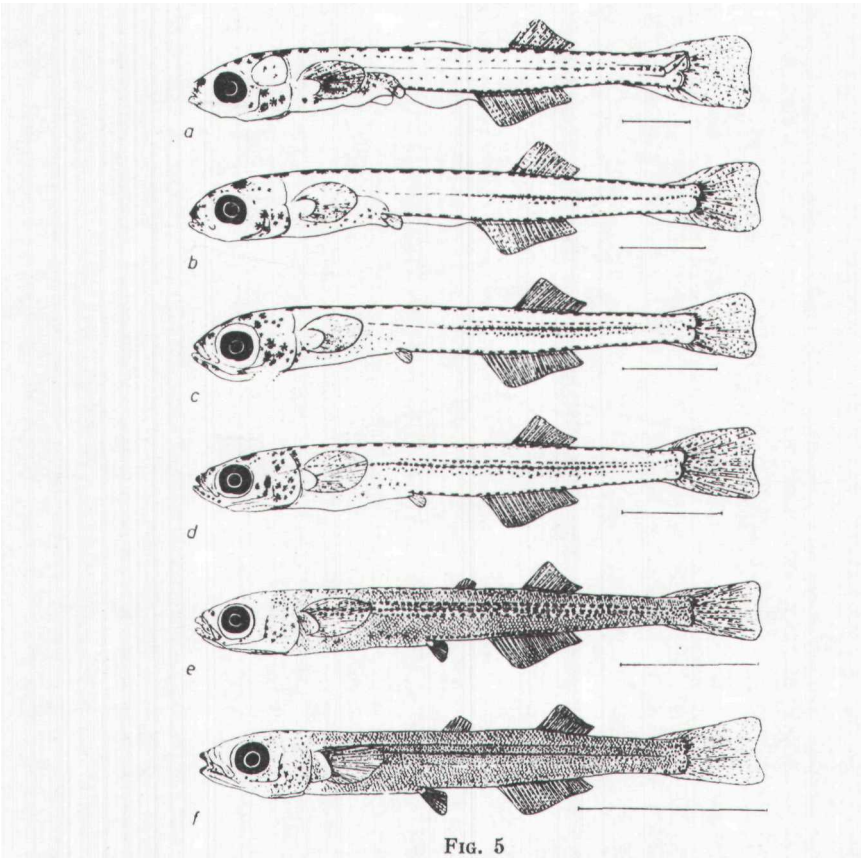


FIG. 5

Fases en las primeras etapas de vida libre de *Odontesthes regia laticlavio* (Según Fischer, 1963).

han permitido establecer, mediante comparación de los datos, los grupos de tallas que aperecieron en 1a muestra total y en cada una de las submuestras estacionales. Con el objeto de visualizar mejor 1a distribución por tallas, cada especie será analizada por separado, en el orden ya conocido.

Los ejemplares de menor tamaño individual de *G. maculatile* se presentaron en primavera, estación 2, y el menor tamaño promedio se encontró en invierno, estación 3 (Cuadro 3). El mayor tamaño

Folio017051

individual se encontró juntamente con el mayor tamaño promedio en verano, estación 3. Anteriormente otros autores (Fischer 1963, Campos 1973), han descrito etapas en el desarrollo de ésta especie

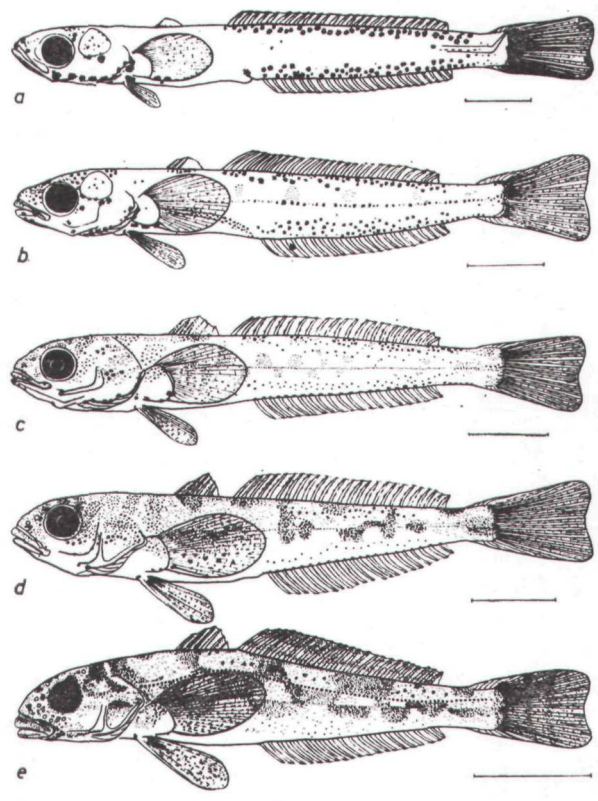


FIG. 6
Primeras etapas de vida libre de *Eleginops maclovinus* (Según Fischer, 1963).

(Fig. 4). El último autor describe cinco fases, existiendo un fenómeno de crecimiento regresivo entre las fases III y IV. En nuestra muestra total aparece un grupo entre la fases III y IV y también otro de la V. Para Campos (Op. Cit.), la fase III corresponde a juveniles con

CUADRO 8
Número de individuos de *Eleginops maclovinus* según talla, por estación del año, en el estuario del río Lingue.

	Grupos de tallas		
	I	II	III
Primavera	1887	235	
Verano	4	285	13
Otoño	81	119	5
Invierno	318	213	
Total	1590	852	18
Porciento	64.63	34.63	0.73

Folio017052

minima pigmentación, transparentes y entre 30 y 60.8 mm de longitud total. La fase IV muestra peces muy pigmentados, antes de 1a primera puesta, entre 46 y 58 mm L.T. La fase V contiene adultos con gónadas bien formadas, con una talla promedio de L.T. de 54 mm y un máximo de 116, en el caso de las poblaciones del río Calle-Calle (= Valdivia) estudiados por él. El rio Lingue es el primero al norte

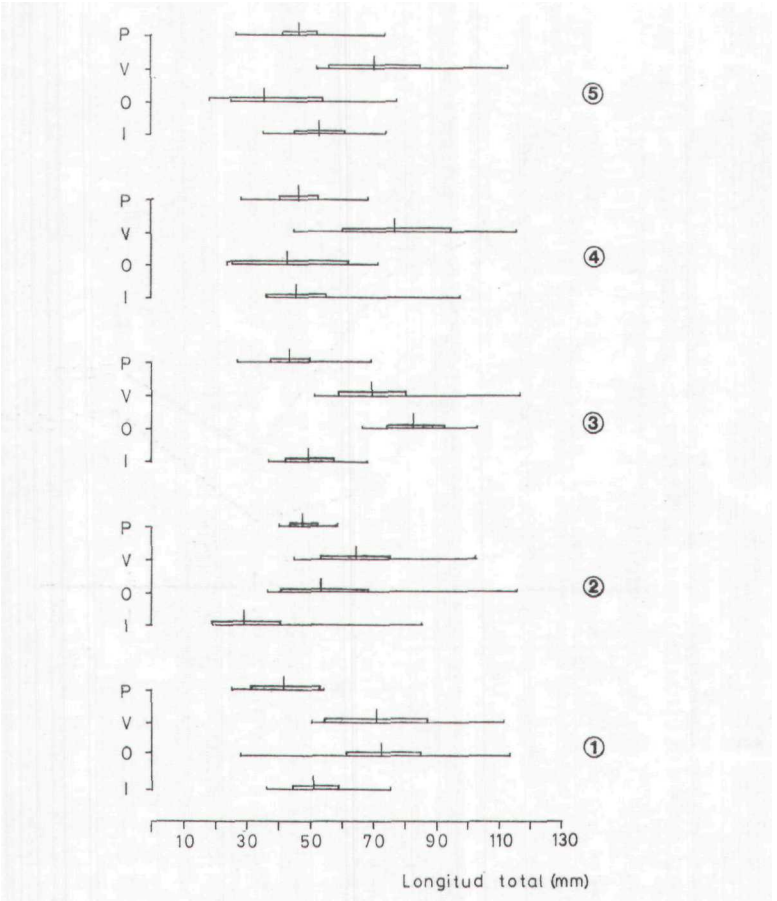


FIG. 7

Variaciones de tamaños promedio, por estaciones del año, en las cinco estaciones de muestreo, para *Eleginops maclovinus*. La línea horizontal mayor indica el rango, el rectángulo la desviación estándar y la vertical el promedio, en cada caso.

del Calle-Calle y solo los separan alrededor de 80 km. Hemos analizado nuestra muestra de acuerdo con éstas fases y el número de individuos que las representaron por estación del año, según se muestra en el Cuadro 4.

O. regia apareció en todas las estaciones del año en 1a estación 1. Los ejemplares de mayor tamaño se encontraron allí, en primavera y verano. El menor tamaño, 12 mm, apareció en las estaciones 3 y 5, en invierno. El resto de las variaciones se puede observar en el Cuadro 5.

Folio017053

Los pejerreyes chilenos de la familia Atherinidae han sido insuficientemente estudiados, pero se señala la presencia de *Odontesthes regia laticalvia* en el arroyo de Lenga, Concepción, con una diferenciación de seis fases en su desarrollo (Fischer 1963), que serían : I, 7 a 10 mm de L.T., larvas recién eclosionadas de pocos días ; II, 11 a 20 mm L.T., larvas mayores ; III, 21 a 30 mm L.T., estado de metamorfosis; IV, 31 a 80 mm L.T., juveniles pequeños;

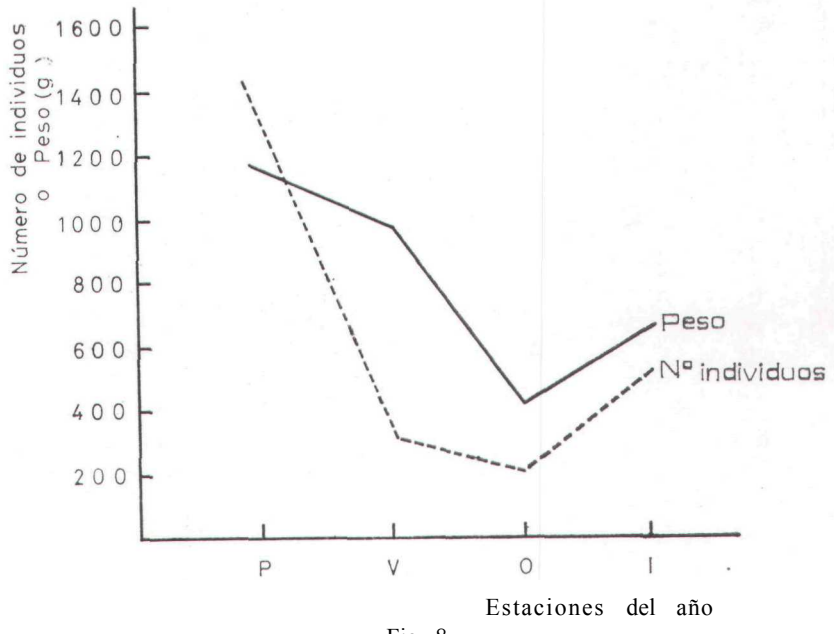


Fig. 8

La variación en peso y en número de individuos de *Eleginops maclovinus,* por las estaciones del año.

V, 81 a 120 mm L.T., juveniles grandes, y VI, sobre 120 mm de L.T., peces sexualmente maduros (Fig. 5). En nuestro estudio hemos encontrado las fases II a V inclusives. La distribución de los individuos por fase de desarrollo, en las distintas estaciones del año aparece en el Cuadro 6.

Eleginops maclovinus, un pez de reconocida presencia en estuarios (Gosztonyi 1974, Pequeño, 1979, Mann 1954, Fischer, 1963), constituye la tercera especie encontrada (Fig. 6). Antecedentes proporcionados por los últimos autores señalados permiten reconocer a *E. maclovinus* como una especie que supera con holgura los tamaños de las otras dos. El menor tamaño individual así como el menor tamaño promedio por muestra se encontraron en invierno, en la estación 2. Los mayores tamaños individuales se presentaron en verano, estación 4 y otoño, estación 2; pero el mayor tamaño promedio se presentó en otoño, estación 3 (Cuadro 7). Antecedentes sobre tamaño, edad y crecimiento de ésta especie ya han sido conocidos (Fischer 1963, Gosztonyi 1974, Pequeño 1979) De acuerdo con ellos, hemos encontrado los tres primeros grupos de tallas, I, de 0 a 50 mm L.T.; II, 51 a 100 mm L.T.

Folio017054

y **III,** 101 a 150 mm L.T. Esto coincide plenamente con lo observado en el riachuelo de Lenga por Fischer (1963). La distribución de nuestros ejemplares según estos grupos de talla, probablemente no superiores a tres años de edad, aparecen según las estaciones del ano en el Cuadro 8.

La única especie presente en todas las estaciones de muestreo fué *E. maclovinus,* de modo que hemos tomado los datos del Cuadro 7

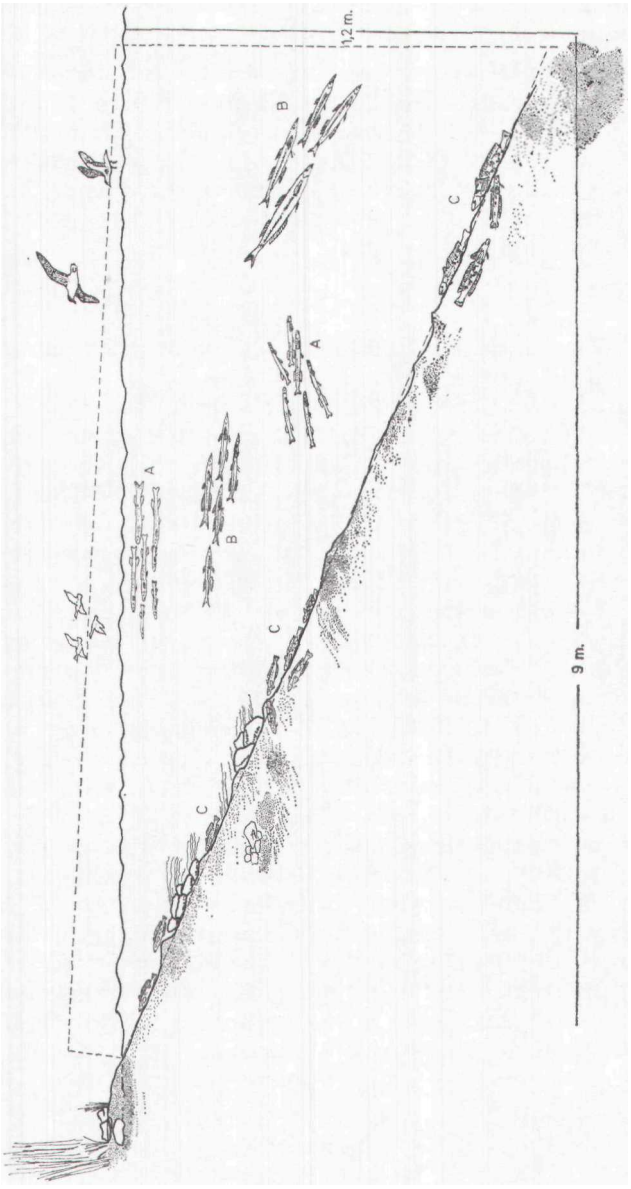


FIG. 9

Descripción esquemática del ambiente estudiado, con indicación en linea cortada del volúmen de agua filtrado por la red durante las capturas. A, *Galaxias maculatus;* B, *Odontesthes regia* y C, *Eleginops maclovinus.* El tamaño de los animales está fuera de escala.

Folio017055

para visualizar mejor los cambios de tamaño en el espacio y el tiempo, en la Fig. 7. Es factible observar que en las estaciones que están más cerca del mar (1, 2 y 3), hay un patrón de distribución estacional de las tallas que difiere de aquel observado en las que están más alejadas del mar (4 y 5). En éstas dos últimas destaca el bajo promedio de tallas de otoño, que es en el fondo, la diferencia mayor entre ambos patrones. La estación 5 está más distante de la 4 que de la 3, pero la 4 y la 5 están en ubicaciones de marcada influencia límnica, en la desembocadura de dos riachuelos afluentes del río Lingue.

La relación entre el peso y el número de individuos por estación del año se ha graficado en la Fig. 8. El alto número de individuos en la primera puede explicar el bajo peso promedio por individuo en esa primavera, que alcanzó sólo a 0.82 g. Los otros promedios de peso por individuo en los totales estacionales fueron : verano 3.29 g, otoño 2.07 g, e invierno 1.09 g. El peso promedio en el total de la muestra de *E. maclovinus* fué sólo de 1.28 g por individuo.

Ubicación de las especies en las orillas del estuario

Este estudio ha permitido efectuar observaciones para las cuales no se diseñaron métodos cuantitativos, pero que se revelan interesantes. Desde un principio del estudio fué un objetivo conocer a una especie generalmente apegada contra el fondo de la ribera, de rápida reacción de escape, al estilo de los peces de las familials Triptery-giidae y Blenniidae. Esta especie resultó ser *Eleginops maclovinus* en sus etapas iniciales de vida libre y también juveniles. Al arrastrar la red contra el volúmen indicado con puntos en la Fig. 9, aparecieron las otras dos especies. Después de los primeros muestreos de la primavera de 1976, el autor observó en los subsecuentes el movimiento y forma de los cardúmenes de *G. maculatus* y *O. regia,* llegando a formarse la impresión de la Fig. 9. *E. maclovinus* es bentónico y no forma cardúmenes en su edad juvenil, al menos en el concepto clásico de cardúmen, pero si el conjunto de *E. maclovinus* parece constituir un cardúmen echado sobre el fondo, al estilo de un cardúmen pasivo en contraposición con las otras dos especies que formarían cardúmenes activos, en constante natación. *G. maculatus* parece no presentarse en abundancia en profudidades mayores a las que se observa a O. *regia,* aún cuando en los primeros 50 cm de profundidad se observaron alternancias de los pequeños cardúmenes de ambas especies. El autor ha constatado con anterioridad (Pequeño, Op. Cit.) la existencia de róbalos mayores hacia el talveg del río y también hacia la zona costera de la plataforma continental.

Discusión

Se han encontrado tres especies de peces teleósteos en un sector muy restringido de un estuario, seleccionado para éste estudio. Ninguna de éstas especies constituye novedad en el sentido biogeográfico, pues se presentan dentro de los rangos de distribución ya

Folio017056

conocidos. De las tres especies, *O. regia* parece constituir la que abarca un mayor territorio latitudinal en la costa chilena, con posibilidades de encontrarse hasta el Perú (Chirichigno, 1974). *G. maculatus,* si bien no alcanza una distribución tan septentrional, constituye uno de los problemas ictiológicos al encontrarse en Australia, Nueva Zelandia y otros lugares del océano austral (McDowall, 1970; Campos, 1973). *E. maclovinus* alcanza hasta Valparaíso por el norte y rebasa el extremo sur alcanzando hasta Buenos Aires por el Atlántico. Por la familia a que pertenece, *E. maclovinus* es un pez austral típico. Nototheniidae se encuentra como familia común en la Antártida. Asi, las tres especies encontradas en el estuario del río Lingue aparecen como elementos de distribución preferentemente austral. Hasta hace poco era aceptado que el litoral de Valdivia pertenecía o se parecía mucho más al del sur ictiofaunísticamente, que al del norte (Mann, 1954); otros autores señalan a Valdivia como límite entre dos distritos zoogeográficos (Balech, 1954; López, 1964), pero nuevos registros pusieron en duda esas opiniones (Pequeño, 1978a). El autor también ha señalado la presencia de especies como *Hypsoblcnnius sordidas* (Bennett, 1928) (Blcnniidae) en el mismo estuario (Pequeño. 1978a). Otras especies conocidas en la zona marina adyacente y que penetran por el talveg desde al mar son *Paralichthys microps* (Günther, 1881) (Bothidae) y *Psammobatis lima* (Poeppig, 1835) (Rajidae).

El estuario como conjunto de vida no puede escapar a la influencia de los factores abióticos del mar adyacente, especialmente la temperatura. Los seres que habitan este estuario tienen estrechas relaciones con ese mar adyacente, que en el caso de los peces se manifiesta a través de su desarrollo, ya que transcurren parte de su vida en el estuario, pero también se pescan en el mar, como es el caso de *E. maclovinus.* Si bien es cierto no puede confundirse lo estuarial con lo marino, tampoco puede aceptarse la de una separación total. **Es** un hecho que ríos de diferentes latitudes dejan penetrar por sus estuarios a formas típicas de sus mares adyacentes. En parte ésto último sucede con *E. maclovinus,* mejor capturado en playas de arena **y** estuarios que en la **plataforma** continental. Por ello, la caracterización biológica de los estuarios puede ampliar la visión que **se** tenga de un litoral determinado, en cuanto a las formas de vida que posea.

