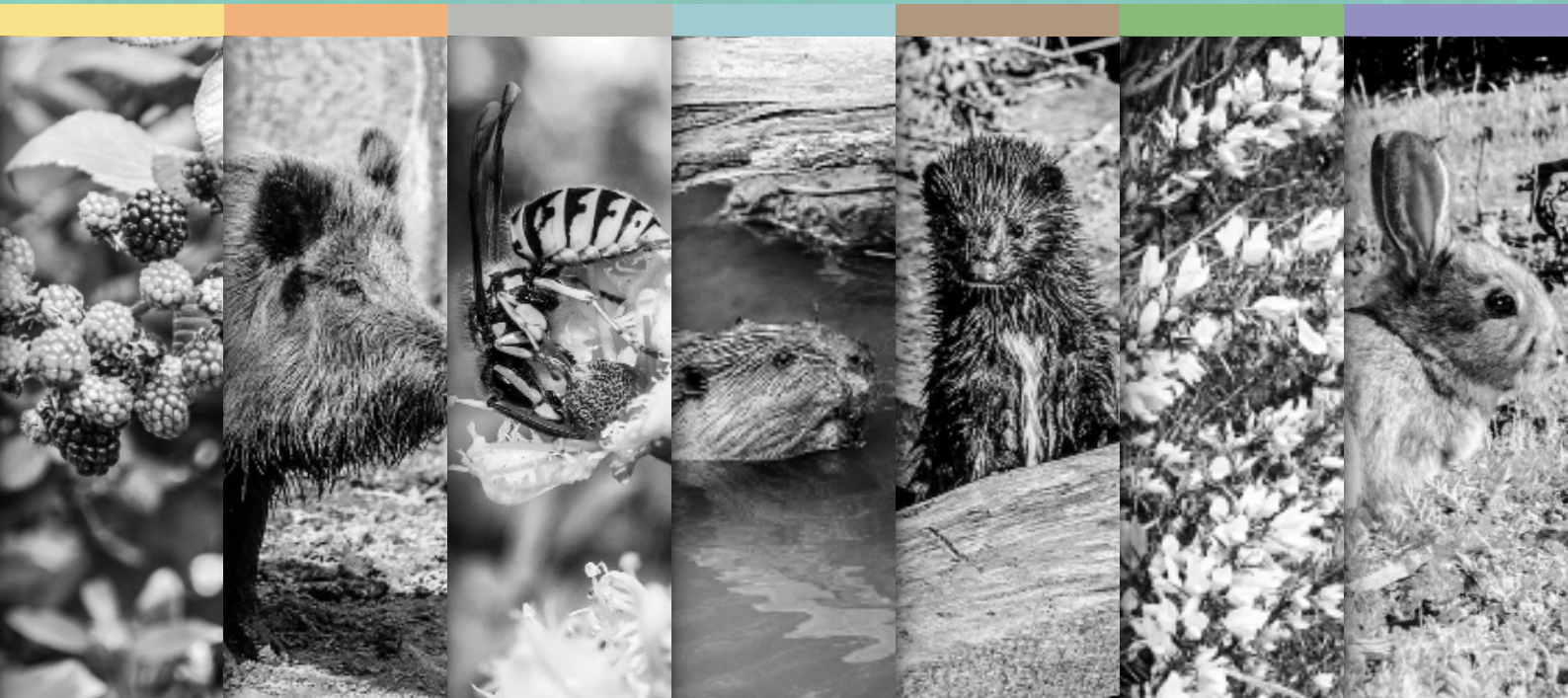


Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile

“Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF”





VALORACIÓN ECONÓMICA DEL IMPACTO DE SIETE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE LOS SECTORES PRODUCTIVOS Y LA BIODIVERSIDAD EN CHILE

Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF

Fortalecimiento de los marcos nacionales para la gobernabilidad de las especies exóticas invasoras (EEI). Proyecto piloto en el Archipiélago Juan Fernández.

Diciembre 2016

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD)
Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF)
Ministerio del Medio Ambiente (MMA)

Proyecto Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago Juan Fernández (Proyecto GEF EEI)

Autor

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Investigadores

Claudia Cerda
Oscar Skewes
Gustavo Cruz
Patricio Tapia
Ana Araos

Edición Técnica

Fernando Baeriswyl, Coordinador Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI
Macarena Isla, Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI
Charif Tala, Ministerio de Medio Ambiente
Ema Elgueta, Ministerio de Medio Ambiente
Paul Critician, Asesor técnico Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI

Diseño y diagramación:

PérezMeyer Diseño

Esta publicación se realizó en el marco del proyecto Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández (Proyecto GEF EEI) y, por lo tanto, no representa necesariamente la opinión de las instituciones que participan en el proyecto.

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF) y el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) autorizan la reproducción total o parcial de esta publicación, a condición de que se mencione la fuente del documento.

Año: 2016

Cita recomendada

PNUD (2017). "Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile". Santiago de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.



ÍNDICE

PRESENTACIÓN	8
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo - Ministerio del Medio Ambiente.	8
RESUMEN EJECUTIVO	10
Estudio de valoración económica	10
Estimación del impacto a la biodiversidad	12
Mensajes finales	13
CAPÍTULO 3	15
1.1 Introducción	15
1.2 Marco conceptual y metodología	17
1.2.1 Marco conceptual	17
1.2.2 Revisión de información secundaria	19
1.2.3 Marco conceptual y metodológico para la valoración del impacto de las especies exóticas invasoras a la biodiversidad	20
1.2.4 Marcos internacionales que inspiran el estudio	23
1.2.5 Alcances y limitaciones relevantes del estudio	23
1.3 Objetivo del estudio	25
CAPÍTULO 2	26
2.1. Antecedentes – 7 especies exóticas invasoras	26
2.1.1 Castor (<i>castor canadensis</i>)	26
2.1.2 Conejo (<i>oryctolagus cuniculus</i>)	26
2.1.3 Jabalí (<i>sus scrofa</i>)	27
2.1.4 Visón (<i>neovison vison</i>)	28
2.1.5 Chaqueta amarilla (<i>vespula germanica</i>)	29
2.1.6 Zarzamora (<i>rubus spp.</i>)	29
2.1.7 Espinillo (<i>ulex europaeus</i>)	30
2.2 Presencia territorial de las 7 especies exóticas invasoras	31
2.2.1 Castor (<i>castor canadensis</i>)	31
2.2.2 Conejo (<i>oryctolagus cuniculus</i>)	33
2.2.3 Jabalí (<i>sus scrofa</i>)	34
2.2.4 Visón (<i>neovison vison</i>)	35
2.2.5 Chaqueta amarilla (<i>vespula germanica</i>)	36
2.2.6 Zarzamora (<i>rubus spp.</i>)	38
2.2.7 Espinillo (<i>ulex europaeus</i>)	39
2.3 Identificación de impactos de las 7 especies exóticas invasoras y conexión al vet de impacto a los recursos naturales y ecosistemas afectados	40
2.3.1 Castor (<i>castor canadensis</i>)	40
2.3.2 Conejo (<i>oryctolagus cuniculus</i>)	41
2.3.3 Jabalí (<i>sus scrofa</i>)	42
2.3.4 Visón (<i>neovison vison</i>)	44
2.3.5 Chaqueta amarilla (<i>vespula germanica</i>)	45
2.3.6 Zarzamora (<i>rubus spp.</i>)	46
2.3.7 Espinillo (<i>ulex europaeus</i>)	48

CAPÍTULO 3 49

3.1	Descripción de impactos	49
3.1.1	Castor (<i>castor canadensis</i>)	49
3.1.2	Conejo (<i>oryctolagus cuniculus</i>)	53
3.1.3	Jabalí (<i>sus scrofa</i>)	56
3.1.4	Visón (<i>neovison vison</i>)	59
3.1.5	Chaqueta amarilla (<i>vespula germanica</i>)	62
3.1.6	Zarzamora (<i>rubus spp.</i>)	66
3.1.7	Espinillo (<i>ulex europaeus</i>)	71

CAPÍTULO 4 75

4.1	Metodología - cuantificación y valoración económica del impacto (7 especies exóticas invasoras)	75
4.1.1	Castor (<i>castor canadensis</i>)	75
4.1.2	Conejo (<i>oryctolagus cuniculus</i>)	81
4.1.3	Jabalí (<i>sus scrofa</i>)	85
4.1.4	Visón (<i>neovison vison</i>)	91
4.1.5	Chaqueta amarilla (<i>vespula germanica</i>)	96
4.1.6	Zarzamora (<i>rubus spp.</i>)	110
4.1.7	Espinillo (<i>ulex europaeus</i>)	114
4.1.8	Estimación del valor económico del impacto a la biodiversidad	119
4.1.9	Impactos no valorados económicamente	128
4.2	Resultados - valoración económica de los impactos (7 especies exóticas invasoras)	131
4.2.1	Castor (<i>castor canadensis</i>)	131
4.2.2	Conejo (<i>oryctolagus cuniculus</i>)	132
4.2.3	Jabalí (<i>sus scrofa</i>)	133
4.2.4	Visón (<i>neovison vison</i>)	135
4.2.5	Chaqueta amarilla (<i>vespula germanica</i>)	136
4.2.6	Zarzamora (<i>rubus spp.</i>)	137
4.2.7	Espinillo (<i>ulex europaeus</i>)	138
4.2.8	Resumen de resultados	140

CAPÍTULO 5 143

5.1	Recomendaciones generales (7 especies exóticas invasoras)	143
------------	-----------------------------------------------------------	-----

LITERATURA UTILIZADA

PRESENTACIÓN

Alejandra Figueroa,

Jefa División Recursos Naturales y Biodiversidad, Ministerio del Medio Ambiente.

Paloma Toranzos,

Oficial de Medio Ambiente y Energía del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, PNUD Chile.