Como se dijo en la **Introducción,** los estuarios son conocidos como buenos "criaderos" de muchas especies. La abundancia de *E. maclovinus* en sus formas post-larvales y juveniles no sólo está señalando la existencia de un criadero natural, sino también abre perspectivas al estudio de la distribución geográfica de la familia Nototheniidae en la costa americana del Pacífico (Cuadro 9). La ubicación de un criadero natural de *E. maclovinus* en una zona lindante con los dominios subtropicales muestra una interesante situación que ha permitido al género *Elcqinops* diferenciarse de otros géneros de su familia al introducirse por el litoral y los **estuarios,** hacia latitudes mas ecuatoriales, antagónicas a las típicas meridionales de los Nototheniidae. Probablemente la temperatura no sea un factor limitante en la vida de *E. maclovinus,* pero si la proveniencia de su familia es de mares con salinidades bajas como las que circundan la Antártida **y** las que bañan

Folio017057

los canales australes de Chile, ellas han debido respetarse mediante el recurso de los estuarios. Por ello, *Eleginops* ha podido progresar en su radiación geográfica al contar con aguas estuariales como las de los canales del sur.

La absoluta dominancia de *E. maclovinus* en la ictiofauna de ésta ribera estuarial indica la posibilidad de un patrón que debe ser confrontado con otros estuarios de la región, en busca de una caracterización ictiofaunistica. La dominancia también está mostrando que ésta especie, bentónica en sus primeras etapas de vida, parece no tener otros peces competidores por el territorio en su mismo habitat.

CUADRO 9

Distribución geográfica de las especies que habitan las orillas del estuario del río Lingue.

Especie	
Galaxias maculatus	Australia, Tasmania, Nueva Zelandia, Islas Chatam, Islas Malvinas y Sudamérica.
Odontesthes regia	Costas del Perú, Chile y Argentina. También Islas Malvinas.
Eleginops maclovinus	Desde Valparaíso (Chile) hasta el extremo sur de Sudamérica, remontando hasta Buenos Aires (Argentina), por el Atlántico.

En una ocasión, se capturó un espécímen del ciclóstomo *Geotria australis* Gray 1851, entre rocas de la orilla cercanas a la estación 2, hecho que no se consideró relevante en este estudio. En el mismo estuario (Bertrán 1976) se tomaron muestras del sustrato y temperatura y salinidad superficiales en las mismas estaciones que éste estudio, con excepción de la N°4. Según ese estudio, en nuestras estaciones 1, 2 y 5 el sustrato estaba constituido por arena fina (0.2 a 0.063 mm), arena gruesa (2 a 0.2 mm) y arcilla (0.063 a 0.002 mm) en orden de abundancia, mientras que la estación 3 presentó arena fina, arena fina, arcilla y, en menor proporción, arena gruesa. La estación 4 se observó cualitativamente similar a la estación 5. En cuanto a la salinidad ese mismo autor encontró marcadas diferencias entre las mediciones efectuadas con mareas alta y baja. También observó un aumento de la salinidad a medida que se aproximó a la desembocadura. Señala oscilaciones entre 5.5 y 34.0 por mil en las marcas altas y entre 2.2 y 18.1 por mil en las bajas, que consideramos son factibles de respetar en nuestro estudio.

Desde el punto de vista biológico aunque otros autores mencionan una serie de invertebrados bentónicos para el sector (Bertrán, Op. Cit.; Pequeño, 1977) nosotros solo nos hemos remitido a observar a los más frecuentes aparecidos en la red junto con los peces. Ellos fueron el crustáceo braquiuro *Hemigrapsus crenulatus* (Milne Edwards 1837), el molusco pelecípodo *Mytilus chilensis* Hupé 1854, ambos elementos dietarios de *E. maclovinus* en la misma área (Pequeño, 1977). También aparecieron moluscos gastrópodos del género *Chilina* que además fueron observados en abundancia en otros pequeños arroyos afluentes del rio Lingue. Otras especies de peces pelágicos conocidos en éstos estuarios como comunes, al estulo de *Mugil*

Folio017058

cephalus Linneo 1758, *Salmo gairdnerii irideus* Gibbons 1855, y esporádicas entradas de peces marinos como *Cilus montti* Delfín 1900 y *Trachurus murphyi* Nichols 1920, parecen no invadir la zona ribereña del estuario, sino con mayor probabilidad el talveg más cercano a la desembocadura. Los pequeños aterínidos **y** galáxidos coexisten con *E. maclovinus* en éste habitat en el que además de todos los organismos bentónicos señalados, una comunidad de poliquetos, *Perinereis gualpensis* Jeldes 1963, ha sido estudiada (Bertrán, 1976). Al igual que *G. maculatus* éste poliqueto fué mas abundante en la estación **2 y** más escaso en la estación 3, en muestreos efectuados meses antes que los nuestros. En el mismo lugar de nuestro estudio se encontraron algunas aves a través del año, como *Larus dominicanus* Lichtenstein 1823, *Larus maculipennis* Lichtenstein 1823, *Numenius phaeopus hudsonicus* Latham 1790, *Rynchops nigra cinerascens* Spix 1825, *Leucophoyx thula thula* (Molina 1872), *Nycticorax nycticorax obscuras* Bonaparte 1857, *Phalacrocorax olivaceus olivaceus* Humboldt 1805 y *Ceryle torquata stellata* (Meyen 1834).

Conclusiones

1. En las riberas estuariales del río Lingue, entre **O y 1.2** m de profundidad, se presentan tres especies de peces teleósteos : *Galaxias maculatus, Odontesthes regia* y *Eleginops maclovinus.*

2. Por las especies encontradas se puede reconocer que en las riberas de éste estuario **se** desarrollan formas mas meridionales que septentrionales, aunque las tres especies son de distribución geográfica amplia, en el cono sur de Sudamérica.

3. La especie dominante en número de individuos **y** en biomasa es *E. maclovinus,* a través de todo el año del estudio.

4. La especie dominante presenta sólo estados postlarvales **y** juveniles, con claro predominio de los primeros, por lo que puede presumirse que el lugar estudiado constituye un criadero natural de la especie. **Es** el primero que **se** registra en la literatura para una especie de Nototheniidae, familia endémica del hemisferio sur.

5. *G. maculatus* y *O. regia* continúan en ese orden en número de individuos y biomasa, en el total estudiado. *G. maculatus* presenta juveniles y adultos, mientras que O. *regia* presenta individuos desde etapas post-larvales hasta juveniles grandes. Esto parece señalar que el habitat estudiado también constituye un criadero para ésta especie, aún cuando su fase más abundante correspondió a juveniles pequeños.

6. La zona litoral de transición, alrededor de los **40° S** presenta otros estuarios cercanos al del río Lingue, cuyas similares condiciones de tipo geográfico **y** climático pueden permitir la existencia de ambientes también semejantes que **se** sugiere estudiar.

7. Las especies estudiadas tienen interés económico para el hombre, por lo que se considera recomendable proteger los lugares del estuario del río Lingue donde ellas **se** desarrollan, en vistas de un posible manejo futuro.

Folio017059

Agradecimientos

El autor agradece la revisión crítica del manuscrito por Nibaldo Babamonde (Mu.seo Nacional de Historia Natural de Chile), asi como la colaboración prestada por las siguientes personas del Instituto de Zoología de la Universidad Austral de Chile : Ing. W. Steffen (trabajo batimétrico), Sra. Raquel Ulloa (Asistente Técnico), Srs. Pacián Castro y Raúl Arriagada (colaboración en muestras) y Sra. Roswitha Hube (Dactilografía).

Summary

An ichthyological survev in the estuarine shores of the river Lingue (39°26'S, 73°14'W), Chilean coast, was made. Samples were taken in five points, each season, at 1.20 m maximum depth, between november 1976 and november 1977. Bathymetric data on three sample stations and adjacent sea temperatures are added.

The study objective was to know fish species inhabiting this delimited sector, its relative abundance in species number, specimens, biomass, and principal features about species sizes. The most abundant in specimens number was *Eleginops maclovinus* (Valenciennes 1830) with 58.9 percent followed by *Galaxias maculatus* (Jenyns 1842) (23.4 percent) and the last, *Odontesihe's regia* (Humboldt 1833) (17.7 percent). The weight relation between species was 69.7, 19.0 and 11.2 respectively. The most abundant species appears only with high number of postlarval and young fishes which means that, very probably, the area is a natural nursery ground for *Eleginops maclovinus*. *G. maculatus* appears only with young and adult fishes. *O. regia* shows ranges between postlarval and big young fishes, which can mean that a period of its early development is there made.

Data on the geographic distribution of the species is presented and attempts are made to characterize the estuary in this way. The three species are commercially valuable. Other organisms found in the same area are named and data from other authors is summarized to built a sketch of the studied habitats in estuaries of the Chilean central and south coastlines, and mantain the margins of the river Lingue estuary unaware of pollution.

BIBLIOGRAFIA

ARMARA, I.., 1976. — Contaminación en el Océano Pacifico Suroriental. **Rev.** *Com. Perm. Pacifico Sur.* 5, *pp.* 3-62.

BAHAMONDE, D. y PEQUENO, G., 1975. — Peces de Chile. Lista Sistemática. *Mus. Nac. EM.* ***Nat,*** *Chile, Publ. Oc,* 21, *pp.* 1-20.

BAUSCH, E., 1954. — División zoogeográfica del litoral sudamericano. *Rev.* Biol. *Mar., Valparaiso,* 4 (1-3), *pp.* 184-195.

BERTRAN, C., 1976. — Sistemática y distribución de *Perinereis gualpensis* Jeldes (Polychaeta, Nereidae) en el estuario del río Lingue, Mehuín. Tesis Esc. Biol. y Quim., U. Austral de Chile, 48 + 23 *pp.*

CAMPOS, H., 1973. — Migration of *Galaxias maculatus* **(Jenyns)** (Galaxiidae, Pisces) in Valdivia river estuary, Chile. *Hydrobiol.* 43 (3-4), *pp.* 301-312.

CHIRICHIGNO, N., 1974. — Clave para identificar los peces marinos del Perú. ***Inf.*** *Inst. Mar. Perú,* 44, *pp.* 1-387.

DUARTE, w., FEITO, R., JARA, c. y ORELLANA, E., 1971. — Ictiofauna del sistema hidrográfico del río Maipo. *Mus. Nac. Hist. Nat., Chile, Bol.* 32, *pp.* 227-268.

FISCHER, w., 1963. — Die Fische des Brackwassergebietes Lenga bei Concepción (Chile). *Int. Revue ges. Hydrobiol.,* 46, *pp.* 419-511.

FOWLER, H.w., 1951. — Analysis of the fishes of Chile. Rev.. *Chil. Hist. Nat.,* 51-53, pp. 263-326.

HOFFMANN, w., 1978. — Distribución del mercurio como contaminante en el agua, sedimentos y organismos del Estero Lenga y áreas adyacentes en la Bahía San Vicente (Concepción, Chile). Depto. Biol. Mar. y Oceanogr., U. de Concepción, Tésis fotocopiada, IX + 163 *pp.*

Folio017060

GOSZTONYI, A., 1974. — Edad y crecimiento del "róbalo" *Eleginops maclovinus* (Osteichthyes, Nototheniidae) en aguas de la ria Deseado y sus adyacencias. *Physis, Sec.* A, 33 (86), pp. 1-8.

LÓPEZ, R.B., 1964. — Problemas de la distribucón geogrâfica de los peces marinos suramericanos. *Bol. Inst. Biol. Mar., Mar del Plata,* 7, *pp.* 57-63.

MCDOWALL, R.M., 1970. — The galaxiid fishes of New Zealand. *Bull. Mus. Comp. Zool.*, 139 (7), pp. 341-432.

MCHUGH, J.L., 1967. — Estuarine nekton, *In :* Estuaries, *pp.* 581-620, G.H. Lauff Ed., Am. Ass. Adv. Sci. Washington D.C., Publ. 83.

MANN, G., 1954. — La vida de los peces en aguas chilenas. Min. Agric. y U. de Chile, Santiago, 342 *pp.*

MARTIN, J.M., 1977. — Le milieu estuarien. La Recherche, 8 (78), *pp.* 425-434.

PEQUENO, G., 1976. — Nuevos antecedentes sobre *Notothenia microlepidota* Hutton (Teleostomi, Nototheniidae). *Mus. Nac. Hist. Nat., Chile, Not. Mens.* 21 (241), *pp.* 5-8.

PEQUENO, G., 1979. — Antecedentes alimentarios de *Eleginops maclovinus* (Valenciennes 1830) (Teleostomi, Nototheniidae), en Mehuin, Chile. Res. VIII Congr. Latinoam. Zool., Tucumàn, Argentina, *p.* 71-72, Acta Zool. lilloana., 35, *pp.* 207-230.

PEQUENO, G., 1978a. — Doce nuevos registros de peces en el litoral de Valdivia y su alcance ictiogeogrâfico. Res. IV Simp. Latinoam. Oceanogr. Biol., Guayaquil, p. 75-76 : *Rev. Corn. Perm. Pacifico Sur :* 9, *pp.* 109-126.

PEQUENO, G., 1978b. — Presencia de *Notothenia wiltoni* Regan (Teleostomi, Nototheniidae) al norte de los canales de Chiloé. *Mus. Nac. Hist. Nat., Chile, Not. Mens.* 22 (262), *pp.* 3-6.

PHILIPPI-B., R.A., 1964. — Catâlogo de las aves chilenas, con su distribuciôn geogrâfica. *Inv. Zool. Chil.,* 11, *pp.* 1-179.

ROMAN, c, 1977. —• Fluctuaciones del fitoplancton (Diatomeas) del estuario del rfo Lingue, Mehuin, Prov. de Valdivia. Tésis Fac. Ciencias, U. Austral de Chile, 37 *pp.*, 8 figs., 3 tabl.

WOODWELL, G.M., RICH, P.H, and HALL, c.A.s., 1973 .— Carbon in estuaries. *In :* Carbon in the biosphere, G.M. Woodwell and E.V. Pecan, Eds., Brookhaven Symp. in Biol., *2i,* Tech. Inf. Cent., U.S. Atom. Energv Comm., Oak Ridge, Tenn., 392 *pp.*

ELABORACIÓN DE LÍNEA DE BASE AMBIENTAL DEL SITIO PRIORITARIO (SP) RÍO LINGUE, REGIÓN DE LOS RÍOS

(Código: 613925-6-LE15)

SEREMI DE MEDIO AMBIENTE DE LOS RÍOS

Informe final

Centro de Estudios Agrarios y Ambientales, CEA

Valdivia, febrero de 2016

Institución responsable

Centro de Estudios Agrarios y Ambientales, CEA
García Reyes 423, 2º piso, Valdivia
Fono/fax 63-2215846
Casilla 164, Valdivia.
Correo electrónico: cea@ceachile.cl
Página web: www.ceachile.cl
Representante legal: Patricia MöllerDoepking

EQUIPO DE TRABAJO INFORME FINAL

PATRICIA MÖLLER DOEPKING
Bióloga Marina
Magíster en Recursos Hídricos

CÉSAR CUEVAS PALMA
Zoólogo
Doctor en Sistemática y Ecología

CARLOS JARA SENN
Zoólogo
Doctor en Ciencias Ambientales

ANDRÉS MUÑOZ PEDREROS
Ecólogo
Doctor en Ciencias Ambientales

RODRIGO SANTANDER MASSA
Biólogo en Gestión de Recursos Naturales
Magíster en Desarrollo Rural, doctor en Ciencias Forestales (c)

ERWIN LIENLAF
Asistente de terreno

Elaboración de Línea de Base Ambiental del Sitio Prioritario (SP) Río Lingue, Región de Los Ríos

1. INTRODUCCIÓN

Desde que la Región de Los Ríos fue creada en diciembre del 2007, la SEREMI del Medio Ambiente ha trabajado en mejorar y relevar la representatividad de sus ecosistemas bajo protección. Por ello se han priorizado sitios que dan cuenta del aporte de esta región a la protección de ecosistemas (CBD); es así, que del año 2010, aprobado por la COREMA de la época, se identificaron11 Sitios Prioritarios (SP) quedando bajo estudio otros sitios marinos y terrestres (seis en total).

Uno de estos SP es el río Lingue ubicado en el extremo noroeste de la región. El nacimiento del río Lingue (39°19'19.90"S; 72°53'3.9 2"O) está señalado en la región de La Araucanía en la vertiente oriental de la cordillera de Mahuidanchi y desemboca entre las caletas de Mehuín por el norte (39°26'39.92"S; 73°1 2'54.83"O) y Missisipi por el sur (39°26'53.53"S; 73°13'33.55"O), después de un sinuo so recorrido de aproximadamente 70 km. Este SP posee ecosistemas de relevancia asociado tanto al estuario que forma el río Lingue, como a las microcuencas de algunos de sus afluentes. Asociado a estos últimos se han descrito especies micro-endémicas de anfibios tales como *Eupsophus migueli* (Formas 1977) e *Insuetophrynus acarpicus* (Barrio 1970).

En este estudio se releva la fauna bentónica, íctica y la herpetofauna del tramo comprendido entre el puente Lingue (sector Yeco) hasta la desembocadura (sector de la barra), en particular todos los afluentes que confluyen en él desde las vertientes norte y sur al río. En este sector, el estuario y los humedal del río Lingue dividen la Cordillera de Mahuidanchi en dos macizos: al sur la altura más importante la constituye el Cerro Oncol (720 msm) y al norte el sector El Socorro (690 msm). Dado el contexto geográfico del área, el interés por conocer la biodiversidad asociada a los grupos taxonómicos señalados en este estudio tiene como propósito proporcionar antecedentes para proyectar los cuidados sobre un territorio que se presume aún presenta alta calidad en sus recursos hídricos, así como en la fauna asociada a los afluentes que en este tramo desembocan en el río Lingue.

El curso inferior del río Lingue se inserta en un paisaje montañoso correspondiente a estribaciones occidentales de la Cordillera de la Costa segmentada en dirección este-oeste por el cauce del mismo. La zona presenta un mosaico de planicies húmedas inundables que reciben el drenaje de los cerros circundantes desde los cuales descienden arroyos originados en vertientes provistas por agua de origen pluvial, cuyo flujo es en gran medida regulado por la existencia de suelos profundos asociados a una cubierta vegetal boscosa originalmente compuesta por especies nativas y ulteriormente reemplazada por

plantaciones de especies exóticas de crecimiento rápido (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.) en parte importante del territorio.

Se ha reconocido que la Cordillera de la Costa es un área refugial para la flora y fauna nativa chilena (Smith-Ramírez et al. 2005), especialmente importante para la conservación de estirpes muy antiguas como alerce, ciprés, mañíos (Villagrán &Armesto 2005), sapos y ranas (Méndez et al. 2005; Lobos et al. 2013), pancoras (aeglidos) y camarones (parastácidos) (Jara 2005), y peces de aguas continentales (Habit & Victoriano, 2005).

2. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

2.1. OBJETIVO GENERAL

Elaborar una línea base participativa en afluentes del río Lingue, mediante campañas de terreno, científicas y educativas.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Determinar las especies de fauna bentónica que se encuentren en los distintos afluentes del río Lingue.
2) Determinar las especies de fauna íctica en los distintos afluentes del río Lingue.
3) Determinar las especies de la herpetofauna (anfibios y reptiles) que se encuentren asociadas a los distintos afluentes del río Lingue.
4) Elaborar material educativo que permita a las comunidades locales conocer su patrimonio natural.
5) Determinar las especies con problemas de conservación que se encuentren en este territorio, según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) o el Reglamento de la ley de Caza (MINAGRI) cuando corresponda.

3. OBJETIVOS DE ESTE INFORME

De acuerdo a la calendarización de actividades, la entrega de este informe incorpora los resultados del estudio de la fauna asociada a los tributarios del río Lingue que comprendió los macro-crustáceos (aeglidos y parastácidos), peces y herpetofauna,con una base fotográfica. Asimismo se entrega un modelo de la cartilla educativa como material de difusión del sitio prioritario de conservación y los resultados del estudio señalado.

4. METODOLOGÍA

4.1. Área de estudio

Se prospectaron, entre el 28 y el 31 de diciembre de 2015, once tributarios de la porción inferior del río Lingue del tramo comprendido entre el puente Lingue (sector Yeco) hasta su desembocadura (en el puente Negro) y contemplándose cuerpos de agua de distinta envergadura. Algunos constituyen más bien arroyos y otros podrían considerarse ríos, aquí se les denomina genéricamente esteros y comprenden11 cuerpos de agua con las denominaciones siguientes: El Tordo, Follento, Yeco, Piutril y Daulluco que confluyen desde la vertiente norte del río Lingue y Coipuco, Traiguén, Quilatrayén, Tringlo, Quesquechán y Los Venados que drenan la vertiente sur del río (Fig. 1). Todos ellos fueron identificados y seleccionados con anterioridad en una visita prospectiva realizada a fines de octubre de 2015. En dos cuerpos acuáticos las prospecciones se realizaron en afluentes tributarios y no en el cauce principal. Es el caso del río Coipuco, cuya sección final, ampliamente intervenida, no presentaba condiciones adecuadas para la fauna, y el río Los Venados de abundante caudal y que, salvo en los puentes de cruce de caminos, no tiene accesos adecuados para muestrear.