Los medios de vida de 3.000 millones de mujeres y hombres dependen directamente de la naturaleza. El 80% de la alimentación humana tiene su base en las especies vegetales y animales. Sin ecosistemas saludables, no hay vidas saludables: el agua y el aire limpios son una consecuencia directa de una naturaleza en buen funcionamiento. De algo tan sutil como la polinización depende la producción de medicamentos, biocombustibles, fibras y materiales de construcción, por mencionar solo algunos productos básicos para el funcionamiento de la economía. Las dimensiones social, económica y ambiental del desarrollo requieren de ecosistemas en buen estado, sin embargo, existen distintas amenazas que los ponen en riesgo en Chile, una de ellas es la que aborda este libro: las especies exóticas invasoras (EEI).

Las EEI son una de las cinco causas principales de la pérdida de biodiversidad en el mundo, junto con el cambio climático, el cambio de uso del suelo, la sobre explotación de los recursos naturales, específicamente los sectores silvoagropecuarios, minero, pesca y acuicultura y los incendios forestales. Las EEI alteran los ecosistemas, hábitat o paisajes compitiendo con la flora y fauna nativa, y además generan impactos adversos en distintas actividades económicas como el turismo, el sector silvoagropecuario, entre otros.

Desde 2013, la iniciativa - *“Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago Juan Fernández”*, viene vinculando al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) con el Ministerio del Medio Ambiente y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF), así como a todas las instituciones competentes en este ámbito, para minimizar a escala nacional una amenaza que, más allá de ser clara, precisa ser estudiada y cuantificada para poder

ser abordada de modo óptimo desde la institucionalidad pública chilena. En ese contexto, el presente documento refleja el diseño y la aplicación de herramientas novedosas e innovadoras que como PNUD y Ministerio Medio Ambiente, impulsamos para que en Chile la dimensión ambiental del desarrollo converse con la económica y la social. De esta forma se contribuye al establecimiento de una base para abordar tal desafío y avanzar en el plano de la política pública, añadiendo una pieza más en el complejo engranaje de la senda hacia un desarrollo sostenible.

El estudio *“Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile”* constituye una iniciativa inédita en Chile, realizando la primera estimación económica del impacto que tienen siete especies exóticas invasoras presentes en Chile. Los resultados muestran que la pérdida anual mínima causada por las siete especies es significativa, alcanzando a USD\$87.939.327 anualmente, lo cual proyectado a 20 años muestra que Chile perderá, como mínimo, USD\$2.003.593.238.

Pérdidas económicas que se explican principalmente por los impactos directos así como los costos de gestión que asume el Estado, además de la pérdida de los servicios ecosistémicos. El mérito del estudio es su contribución a la visibilización del problema ambiental y económico que causan las especies

exóticas invasoras, evidenciando el costo de la inacción que asume la sociedad al no disponer de políticas públicas más activas en este ámbito. En definitiva, es un costo asumido por los distintos sectores productivos que además está vinculado a una pérdida de la biodiversidad. Tema sensible, dado que nuestra economía tiene una alta dependencia de los recursos naturales, siendo estos claves para el desarrollo económico del país y de sus habitantes.

La información cuantitativa del estudio es de suma importancia, pues le permite al Estado avanzar en el diseño y materialización de políticas y programas públicos más pertinentes, expresadas en leyes, regulaciones, servicios u otras acciones respecto a las EEI, tomando en cuenta las pérdidas económicas que se pudiesen generar sin políticas adecuadas de gestión de especies exóticas. La valoración económica que realiza este estudio hace una contribución significativa a través de la identificación de los costos (mínimos) que tiene para la sociedad la presencia de siete EEI, constituyéndose en un aporte para que el Estado defina prioridades en la planificación presupuestaria destinadas al control y gestión de estas especies.

Como país, nos permite disponer de una estructura o insumos de razonamiento práctico para fortalecer las decisiones ambientales en el ámbito público,

particularmente entre los tomadores de decisiones que disponen de antecedentes adicionales en base a criterios de costo/efectividad derivados del estudio.

Esperamos que esta publicación permita avanzar hacia ese horizonte, enriqueciendo las herramientas con las que cuenta el marco institucional del Estado para abordar la gestión ambiental y promoviendo nuevas iniciativas relacionadas con la investigación y la generación de conocimiento.

Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile

Claudia Cerda¹, Oscar Skewes², Gustavo Cruz¹, Patricio Tapia¹, Ana Araos¹, Fernando Baeriswyl³, Paul Critician³

Estudio de valoración económica

Chile ha considerado relevante aproximarse a evaluar pérdidas económicas generadas por especies exóticas invasoras (EEI) en sistemas productivos y sobre la biodiversidad.

Aunque las invasiones biológicas de especies exóticas han sido tradicionalmente analizadas por las ciencias ecológicas, resulta fundamental reconocer que también representan un problema económico por sus causas, efectos y control. La mayor parte de estas invasiones pueden afectar diferentes actividades económicas y, por lo tanto, parte de las soluciones muchas veces son precisamente económicas, dado que se necesitan recursos para enfrentarlas.

Al mismo tiempo, las invasiones impactan sistemas naturales y su biodiversidad, necesarios para el bienestar humano y el desarrollo de un país. Es por ello que Chile ha querido evaluar y cuantificar económicamente, en forma preliminar, los impactos de las especies exóticas invasoras en el país, en los sectores productivos y sobre la diversidad biológica.

Cuantificar las pérdidas en Chile por presencia de especies exóticas invasoras es importante para dimensionar algunas de las pérdidas que estas especies causan y para jerarquizar presupuestos nacionales que se destinen a su control o gestión.

En este contexto, el presente documento reporta los principales hallazgos del estudio Valoración económica del impacto de un grupo de especies exóticas invasoras (EEI) sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile en el marco del Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF. Las especies exóticas invasoras analizadas fueron: castor (*Castor canadensis*), conejo (*Oryctolagus cuniculus*), jabalí (*Sus scrofa*), visón (*Neovison vison*), avispa chaqueta amarilla (*Vespula germanica*), zarzamora (*Rubus spp.*) y espinillo (*Ulex europaeus*).

Los impactos a la biodiversidad que provocan estas siete especies se abordaron a nivel de especies nativas afectadas o potencialmente afectadas. Para estimar el impacto anual de las especies, el que incluye impactos a sectores productivos y a biodiversidad, se utilizó la metodología de Valoración Económica Total de Impacto (VET).

Este estudio representa un esfuerzo inicial por valorar económicamente los impactos de las especies exóticas invasoras de una manera que pueda comprenderse su complejidad. Es preciso destacar el interés por valorar el impacto de las especies exóticas invasoras desde una perspectiva económica, ya que este tipo de información resulta necesaria para dimensionar algunas de las pérdidas que estas especies causan y para orientar presupuestos nacionales que se destinen a su control o gestión. Sin embargo, para que la valoración económica sea útil para procesos de toma de decisión, Chile debe avanzar en obtener mayor

claridad respecto a la magnitud de los impactos que causan las especies exóticas invasoras y vigilar con más énfasis estas especies en un contexto económico y socio-cultural.

Las estimaciones representan un piso mínimo de beneficios perdidos, por lo que en ningún caso estos resultados pueden utilizarse como un valor económico absoluto asociado al impacto de las 7 especies exóticas invasoras evaluadas.

Las estimaciones aquí presentadas constituyen un piso mínimo de beneficios perdidos, por lo que en ningún caso estos resultados pueden utilizarse como un valor económico absoluto asociado al impacto de las especies exóticas invasoras evaluadas, debido a que no todos los impactos identificados pudieron ser valorados económicamente. Cabe mencionar que la valoración económica de impactos a la biodiversidad por la presencia de especies exóticas invasoras es una tarea compleja que debe construirse en forma sistemática, lo cual requiere determinar la magnitud real de los impactos biológicos, área en que las ciencias ecológicas permiten ir dando respuestas. Además, dadas las limitaciones de los mecanismos de valoración económica para aproximarse a capturar el valor monetario de los impactos a la biodiversidad, recomendamos tratar los resultados con extrema cautela. Los valores aquí obtenidos de ninguna manera debieran representar el motor principal para la toma de decisiones, y constituyen una primera aproximación

base que claramente presenta vacíos de información.

La siguiente tabla resume la Valoración Económica Total de los impactos de las siete especies exóticas invasoras estudiadas y que se han podido valorar económicamente por contar con suficiente información para su estimación. Se presentan 4 columnas, las dos primeras corresponden al gasto histórico A_{t1} y pérdida anual B_{t1} que pudieron valorarse del impacto de estas especies exóticas invasoras. En las dos últimas se presentan proyecciones a 20 años asumiendo que los escenarios de invasión no cambian. En la tercera columna se aplica una tasa de descuento social del 6% y se calcula la pérdida proyectada a 20 años, la última columna C_{t20} sería la sumatoria de la columna 1 (A_{t1}) y la 3 (B_{t20}).

Estimación del impacto a la biodiversidad

Cuantificar y valorar económicamente impactos a la biodiversidad es complejo, ya que para ello se requieren indicadores que muestren la importancia que la biodiversidad y sus componentes tienen para la sociedad. En Chile, los estudios enfocados hacia la valoración económica de atributos de la biodiversidad se han aplicado en áreas protegidas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNASPE) y han utilizado mayoritariamente métodos basados en la estimación de la Disposición a Pagar (DAP) de visitantes a las áreas protegidas del Estado para garantizar la existencia en el largo plazo de diversas especies nativas protegidas por el SNASPE.