Se contó con la autorización de los propietarios de los predios, los que en su mayoría habían sido contactados en la visita anterior, algunos de los cuales además acompañaron al equipo de trabajo en las prospecciones realizadas o en parte de ellas (véase fotografías anexo fotográfico).

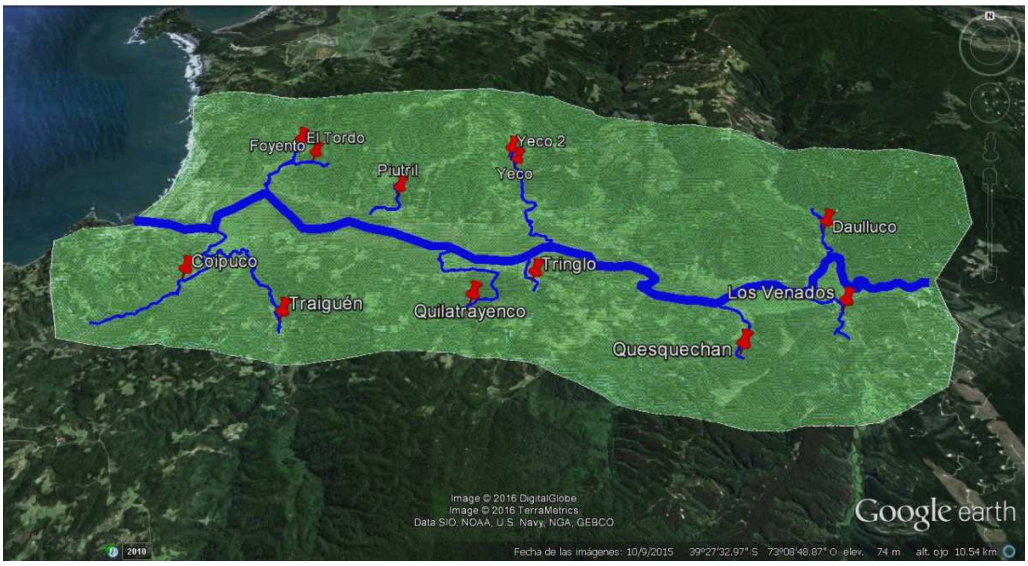


Figura 1. Esteros tributarios del río Lingue(segmento grueso de la imagen) y localización de las estaciones de muestreo. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015.

4.2. Caracterización del hábitat acuático y vegetación de riberas

Para cada estación de muestreo de efectuó una caracterización del hábitat acuático, la vegetación de las riberas, y una evaluación o comentario general sobre la cuenca, el uso del suelo y perturbaciones asociadas a los cursos de agua en las inmediaciones de cada estación. Para ello se siguió la metodología modificada del Protocolo GUADALMED (descrita en Jáimez-Cuéllar et al. 2002).

4.3. Macrocrustáceos

Los cangrejos (aeglidos) y camarones de río (parastácidos) fueron capturados mediante dos métodos complementarios: a) *red surber*, que fue arrastrada sobre el fondo de los cauces. Ésta es una red sacciforme de 0,7 m de ancho y 0,45 m alto por 0,8 m de profundidad, con costados del saco con malla de 300 micras de trama y copo de 500 micras de trama. El esfuerzo de captura se estimó como el área barrida por la red para conseguir un número adecuado de especímenes y varió entre 6 y 50 m^2. En cada sitio se exploró la presencia de ambos grupos segregando el barrido en centro y orillas del cauce, hasta una profundidad de 0,5 m. (b) *Red de barrera* (o red de palitos) que consiste en un paño de red con abertura de malla de 3mm, de forma rectangular, lastrada en su relinga inferior y que es mantenida rígida mediante palos en sus costados. Se trata, de una red de pequeño tamaño, de 1m x 1m que se utiliza manteniéndose fija dentro del agua, dentro de la cual quedan adheridos los organismos pequeños, tanto peces como invertebrados, que son arrastrados por el flujo de la corriente, cuando se remueve el fondo. Se efectuaron tres a cuatro lances por estero.

En cuanto a los camarones de vega o camarones excavadores su presencia pudo ser registrada en algunas estaciones mediante captura con bomba de vacío (succión) o mediante la evidencia de chimeneas, activas o no. La época del año es una limitante para evaluar la presencia de estas especies, dado el descenso de los niveles freáticos de los humedales durante los meses de verano.

Los especímenes capturados fueron fijados en alcohol (etanol) puro de análisis (no desnaturalizado) para preservar los ácidos nucleicos apropiados para realizar estudios filogenéticos. El material obtenido se depositó en la colección del CEA. La determinación taxonómica del material se hizo preliminarmente en terreno y corroborada en laboratorio (CEA) con apoyo documental e instrumental.

4.4. Peces

Dado el tamaño pequeño de los esteros y su cauda bajo se emplearon dos artes de pesca: a) *Pesca eléctrica*, para ello se empleó un equipo Pesko 1500 de 500V y chinguillos. La pesca eléctrica es muy adecuada en cursos de agua de estas características. Este sistema posee un pequeño motor que da energía a un generador eléctrico de alto voltaje. Opera generando un campo eléctrico dentro del agua que provoca en los peces una conducta que los impulsa a dirigirse hacia el polo positivo del campo eléctrico, permitiendo su captura con el chinguillo. Su pequeño tamaño y peso otorga adecuada movilidad y autonomía al operador, quién lo carga en su espalda. La descarga eléctrica que reciben los peces no es letal, por lo que es posible devolverlos vivos al medio acuático. Las recolectas se hicieron mediante transectos, los que consideraron todo el ancho del estero y barrieron una distancia variable dependiendo de la topografía de éste, la que varió entre 30 y 250 m^2. b) *Red de barrera* (o red de palitos) ya descrita anteriormente, con al menos cuatro lances por estero. Las especies capturadas fueron identificadas *in situ* y fotografiadas. En el caso de los salmonídeos por tratarse de especies no nativas fueron fijadas en alcohol y trasladadas al laboratorio y depositadas en la colección del CEA.

4.5. Herpetofauna

Para anfibios se emplearon dos procedimientos. a) *Búsqueda activa*, la que se realizó mediante transectos, focalizando dentro de un radio de 10 metros en subestaciones localizadas a una distancia de 50 metros entre sí y asociadas a cada curso de agua. Esto se llevó a cabo en la medida que las particularidades del terreno lo permitieron, ya que en algunos casos se amplió la búsqueda hacia sectores aledaños que presentaban condiciones de hábitat adecuadas para las especies objetivo. Esta búsqueda comprendió los diferentes tipos de ambientes que se identificaron apropiados para los distintos grupos objetivo de acuerdo a la experiencia del investigador (e.g., rocas, árboles, hojarasca). La recolecta fue diurna y nocturna y se les ubicó bajo piedras o troncos en los márgenes del espejo de agua y en cuerpos de agua, mediante búsqueda exhaustiva. La búsqueda duró aproximadamente 60 minutos en cada sitio. Una vez localizado el animal se capturó manualmente con el uso de guantes de nitrilo. Las larvas fueron capturadas con redes de mano, fotografiadas y luego liberadas. b) *Registro mediante playback*, técnica en la que se atrae, llama e induce una respuesta de anfibios mediante la reproducción de vocalizaciones de las diferentes especies (playback). Esto se efectúa con la ayuda de un parlante conectado a un reproductor digital a través del cual se van reproduciendo las vocalizaciones de los diferentes anfibios que se presume en el área de estudio (Penna 2005, Cuevas sin publicar), y se espera una respuesta. El método de registro para los reptiles consistió en *Búsqueda activa*, con registros visuales, fotografía de los ejemplares

detectados y cuando fue posible y necesaria la captura, el ejemplar se capturó manualmente, se identificó y luego fue liberado.

Figura 2. Trabajo de terreno en los esteros tributarios del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015. A y B= pesca eléctrica. C= bomba de succión, C= surber, D= búsqueda activa, E= red de barrera.

4.6. Análisis de la biodiversidad

En el análisis de diversidad se consideraron solamente las especies estrictamente acuáticas (*Aegla* spp. *Samastacus spinifrons* y peces) ya que éstas fueron prospectadas exhaustivamente dadas las características de los cursos de agua, con tres tipos de muestreadores ya explicitados (pesca eléctrica, red surber y red de barrera).

El análisis de la diversidad consideró la diversidad α y β: (a) la riqueza de especies (*S*), entendida como el número de especies en cada cuerpo de agua, (b) la equidad de la frecuencia de cada especie en cada cuerpo de agua. (b) La diversidad α (intra-ambiente), consideró la riqueza específica (*S*) y la estructura, la cual se determinó según el índice de equidad de Shannon y Wiener (*H'*), que cuantifica la diversidad total de una muestra, siendo influida por dos componentes fundamentales: la riqueza y la equidad. Así considera el valor de importancia de cada especie y expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. La fórmula para esta función es: $H' = -\Sigma\ (p_i \times \log_2 p_i)$, donde p_i es la proporción del número total de individuos de la muestra que corresponde a la especie, cuyos valores se despliegan entre cero cuando existe sólo una especie, y el máximo (H'máx) que corresponde al $\log_2 S$. Además, se calculó el índice de equidad de Pielou (*J*) según la ecuación: $J = H'/H'_{máx}$. Este índice cuantifica la contribución de la equidad a la diversidad total observada. De este modo mide la proporción de la diversidad observada (*H'*) con relación a la máxima diversidad esperada ($H'_{máx}$). Sus valores fluctúan entre 0 (mínima heterogeneidad) y 1 (máxima heterogeneidad, es decir, las especies son igualmente abundantes) (Magurran 1998). (c) La diversidad β (entre cuerpos de agua) se representó por el recambio de especies mediante un dendrograma de similitud/disimilitud (entre los ambiente) basado en el índice de Bray-Curtis (1957), utilizando el programa BioDiversityProfessional (McAleece 1998).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización del hábitat acuático y vegetación de riberas

En la Tabla A-1 de Anexos se presenta una caracterización compilada del hábitat acuático, la vegetación de las riberas y una evaluación general de perturbación de los sitios de muestreo en los diferentes afluentes.

5.1.1. **Hábitat acuático**. El hábitat acuático de los esteros estudiados es diverso (Fig. 3) y se caracterizó por presentar un ancho de los esteros que fluctuó entre 1 y 6 metros, con caudales que variaba de moderado con flujo lento e influencia de mareas (e.g., afluentes río Coipuco) a esteros de caudal abundante con flujo torrentoso con rápidos y fuerte arrastre de materiales (e.g., estero Yeco). El sustrato presentó diferentes condiciones incluso en cada estero, variando de fangosos (e.g., afluentes río Los Venados) a clastos grandes de piedra laja y rocas, con depósitos de arena gruesa (e.g., arroyo Follento) Tabla 1.

Figura 3. Tipo de hábitat acuático en los esteros tributarios del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015. A= Coipuco fondo fangoso y flujo lento. B= El Tordo con grandes rocas y torrentoso. C= Piutril con clastos y arena gruesa y D= Coipuco arroyo tributario con bosque pantanoso.

Tabla 1. Caracterización del hábitat acuático de 11 esteros afluentes del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015.

Nombre afluente/ coordenada	Ancho (metros)	Transparencia	Materia particulada	Tipo de fondo	Caudal y flujo	Vegetación ribereña
Arroyo El Tordo	1	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad de (hojas)	Pedregoso con clastos grandes de piedra laja y rocas, con depósitos de arena gruesa	Torrentoso con rápidos y fuerte arrastre de materiales	Nativa abierta de unos 15 m , aunque bordes del canal bastante cubierto de vegetación
Arroyo Follento	2,5	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad (hojas)	Pedregoso con clastos grandes de piedra laja y rocas, con depósitos de arena gruesa	Moderadamente torrentoso con velocidad media.	Escasa vegetación principalmente arbustiva y herbácea, en franja no mayor a 2 m de ancho
Río Traiguén	6 .	Aguas transparentes	Escasa depositación (hojas)	Pedregoso con clastos pequeños y arena gruesa de piedra laja	Caudal abundante.	Sin vegetación arbustiva y arbórea, solo vegetación herbácea (juncos)
Río Coipuco y 2 afluentes	2,5 (río) afluentes muy pequeños	Aguas transparentes	Gran depositación de materia orgánica	Fango arenoso	Caudal moderado, de flujo lento, con influencia mareal	Sin vegetación, solo juncáceas
Estero Quilatrayén	5	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad (hojas)	Pedregoso de clastos grandes y pequeños de piedra laja, con depósitos de arena	Caudal moderado de pendiente suave	Nativa de franja estrecha, cauce cubierto de vegetación.
Arroyo Tringlo	1	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad (hojas) y presencia abundante de insectos acuáticos desmenuzadores	Pedregoso de clastos grandes y pequeños de piedra laja, con depósitos de arena	Pequeño caudal de flujo rápido y pendiente moderada	Nativa limitada solo al borde del canal, cauce cubierto de vegetación
Río Quesquechán	5	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad (hojas) y presencia abundante de insectos acuáticos desmenuzadores	Pedregoso de clastos pequeños, con depósitos de arena y fango en orillas	Somero de aguas tranquilas de flujo laminar y pendiente baja. Con sectores de flujo más lento	Nativa de unos 15 m con claros y áreas abiertas. Cauce cubierto de vegetación y sombrío
Arroyo Piutril	2	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad (hojas), e insectos acuáticos indicadores de agua limpias y oxigenadas	Pedregoso con grandes rocas y sectores de depositación de arena gruesa y grava. Pendiente fuerte	Torrentoso en su parte más alta	Nativa predominando estrato arbustivo, con sectores abiertos. Cauce cubierto de vegetación (bosque galería) en tramos más altos del estero.
Arroyo Yeco	3	Aguas transparentes	Abundante disponibilidad (hojas de nativo y eucaliptus incluyendo conos)	Pedregoso con grandes rocas y clastos grandes. Pendiente fuerte	Caudaloso de flujo torrentoso	Arbustiva nativa y plantación de eucaliptus. Abierto, mayoritariamente.
Arroyo Daulluco	6	Aguas transparentes en sectores de flujo rápido, más turbias en sectores profundos	Materia orgánica (hojas). Ausencia de insectos acuáticos desmenuzadores grandes pese a depósito de hojas	Pedregoso de bolones, clastos medianos y pequeños con depósitos de arena, fango.	Cauce amplio, de velocidad moderada. Con sectores de pozones profundos.	Nativa predominante en estrato arbóreo y arbustivo, escasas hierbas.
Afluentes río Los Venados	Dos cauces muy pequeños	Aguas con materia fina en suspensión		Fangoso, que cruza un sector de vega	Muy someros, de flujo lento	Tramos con remanente de bosque pantanoso, con plantas palustres y herbáceas.

5.1.2. **Vegetación ribereña**. Su condición es variable, presentando mayor alteración en algunos sitios, pero, salvo excepciones, conservan alguna franja de vegetación que proporciona protección a los cauces. La vegetación ribereña varió desde riberas que presentaban solo vegetación herbácea, sin vegetación arbustiva y arbórea (e.g., río Traiguén) hasta vegetación nativa en los tres estratos, incluido bosque galería (e.g., arroyo Piutril).Todos los esteros presentaban abundante disponibilidad de materia particulada (hojas).

Figura 4. Tipo de vegetación ribereña en los esteros tributarios del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015. A= Coipuco sin vegetación ribereña solo estrato herbáceo. B= Daulluco con riberas protegidas por quilas. C= Quesquechán con tres estratos. D= Los Venados tributario, E= Piutril con bosque galería.

Tabla 2. Caracterización de la vegetación ribereña de 11 esteros afluentes del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015.

Nombre afluente	Vegetación ribereña	Especies dominantes por estrato
Arroyo El Tordo	Vegetación ribereña nativa con tres estratos.	En el estrato arbóreo predominan arrayán, olivillo, laurel; en el estrato arbustivo: quila, maqui, avellanillo, chilco, romerillo. Herbáceas: ortiga caballuna, helechos, juncáceas, rucachucao.
Arroyo Follento	Vegetación ribereña nativa escasa con tres estratos.	Estrato arbóreo aislado en que predominan arrayán, temu, chequén, y eucaliptus; en el estrato arbustivo: meli, quila, maqui, avellanillo, chilco, chupón, olivillo y arrayán. Herbáceas: juncáceas.
Río Traiguén	Vegetación ribereña nativa con solo estrato herbáceo. Aislados ejemplares de arbustos y árboles. Riberas abiertas de uso ganadero.	Vegetación herbácea (juncos) y arbustos aislados de *Berberis*, zarzamora y matico. Remanentes aislados de canelo y arrayanes de la vegetación original.
Afluentes río Coipuco	Vegetación ribereña nativa con solo estrato herbáceo.	Vegetación herbácea de juncáceas y riberas de uso ganadero.
Estero Quilatrayén	Vegetación ribereña nativa con tres estratos. En una de sus riberas (oeste), abundante vegetación nativa.	En el estrato arbóreo predominan arrayán, laurel, canelo y eucaliptus; en el estrato arbustivo: quila, chilco, chequén. Herbáceas: helechos. Plantación de eucaliptus aledaña a la ribera este.
Arroyo Tringlo	Vegetación ribereña nativa escasa con tres estratos.	La estrecha franja ribereña tiene en el estrato arbóreo arrayán, laurel, canelo, ulmo, temu aromo; arbustos: quila, chilco, maqui, romerillo, zarzaparrilla. Herbáceas: helechos
Río Quesquechán	Vegetación ribereña nativa estrecha con tres estratos.	La estrecha franja ribereña tiene en el estrato arbóreo arrayán, canelo, roble. Arbustos: quila, chilco, maqui, canelo, arrayán, zarzamora. Herbáceas: helechos, juncáceas, *Ranunculus*, pastos.
Arroyo Piutril	Vegetación ribereña nativa con tres estratos.	La vegetación ribereña está intervenida con tramos abiertos para ganadería, predominando la vegetación arbustiva nativa. En el estrato arbóreo aparece laurel, arrayán, roble, eucaliptus. Arbustos: quila, chilco, zarzamora, espino negro, chupón, murta, renoval de ulmo. El cauce se encuentra cubierto de vegetación (bosque galería) hacia arriba de la cuenca, la que disminuye hacia la parte baja
Arroyo Yeco	Vegetación ribereña nativa estrecha y limitada al estrecho margen del borde, con tres estratos.	En el estrato arbóreo aparece laurel, arrayán, roble, eucaliptus. Arbustos: renoval de arrayán, quila, zarzamora, *Berberis* sp., romerillo. Riberas intervenidas, mayoritariamente abiertas para ganadería con presencia de vegetación arbustiva nativa y plantación de eucaliptus.
Arroyo Daulluco	Vegetación ribereña nativa cubriendo parte del cauce, abierto en parte y más cerrado a medida que se encajona el cauce, con abundante refugio dado por troncos y ramas.	El estrato arbóreo presenta laurel, roble, eucaliptus, aromo, *Salix*, radal. Arbustos: renoval de arrayán, quila, maqui, espino negro, luma, chupón, coligue. Escaso estrato herbáceo, con especies de pradera húmeda, helechos.
Afluentes río Los Venados	Vegetación ribereña nativa estrecha y limitada al estrecho margen del cauce con tres estratos.	La sección éste con vegetación nativa remanente de bosque pantanoso, otra sección con plantas palustres y otras herbáceas. Riberas abiertas con vegetación nativa aislada y plantación de eucaliptus aledaña. Una sección del cauce con vegetación nativa remanente de bosque pantanoso, otra sección con plantas palustres y otras herbáceas. El estrato arbóreo presenta roble, eucaliptus, álamo. Arbustos: zarzamora y quila. Estrato herbáceo, con especies de pradera húmeda, cortadera, helechos.

5.1.3. **Perturbación antrópica**. En general existe perturbación humana con tránsito de ganado y ramoneo en las riberas (e.g., arroyo El Tordo), plantaciones forestales (e.g, estero Quilatrayén), sometidos a obras de profundización del cauce con maquinaria pesada (e.g., río Traiguén). En varios esteros la perturbación disminuye hacia los sectores más altos (e.g., arroyo Follento).

Figura 5. Tipo de perturbación antrópica en los esteros tributarios del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015. A=Traiguén sin vegetación, B= Yeco riberas abiertas con plantación de eucaliptus. C= El Tordo ribera con pastoreo de ganado. D= Piutril antigua limpieza del cauce, E= Coipuco limpieza reciente del cauce, F= Tringlo riberas con escasa vegetación.

Tabla 3. Caracterización de las perturbaciones antrópicas de 11 esteros afluentes del río Lingue. Comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015.