La naturaleza de estos estudios sólo permite aproximarse a cuantificar impactos de especies exóticas invasoras a los componentes de la biodiversidad considerando a las especies exóticas invasoras en forma conjunta. Esto

Tabla 1. Resumen de resultados de valoración económica del impacto de las especies exóticas invasoras

Especie	Lo que Chile ya ha gastado o perdido	Pérdida anual	Pérdida proyectada a 20 años	Pérdida total proyectada a 20 años
	(Usd\$)	(Usd\$)	(Usd\$)	(Usd\$)
	A_{t1}	B_{t1}	B_{t20}	$C_{t20} = (A_{t1} + B_{t20})$
ESPINILLO	(-)54,257	(-)4,038,771	(-)49,103,849	(-)49,158,106
ZARZAMORA	(-)145,085,398	(-)10,580,010	(-)128,632,996	(-)273,718,394
CASTOR	(-)64,539,660	(-)733,094	(-)5,066,895	(-)69,606,555
CONEJO	(-)1,465,754	(-)3,249,337	(-)91,962,701	(-)93,428,455
JABALÍ	(-)62,321	(-)38,278,724	(-)603,249,711	(-)603,312,032
VISÓN	(-)608,271	(-)9,526,620	(-)416,723,985	(-)417,332,256
CH. AMARILLA	(-)66,766	(-)21,532,771	(-)496,970,674	(-)497,037,440
TOTAL	(-)211,882,427	(-)87,939,327	(-)1,791,710,811	(-)2,003,593,238

¹ Detalles metodológicos pueden ser encontrados en el informe final del estudio.

dado que los valores económicos con los que se cuenta para componentes de la biodiversidad no han sido obtenidos específicamente en el contexto de especies exóticas invasoras, sino más bien en el ámbito de amenazas generales a la fauna nativa.

Aplicando el método de Transferencia Directa de Beneficios fue posible obtener, a partir de estudios existentes, un valor piso mínimo de beneficios perdidos. En la tabla se observan los resultados globales obtenidos.

Como resultado del valor económico del impacto a la biodiversidad producido por las especies, proyectado a 20 años con una tasa social de descuento de 6%, se obtiene que la especie con el valor más alto es el vison (Neovison vison), con MMUSD\$ 406,7; seguido de la avista chaqueta amarilla (Vespula germanica) con MMUSD\$ 274,1; lo sigue el jabalí (Sus scrofa) con MMUSD\$ 179,4; y, finalmente, el conejo (Oryctolagus cuniculus) con MMUSD\$ 88,7. Para el caso del castor (Castor canadensis) no se obtuvo un valor debido a que los estudios de DAP disponibles sobre los cuales se basaron los cálculos,

no registran especies o servicios impactados directamente por esta especie en el SNASPE.

Tabla 2. Valor económico mínimo de impacto a la biodiversidad que causan las especies exóticas invasoras

	Impacto a la biodiversidad (Usd\$)	
	Pérdida anual	Pérdida proyectada a 20 años
CASTOR	No fue posible valorar impactos a la biodiversidad	No fue posible valorar impactos a la biodiversidad
VISÓN	8.135.449	406.708.227
JABALÍ	3.416.888	179.395.448
CONEJO	2.982.998	88.724.518
CHAQUETA AMARILLA	3.199.943	274.078.018

MENSAJES FINALES

Este estudio realizó una valoración económica de algunos de los impactos a los sectores productivos y a la biodiversidad que causan siete especies exóticas invasoras presentes en Chile.

Hasta ahora, ningún estudio ha abordado los impactos económicos que las especies exóticas invasoras causan a la biodiversidad del país. Considerando que la información sobre valores económicos de impactos a sectores productivos es prácticamente nula, las estimaciones aquí reportadas representan un punto de partida base y referencial.

Ningún estudio ha abordado los impactos que las especies exóticas invasoras causan a la biodiversidad del país, y la información de valores económicos de impactos a sectores productivos es extremadamente escasa, por lo que las estimaciones aquí reportadas representan un punto de partida en este sentido.

La pérdida anual mínima causada por las siete especies exóticas invasoras analizadas alcanza aproximadamente los USD\$87.939.327. Cifra que representa lo que Chile pierde cada año, como mínimo, por la presencia de estas especies, valor que corresponde a un piso basal mínimo de pérdidas estimadas con los antecedentes obtenidos al momento de realizar la valoración económica, dado que solo algunos impactos fueron valorados. Los costos son muy superiores a las cifras indicadas, ya que hay varios impactos no cuantificados económicamente por falta de información de mercado y por la existencia de lagunas sin información, sobre todo de los impactos que generan

estas 7 especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad.

De no hacer nada, Chile, en 20 años, habrá perdido como mínimo aproximadamente USD\$2.003.593.238. De este monto proyectado, aproximadamente USD\$ 948.906.211 corresponden a las pérdidas por los impactos de las especies exóticas invasoras a los componentes de la biodiversidad. Aunque se estimó el costo de un potencial control de visón, así como un potencial gasto en control de incendios con presencia de ulex, estas proyectadas cifras anuales no consideran estas estimaciones, ya que no es posible asegurar que estos gastos serán enfrentados.

La pérdida anual mínima causada por las siete especies exóticas invasoras analizadas alcanza aproximadamente los USD\$87.939.327. De no hacer nada, en 20 años Chile habrá perdido como mínimo unos USD\$2.003.593.238. De este monto, aproximadamente USD\$948.906.211 corresponden a las pérdidas por los impactos de las especies exóticas invasoras a componentes de la biodiversidad.

Es relevante reconocer que si bien para varias de las especies evaluadas hay investigación ecológica de calidad en el país, esta no siempre fue útil para valorar económicamente los impactos. Para alcanzar las estimaciones monetarias se requiere dar un paso adelante y comenzar a dimensionar la magnitud de los impactos que las especies exóticas invasoras generan. Esta información es imprescindible para la cuantificación de los mismos, y constituye la etapa previa en cualquier ejercicio de valoración económica ambiental.

Los resultados aquí reportados representan un piso basal mínimo de beneficios perdidos por la presencia y la acción de especies exóticas invasoras desde una perspectiva económica, lo cual puede abrir una ventana de oportunidades para complementar los valores económicos obtenidos, comenzar un debate a nivel de toma de decisiones, así como identificar los vacíos de información para valorar impactos económicamente. En este sentido, debe asumirse que el valor económico estimado dista (o es menor) del real potencial, ya que varios de los impactos identificados no pudieron ser valorados económicamente.

Los impactos a la biodiversidad se abordaron solo a nivel de componentes, es decir, a especies nativas o grupos de especies nativas afectadas por las especies exóticas invasoras, debido a la escasa información existente en Chile y el extranjero para facilitar una valoración económica. Aunque reconocemos que la valoración económica del impacto de las especies exóticas invasoras es relevante para la gestión de estas especies, los mecanismos de valoración económica funcionan mejor abordando impactos directos y a sectores productivos. En este sentido vale la pena reflexionar si la valoración económica de los impactos a la biodiversidad generados por especies exóticas invasoras es el mecanismo adecuado para orientar presupuestos nacionales destinados al control de especies exóticas invasoras. La biodiversidad y sus atributos resultan ser altamente intangibles para la lógica económica y, si bien, existen metodologías que permiten estimar económicamente impactos a la biodiversidad, estas funcionan adecuadamente solo para algunos componentes de la misma.

Se reconoce el hecho de que los componentes de los ecosistemas están interrelacionados y muchas especies exóticas invasoras tienen efectos tipo cascada. Sin embargo, el estudio no permitió incorporar en sus cálculos de valoración económica dichas interrelaciones, debido a la falta de información y la complejidad que esto conlleva en un estudio con limitantes de tiempo y recursos, lo que constituye sin duda una limitación relevante del estudio.

Conocer la percepción de la sociedad respecto a las especies exóticas invasoras es clave. No basta solo con conocer los impactos a la biodiversidad y/o sectores productivos, sino que también se requiere determinar la aceptabilidad social de estas especies.

Las especies exóticas invasoras que reportan mayores debilidades de información útil para valorar económicamente sus impactos parecen ser el conejo, el visón, la avispa chaqueta amarilla, la zarzamora y el espinillo. Consecuentemente, los valores económicos de impacto deben considerarse con extrema cautela y no generalizarse.

Otro aspecto relevante de destacar es la dimensión sociocultural de las especies exóticas invasoras. Este estudio ha visualizado que algunas especies exóticas invasoras pueden tener impactos positivos e incluso formar parte del patrimonio cultural de comunidades humanas presentes en el territorio nacional. Por lo mismo, conocer la percepción de la sociedad respecto a las especies exóticas invasoras es clave. No basta solo con conocer los impactos a la biodiversidad y/o sectores productivos, sino que también se requiere determinar la aceptabilidad social de las medidas de control que se diseñen e implementen en el futuro.

1.1

INTRODUCCIÓN

Aunque las invasiones biológicas de especies exóticas han sido tradicionalmente analizadas por las ciencias ecológicas, es fundamental reconocer que también representan un problema económico en términos de sus causas, efectos y control. La mayor parte de estas invasiones pueden ser conectadas con efectos en diferentes actividades económicas, y, por lo tanto, parte de las soluciones muchas veces son también económicas, dado que se necesitan recursos para actuar. Al mismo tiempo, las invasiones impactan sistemas naturales y su biodiversidad que son fundamentales para el bienestar humano y el desarrollo de un país, por ello Chile ha considerado relevante evaluar y cuantificar económicamente,

los impactos a la biodiversidad a nivel de especies nativas afectadas o potencialmente afectadas por las especies exóticas invasoras, mediante la técnica de transferencia directa de beneficios perdidos. Este estudio representa un esfuerzo inicial por valorar económicamente los impactos de las especies exóticas invasoras de una manera comprensible. El interés, desde una perspectiva económica, se justifica, pues este tipo de información es necesaria para dimensionar tangiblemente las pérdidas que estas especies causan y para defender presupuestos nacionales que se destinen al control o gestión de tales especies. Sin embargo, para que la valoración económica sea útil para procesos de toma de de-

terminación relacionada con la estimación económica de impacto de las especies exóticas invasoras determina que los mecanismos de valoración funcionan mejor abordando impactos directos y a sectores productivos.