Nombre afluente	Nivel de perturbación (baja/media/ alta)	Tipo de perturbación	Descripción de la perturbación
Arroyo El Tordo	Media	Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos	Cuenca de fuerte pendiente, con perturbación humana, tránsito de ganado y ramoneo en las riberas. En su parte baja, riberas de uso agrícola, ganadero y viviendas.
Arroyo Follento	Media	Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos	Cuenca alta mayoritariamente vegetación nativa, de renoval abierto. Sector bajo de la cuenca (donde se muestreó) fondo de valle de uso agrícola y mayormente ganadero, con viviendas.
Río Traiguén	Alta	Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos Alteración mecánica del cauce	El estero discurre por un valle de inundación pequeño cuya cuenca alta se encuentra ampliamente cubierta por plantaciones de eucaliptos. El estero fue sometido en 2004 a profundización del cauce, con maquinaria, cuyo material se depositó en los bordes del canal para elevarlos y evitar su desborde e inundación de suelo aledaño para favorecer uso agrícola y ganadero. Hace dos años se repitió esa intervención, retirándose además los restos leñosos que estaban depositados en las orillas homogenizando el cauce. Se aprecian restos de bosque pantanoso en sectores bajos del valle. Riberas abiertas de uso ganadero.
Río Coipuco	Alta	Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos Alteración mecánica del cauce	El estero discurre por un amplio valle que antiguamente estaba cubierto por bosque pantanoso. Hoy presenta una amplia superficie desforestada. Asociado al canal se ha efectuado trabajo con maquinaria pesada para elevar el borde del mismo y así evitar la inundación de las áreas aledañas para favorecer la condición actual de vega y su aprovechamiento como empastadas para ganadería. Hacia arriba del cauce se aprecia bosque pantanoso más denso, sin embargo el cauce fue intervenido en toda su extensión, lo que podría causar el deterioro progresivo del bosque pantanoso.Riberas de uso ganadero.
Estero Quilatrayén	Baja	Plantación forestal Agricultura familiar	Cuenca alta con vegetación nativa. En sector más abajo de la cuenca mayormente plantación de eucaliptus.
Arroyo Tringlo	Media	Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos Agricultura familiar Plantaciones forestales	Riberas desforestadas. La parte baja de la cuenca tiene diversos usos: agrícola de pequeña escala, forestal (pino y eucaliptus), viviendas. Numerosas propiedades colindan con el estero en ambas riberas.
Río Quesquechán	Media	Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos Agricultura familiar Plantaciones forestales	Cuenca reforestada con eucaliptus. Valle estrecho y muy quebrado. Caja del río con vegetación nativa y sectores más abiertos, pero por la pendiente está bien tenida la vegetación. Se conserva aún como hualve un amplio sector aledaño al cauce, muy húmedo, aunque con intervenciones como una cancha de fútbol (sin uso), y uso ganadero.
Arroyo Piutril	Alta	Plantaciones forestales Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Asentamientos humanos Agricultura familiar Alteración mecánica del cauce	El estero drena una pequeña cuenca de gran pendiente que en su parte alta posee nativo y plantaciones de especies exóticas (pino y eucaliptus). El estero fue intervenido en 2005 para profundización del cauce, con maquinaria (bulldozer), cuyo material se depositó en los bordes del canal para elevarlos y evitar su desborde e inundación de suelo aledaño para favorecer uso agrícola y ganadero. Hacia la parte baja el fondo de valle conserva parte del bosque pantanoso. Vegetación intervenida con tramos abiertos para ganadería.
Arroyo Yeco	Alta	Plantaciones forestales Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña Agricultura familiar Alteración mecánica del cauce	El estero discurre por un amplio valle que en su parte baja presenta un extenso bosque pantanoso. Al igual que en los otros sectores apreciamos encauzamiento de aguas, con drenes y bordes enaltados para evitar la inundación de sectores que puedan aprovecharse productivamente. Se aprecian quemas de vegetación. Riberas intervenidas, mayoritariamente abiertas para ganadería con presencia de vegetación arbustiva nativa y plantación de eucaliptus.
Arroyo Daulluco	Media	Plantaciones forestales Ganadería Ramoneo de vegetación ribereña	Riberas intervenidas, presión ganadera evidente, corte de madera, sin renuevos. Riberas en pendiente fuerte, el río se va encajonando y discurre serpenteante. Cuenca alta mixto vegetación nativa y plantaciones de eucaliptus.

5.2. Macrocrustáceos

Con un esfuerzo de muestreo total de 44 lances con red de barrera (44 m^2) y 361 m^2 de surber se recolectaron 168 especímenes del género *Aegla* desglosados en 119 ejemplares de *A. hueicollensis* Jara & Palacios, 1999, 25 de *A. denticulata* Nicolet, 1849, y 24 de *Aegla* sp. (no determinadas)[1], 92 especímenes de *Samastacus spinifrons* (Philippi, 1882), nueve especímenes de *Parastacus nicoleti* (Philippi, 1882) y uno de *Virilastacus araucanius* (Faxon 1914) (Tabla 4) (Figura 6).

Tabla 4. Inventario de especies de macrocrustáceos limnéticos en afluentes del curso inferior del río Lingue, comuna San José de la Mariquina. 2015.

Afluente	**Especies**		**Número y/o detalle de especímenes**
	Nombre científico	**Nombre vulgar**	
Arroyo El Tordo	*Aegla hueicollensis*	Pancora	9 (4♂, 5♀)
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	7 (2♂, 1♀, 4 juv)
Arroyo Follento	*Aegla hueicollensis*	Pancora	7 (3♂, 4♀)
	Samastacus spinifrons	Pancora	11 (2♂, 3♀, 6 juv)
Río Traiguén	*Aegla hueicollensis*	Pancora	22 (4♂, 5♀, 13 juv)
	Aegla denticulata	Pancora	1♂
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	11 (2♂, 4♀, 5 juv)
	Virilastacus araucanius	Camarón excavador	1♂
	Parastacus nicoleti	Camarón de hualve	chimeneas
Arroyo afluente río Coipuco	*Aegla denticulata*	Pancora	22 (9♂, 5♀, 8 juv)
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	15 (1♂, 14 juv)
	Parastacus nicoleti	Camarón de hualve	chimeneas
Arroyo Quilatrayén	*Aegla hueicollensis*	Pancora	28 (5♂,7♀,16 juv)
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	7 (3♂,1♀,3 juv)
Arroyo Tringlo	*Aegla hueicollensis*	Pancora	3 (1♂,1♀,1 juv)
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	5 (2♂,1♀,5 juv)
Río Quesquechán	*Aegla hueicollensis*	Pancora	3 (1♂, 2♀)
	Aegla sp. indeterminada	Pancora	24 (6♂,12♀,6 juv)
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	6 (1♂,1♀,4 juv)
	Parastacus nicoleti	Camarón de hualve	8 (1♂,1♀,6 juv)
Arroyo Piutril	*Aegla hueicollensis*	Pancora	22 (6♂,12♀,4 juv)
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	23 (10♂,2♀,11juv)
	Parastacus nicoleti	Camarón de hualve	chimeneas
Arroyo Yeco	*Aegla hueicollensis*	Pancora	15 (6♂,2♀,7 juv)

[1]Material en proceso de identificación. Es posible que se trate de una especie nueva para la ciencia. Véase más adelante.

	Parastacus nicoleti	Camarón de hualve	chimeneas
Arroyo Daulluco	*Aegla hueicollensis*	Pancora	7 (2♂, 5 juv)
	Aegla denticulata	Pancora	1♂
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	5 (2♂,2♀,1 juv)
Arroyo afluente río Los Venados	*Aegla hueicollensis*	Pancora	3♀
	Aegla denticulata	Pancora	1 juv
	Samastacus spinifrons	Camarón de río	2 (1♂, 1♀)
	Parastacus nicoleti	Camarón de hualve	1♂

Las dos especies registradas con más persistencia en los arroyos afluentes del curso inferior del río Lingue fueron la pancora ***A. hueicollensis*** y el camarón ***S. spinifrons***. La primera se registró en todos los tributarios prospectados, salvoen los arroyos afluentes del río Coipuco. La segunda fue registrada en todas las estaciones. Sin embargo, la relación numérica entre las dos especies parece relacionada con las condiciones hidrográficas de sitio, así ***A. hueicollensis*** predomina en sitios donde la pendiente del cauce es tal que la velocidad de la corriente genera condiciones ritrales y la depositación de materia orgánica particulada gruesa (hojas, flores, frutos y ramas de la vegetación ribereña) es mínima. Por el contrario, las condiciones que favorecen el predominio de ***S. spinifrons*** se asocian a pendientes moderadas que se traducen en pozones con fondos de grava y fango ricos en materia orgánica particulada fina. Esas mismas condiciones ofrecen hábitat a ***A. denticulata***, que fue registrada en cuatro estaciones, siendo abundante sólo en un arroyo afluente del río Coipuco, un cauce fluvial mayor sometido a recientes obras de profundización y "limpieza" que eliminaron la vegetación ribereña en casi toda su extensión y presumiblemente también la totalidad de la población de pancoras y camarones en el cauce principal. La presencia de ***S. spinifrons*** y ***A. denticulata*** en un par de arroyuelos tributarios no intervenidos afluentes del río Coipuco hace presumir que ambas especies también fueron parte de la macrofauna bentónica del río antes de ser drásticamente intervenido. Lo mismo se aplica al río Traiguén, en el cual se registró ***A. hueicollensis, A. denticulata*** y ***S. spinifrons*** en el cauce intervenido. Sin embargo, los especímenes de las tres especies fueron capturados en condiciones de micro-sitio atípicas, bajo grandes terrones desmoronados de las riberas sin vegetación ribereña que las contenga. En el resto de las localidades las condiciones de conservación del cauce y de la vegetación ribereña son buenas y compatibles con las preferencias de hábitat de las diferentes especies de macrocrustáceos.

La presencia de camarones excavadores fue incorporada en la Tabla 4, si bien los registros respondieron a capturas en vegas asociadas a los cursos de agua prospectados, e incluyeron al camarón excavador ***Virilastacus araucanius*** registrado en una localidad (Traiguén) y al camarón de hualve ***Parastacus nicoleti*** registrado en dos localidades (Quesquechán y Los Venados) aunque también se evidenciaron chimeneas de esta última especie en otros cuatro sitios (Traiguén, Coipuco, Piutril y Yeco). Es posible que el bajo número de especímenes capturados se relacione con las condiciones de estío y el descenso del nivel freático propio de esta estación del año.

La presencia de ***Aegla hueicollensis*** en casi la totalidad de los afluentes del curso inferior del río Lingue es una novedad porque hasta ahora no había sido registrada en esta cuenca. Registros previos de la especie se refieren a la localidad tipo, i. e., río Pichihueicolla; (40°09'40"S / 73°39'50"W) en la p rovincia del Ranco (Jara& Palacios1999), al río Chaihuín, al río Colún (Jara 1996), a arroyos que drenan el macizo montañoso costero entre Corral y Chaihuín, a arroyos en la bahía San Juan al oriente de Corral, al río Curiñanco, al río Pilolcura y al arroyo Pichicullín al norte de Mehuín, (provincia de Valdivia) (Jara com.pers.). Esta situación es interesante porque en el cauce del río Lingue, en el sector Tres Cruces (39°27'57"S/ 73°03'58"W), hay registro de ***A. denticulata*** y ***A. abtao*** pero no de ***A. hueicollensis***. La distribución conocida de ***A. hueicollensis*** y su preferencia por el hábitat ritrónico la sindican como especie reófila asociada a arroyos y riachuelos de corto desarrollo longitudinal sobre la vertiente occidental de la Cordillera de la Costa, entre Hueicolla por el sur y Pichicullín por el norte. Sin embargo su distribución altitudinal no se sobrepone con la de ***A. manni*** que ocupa la cabecera de los arroyuelos del mismo sector montañoso (Corral, Mehuín, Queule) (Jara com.pers.).

Por su parte, la presencia de ***S. spinifrons*** en todos los afluentes muestreados confirma su amplia distribución geográfica en el territorio chileno que se extiende desde el río Aconcagua por el norte hasta la península de Taitao por el sur (Jara et al. 2006), en una distancia latitudinal de aproximadamente 1.600 km.

Una situación taxonómica novedosa ocurre en el río Quesquechán (ver Tabla 4), donde ***A. hueicollensis***, en baja proporción numérica, coexiste con una población numéricamente dominante de ***Aegla*** cuyos rasgos morfológicos no se corresponden con los de ninguna de las especies descritas en territorio chileno. El rostro ancho y romo prominentemente carinado es reminiscente del de algunas poblaciones de ***A. denticulata*** de arroyos próximos a Loncoche pero el dorso del caparazón cefalotorácico carece de la conspicua carena que ostenta ***A. denticulata***, así como de la notoria denticulación del borde del caparazón y la prominente espina que adorna el ángulo anterolateral del 2° epímero abdominal que caracterizan a aquella especie. Comparte sin embargo con ***A. denticulata*** el tubérculo sobre la cara ventral del 4° esterno t orácico. La combinación de rasgos morfológicos de esta población de ***Aegla*** amerita considerar la posibilidad que esta estirpe sea una nueva especie para la ciencia. De cualquier modo este peculiar morfotipo plantea interrogantes acerca de las circunstancias geo-históricas que determinaron su diferenciación, en el contexto del devenir geomorfológico de ése sector de la cordillera de La Costa.

Otro antecedente, que es relevante destacar, es la presencia de estados juveniles de las especies acuáticas en la mayoría de los sitios muestreados, lo que revela que son lugares de reclutamiento y por lo tanto favorables para la reproducción de éstas.

Estados de conservación. En cuanto a la clasificación de los macrocrustáceos registrados en el área de estudio una especie se encuentra en la categoría Vulnerable, una en la categoría Casi amenazada, y tres especies se encuentran en la categoría Preocupación menor (Tabla 5).

Tabla 5. Estado de conservación de las especies de macrocrustáceos recolectados en tributarios del río Lingue, comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos. 2015.

Especie	**Nombre vulgar**	**Estado de conservación**
Aegla hueicollensis	Pancora	Casi Amenazada (NT)
Aegla denticulata	Pancora	Preocupación Menor (LC)
Samastacus spinifrons	Camarón de río del sur	Preocupación Menor (LC)
Parastacus nicoleti	Camarón de vega o camarón de hualve	Preocupación Menor (LC)
Virilastacus araucanius	Camarón	Vulnerable (VU)

Figura 6. Ejemplares de especies de macrocrustáceos recolectados en el área de estudio. A= *Samastacus spinifrons hembra* ovígera en Los Venados, B= *Samastacus spinifrons* en Coipuco, C= *Aegla hueicollensis* y D= *Samastacus spinifrons* en Follento, E= *Aegla denticulata* y F= *Virilastacus araucanius* en Traiguén.

5.3. Peces

Con un esfuerzo de operación de pesca eléctrica de 1.310 m^2, 44 lances de red de barrera (44 m^2) y 361 m^2 de surber, se capturaron 102 ejemplares de peces de cinco géneros. De los ciclostomados ***Geotria australis*** o ***Mordacia lapicida*** con 19 ejemplares, ambos generos en estado de larva ammocetes; el galáxido ***Brachygalaxias bullocki*** con 68 ejemplares y el salmónido introducido ***Salmo trutta***, con 15 ejemplares. Es notable la presencia predominante de *S. trutta*, que fue registrada en ocho tributarios, correspondiendo tanto a ejemplares adultos como juveniles así como su hallazgo tanto en esteros de mayor caudal como pequeños arroyos tributarios a su vez de los esteros mayores. ***B. bullocki*** fue registrado en cinco arroyos, coexistiendo con ***S. trutta*** en los arroyos El Tordo, Daulluco, Piutril y afluentes del río Los Venados (Tabla 6). En dos cursos de agua, los arroyos Follento y Yeco, los muestreos no revelaron presencia de ictiofauna, sin embargo en ambos casos se obtuvo referencias de la presencia de salmonídeos por parte de los lugareños.

La presencia de lampreas en estos tributarios puede corresponder a dos especies ***Geotria australis*** y ***Mordacia lapicida*** (sensu Neira 1984), éstas se diferencian entre sí por la presencia de una bolsa en la parte inferior y atrás de la cabeza que termina alrededor de la sexta hendidura branquial. Sin embargo en estado de ammocetes (2,0 a 8,0 cm long) es difícil establecer estas diferencias, aún así se discriminaron preliminarmente por la posición de la cloaca respecto a la base de la aleta dorsal II y la forma terminal de la aleta caudal (redondeada en ***Geotria australis*** y aguzada en ***Mordacia lapicida***). Está documentado que ambas especies de lampreas son simpátricas en algunos cuerpos de agua y específicamente en el río Lingue (Pequeño 1981).

Una situación similar de dificultad en la identificación se presenta en el caso de las especies de trucha (café y arcoiris), ya que cuando están en ambientes y fases migratorias (anádromas) son muy similares. A tallas mayores se diferencian claramente ya que habitualmente la trucha café presenta un color pardo a café con puntos rojizos y la arcoiris es plateado iridiscente con puntos negros lo que le da su nombre común. Por otra parte, ambas especies no coexisten y si bien en arroyos de mayor orden tienden a diferenciarse en la ocupación de los nichos, en arroyos más pequeños esto no ocurre por el reducido espacio con que cuentan. En este caso, dadas las particularidades del sistema hidrológico del río Lingue y sus tributarios, la presencia de la trucha arcoíris es muy improbable, lo que se confirma porque todos los ejemplares adultos de salmonídeos capturados correspondieron inequívocamente a ***S. trutta***.

Tabla 6. Inventario de especies de peces registrados en afluentes del curso inferior del río Lingue, comuna San José de la Mariquina. 2015.(*) registro de informantes(**) observación directa.

Afluente	Especies		Número y/o detalle de especímenes	Estatus
	Nombre científico	Nombre vulgar		
Arroyo El Tordo	*Salmo trutta*	trucha café	4	introducido
	Brachygalaxias bullocki	puye	3	nativo
Arroyo Follento	*Salmo trutta (*)*	trucha café	Registro de informantes	introducido
Río Traiguén	Ammocetes de *Mordacia lapicida*[2]	lamprea	3	nativo
	Brachygalaxias bullocki	puye	27	nativo
A°afluente R. Coipuco	*Brachygalaxias bullocki*	puye	31	nativo
Arroyo Quilatrayén	*Salmo trutta*	trucha café	1	introducido
Arroyo Tringlo	*Salmo trutta*	trucha café	2	introducido
Río Quesquechán	*Salmo trutta*	trucha café	2	introducido
Arroyo Piutril	*Salmo trutta*	trucha café	2	introducido
	Brachygalaxias bullocki	puye	3	nativo
Arroyo Yeco	*Salmo trutta (*)*	trucha café	Registro de informantes	introducido
Arroyo Daulluco	Ammocetes de *Geotria australis*[3]	lamprea	2	nativo
	Salmo trutta	trucha café	2 (**)	introducido
Arroyos afluentes río Los Venados	*Brachygalaxias bullocki*	puye	4	nativo
	Salmo trutta	trucha café	2	introducido

Esta relativa pobreza de la ictiofauna registrada puede atribuirse a diferentes razones. En la última década, se han realizado al menos dos intervenciones en los lechos de los arroyos tributarios del río Lingue, i.e. arroyos Yeco, Coipuco, Traiguén, entre otros. Éstas han implicado el retiro de troncos y ramas desde el fondo y la profundización de los lechos con la finalidad de drenar áreas aledañas pantanosas, evitando su inundación por desborde, y dejarlas aptas para usos agrícolas. Esto ha tenido un efecto adverso en la abundancia de peces en muchos tributarios del río Lingue, ya que se han perdido los refugios y lugares óptimos de postura. Es probable que ésta sea una de las causas de la desaparición de algunas especies de peces de los arroyos donde, según los lugareños, antes abundaban salmones, truchas y bagres. La otra causa probable de la pobreza de peces en los tributarios del río Lingue, es la pendiente, la corta longitud y el caudal rápido que presentan muchos arroyos, careciendo de zonas potamónicas y pozones aptos para

[2] En proceso de identificación
[3] En proceso de identificación

albergar peces de mayor tamaño (Campos et al. 1993, Ruiz & Berra 1994, Vila et al. 1999, Dyer 2000).

Estados de conservación de la ictiofauna

En cuanto a la clasificación de estas especies en categorías de conservación (Tabla 7) el galáxido ***Brachygalaxias bullocki*** está categorizado Fuera de peligro lo que se evidencia en el área de estudio al mantener poblaciones saludables en los tributarios en que fue registrado, no obstante coexistir con***S. trutta,*** un reconocido depredador acuático. Por otra parte, la presencia de ammocetes de los ciclostomados *Geotria* y *Mordacia* indica que estas especies nativas ocupan estos ambientes para reproducirse. De acuerdo a los estados de conservación ***G. australis*** está categorizada como Insuficientemente Conocida desde la Región del Maule al norte, y Fuera de Peligro desde la Región del Biobío al sur. Diferente es la situación de ***Mordacia lapicida*** ya que ha sido categorizada como En Peligro (se comprobó una reducción del 41,2 % en los últimos 10 años según índices de densidad registrados, y también habría una reducción en su área de ocupación de un 28,6%) por el RCE (2012) del Ministerio del Medio Ambiente. Por otra parte, siendo estas especies muy filopátricas y que en estado adulto parasitan sobre otros peces de mayor talla (Neira 1984), la ausencia de peces grandes en estos arroyos no asegura su permanencia en estado adulto. Por lo tanto, es probable que solo los estén usando como sitios de reproducción. De acuerdo con lo anterior, la presencia de ***M. lapicida***en estos tributarios sería de máxima importancia para su conservación futura.