La biodiversidad y sus atributos resultan ser altamente intangibles desde la perspectiva económica y, si bien, existen metodologías que permiten estimar económicamente impactos a la biodiversidad, estas permiten solo la estimación para algunos componentes. Debido al hecho de que los componentes de los ecosistemas están interrelacionados y muchas especies exóticas invasoras tienen efectos tipo cascada, el estudio no permitió incorporar en sus cálculos de valoración

La pérdida anual mínima causada por las 7 especies exóticas invasoras analizadas alcanza a aproximadamente USD\$-87.939.327. Cifra que representa lo que Chile pierde cada año como mínimo por la presencia de estas especies. De este monto, aproximadamente USD\$17.735.278 corresponden a pérdidas por impactos de las EEI a componentes de la biodiversidad. De no hacer nada, en 20 años más Chile habrá perdido como mínimo aproximadamente USD\$2.003.593.238; de este monto proyectado, aproximadamente USD\$948.906.211 corresponden a las pérdidas por los impactos de las especies exóticas invasoras a componentes de la biodiversidad.

en forma preliminar, los impactos de las especies exóticas invasoras (EEI) en el país, en los sectores productivos y sobre la diversidad biológica.

En este contexto el presente documento reporta la valoración económica del impacto a los sectores productivos y a la biodiversidad que causa un grupo de siete especies exóticas invasoras presentes en Chile. Las especies exóticas invasoras analizadas fueron las siguientes: castor (*Castor canadensis*), conejo (*Oryctolagus cuniculus*), jabalí (*Sus scrofa*), visón (*Neovison vison*), avispa chaqueta amarilla (*Vespula germanica*), zarzamora (*Rubus spp.*) y espinillo (*Ulex europaeus*). Los hallazgos de este estudio Valoración económica del impacto de un grupo de especies exóticas invasoras (EEI) sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile, en el marco del Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF, se abordaron mediante la estimación de

cisión, Chile debe avanzar en obtener más claridad respecto a la magnitud de los impactos que causan las especies exóticas invasoras y conectar con más énfasis a estas especies en un contexto económico y socio-cultural.

Las especies exóticas invasoras que reportan mayores debilidades de información útil para valorar económicamente sus impactos fueron las especies conejo, visón, chaqueta amarilla, zarzamora y espinillo. Es importante señalar que los valores económicos de impacto estimados deben considerarse con extrema cautela y no generalizarse. Los impactos a la biodiversidad fueron abordados solamente a nivel de componentes en los ecosistemas (especies nativas o grupos de especies nativas) afectados por las especies exóticas invasoras, lo que se debe a la escasa información existente en Chile y el extranjero para realizar la valoración económica. La li-

valoración económica dichas interrelaciones a causa de la falta de información y la complejidad que esto conlleva en un estudio con limitantes de tiempo y recursos. La falta de información constituye sin duda una limitación relevante del estudio.

Otro aspecto relevante de destacar es la dimensión sociocultural de las especies exóticas invasoras. Este estudio ha visualizado que algunas especies exóticas invasoras pueden tener impactos positivos e incluso formar parte del patrimonio cultural de comunidades humanas presentes en el territorio nacional. Por lo mismo, conocer las percepciones de la sociedad con respecto a las especies exóticas invasoras es clave. No basta solo con conocer los impactos a la biodiversidad y/o sectores productivos, sino que también se requiere determinar la aceptabilidad social de las medidas de control que se diseñen e implementen en el futuro.

MARCO

Conceptual y Metodología



1.2.1 MARCO CONCEPTUAL

El estudio aborda la cuantificación del impacto generado por 7 especies exóticas invasoras a la biodiversidad y actividades productivas, y la valoración económica de tales impactos. El Costo Total del Impacto está dado por una sumatoria de costos (o beneficios perdidos) capturados a través del enfoque conceptual del Valor Económico Total de Impacto (VET: Pearce & Moran 1994), y por los gastos directos en los que incurren el Estado, el sector privado y la sociedad producto de la presencia de especies exóticas invasoras.

El marco conceptual VET permite determinar qué componentes de la biodiversidad y qué servicios ecosistémicos se encuentran afectados en los ecosistemas que las especies exóticas invasoras invaden y, por lo tanto, qué dimensión del VET de estos ecosistemas se ve afectada. Esto facilita la elección de metodologías de valoración económica, ya que el uso de las metodologías depende de la categoría de valor afectada.

En las últimas décadas, el concepto de Valor Económico Total de los ecosistemas ha llegado a ser uno de los más ampliamente usados marcos de referencia para identificar y categorizar los beneficios que brindan los

ecosistemas. Una de sus principales fortalezas es que fue propuesto para propósitos de valoración económica y dialoga adecuadamente con políticas públicas, ya que gran parte del diseño de programas, por ejemplo de conservación de la naturaleza o gestión ambiental en general, permite su aplicación.