Tabla 7. Estado de conservación de las especies de peces recolectados en tributarios del río Lingue, comuna de San José de la Mariquina. 2015.

Especie	**Nombre vulgar**	**Estado de conservación**
Brachygalaxias bullocki	Puye	Fuera de Peligro
Geotria australis	Lamprea	Al sur de la Región del Biobío: Fuera de Peligro
Mordacia lapicida	Lamprea	En Peligro

Figura 7. Ejemplares de especies de peces recolectados en tributarios del río Lingue, comuna de San José de la Mariquina. 2015. A= Juveniles de *Salmo trutta* en El Tordo, B= *Salmo trutta* adulta en Tringlo. C= *Brachygalaxias bullocki* en arroyo Los Venados. D= *Brachygalaxias bullocki* y E= *Brachygalaxias bullocki* en Traiguén.

5.4. Herpetofauna

5.4.1. Anfibios

El esfuerzo de captura total fue de 11 horas, que contemplaron tanto el trabajo de terreno intensivo realizado entre los días 28 y 31 de diciembre del 2015, como también registros llevados a cabo durante la campaña de prospección de los sitios de estudio realizado el 29 y 30 de octubre de 2015. Los anfibios fueron colectados o percibidos a través de cantos, asimismo a través de información reciente de parte de informantes locales.

Se recolectaron 14 especímenes de cinco especies de anfibios: ***Eupsophus migueli, E. altor, E. vertebralis, Batrachyla leptopus*** y ***Pleurodema thaul***. Al atardecer se detectaron cantos de ***Hylorina sylvatica*** y durante el día de ***B. leptopus*** en algunos sectores próximos a los cursos de agua que se estaba prospectando. Si bien otras especies no fueron detectadas en esta oportunidad, probablemente por la estación del año (verano) y la baja humedad ambiental, existen recientes registros en el área de estudio de ***Insuetoprhynus acarpicus***. Los resultados obtenidos para cada tributario se detallan a continuación y se resumen en la Tabla 8.

Tabla 8. Inventario de especies de anfibios asociados a los afluentes del curso inferior del río Lingue, comuna de San José de la Mariquina. 2015. (*) detectado durante campaña de prospección, (a) adulto, N = número de especímenes, F= se tomó foto, (juv)= juvenil.

Afluente	**Especies**		**Registro (N)**	**Estatus**
	Nombre científico	**Nombre vulgar**		
Arroyo El Tordo	*Eupsophus migueli*	Sapo de Miguel	cantos (*)	microendémica
	Batrachyla leptopus	Rana moteada	cantos	endémica
	Hylorina sylvatica	Rana esmeralda	cantos	endémica
Arroyo Follento	*Eupsophus vertebralis*	Rana de línea vertebral	cantos	endémica
Río Traiguén	*Eupsophus altor*	Rana de Oncol	cantos (*)	microendémica
	Hylorina sylvatica	Rana esmeralda	cantos	endémica
Arroyo afluente río Coipuco	*Pleurodema thaul*	Sapito de cuatro ojos	8 (juv) F	nativa
Arroyo Quilatrayén	*Eupsophus altor*	Rana de Oncol	1 (a) F	microendémica

Arroyo Tringlo			Sin registro	
Río Quesquechán	*Batrachyla leptopus*	Rana moteada	cantos (1)	endémica
Arroyo Piutril	*Eupsophus migueli*	Rana de Miguel	1 (a) F	microendémica
	Eupsophus vertebralis	Rana de línea vertebral	cantos	endémica
Arroyo Yeco	*Eupsophus migueli*	Rana de Miguel	1 (a) F	microendémica
	Eupsophus vertebralis	Rana de línea vertebral	1 (a) F	endémica
	Batrachyla leptopus	Rana moteada	1 (a) F	endémica
Arroyo Daulluco	*Pleurodema thaul*	Sapito de cuatro ojos	1 (a) F	nativa
Arroyo afluente río Los Venados	*Batrachyla leptopus*	Rana moteada	cantos (1)	endémica
	Pleurodema thaul	Sapito de cuatro ojos	cantos (2)	nativa

Registros de anfibios por estaciones

Arroyo El Tordo. En torno a este tributario no se encontraron anfibios al momento del terreno intensivo. Sin embargo, en la campaña de prospección se escucharon cantos de ***E. migueli*** a escasos metros de la casa de don Javier Nahuelpan. En la cabecera de este arroyo, donde existe un bosque nativo maduro, Soto (2013) registró ***Insuetoprhynus acarpicus***. Hacia el fondo de valle, donde confluye el arroyo a través de un humedal de bosque pantanoso están presentes ***Hylorina sylvatica*, *Calyptocephalella gayi*** y en las pequeñas pozas ***Pleurodema thaul***. Algunas de estas especies fueron registradas por el equipo de trabajo y otras obtenidas a través de información obtenida de los lugareños mediante reconocimiento auditivo de las especies al reproducirse sus cantos (Javier Nahuelpan com. pers.). En la prospección preliminar también fue posible escuchar allí cantos de ***Batrachyla leptopus*** y ***B. taeniata***.

Arroyo Follento. Este tributario se encuentra ubicado, al sur este del arroyo El Tordo, y presenta las mismas características en cuanto a su ancho y profundidad. Sin embargo, la vegetación de sus riberas ha sido más alterada y solo presenta bosque secundario en etapa de renoval. En esta época del año no se recolectaron anfibios, sin embargo, en la campaña de prospección se detectaron cantos de ***Eupsophus migueli*** y ***E. vertebralis***.

Arroyo Traiguén. En las proximidades de este arroyo se detectaron ejemplares de ***P. thaul*** en áreas pantanosas. Durante la primera prospección se detectaron cantos de

Eupsophus en un remanente de bosque nativo cerca de la casa de Don Rigoberto Lienlaf. La especie de *Eupsophus* detectada probablemente corresponde a ***E. altor*** que cantaba junto a ***E. vertebralis***. No se percibieron otras especies seguramente por el gran deterioro de la vegetación ribereña por la intervención del cauce del río el año 2004 y posteriormente en 2012.

Arroyo Coipuco. Este arroyo fluye de sur-oeste a nor-este, e igual que el Traiguén se encuentra muy alterado por la intervención en su cauce realizada con maquinaria pesada (2012). Sin embargo, en las riberas río arriba, donde persiste bosque pantanoso a los costados del cauce principal se encontraron muchos especímenes de ***Pleurodema thaul*** recién metamorfoseados. De éstos se recolectaron solo ocho, sin embargo dada la estrategia reproductiva de esta especie que deposita sus posturas de numerosos huevos en aguas templadas, la cantidad de juveniles que se pudo evidenciar fue muy alta. No se detectaron otras especies en este sitio.

Arroyo Quilatrayen. Este arroyo presenta abundante ribera de bosque nativo y fondo pedregoso y aguas muy limpias. Al borde del arroyo entre las rocas se detectaron ejemplares de ***Eupsophus altor***. Esta especie, fue descrita originalmente por Núñez et al. (2012) en el parque Oncol y se agregó a su distribución una población encontrada en Alepúe Alto. Por lo tanto, este hallazgo corresponde al registro más al norte para esta especie, y probablemente constituya el límite norte de su distribución, ya que al lado norte del río Lingue se encuentra ***E. migueli***. No se detectaron otras especies durante la prospección en este lugar.

Estero Tringlo. Este es un pequeño tributario del río Lingue, que recorre una serie de parcelas ubicadas a ambos lados de su cauce. Estas poseen casas, establos y huertos familiares evidenciándose un alto grado de intervención en las riberas. Durante el muestreo se recorrió al arroyo remontándolo pero no se detectaron anfibios ni adultos, ni juveniles como tampoco cantos.

Arroyo Quesquechán. Este arroyo fluye de sur a norte, presentando fondo arenoso y una amplitud de aproximadamente cinco metros en su parte más ancha. Corre a través de un largo valle rodeado de plantaciones de *Eucalyptus* en su cabecera. Sin embargo, en la sección del río elegida para hacer el muestreo se conserva un remanente de bosque nativo secundario de coigues y un sector con restos de bosque pantanoso. En este sector se detectó la presencia de ***Batrachyla leptopus*** y ***Pleurodema thaul***. No se detectaron otras especies de anfibios en este sitio.

Arroyo Piutril. Este arroyo fluye de norte a sur y alcanza 2,5 a 3 m de ancho máximo. Remontando sus orillas hacia la parte más alta, entre rocas cubiertas de abundante musgo y mucha humedad (Fig. 8), se encontró ***Eupsophus migueli***. También se escucharon algunos cantos de esta especie, entre el ruido persistente del agua. No se detectaron otras especies de anfibios en este lugar.

Arroyo Yeco y afluentes menores. Este tributario está muy intervenido y rodeado de plantaciones de *Eucalyptus* spp*,* sin embargo de él se obtiene agua que se potabiliza para consumo de la población aledaña, por lo tanto, existe una toma de agua en la parte media de su cauce. En la porción más alta de la microcuenca presenta una serie de tributarios menores (39º25'52.27"S; 73° 8'52.93"O) a modo de ve rtientes que fluyen entre rocas y una abundante vegetación herbácea, presentándose también bosque nativo. Al borde de estos pequeños arroyos se detectó la presencia de cuatro especies de anfibios: ***Eupsophus migueli, E. vertebralis y Batrachyla leptopus***. Los especímenes de ***E. migueli*** y ***B. leptopus*** se encontraron bajo palos podridos y el ejemplar de ***E. vertebralis*** bajo una gran roca próxima al arroyo. La cuarta especie está representada por larvas de ***Pleurodema thaul*** encontradas en pequeñas pozas en sectores más pantanosos.

Arroyo Daulluco. Arroyo de aproximadamente 5 m de ancho, con pozones y vegetación mixta en la parte baja. Si bien este arroyo, presenta un borde con remanente de bosque nativo (hualles, arrayanes, maqui y quila), el sotobosque es bastante pobre, por lo que el suelo está muy seco en esta época. En el borde de éste no se encontraron anfibios, pero cerca del camino bajo una tablas se colectó ***Pleurodema thaul***. Las condiciones generales del sector son poco favorables para una mayor diversidad de anfibios.

Arroyo Los Venados. Este arroyo presenta una alta intervención en su borde por la presencia de especies exóticas (*Eucalyptus*) y mucha quila. En algunos sectores presenta un ancho de aproximadamente unos cinco metros con pozones con mucho fango y arena que probablemente vino a cubrir un fondo pedregoso por colmatación de sedimentos. En afluentes más pequeños (Fig. 9) se encontró ***Pleurodema thaul*** y se escuchó cantos de ***Batrachyla leptopus*****.** No se detectaron otras especies, probablemente por lo intervenido y alterado del lugar de muestreo. En la Figura 8 se muestra el protocolo de bioseguridad usado para la recolecta de anfibios y la toma de muestra para detectar posibles enfermedades.

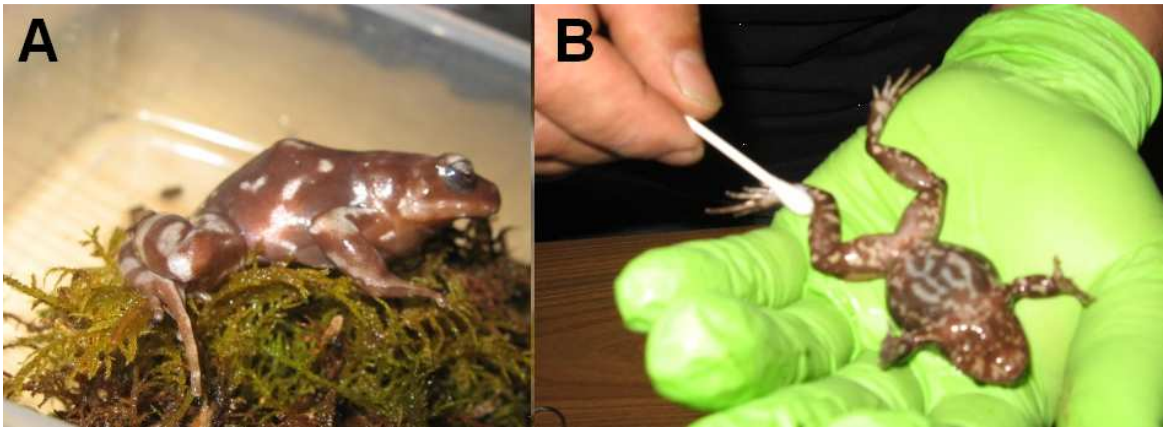


Figura 8. Manipulación de anfibios con guantes de nitrilo. A= Ejemplar de *Eupsophus altor* de Quilatrayen. B= Toma de muestra de la piel para evaluar presencia de *Batracotrichium dendrobatidis* con tórula estéril.

En la Figura 9 se ilustran los ambientes a los que se asocian las especies de anfibios registrados y en la Figura 10 las especies registradas.

Figura 9. Diferentes ambientes asociados a los tributarios del área de estudio donde se registró la presencia de anfibios. A= Coipuco, B= Piutril, C= Yeco, D= El Tordo (parte alta), E= Los Venados, F= Traiguén.

Figura 10. Anfibios registrados en el área de estudio. A, B, C, D=Juveniles de *Pleurodema thaul* en Coipuco. E= Adulto *P. thaul* en Daulluco. F= *Eupsophus migueli* en Piutril. G= *Eupsophus vertebralis* en Yeco. H= *Batrachyla leptopus* en Yeco. I= *Insuetophrynus acarpicus* en El Tordo (C. Soto). J= *Eupsophus altor* en Quilatrayen. K= *Hylorina sylvatica* en El Tordo (Javier Nahuelpan com.pers.).

Estados de conservación de anfibios

En cuanto a la clasificación de estas especies en categorías de conservación (Tabla XX) Dos especies se encuentran en la categoría En Peligro (*Eupsophus migueli y E. altor*) una está vulnerable (*E. vertebralis*) y tres están en la categoría Preocupación menor (*Hylorina sylvatica, Batrachyla leptopus* y *Pleurodema thaul).*

Tabla 9. Estado de conservación de las especies de anfibios recolectados en tributarios del río Lingue, comuna de San José de la Mariquina. 2015.

Especies		Estado de conservación
Nombre científico	**Nombre vulgar**	
Eupsophus migueli	Sapo de Miguel	En Peligro (EN)
Eupsophus altor	Rana de Oncol	En Peligro (EN)
Eupsophus vertebralis	Rana de línea vertebral	Vulnerable (VU)
Hylorina sylvatica	Rana esmeralda	Preocupación menor (LC)
Batrachyla leptopus	Rana moteada	Preocupación menor (LC)
Pleurodema thaul	Sapito de cuatro ojos	Preocupación menor (LC)

Consideraciones de conservación

Los anfibios son el grupo faunístico más amenazado en su conservación a nivel mundial (Stuart et al. 2004). Por lo tanto, conocer la biodiversidad de especies animales y de plantas de un área geográfica en particular, tiene relevancia por varias razones: Primero, si logramos saber que especies habitan en esa región geográfica, y conocemos aspectos básicos de su biología, sabremos con mayor certeza de qué protegerlas y cautelar su conservación en el tiempo; segundo, si a lo anterior se agrega información adicional documentada, por ejemplo de la geografía, es posible reconstruir la historia evolutiva y las relaciones biogeográficas de las especies que allí habitan. Lo anterior permite establecer si estamos frente a un área refugial, si sus especies son únicas (o al menos un porcentaje de ellas), y si, por lo tanto, el área requiere de una preocupación especial de parte de las autoridades desde el punto de vista de la conservación de este patrimonio natural.

El sitio prioritario Río Lingue está localizado geográficamente en el último tramo del valle del Río Lingue (aproximadamente 5 km entre el Puente Lingue y la desembocadura al mar) (Fig. 1) en la cordillera de Mahuidanchi. Este macizo cordillerano ha sido identificado como un área refugial para diversas especies de fauna nativa (Formas 1979, Méndez et al. 2005, Smith-Ramírez 2006), pues algunas especies presentan distribución restringida (microendémica) y algunas presentan relaciones muy enigmáticas. Esto es particularmente distintivo de los anfibios que habitan en esta área, así como en otras en el sur de Chile (Núñez et al. 2012). Como en general los estudios de la geografía de Chile son escasos y en particular los referidos a este lugar no son abundantes, la interpretación de las relaciones biogeográficas de las especies presentes en el bosque templado son difíciles de establecer. Sin embargo, de alguna forma los patrones de distribución de las especies de nuestra joven fauna sudamericana nos cuentan una historia que se remonta

a algunos millones de años atrás, siendo estas especies el resultado de una diversificación específica reciente (en tiempo geológico) (Cuevas 1990). Por lo tanto, es muy probable que las especies del género ***Eupsophus*** sean el resultado de un proceso de especiación en que las ingresiones marinas miocénicas, datadas entre 30 a 50 millones de años atrás, tuvieron gran importancia, puesto que el agua salada ha sido reconocida como una barrera efectiva para muchas especies de anfibios, cuyo ciclos de vida están más asociados a cuerpos de agua dulce.

Los registros efectuados en las campañas de terreno realizadas en el marco de este proyecto aportan antecedentes a este respecto. Es el caso de ***Eupsophus migueli*** y ***E. altor***. La primera de estas especies fue descrita por Formas en el año 1977 desde la localidad de Mehuín. Si bien, al principio fue cuestionada por sus evidentes afinidades morfológicas con ***E. roseus***, diferentes autores aportaron evidencias desde distintas fuentes de datos que terminaron por confirmar su validez como especie plena. Así, Veloso & Iturra (1989) aportaron información cromosómica, Formas et al (1991) información de diferenciación alozímica y Formas (1985) información etológica. Más tarde, Núñez et al. (2012) describieron ***Eupsophus altor*** desde el Parque Forestal Oncol (localidad típica) y en su distribución inicial se incorporó una población desde Alepúe Alto. Sin embargo, hasta hoy no se sabía con exactitud hasta dónde alcanzaba la distribución al norte de ***E. altor*** y hasta dónde hacia el sur ***E. migueli***, o si están en simpatría en algún lugar de la cordillera de Mahuidanchi. El hallazgo actual de ***E. migueli*** en los esteros El Tordo, Piutril y Yeco (tributarios desde la vertiente norte), así como de ***E. altor*** en Traiguén y Quilatrayen (ambos tributarios desde la vertiente sur), indican que el límite geográfico entre ambas especies es, aparentemente, el río Lingue.

Es probable que ambas especies sean hermanas y que se hayan diferenciado en los refugios que quedaron en las partes altas de los cerros durante la era cenozoica en las ingresiones marinas miocénicas, entre 24 a 50 millones de años atrás. La especiación de estas especies, podría haber sido facilitada por la estrategia reproductiva nidícola y la larva endotrófica que presentan las ranas de ***Eupsophus***, asumiendo que ya poseían este tipo de estrategia antes de ese evento geológico y que no fue una adquisición adaptativa en respuesta a él. Esta particularidad les permite sobrevivir en ambientes con escasa humedad, ya que no poseen larva de vida libre y pueden prescindir de los arroyos e incluso de cierta humedad en época de sequía. No obstante, resulta particularmente interesante que la especie ***E. vertebralis*** presenta un rango de distribución más amplio (Cordillera de la Costa de Osorno por el sur hasta Nahuelbuta por el norte) y es la misma a ambos lados del río y presenta la misma estrategia reproductiva que las otras especies de ***Eupsophus*** (Formas 1991). Algo similar ocurre con ***Insuetoprhynus acarpicus***, ***B. leptopus, Hylorina sylvatica*** y ***Pleurodema thaul*** pues están presentes a ambos lados (norte y sur) del río Lingue y presentan distribuciones más amplias que ***E. migueli*** y ***E. altor***. En este sentido es llamativo el caso de ***I. acarpicus*** pues solo se conocían algunas poblaciones relictas (Mehuín y Cordillera Pelada) (Barrio 1970), sin embargo en los últimos años se ha completado el puzzle de su distribución y se han reportado

poblaciones desde Chan-Chan (Rabanal & Alarcón, 2012) y el macizo montañoso Llancahue en la salida sur de la ciudad de Valdivia (Núñez com. pers.).

5.4.2. Reptiles

En las cercanías de la mayoría de los tributarios fue posible observar ejemplares de ***Liolaemus cyanogaster*** DUMÉRIL & BIBRON 1837 y ***L. pictus***, excepto en Piutril, Quesquechán y Los Venados, lo que podría atribuirse a que estos lugares correspondieron a los últimos sitios prospectados durante el día y los animales pudieron ya estar ocultos en refugios. Esto ocurre cuando las temperaturas son más bajas y los lugares son más sombríos. En efecto, en Quilatrayén se registró la presencia de un ejemplar de la especie ***Tachymenis chilensis*** (culebra de cola corta) en parte a que a orillas del arroyo es muy sombrío y la temperatura baja contribuyó a que esta fuera capturada con facilidad. La única especie que no fue detectada fue ***L. tenuis***. Esto se debe a que esta área representa la región meridional de su distribución y su frecuencia es menor que la de las otras especies congenéricas (Vidal 2004). Véase en la Tabla 10 el inventario de reptiles registrado en el área de estudio, el número de registros y su origen (Fig 11).

Tabla 10. Inventario de especies registradas de reptiles asociadas a los afluentes del curso inferior del río Lingue, comuna San José de la Mariquina. 2015.

Afluente	**Especies**		**Registro**	**Origen**
	Nombre científico	**Nombre vulgar**		
	Liolaemus cyanogaster	Lagartija valdiviana	1	endémica
	Liolaemus pictus	Lagartija verde	2	endémica
Arroyo Follento	*Liolaemus cyanogaster*	Lagartija valdiviana	1	endémica
Río Traiguén	*Liolaemus cyanogaster*	Lagartija valdiviana	1	endémica
	Liolaemus pictus	Lagartija verde	1	endémica
Arroyo afluente río Coipuco	*Liolaemus pictus*	Lagartija verde	1	endémica
Arroyo Quilatrayén	*Liolaemus cyanogaster*	Lagartija valdiviana	1	endémica
	Liolaemus pictus	Lagartija verde	1	endémica
	Tachymenis chilensis	Culebra de cola corta	1	nativa
Arroyo Tringlo	*Liolaemus cyanogaster*	Lagartija valdiviana	1	endémica
Río Quesquechán			Sin registros	
Arroyo Piutril			Sin registros	
Arroyo Yeco	*Liolaemus pictus*	Lagartija verde	1	endémica
Arroyo Daulluco	*Liolaemus cyanogaster*	Lagartija valdiviana	1	endémica
Arroyo afluente río Los Venados			Sin registros	

Estados de conservación de reptiles

En cuanto a la clasificación de estas especies en categorías de conservación (Tabla 11) Una especies se encuentran en la categoría Vulnerable (*Tachymenis chilensis*), una está en la categoría Preocupación menor (*Liolaemus pictus*) y una no clasificada (*L. cyanogaster*).

Tabla 11. Inventario de especies de reptiles y su estado de conservación, asociados a los afluentes del curso inferior del río Lingue, comuna San José de la Mariquina. 2015.

Especies		Estado de conservación
Nombre científico	**Nombre vulgar**	
Liolaemus cyanogaster	Lagartija valdiviana	No clasificada
Liolaemus pictus	Lagartija verde	Preocupación menor (LC)
Tachymenis chilensis	Culebra de cola corta	Vulnerable

Figura 11. Reptiles detectados en el área de estudio. A= *Liolaemus pictus*, B= *Liolaemus cyanogaster*, C y D= *Tachymenis chilensis*.

5.5. Otros registros de fauna

Adicionalmente se registró, mediante la impronta de huellas en el barro, la presencia probable de un coipo juvenil y visón en el río Coipuco (Figura 12). En este mismo sector don Mario Hualme, nos señaló haber encontrado fecas de huillín, asociado al bosque pantanoso que se encuentra en las riberas río arriba.

Figura 12. Huellas de coipo y visón registradas en la ribera del río Coipuco.

5.6. Análisis de biodiversidad de especies acuáticas

La diversidad de aéglidos, parastácidos y peces en los cuerpos de agua se muestra en la Tabla 9. La mayor riqueza de especies se registró en el arroyo Daulluco, en afluente del río Los Venados y en el río Traiguén con cinco especies, y los de menor riqueza fueron los arroyos Follento y Yeco. Respecto a la equidad el de mayor valor fue el arroyo El Tordo y el menos equitativo fue el arroyo Yeco. Considerando la riqueza de especies y los índices de equidad la localidad con diversidad mejor representada es el río Traiguén (S= 5; H'= 0,54; J'= 0,772) y la peor representada es el arroyo Yeco (S= 2; H'= 0,102; J'= 0,337).

Tabla 12. Frecuencia, riqueza de especies, frecuencia e índices de equidad en 11 cuerpos de agua en la cuenca del río Lingue, comuna de San José de la Marquina, región de Los Ríos. 2015.*= ejemplares en identificación, posible nueva especie para la ciencia.

	Arroyo El Tordo	Arroyo Follento	Río Traiguén	Afl. río Coipuco	Estero Quilatrayén	Arroyo Tringlo	Río Quesquechán	Arroyo Piutril	Arroyo Yeco	Arroyo Daulluco	Afl. río Los Venados
Aegla hueicollensis	9	7	22		28	3	3	22	15	8	3
Aegla denticulata			1	22						1	1
Aegla sp. Indeterminada*							1				
Samastacus spinifrons	7	11	11	15	7	5	6	23	1	27	18
Brachygalaxias bullocki	3		27	31				3			4
Ammocetes de lamprea			3							2	
Salmo trutta	4				1	2		2		2	1
Riqueza de especies (S)	4	2	5	3	3	3	3	4	2	5	5
Shannon H' Log Base 10	0,564	0,29	0,54	0,459	0,266	0,447	0,406	0,441	0,102	0,425	0,482
Shannon Hmax Log Base 10	0,602	0,301	0,699	0,477	0,477	0,477	0,602	0,602	0,301	0,699	0,699
Shannon J'	0,937	0,964	0,772	0,962	0,558	0,937	0,675	0,733	0,337	0,608	0,689

Respecto a la diversidad β ésta es baja, ya que prácticamente todos los cuerpos de agua son similares (> 75%), es decir contienen en general las mismas especies (Figura 13). Los más similares son el arroyo Yeco y Follento, los arroyos Pitruil y El Tordo y el estero Quilatrayén y el arroyo Tringlo (100% similitud entre ellos). El Afl. Río Coipuco es el más disímil. Pueden apreciarse al menos tres clusters.

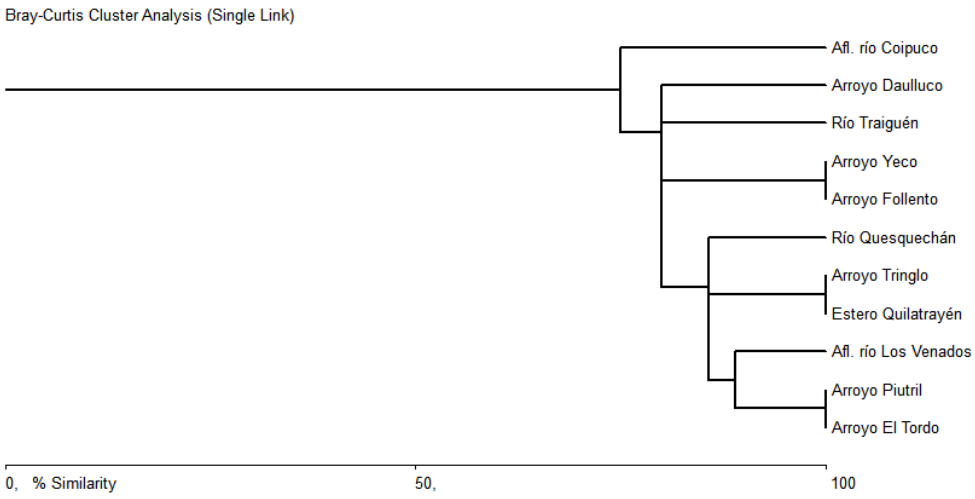


Figura 13. Análisis de similitud de 11 cuerpos de agua tributarios del curso inferior del río Lingue, en la comuna de San José de la Mariquina. 2015.

6. CONCLUSIONES

1. Los arroyos tributarios del curso inferior del río Lingue albergan poblaciones sustentables de camarones y pancoras, siendo *Samastacus spinifrons* y *Aegla hueicollensis* las especies mayoritariamente representadas en ellos.
2. Salvo por los ríos Traiguén y Coipuco, cuyos cauces han sido intervenidos en función de optimizar el drenaje de zonas anegadizas, los arroyos muestreados están en regular a buenas condiciones de conservación ambiental, permitiendo presumir que su fauna de macro-invertebrados bentónicos no enfrenta mayores presiones.
3. El río Quesquechán destaca por albergar una población de *Aegla* cuyos rasgos morfotípicos no se corresponden con los de ninguna de las especies descritas presentes en el territorio nacional. Se sugiere profundizar estudios para su eventual incorporación al inventario de la diversidad faunística del país como especie nueva para la ciencia.
4. La ictiofauna de los tributarios del río Lingue está conformada por *Brachygalaxias bullocki*, *Salmo trutta* y las lampreas *Geotria australis* y/o *Mordacia lapicida*.
5. En términos de la diversidad de su fauna acuática los tributarios estudiados son muy similares.
6. La pobreza en la diversidad de peces podría estar asociada a la intervención realizada en algunos arroyos tributarios del río Lingue, por la pérdida de sitios reproductivos para estas especies, así como a la presencia recurrente de salmonídeos introducidos.
7. La probable presencia de *Mordacia lapicida* es muy importante por la categoría de conservación en que se encuentra. Sin embargo, esto debiera verificarse a futuro para establecer su identidad a través de la captura de animales adultos.
8. Hasta donde se pudo observar en las visitas prospectivas y la campaña de terreno propiamente tal, existen algunos arroyos que se encuentran en estado bastante saludable y que albergan una fauna de anfibios y reptiles en buenas condiciones (El Tordo, Piutril, Yeco) en el lado norte del río Lingue (Traiquén, Quilatrayen) en el lado sur del río.
9. En la vereda opuesta existen algunos arroyos muy intervenidos, lo que se notó en la diversidad de anfibios detectada. Por ejemplo los arroyos Coipuco, Tringlo, Los Venados y Daulluco.
10. La presencia de *Eupospus altor* y *E. migueli* a ambos lados del río Lingue, sur y norte respectivamente, arroja un importante antecedente que ayuda delimitar en forma más rigurosa la distribución de ambos taxa. Esto tiene una importancia evidente en las estrategias que se puedan diseñar a futuro para su protección, ya que ambas especies están en categorías de amenaza (MMA 2015, IUCN 2016).
11. Se encontraron tres de las cuatro especies potenciales de reptiles documentadas para el área de estudio. De éstas, es destacable el hallazgo de *Tachymenis chilensis* pues recientemente ha sido categorizada como Vulnerable, a pesar de su amplia distribución entre Biobío y Chiloé.
12. Recomendamos ampliar las investigaciones sobre estos mismos grupos de fauna a otros sectores de las cuencas ya que los resultados de este estudio, al corresponder

a prospecciones en sectores acotados de cada tributario no reflejan necesariamente sus particularidades faunísticas dado las grandes diferencias de tamaño entre ellas.

13. Recomendamos también se ponga particular atención en las intervenciones sobre los bosques pantanosos que cubren los fondos de valle que drenan gran parte de las cuencas estudiadas, y los procesos de deterioro que progresivamente los están afectando.

7. LITERATURA CITADA Y CONSULTADA

Arratia G(1981) Géneros de peces de aguas continentales de Chile. Publicación ocasional Nº 34 Museo Nacional de Historia Natural 34: 3-108.

Barrio A (1970) *Insuetophrynus acarpicus*, un nuevo leptodactilidofirmisternio sudamericano (Amphibia, Anura). Physis 30: 331-341.

Blaustein AR & PTJ Johnson (2003) The complexity of deformed amphibians. Front. Ecol. & Environ. 1: 87-94.

Bray JR & JT Curtis (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecol Monog. 27: 325–349.

Bustamante RO & JA Simonetti (2005) Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. Biol. Inv. 7: 243-249.

Campos H, V Ruiz, JF Gavilán & F Alay (1993) Pesci del fiume Bíobío. Pubblicazione di divulgazione VOL. 5:7-100.

Campos H, G Dazarola, B Dyer, L Fuentes, J Gavilán, L Huaquín, G Martínez, R Meléndez, G Pequeño, F Ponce, V Ruiz, W Sielfeld, D Soto, R Vega & I Vila (1998) Categorías de conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile) 47:101-122.

Cuevas CC (1990) Comparación cromosómica entre *Eupsophus roseus* y *E. insularis*. Tesis para optar al grado de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Austral de Chile. Valdivia- Chile.

Dyer B (2000). Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. Estudios Oceanológicos, Chile 19: 77-98.

Formas JR (1977) A new species of leptodactylid frog (*Eupsophus*) from the coastal range in southern chile. Studies on Neotropical Fauna and Environments 13: 1-9.

Formas JR, S Lacrampe & L Brieva (1991) Biochemical variation in the Southern American Leptodactylid frogs *Eupsophus roseus*. Comparative Biochemistry and Physiology 100: 277-280.

Formas JR (1985)The voices and relationships of the Chilean frogs *Eupsophus migueli* and *E. calcaratus* (Amphibia: anura: Leptodactylidae). Proceedings of the Biological Society of Washington 98: 411-415.

Formas JR (1979) La herpetofauna de los bosques temperados de Sudamérica. In: Duellman WE (ed.) The South American Herpetofauna: its origin, evolution and dispersal. University of Kansas Press, Museum Natural History Monographs, Kansas. Pp. 341–369.

Frost DR (2015) Amphibian Species of the World: an online reference. Version 5.1 (10 February, 2016). Electronic Database accessible at http://research.amnh.org/ herpetology/amphibia/index.html.American Museum of Natural History, New York, USA.Capturedon 7 February 2016.

HabitE, Dyer B & I Vila (2006) Estado del conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. Gayana 70: 100-113

Habit E & P Victoriano (2005) Peces de agua dulce de la Cordillera de la Costa. In: Smith-Ramírez C, JJ Armesto & C Valdovinos; Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Chile. Pags. 392- 406.

IUC (2016) International Union for Conservation of Nature. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List <www.iucnredlist.org/amphibians>. Accessed on 6 February 2016.

Jáimez-Cuéllar P, Vivas S, Bonada N, Robles S, Mellado A, Álvarez M, Avilés J, Casas J, Ortega M, Pardo I, Prat N, Rieradevall M, Sáinz-Cantero C, Sánchez-Ortega A, Suárez Mª Luisa, Toro M, Vidal-Abarca Mª Rosario, Zamora-Muñoz C & J Alba-Tercedor. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). Limnetica 21(3-4): 187-204.

Jara CG & VL Palacios (1999) Two new species of *Aegla* Leach (Decapoda: Anomura: Aeglidae) from southern Chile. Proceedings of the Biological Society of Washington 112(1):106-119.

Jara CG (1996) Taxonomía, Sistemática y Zoogeografía de las Especies Chilenas del Género *Aegla* Leach (Crustacea: Decapoda: Anomura: Aeglidae). Tesis. Escuela de Graduados Universidad de Concepción, Chile. Anexo 1.

Jara CG, E Rudolph & ER González (2006) Estado de Conocimiento de los Malacostráceos Dulceacuícolas de Chile. Gayana 70 (1):40-49.

Lobos G, M Vidal, C Correa, A Labra, H Díaz-Páez, A Charrier, F Rabanal, S Díaz & C Tala (2013) Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente. Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile. Red Chilena de Herpetología. Santiago. 104 p.

Magurran AE (1998) Ecological Diversity and its Measurement. Princeton University Press, Princeton, New Yersey.

McAleece N (1998) Biodiversity: Proffesional Beta. The Natural History Museum and the Association for Marine Science.

Méndez MA, F Torres-Pérez, C Correa, ER Soto, A Veloso& J Armesto (2005) Genetic divergence in the endangered frog *Insuetophrynus acarpicus* (Anura: Leptodactylidae). Herpetological J. 16: 93-96.

Méndez MA, ER Soto, F Torres-Pérez & A Veloso (2005) Anfibios y reptiles de los bosques de la Cordillera de la Costa (X Región, Chile). In: Smith-Ramírez C, JJ Armesto & C Valdovinos; Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Chile. Pags. 441- 451.

Neira FJ (1984)Biomorfología de las lampreas parásitas chilenas *Geotria australis* y *Mordacia lapicida.*Gayana zoología (Chile) 48(1 - 2): 3 40.

Nuñez JJ, NK Wood, FE Rabanal, FM Fontanella & JW Sites Jr. (2010) Amphibian phylogeography in the Antipodes: Refugia and postglacial colonization explain mitochondrial haplotype distribution in the Patagonian frog *Eupsophus calcaratus* (Cycloramphidae). Mol. Phyl. Evol. 58: 343–352.

Penna M, Contreras S & A Veloso (1983) Acoustical repertoires and morphological differences in the ear of two *Alsodes* species (Amphibia: Leptodactylidae). Can. J. Zool. 61: 2369-2376.

RCE (2012) 10º proceso del Reglamento de Clasificación de Especies. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago de Chile.

Ruiz V y M Marchant (2004)Ictiofauna de aguas continentales chilenas. Universidad de Concepción. Departamento de Zoología. Proyecto de Docencia Nº 98-071, 356 p

Ruiz V & T Berra (1994) Fishes of the high Bio-bioriver of south-central Chile with notes on diet and speculations on the origin of the ichthyofauna. Ichthyological Explorations to Freshwaters 5(1):5-18.

Smith-Ramirez C (2004) The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate forest. Biod. &Conserv. 13: 373–393.

Smith-Ramírez C, JJ Armesto& C Valdovinos (2005) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Chile.Villagrán & Armesto, 2005.708 pp.

Stuart SN, JS Chanson, NA Cox, BE Young, ASL Rodriguez, DL Fischman & RW Waller (2004) Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. Science 306: 1783–1786.

Veloso A & P Iturra (1989) Further evidences from early sex chromosomes differentiation. Genetica 78(1):25-31.

Vidal M (2004) Reptiles terrestres de Chile. Guías de Identificación y Biodiversidad Fauna Chilena. Apuntes de Zoología, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile. 15 pp.

Vila I, L Fuentes & M Contreras (1999) Peces límnicos de Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile) 48:61-75.

8. Anexos

Tabla A-1. Compilado caracterización y coordenadas (UTM huso 18) de 11 cuerpos de agua en la cuenca del río Lingue, comuna de San José de la Marquina, región de Los Ríos. 2015.

Nombre afluente	Coordenadas x/y	Hábitat acuático	Vegetación ribereña	Evaluación de perturbación
Arroyo El Tordo (2 estaciones)	655470,61 5634104,53 655380,63 5633791,74	Estero de aprox. 1m de ancho, de aguas transparentes. Fondo de clastos grandes de piedra laja y rocas, con depósitos de arena gruesa. Flujo torrentoso con rápidos y fuerte arrastre de materiales. Abundante disponibilidad de materia particulada (hojas). Franja de vegetación ribereña nativa de unos 15 m, abierta, aunque bordes del canal bastante cubierto de vegetación.	Vegetación ribereña nativa, en el estrato arbóreo predominan arrayán, olivillo, laurel; en el estrato arbustivo: quila, maqui, avellanillo, chilco, romerillo. Herbáceas: ortiga caballuna, helechos, juncáceas, rucachucao.	Cuenca de fuerte pendiente, con perturbación humana, tránsito de ganado y ramoneo en las riberas. En su parte baja, riberas de uso agrícola, ganadero y viviendas.
Arroyo Follento	655677,51 5633687,09	Estero de aprox. 2,5m de ancho, de aguas transparentes. Fondo de clastos grandes de piedra laja y rocas, con depósitos de arena gruesa. Flujo velocidad media, moderadamente torrentoso. Con abundante disponibilidad de materia particulada (hojas). Alimento disponible. Con escasa vegetación ribereña, principalmente arbustiva y herbácea, en franja no mayor a 2m de ancho. Abierta.	Escasa vegetación ribereña nativa, con estrato arbóreo aislado en que predominan arrayán, temu, chequén, y eucaliptus; en el estrato arbustivo: meli, quila, maqui, avellanillo, chilco, chupón, olivillo y arrayán. Herbáceas: juncáceas.	Cuenca alta mayoritariamente vegetación nativa, de renoval abierto. Sector bajo de la cuenca (donde se muestreó) fondo de valle de uso agrícola y mayormente ganadero, con viviendas.
Río Traiguén	655769,57 5629934,72	Estero de aprox. 6m de ancho, de aguas transparentes. Fondo de clastos pequeños y arena gruesa de piedra laja. Caudal abundante. Escasa depositación de materia particulada (hojas) y escaso refugio. Bordes delcauce erosionado, riberas de 2m de altura hasta el agua, sin vegetación arbustiva y arbórea, solo vegetación herbácea (juncos) y arbustos aislados de *Berberis*, zarzamora y matico. Remanentes aislados de canelo y arrayanes de la vegetación original.	Sin vegetación. Riberas abiertas de uso ganadero.	Es estero discurre por un valle de inundación pequeño cuya cuenca alta se encuentra ampliamente cubierta por plantaciones de eucaliptos. El estero fue sometido en 2004 a profundización del cauce, con maquinaria, cuyo material se depositó en los bordes del canal para elevarlos y evitar su desborde e inundación de suelo aledaño para favorecer uso agrícola y ganadero. Hace dos años se repitió esa intervención, retirándose además los restos leñosos que estaban depositados en las orillas homogenizando el cauce. Se aprecian restos de bosque pantanoso en sectores bajos del valle.
Afluentes río Coipuco (dos esteros tributarios)	654028,70 5630632,63 653847,42 5630895,31	Estero de aprox. 2,5m de ancho, de aguas transparentes. Caudal moderado, de flujo lento, con influencia mareal. Fondo fango arenoso. Bordes sin vegetación, solo juncáceas. .	Sin vegetación. Riberas de uso ganadero.	El estero discurre por un amplio valle que antiguamente estaba todo cubierto por bosque pantanoso. En la actualidad presenta una amplia superficie desforestada. Asociado al canal se ha efectuado trabajo con maquinaria pesada para elevar el borde del mismo y

				así evitar la inundación de las áreas aledañas para favorecer la condición actual de vega y su aprovechamiento como empastadas para ganadería. Hacia arriba del cauce se aprecia bosque pantanoso más denso, sin embargo el cauce fue intervenido en toda su extensión, lo que podría causar el deterioro progresivo del bosque pantanoso.
Estero Quilatrayén	658700,94 5630186,78	Estero de aprox. 5m de ancho, de aguas transparentes. Fondo pedregoso de clastosgrandes y pequeños de piedra laja, con depósitos de arena. Caudal moderado de pendiente suave. Con abundante disponibilidad de materia particulada (hojas). Bien conservado, ecosistema sano. Vegetación ribereña nativa de franja estrecha, cauce cubierto de vegetación.	En una de sus riberas (oeste), abundante vegetación nativa. En el estrato arbóreo predominan arrayán, laurel, canelo y eucaliptus.; en el estrato arbustivo: quila, chilco, chequén Herbáceas: helechos. Plantación de eucaliptus aledaña a la ribera este.	Cuenca alta vegetación nativa. En sector más abajo de la cuenca mayormente plantación de eucaliptus.
Arroyo Tringlo	659782,60 5630584,04	Estero de aprox. 1m de ancho, de aguas claras, pequeño caudal de flujo rápido y pendiente moderada. Fondo pedregoso de clastos grandes y pequeños de piedra laja, con depósitos de arena. Con abundante disponibilidad de materia particulada (hojas) y presencia abundante de insectos acuáticos de las familias Plecoptera y Megaloptera. Aparentemente un ecosistema sano. Vegetación ribereña nativa limitada solo al borde del canal, cauce cubierto de vegetación.	La estrecha franja ribereña tiene en el estrato arbóreo arrayán, laurel, canelo, ulmo, temu aromo; arbustos: quila, chilco, maqui, romerillo, zarzaparrilla. Herbáceas: helechos	Riberas desforestadas. La parte baja de la cuenca tiene diversos usos: agrícola de pequeña escala, forestal (pino y eucaliptus), viviendas. Numerosas propiedades colindan con el estero en ambas riberas.
Río Quesquechán	663035,17 5629713,75	Estero somero de aguas tranquilas de aprox. 5m de ancho, de agua transparente, flujo laminar y pendiente baja. Fondo pedregoso de clastos pequeños, con depósitos de arena y fango en orillas y sectores de flujo más lento. Con abundante disponibilidad de materia particulada (hojas) y presencia abundante de insectos acuáticos de las familias Plecoptera y Megaloptera. Vegetación ribereña nativa de aprox. 15 m con claros y área abiertas. Cauce cubierto de vegetación y sombrío.	La estrecha franja ribereña tiene en el estrato arbóreo arrayán, canelo, roble. Arbustos: quila, chilco, maqui, canelo, arrayán, zarzamora. Herbáceas: helechos, juncáceas, Ranunculus, pasto.	Cuenca reforestada con eucaliptus. Valle estrecho y muy quebrado. Caja del río con vegetación nativa y sectores más abiertos, pero por la pendiente está bien tenida la vegetación. Se conserva aun como hualve un amplio sector aledaño al cauce, muy húmedo, aunque con intervenciones como una cancha de fútbol (sin uso en los últimos años), y uso ganadero.
Arroyo Piutril (2 estaciones)	657403,58 5632702,30 657278,61 5632436,50	Estero torrentoso en su parte más alta de aprox. 2m de ancho, de aguas cristalinas y pendiente fuerte. Fondo pedregoso con grandes rocas y sectores de depositación de arena gruesa y grava. Con abundante disponibilidad de materia particulada (hojas) y presencia abundante de insectos acuáticos indicadores de agua limpias y oxigenadas.	La vegetación ribereña está intervenida con tramos abiertos para ganadería, predominando la vegetación arbustiva nativa. En el estrato arbóreo aparece laurel, arrayán, roble, eucaliptus. Arbustos: quila, chilco, zarzamora, espino negro, chupón, murta, renoval de ulmo. El cauce se encuentra cubierto de vegetación	El estero drena una pequeña cuenca de gran pendiente que en su parte alta posee nativo y plantaciones de especies exóticas (pino y eucaliptus). El estero fue intervenido en 2005 para profundización del cauce, con maquinaria (bulldozer), cuyo material se depositó en los bordes del canal para elevarlos y evitar su desborde e inundación de suelo aledaño para favorecer uso agrícola y ganadero. Hacia la parte baja el fondo de valle conserva

			(bosque galería) hacia arriba de la cuenca, la que disminuye hacia la parte baja	parte del bosque pantanoso.
Arroyo Yeco	659485,52 5633578,93	Estero caudaloso de flujo torrentoso de aprox. 3m de ancho, aguas cristalinas y pendiente fuerte. Fondo pedregoso con grandes rocas y clastos grandes. Con abundante disponibilidad de materia particulada (hojas de nativo y eucaliptus incluyendo conos).	La vegetación ribereña limitada al estrecho margen del cauce. En el estrato arbóreo aparece laurel, arrayán, roble, eucaliptus. Arbustos: renoval de arrayán, quila, zarzamora, Berberissp., romerillo. Riberas intervenidas, mayoritariamente abiertas para ganadería con presencia de vegetación arbustiva nativa y plantación de eucaliptus.	El estero discurre por un amplio valle que en su parte baja presenta un extenso bosque pantanoso. Al igual que en los otros sectores apreciamos encauzamiento de aguas, con drenes y bordes enaltados para evitar la inundación de sectores que puedan aprovecharse productivamente. Se aprecian quemas de vegetación. Hacia la parte más alta desde la estación de muestreo, se aprecian numerosas vertientes que conforman un hábitat particularmente húmedo favorable para la presencia de anfibios. En los cuales también encontramos S. spinifrons y chimeneas de P. nicoleti.
Arroyo Daulluco	664678,28 5631770,92	Cauce amplio de aprox. 6m de ancho, de velocidad moderada, fondo pedregoso de bolones, clastos medianos y pequeños con depósitos de arena, fango y materia orgánica (hojas). Ausencia de insectos acuáticos (Plecoptera-desmenuzadores grandes-) a pesar de haber depósitos de hojas. Con sectores de pozones profundos.	Vegetación ribereña nativa cubriendo parte del cauce, abierto en parte y más cerrado a medida que se encajona el cauce, con abundante refugio dado por troncos y ramas. El estrato arbóreo presenta laurel, roble, eucaliptus, aromo, salix, radal. Arbustos: renoval de arrayán, quila, maqui, espino negro, luma, chupón, coligue. Escaso estrato herbáceo, con especies de pradera húmeda, helechos.	Riberas intervenidas, presión ganadera evidente, corte de madera, sin renuevos. Riberas en pendiente fuerte, el río se va encajonando y discurre serpenteante. Cuenca alta mixto vegetación nativa y plantaciones de eucaliptus.
Afluentes río Los Venados	664426,23 5628907,69	Dos cauces pequeños, muy someros, de flujo lento y fondo fangoso, que cruzan un sector de vega. Orillas vegetadas que proporcionan abundante refugio y sombra al curso de agua. Una parte de éste con vegetación nativa remanente de bosque pantanoso, otra sección con plantas palustres y otras herbáceas.	Riberas abiertas con vegetación nativa aislada y plantación de eucaliptus aledaña. Una sección del cauce con vegetación nativa remanente de bosque pantanoso, otra sección con plantas palustres y otras herbáceas. El estrato arbóreo presenta roble, eucaliptus, álamo. Arbustos: zarzamora y quila. Estrato herbáceo, con especies de pradera húmeda,cortadera, helechos.	Ambiente muy intervenido, uso ganadero y plantaciones. Toda la cuenca con plantaciones de eucaliptus. Se muestreó también en la salida de estos tributarios al estero Los Venados, por ser hábitat más propicio para *Aegla*. En este sector el cauce presenta flujo más rápido y turbulento, fondo pedregoso son clastos grandes.

Anexo fotográfico

Folio017105

THE CONDOR
Ornithological Applications
AmericanOrnithology.org

Volume 122, 2020, pp. 1–7
DOI: 10.1093/condor/duz068

PERSPECTIVE

Pinniped predation of birds: A cause for conservation concern?

George J. F. Swan,[1,*] Eduardo A. Silva-Rodríguez,[1] Layla P. Osman,[2] and Eduardo Jaramillo[3]

[1] Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile
[2] Centro Transdisciplinario de Estudios Ambientales y Desarrollo Humano Sostenible, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile
[3] Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile
*Corresponding author: george.j.f.swan@gmail.com

Submission Date: August 26, 2019; Editorial Acceptance Date: December 19, 2019; Published February 19, 2020

ABSTRACT

Recovering predators can create challenges for conservation objectives when they prey on vulnerable species. Although largely uncommon, pinniped predation of birds presents one such challenge. Here, we describe the novel characteristics of this predator–prey interaction, its impact on bird populations, and possible mitigation responses. We do so both broadly, synthesizing the wider literature, and specifically, in reference to ongoing South American sea lion (*Otaria flavescens*) predation of Black-necked Swans (*Cygnus melancoryphus*) we are currently observing in southern Chile. Our review of the literature suggests that in most cases bird predation by pinnipeds is only exhibited by a small proportion of the population, spreads socially between individuals, can be temporally severe, and may rapidly threaten the viability of bird populations. We discuss feasibility and efficacy of potential mitigation measures highlighting that, as foraging specializations can be socially transmitted, any such actions need to be time conscious as bird-killing behaviors may be increasingly difficult to remove. The contrasting population trends of pinnipeds and seabirds suggests that pinniped predation of vulnerable waterbirds is going to be an increasingly common conservation challenge in the future.

Keywords: bird predation, foraging specializations, human–wildlife conflict, pinnipeds, predator–prey interactions

Depredación de aves por Pinípedos: ¿una causa de preocupación para la conservación?

RESUMEN

La recuperación de depredadores puede generar desafíos para los objetivos de conservación cuando estos depredan especies vulnerables. Aunque poco común, la depredación de aves por pinnípedos representa uno de esos desafíos. En esta Perspectiva, describimos características novedosas de esta interacción depredador-presa y su impacto sobre poblaciones de aves antes de discutir qué debería hacerse para mitigar sus impactos, en caso de ser necesario. Esto lo hacemos en términos generales, sintetizando la literatura disponible, y específicamente, en referencia a la depredación de *Cygnus melancoryphus* por *Otaria flavescens* que estamos observando actualmente en el sur de Chile. Nosotros identificamos que la depredación de aves por pinnípedos es exhibida por una pequeña proporción de la población, se propaga socialmente entre individuos, puede ser temporalmente severa y puede amenazar rápidamente la viabilidad de poblaciones de aves. En este contexto, discutimos la viabilidad y eficacia de posibles medidas de mitigación, destacando que, dado que el comportamiento puede transmitirse socialmente, cualquier acción de este tipo debe considerar el tiempo, ya que estos comportamientos pueden ser cada vez más difíciles de eliminar. Las tendencias poblacionales contrastantes de pinnípedos y aves sugieren que la depredación por pinnípedos de poblaciones de aves será un desafío de conservación cada vez más común en el futuro.

Palabras clave: conflicto humano-vida silvestre, depredación de aves, especializaciones de alimentación, interacciones depredador-presa, pinnípedos

INTRODUCTION

Conservation efforts have resulted in some impressive recoveries of once depleted populations of large-bodied predators (Magera et al. 2013, Cruz et al. 2019). This is important as these animals are critical components of ecosystems (Ritchie and Johnson 2009) and also have intrinsic value in their own right. Yet, while predator resurgences are to be celebrated, they can also present significant new challenges in wildlife management, especially if they have top-down effects on species of conservation concern (Marshall et al. 2016). For example, the (human-assisted) recovery of Bald Eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) in Voyageurs National Park, USA, has apparently come at the expense of other recovering piscivorous bird species (Cruz et al. 2019).

Pinnipeds (sea lions, fur seals, true seals, and the walrus) provide another interesting case in point. In recent decades many pinniped populations have increased dramatically

Copyright © American Ornithological Society 2020. All rights reserved. For permissions, e-mail: journals.permissions@oup.com.

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020

Folio017106

after being heavily depleted by commercial harvesting and culling programs (Bowen and Lidgard 2013, Magera et al. 2013). These are generalist, opportunistic predators that can compete for prey that have economic or conservation value to humans. Yet, while much attention has been paid to their interactions with fisheries and aquaculture (e.g., Sepúlveda et al. 2015), pinniped predation of birds presents a novel, interesting, and occasionally urgent, conservation challenge.

One such challenge is currently playing out in the Río Cruces wetland, a Ramsar Site and Nature Sanctuary located in Valdivia, southern Chile (39.74°S, 73.25°W), where, in July 2018, monthly Black-necked Swan (*Cygnus melancoryphus*) surveys (conducted since 1987 by Corporación Nacional Forestal, CONAF; Jaramillo et al. 2018) began recording predation of swans by South American sea lions (*Otaria flavescens*). While initially ascribed to a single sub-adult male, other individuals were soon sighted exhibiting the same predatory behavior. The sea lions were pulling swans under the water before consuming part of the carcass, most often just the pectoral muscle (Figure 1). Swan hunting, handling, and (partial) consumption was fast, and individual sea lions were observed catching and killing as many as 5 adult birds in the space of 25 min (E. Jaramillo personal observation). Overall predation, judged by the number of carcasses, increased rapidly to 133 swans in a single month and, although predation subsided during the sea lion's breeding period (when the animals return to their coastal rookeries; Baylis et al. 2017), recent carcass counts suggest it is still increasing.

Although Black-necked Swans are not internationally threatened (BirdLife International 2016), the Rio Cruces wetland and surrounding habitat is the species' most important breeding site and the swans are considered a priority in the sanctuary's management objectives (Jaramillo et al. 2018, CONAF 2019a). Indeed, the wetland's current population (estimated at ~13,000 individuals in the 2018 breeding season; CONAF 2019b) has only recently recovered from a 2004 collapse that followed a pollution event (Jaramillo et al. 2018). Therefore, despite monitoring that suggests a continued positive population trend (CONAF 2019b), there are concerns that increased predation by sea lions might threaten this population.

Socially, swans are important to people in Valdivia; their conservation was a central motivator in one of Chile's most significant environmental conflicts after the 2004 collapse (Sepúlveda and Villarroel 2012). As a result, swan predation by sea lions has attracted much media attention and debate (e.g., Villalobos 2018). Indeed, the issue has created a management conundrum for Chilean authorities where all options, including doing nothing, are contentious. This is partly a consequence of the novelty of this particular predator–prey interaction; there is little specific scientific evidence to indicate how best to proceed. In this context we searched the literature for journal articles and reports that shed light on the ecology or management of pinniped predation of birds. We used the Google Scholar and Web of Knowledge databases between August and November 2019 to find relevant material (published in the last 30 yr) using all combinations of 5 key terms (predation or bird predation or mitigation or management or interaction) with the 5 terms for species within the clade Pinnipedia (pinniped or sea lion or fur seal or seal or walrus). Additional studies

FIGURE 1. Predation of a Black-necked Swan (*Cygnus melancoryphus*) by a South American sea lion (*Otaria flavescens*) in the Río Cruces wetland, Valdivia, Chile (**A**), and the carcass of a depredated swan (**B**). Photographs by F. Dreves and F. Navarro, respectively.

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020

Folio017107

were located by searching the reference lists of relevant material from the initial search.

CHARACTERIZING PINNIPED PREDATION OF BIRDS

We found instances of bird predation by pinnipeds from across the world involving a diverse range of avifauna such as penguins (Charbonnier et al. 2010, Ryan and Kerr 2012, Morrison et al. 2017), cormorants (Marks et al. 1997, Johnson et al. 2006), gannets (Makhado et al. 2006, 2013), albatrosses (Moore et al. 2008), auks (Mallory et al. 2004), and ducks (Tallman and Sullivan 2004, Lovvorn et al. 2010). Many of these interactions share similar characteristics and we identify 4 traits that appear to characterize pinniped–bird predation.

Bird Predation is only Exhibited by a Small Proportion of the Pinniped Population

With the exception of the leopard seal (*Hydrurga leptonyx*; Hall-Aspland and Rogers 2004) and possibly some populations of Antarctic fur seals (*Arctocephalus gazelle*; Casaux et al. 2004), birds form a negligible part of pinniped diet at a population level (Kirkman 2009). Instead, bird predation appears to be an uncommon foraging specialization that, when exhibited, is only conducted by certain individuals within the population. Indeed, even within these animals, there may be marked variation in prey handling behavior (du Toit et al. 2004). Males, and specifically sub-adult males, are the most common culprits (David et al. 2003, du Toit et al. 2004, Makhado et al. 2009; although see Lalas et al. 2007).

Foraging Specializations can be Socially Transmitted within Pinniped Populations

Several studies report that, at their sites, pinniped predation of birds is a relatively new and increasing phenomenon (Charbonnier et al. 2010, Voorbergen et al. 2012). A number of non–mutually exclusive hypotheses have been posed to explain this behavior including the depletion of "regular" prey, increased pinniped–bird interactions, an extension of play behavior, and the general reduction in pinniped culling as a management strategy (du Toit et al. 2004, Kirkman 2009). There is also speculation that, once a foraging specialization is displayed by one animal in a population, it can be learned by others (Makhado et al. 2006). Observations of established bird predators interacting with other "new" bird predators during hunts provides provisional support for this hypothesis (Marks et al. 1997). The strongest evidence of pinnipeds learning novel foraging behaviors from conspecifics, however, comes from research by Schakner et al. (2016) who applied a network-based diffusion analysis to show how learned behaviors, in this case learning to utilize a dam to depredate fish, spread within populations. These results appear to confirm that, although bird predation may involve only a limited number of individuals when it is first recorded, it may quickly spread to others (Marks et al. 1997, Makhado et al. 2006). Interestingly, bird predation still appears to be dominated by sub-adult males even when the behavior becomes more established in a population (David et al. 2003).

Bird Predation by Pinnipeds can be Temporally Severe

While some birds appear to recognize the threat that pinnipeds present and respond appropriately (Charbonnier et al. 2010, Lovvorn et al. 2010), others make easy prey. Johnson et al. (2006) observed Cape fur seal (*Arctocephalus pusillus*) predation of African Penguins (*Spheniscus demersus*) and cormorants (*Phalacrocorax* sp.) and report just a single unsuccessful attempt in 204 initiated hunts. Such success rates are consistent with the naïve prey hypothesis where birds (1) fail to recognize the threat that pinnipeds present, (2) have inappropriate antipredator responses, and/or (3) their responses are appropriate but ineffective (Banks and Dickman 2007). Indeed, the recognition of pinnipeds as predators appears not to be innate for some bird species (Marks et al. 1997, du Toit et al. 2004). As a result, a single pinniped can kill many individual birds in a short space of time. For instance, an Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus*) was recorded to have hunted and consumed 67 Thick-billed Murre (*Uria lomvia*) in one day (Mallory et al. 2004), while a lone New Zealand sea lion (*Phocarctos hookeri*) was able to depredate 128 adult Royal Albatross (*Diomedea epomophora*; one of the largest flying birds in the world), in just a few weeks (Moore et al. 2008). Although the population-level effects of walrus on murres is unknown (Mallory et al. 2004), the number of albatrosses killed by the sea lion represented "a large and ongoing effect" on the albatross population (Moore et al. 2008). In these and other instances, the consumption of only a small proportion of the bird carcass (if any) may serve to elevate predation rates (du Toit et al. 2004, Moore et al. 2008, Ryan and Kerr 2012).

Most reported examples of severe, sustained predation come from the vicinity of bird breeding colonies (Kirkman 2009). Plausible explanations include high densities of prey making the behavior profitable (Ainley et al. 2005), predictable spatial use making adult birds more vulnerable (Lalas et al. 2007), and/or the presence of naïve juvenile birds (David et al. 2003). It is also possible that there is reporting bias within the literature as the area around colonies is easiest to observe (Makhado et al. 2006), and ad hoc reports document birds being opportunistically depredated away from breeding sites (e.g., Tallman and Sullivan 2004).

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020

Folio017108

Pinniped Predation can Threaten the Viability of Bird Populations

The literature contains examples of, apparently, one-off incidents of bird predation that are not suggestive of any wider, population-level, impacts (e.g., Mallory et al. 2004, Tallman and Sullivan 2004). However, there is clear evidence that, when continued, pinniped predation can be unsustainable; imperiling both sub-populations and species (Lalas et al. 2007, Voorbergen et al. 2012, Makhado et al. 2013, Weller et al. 2016, Morrison et al. 2017). Predation by a limited number of New Zealand sea lion (in this unusual incidence, females) has been identified as a key threat to the viability of a small population of endangered Yellow-eyed Penguin (*Megayptes antipodes*; Lalas et al. 2007). Pinniped predation threatens not only small isolated populations of birds. For example, predation by Cape fur seal of small numbers of Cape Gannet (*Morus capensis*) around Malgas Island, South Africa (the second largest Cape Gannet colony in the world), was first recorded in the late 1980s, and an estimated 1.2–2.5% of fledglings were killed in 1989–1990. This percentage increased to 30% in 2000–2001, then above 50% in 2005–2006 (reviewed in Makhado et al. 2006). Losses during this latter period were as high as 10,800 birds per annum, reducing the colony by 25% in just 5 yr (Makhado et al. 2006). Cape Gannets have recently been reclassified as "Endangered" on the IUCN Red List with fur seal predation identified as a key threat (BirdLife International 2018).

WHAT, IF ANYTHING, SHOULD BE DONE?

Pinnipeds are intelligent, generalist predators and optimal foraging theory predicts that they (1) will target easily caught prey with quick handling times and (2) consume only those parts that yield the highest calorific return (Sih 1980). Indeed, there are examples of pinniped species developing similarly noteworthy foraging specializations on cetaceans (Leopold et al. 2015), fish (Schakner et al. 2016), and even other pinnipeds (Womble and Conlon 2010). Yet, as we have seen, the rapid top-down impacts on the bird populations can be severe. Such cases may prompt wildlife practitioners to consider if mitigation is feasible and appropriate.

The most common direct action applied to reduce pinniped predation of birds appears to be the killing of "bird-specialist" individuals (David et al. 2003, du Toit et al. 2004, Moore et al. 2008, Makhado et al. 2009). Reviews of marine mammal culling and "problem individual" removal can be found elsewhere (see Bowen and Lidgard 2013 and Swan et al. 2017, respectively), but this strategy merits some specific discussion. From an ecological perspective, there is evidence that, where bird predation is limited to a small number of animals, their prompt removal can entirely remove the problem (Moore et al. 2008). Where the behavior is established in a pinniped population, selective culling may reduce bird mortality rates (David et al. 2003, du Toit et al. 2004, Makhado et al. 2009, Weller et al. 2016). However, the chance of stopping bird predation altogether appears to decline with the number of animals that display such behavior (Schakner et al. 2016), especially if individuals learn to avoid humans (Makhado et al. 2009). In these instances, benefits are likely to be temporary, requiring ongoing selective removal (Makhado et al. 2006, Schakner et al. 2016). Here, culling may be most effective if concentrated at specific sites (Weller et al. 2016) and in time periods when birds are most vulnerable (e.g., post-fledging; Makhado et al. 2009). From a conservation perspective, it should also be noted that, as many of the pinniped species being discussed (e.g., fur seals and sea lions) are strongly polygynous, the removal of a small number of sub-adult males is unlikely to influence population reproductive rates (Lalas et al. 2007, Moore et al. 2008). Socially, killing animals, even for conservation purposes, requires ethical considerations and is likely to be contentious (especially in Chile; Villatoro et al. 2019).

Envisaging a strong social response to pinniped killing, what are the nonlethal options available to address heavy bird predation? Acoustic harassment devices have shown promise in deterring pinniped predation in river systems (Yurk and Trites 2000) and at fish farms (Götz and Janik 2015). However, these devices require predation to be spatially concentrated and so are unlikely to be effective in many pinniped–bird interactions. Aversive conditioning or "hazing" (attempting to change an animal's behavior through associations with a negative impact) has also been trialed to reduce pinniped predation of salmonids, albeit with disappointing results: the animals learned to avoid the negative stimulus and it did not reduce predation (Brown et al. 2008). It is possible that "problem individuals" could be removed from the area. Some have suggested taking habitual bird predators into captivity (Lalas et al. 2007). Such a step would require sites with the appropriate infrastructure and resources to care for these animals indefinitely (Brown et al. 2008). The translocation of animals is a nonlethal method that commonly has high social acceptability but also high financial cost (Fontúrbel and Simonetti 2011). However, if the correct animal could be captured alive (mortality of pinnipeds can be high during live capture: Brown et al. 2008), pinnipeds can navigate in unfamiliar waters and research on fur seals (*Arctocephalus* spp.) in Tasmania suggests that the majority would return within a short time period (Robinson et al. 2008). Finally, managers can also choose to do nothing. Whether this alternative is effective or not will depend on the characteristics of

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020

Folio017109

the predation event. Furthermore, if the affected species is charismatic (as with the Valdivian swans), this alternative may not be socially acceptable. In summary, although nonlethal methods exist, there is little evidence to suggest they would be an effective means of mitigating severe pinniped predation of birds.

Despite this synthesis, we are split as to the correct management avenue in respect to the ongoing Black-necked Swan predation in Valdivia—a situation not uncommon in the management of charismatic fauna. Although we have the advantage of regular census data and carcass counts, other basic ecological information, such as immigration and mortality rates, is still missing. Some of us judge that the risk of the behavior spreading, and predation continuing to increase, justifies the lethal removal of "problem" sea lions. Others consider that, as the conservation threat to swans is currently minimal and there is evidence that the swan population is increasing despite sea lion predation (CONAF 2019b), any lethal measures taken to protect the swans may set an unwelcome precedent in native predator management. This is a particular concern in Chile where there is growing social conflict over pinniped interactions with fisheries and aquaculture, and there have been requests for more active interventions (Sepúlveda et al. 2015). Despite our differences, we all agree that any decision, including "do nothing," needs to be well justified.

FUTURE DIRECTIONS

Broad trends of monitored seabirds indicate a 70% decline between 1950 and 2010 (Paleczny et al. 2015) as a consequence of anthropogenic causes such as commercial fisheries, pollution, and invasive species (Croxall et al. 2012). This is in stark contrast to the fortunes of pinnipeds where 50% of populations are considered "significantly increasing" (Magera et al. 2013). Although severe pinniped predation of birds is uncommon, we suggest that, given these trends, such interactions will likely increase. We also highlight the "predator-pit" scenario, where bird populations that have been reduced or fragmented as a result of anthropogenic activities will have lower resilience to respond to the pressure of pinniped predation (e.g., Lalas et al. 2007, Weller et al. 2016).

There is certainly plenty of scope for research into the ecology of this predator–prey interaction. For those wishing to inform management decisions, we outline 6 key questions and research approaches (Table 1). Detailed, site-specific investigations should be complemented by broader analyses that explore the variables that might make bird populations vulnerable to pinnipeds (e.g., abundance of alternative prey, breeding density, distance to pinniped breeding site). Indeed, despite much speculation (Kirkman 2009), little scientific attention has been paid to the underlying ecological drivers that produce these situations. Such analyses would allow an improved assessment of future risk.

In the meantime, we recommend monitoring for predation in those areas where threatened, fragmented, or important bird populations are found in close proximity to pinniped populations—especially fur seals and sea lions. This would not only catch this behavior in its early stages, but would provide valuable data to inform management (Table 1). Indeed, because methods to mitigate pinniped predation have ecological and social consequences that require thorough assessment, wildlife practitioners may also want to proactively evaluate potential actions. Structured decision-making provides a framework to navigate "tough multidimensional choices characterised by uncertain science, diverse stakeholders, and difficult trade-offs" (Gregory et al. 2012). It does so by providing a framework to (1) identify management objectives, (2) promote transparency in decisions, (3) include multiple stakeholders, (4) develop predictions, and,

TABLE 1. Key research and management questions for locations where pinniped predation of birds is a conservation concern.

	Key questions	Research approach	Example
1	Is bird predation present?	Monitoring with regular observational surveys	CONAF 2019b
2	Are predation rates increasing?	Quantifying predation via observations of predation/ carcasses or scat analysis	Makhado et al. 2006
3	Does predation threaten population viability?	A population viability analysis using predation rates, population sizes/ growth rate	Lalas et al. 2007
4	Is the behavior being socially transmitted?	Network-based diffusion analysis using sight–resight data on individual pinnipeds during haul-outs and predation	Schakner et al. 2016
5	What effect would pinniped management have on predation?	Epidemiological (susceptible–infected) models can assess selective culling when behavior is socially transmitted or system dynamic modelling can be applied to consider efficacy of removal when managing multiple threats	Schakner et al. 2016, Weller et al. 2016
6	Will management achieve social and ecological objectives?	Structured decision-making framework that establishes utility thresholds (e.g., minimum bird productivity) corresponding to conservation objectives	Martin et al. 2010

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020

Folio017110

ultimately, (5) identify optimal decisions for management objectives (Martin et al. 2010, Gregory et al. 2012). As such, the approach has been successfully applied to conserve bird populations under threat due to predation by native predators (Martin et al. 2010).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank C. Barrales, F. Navarro, E. Paredes for assistance with fieldwork and F. Dreves (Lluviafilms.com) for photography. Additional monitoring was conducted by L. Miranda and R. Rosas (CONAF, Valdivia).

Author contributions: EJ and GS conceived the idea, GS wrote the manuscript, and ES-R, LO, and EJ provided substantial comments and edits.

Funding statement: GS is funded by Comision Nacional de Investigación Científica y Teconológica, Gobierno de Chile (CONICYT) through a Fondecyt Postdoctorado (Proyecto Nº 3190800), E.S-R. through a Fondecyt Iniciación (Proyecto Nº 11171006), and EJ by the Monitoring Program of the Río Cruces wetland (a joint agreement between Universidad Austral de Chile and the Arauco Company).

Conflict of interest statement: The authors declare no conflict of interest.

LITERATURE CITED

Ainley, D. G., G. Ballard, B. J. Karl, and K. M. Dugger (2005). Leopard seal predation rates at penguin colonies of different size. Antarctic Science 17:335–340.

Banks, P. B., and C. R. Dickman (2007). Alien predation and the effects of multiple levels of prey naiveté. Trends in Ecology & Evolution 22:229–230.

Baylis, A. M. M., R. A. Orben, D. P. Costa, M. Tierney, P. Brickle, and I. J. Staniland (2017). Habitat use and spatial fidelity of male South American sea lions during the nonbreeding period. Ecology and Evolution 7:3992–4002.

BirdLife International (2016). *Cygnus melancoryphus*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T22679846A92832118. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22679846A92832118.en

BirdLife International (2018). *Morus capensis*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T22696668A132587992. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22696668A132587992.en

Bowen, W. D., and D. Lidgard (2013). Marine mammal culling programs: Review of effects on predator and prey populations. Mammal Review 43:207–220.

Brown, R., S. Jefferies, D. Hatch, and B. Wright (2008). Field Report: 2008 pinniped management activities at Bonneville Dam. Oregon Department of Fish and Wildlife, Oregon, USA.

Casaux, R., A. Bellizia, and A. Baroni (2004). The diet of the Antarctic fur seal *Arctocephalus gazella* at Harmony Point, South Shetland Islands: Evidence of opportunistic foraging on penguins? Polar Biology 27:59–65.

Charbonnier, Y., D. Karine, and J.-B. Thiebot (2010). King-size fast food for Antarctic fur seals. Polar Biology 33:721–724.

CONAF (2019a). Plan de manejo. Monumento Nacional Santuario de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo. Sitio Ramsar Carlos Anwandter, Valdivia, Chile.

CONAF (2019b). Informe monitoreo avifauna Abril 2019. Monumento Nacional Santuario 126 de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Santuario de la Naturaleza 127 Carlos Anwandter, Valdivia, Chile.

Croxall, J. P., S. H. M. Butchart, B. Lascelles, A. J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes, and P. Taylor (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: A global assessment. Bird Conservation International 22:1–34.

Cruz, J., S. K. Windels, W. E. Thogmartin, S. M. Crimmins, L. H. Grim, J. H. Larson, and B. Zuckerberg (2019). Top-down effects of repatriating Bald Eagles hinder jointly recovering competitors. Journal of Animal Ecology 88:1054–1065.

David, J. H. M., P. Cury, R. J. M. Crawford, R. M. Randall, L. G. Underhill, and M. A. Meÿer (2003). Assessing conservation priorities in the Benguela ecosystem, South Africa: Analysing predation by seals on threatened seabirds. Biological Conservation 114:289–292.

du Toit, M., P. A. Bartlett, M. N. Bester, and J.-P. Roux (2004). Seabird predation by individual seals at Ichaboe Island, Namibia. South African Journal of Wildlife Research 34:45–54.

Fontúrbel, A. F. E., and J. A. Simonetti (2011). Translocations and human–carnivore conflicts: Problem solving or problem creating. Wildlife Biology 17:217–224.

Götz, T., and V. M. Janik (2015). Target-specific acoustic predator deterrence in the marine environment. Animal Conservation 18:102–111.

Gregory, R., L. Falling, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels, and D. Ohlson (2012). Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

Hall-Aspland, S. A., and T. L. Rogers (2004). Summer diet of leopard seals (*Hydrurga leptonyx*) in Prydz Bay, Eastern Antarctica. Polar Biology 27:729–734.

Jaramillo, E., N. A. Lagos, F. A. Labra, E. Paredes, E. Acuña, D. Melnick, M. Manzano, C. Velásquez, and C. Duarte (2018). Recovery of Black-necked Swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. Science of the Total Environment 628–629:291–301.

Johnson, R. L., A. Venter, M. N. Bester, and W. H. Oosthuizen (2006). Seabird predation by white shark *Carcharodon carcharias* and Cape fur seal *Arctocephalus pusillus pusillus* at Dyer Island. South African Journal of Wildlife Research 36:23–32.

Kirkman, S. P. (2009). Evaluating seal–seabird interactions in southern Africa: A critical review. African Journal of Marine Science 31:1–18.

Lalas, C., H. Ratz, K. McEwan, and S. D. McConkey (2007). Predation by New Zealand sea lions (*Phocarctos hookeri*) as a threat to the viability of Yellow-eyed Penguins (*Megadyptes antipodes*) at Otago Peninsula, New Zealand. Biological Conservation 135:235–246.

Leopold, M. F., L. Begeman, J. D. L. van Bleijswijk, L. L. Ljsseldijk, H. J. Witte, and A. Gröne (2015). Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences 282:20142429.

Lovvorn, J. R., J. J. Wilson, D. McKay, J. K. Bump, L. W. Cooper, and J. M. Grebmeier (2010). Walruses attack Spectacled Eiders wintering in pack ice of the Bering Sea. Arctic 63:53–56.

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020

Folio017111

Magera, A. M., J. E. M. Flemming, K. Kaschner, L. B. Christensen, and H. K. Lotze (2013). Recovery trends in marine mammal populations. PLOS One 8:e77908.

Makhado, A. B., R. J. M. Crawford, and L. G. Underhill (2006). Impact of predation by Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* on Cape Gannets *Morus capensis* at Malgas Island, Western Cape, South Africa. African Journal of Marine Science 28:681–687.

Makhado, A. B., R. J. M. Crawford, L. J. Waller, and G. Les (2013). An assessment of the impact of predation by Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* on seabirds at Dyer Island, South Africa. Ostrich 84:191–198.

Makhado, A. B., M. A. Meÿer, R. J. M. Crawford, L. G. Underhill, and C. Wilke (2009). The efficacy of culling seals seen preying on seabirds as a means of reducing seabird mortality. African Journal of Ecology 47:335–340.

Mallory, M. L., K. Woo, A. J. Gaston, W. E. Davies, and P. Mineau (2004). Walrus (*Odobenus rosmarus*) predation on adult Thick-billed Murres (*Uria lomvia*) at Coats Island, Nunavut, Canada. Polar Research 23:111–114.

Marks, M. A., R. K. Brooke, and A. M. Gildenhuys (1997). Cape fur seal *Arctocephalus pusillus* predation on Cape Cormorants *Phalacrocorax capensis* and other birds at Dyer Island, South Africa. Marine Ornithology 25:9–12.

Marshall, K. N., A. C. Stier, J. F. Samhouri, R. P. Kelly, and E. J. Ward (2016). Conservation challenges of predator recovery. Conservation Letters 9:70–78.

Martin, J., A. F. O'Connell, Jr., W. L. Kendall, M. C. Runge, T. R. Simons, A. H. Waldstein, S. A. Schulte, S. J. Converse, G. W. Smith, T. Pinion, M. Rikard, and E. F. Zipkin (2010). Optimal control of native predators. Biological Conservation 143:1751–1758.

Moore, P. J., M. Charteris, E. J. Larsen, and P. J. Moore (2008). Predation on nesting Southern Royal Albatrosses *Diomedea epomophora* by a New Zealand sea lion *Phocarctos hookeri*. New Zealand Journal of Zoology 35:201–204.

Morrison, K. W., D. P. Armstrong, P. F. Battley, S. E. Jamieson, and D. R. Thompson (2017). Predation by New Zealand sea lions and Brown Skuas is causing the continued decline of an Eastern Rockhopper Penguin colony on Campbell Island. Polar Biology 40:735–751.

Paleczny, M., E. Hammill, V. Karpouzi, and D. Pauly (2015). Population trend of the world's monitored seabirds, 1950–2010. PLOS One 10:e0129342.

Ritchie, E. G., and C. N. Johnson (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. Ecology Letters 12:982–998.

Robinson, S., A. Terauds, R. Gales, and M. Greenwood (2008). Mitigating fur seal interactions: Relocation from Tasmanian aquaculture farms. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18:1180–1188.

Ryan, P. G., and J. Kerr (2012). Is fur seal predation driving the decrease in Northern Rockhopper Penguins *Eudyptes moseleyi* at Gough Island? Marine Ornithology 40:69–71.

Schakner, Z. A., M. G. Buhnerkempe, M. J. Tennis, R. J. Stansell, B. K. van der Leeuw, J. O. Lloyd-Smith, and D. T. Blumstein (2016). Epidemiological models to control the spread of information in marine mammals. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 283:2037.

Sepúlveda, C., and P. Villarroel (2012). Swans, conflicts, and resonance: Local movements and the reform of Chilean environmental institutions. Latin American Perspectives 39:181–200.

Sepúlveda, M., S. D. Newsome, G. Pavez, D. Oliva, D. P. Costa, and L. A. Hückstädt (2015). Using satellite tracking and isotopic information to characterize the impact of South American sea lions on salmonid aquaculture in southern Chile. PLOS One 10:e0134926.

Sih, A. (1980). Optimal foraging: Partial consumption of prey. The American Naturalist 116:281–290.

Swan, G. J. F., S. M. Redpath, S. Bearhop, and R. A. McDonald (2017). Ecology of problem individuals and the efficacy of selective wildlife management. Trends in Ecology & Evolution 32:518–530.

Tallman, A. J., and C. Sullivan (2004). Harbour seal (*Phoca vitulina*) predation on a male Harlequin Duck (*Histrionicus histrionicus*). Northeastern Naturalist 85:31–32.

Villalobos, F. (2018). Preocupación en Valdivia por ataques de lobos marinos a cisnes de cuello negro en santuario de la naturaleza. Emol Nacional. https://www.emol.com/noticias/Nacional/2018/09/12/920425/Preocupacion-en-Valdivia-por-ataque-de-lobos-marinos-a-cisnes-de-cuello-negro-en.html

Villatoro, F. J., L. Naughton-Treves, M. A. Sepúlveda, P. Stowhas, F. O. Mardones, and E. A. Silva-Rodríguez (2019). When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. Journal of Environmental Management 229:67–75.

Voorbergen, A., W. F. De Boer, and L. G. Underhill (2012). Natural and human-induced predation on Cape Cormorants at Dyer Island. Bird Conservation International 22:82–93.

Weller, F., R. B. Sherley, L. J. Waller, K. Ludynia, D. Geldenhuys, L. J. Shannon, and K. Jarre (2016). System dynamics modelling of the *Endangered* African penguin populations on Dyer and Robben islands, South Africa. Ecological Modelling 327:44–56.

Womble, J. N., and S. Conlon (2010). Observation of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) predation on a harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) in the Glacier Bay region of southeastern Alaska. Aquatic Mammals 36:129–137.

Yurk, H., and A. W. Trites (2000). Experimental attempts to reduce predation by harbor seals on out-migrating juvenile salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 129:1360–1366.

Downloaded from https://academic.oup.com/condor/advance-article-abstract/doi/10.1093/condor/duz068/5740577 by Universidad Austral de Chile-Biblioteca Central, george.j.f.swan@gmail.com on 19 February 2020