Más allá de visualizar sólo valores comerciales observables de los ecosistemas, el concepto incorpora valores no mercadeables, funciones ecológicas y beneficios de no uso. De esta forma, además de presentar una imagen más completa de la importancia económica de los ecosistemas, puede ser utilizado para demostrar claramente el amplio rango de costos asociados con la degradación provocada, en este caso, por invasiones biológicas, las cuales no solo afectan mucho más que los beneficios directos de los ecosistemas como las posibilidades de alimentación, de obtención de madera, entre otros; sino que también funciones ecológicas que indirectamente inciden en el bienestar humano y que son identificadas en el marco conceptual del VET. Para el caso de la valoración económica del impacto de especies exóticas invasoras, el VET como marco conceptual se concibe como el Valor Total del Impacto de las especies. La literatura internacional relacionada a invasiones reconoce la utilidad del

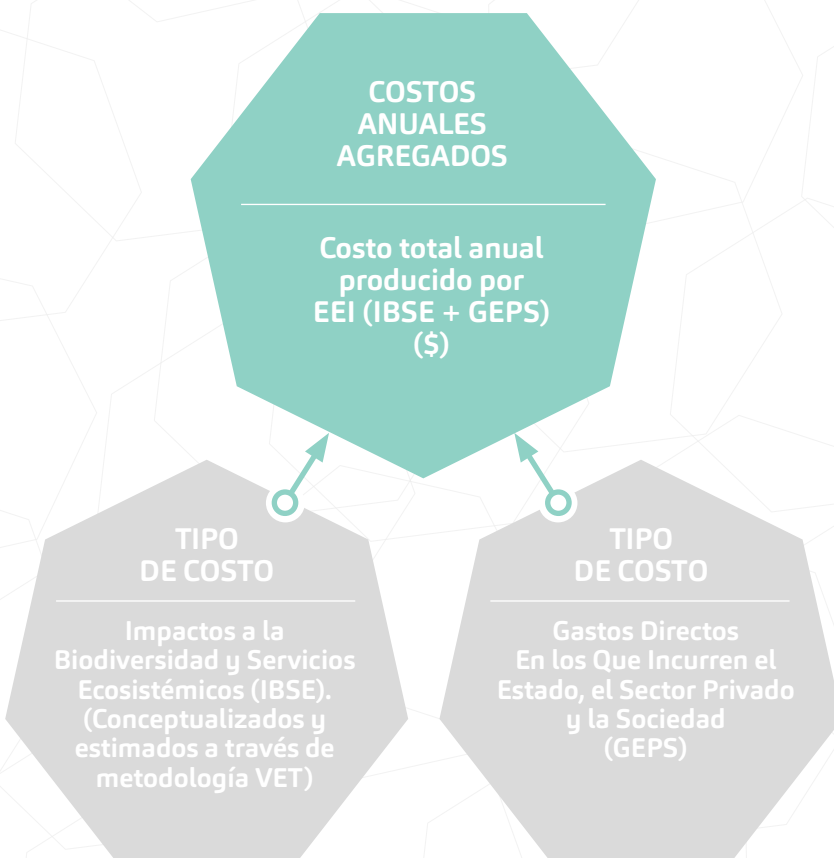
VET como marco conceptual apropiado para enfocar el análisis económico del impacto de especies exóticas invasoras (TEEB 2010).

Por lo mismo, y porque constituye un marco de análisis validado por la literatura científica internacional, es factible de ser utilizado en este estudio. Específicamente, se utiliza para enfocar el análisis económico y facilitar la visualización de tipologías de impactos generados por especies exóticas invasoras. El enfoque adopta el hecho de que las especies exóticas invasoras pueden interferir con la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas, afectar los servicios que producen y los beneficios de la biodiversidad afectada y consecuentemente el bienestar de los usuarios. Su uso no quiere decir que todos los impactos a los diferentes valores de los ecosistemas serán valorados económicamente, ya que esto está condicionado por la información existente, pero sí permite visualizar el amplio rango de beneficios de los ecosistemas afectados por la presencia de especies exóticas invasoras.

En el caso del primer componente del costo se utiliza el VET como marco conceptual y que operativamente tiene que ver con los impactos de las especies exóticas invasoras a los valores de uso y no uso del ecosistema, los que son fuente de beneficios para la sociedad. En el caso del segundo componente, se refiere a los costos reales actuales en los que el Estado, el sector privado y/o la sociedad deben incurrir. Estos gastos pueden incluir, por ejemplo, costos reales de control, restauración, reparación de infraestructura dañada, gastos médicos por efectos de las especies exóticas invasoras en la salud humana.

Respecto a los criterios utilizados para la división de gastos directos y gastos asociados a pérdidas en valo-

Figura 1. Marco conceptual para el cálculo del Costo Total del Impacto generado por especies exóticas invasoras.



res ecosistémicos, la propuesta tiene que ver con proporcionar una imagen comprensiva y exhaustiva de todos los impactos asociados a especies exóticas invasoras, y estos impactos son ecosistémicos, es decir, las especies exóticas invasoras afectan el flujo de servicios ecosistémicos y la biodiversidad, y, al mismo tiempo, hacen que el Estado, la sociedad e incluso el sector privado deban enfrentar su presencia desembolsando recursos (ej. control, reparación de infraestructura, gastos médicos, etc.). Los estudios actuales en valoración económica del impacto de especies exóticas invasoras utilizan este mismo enfoque que considera una sumatoria de ambos tipos de costos (ej. MacIntyre & Hellstrom 2015).

No obstante, cabe mencionar que la sumatoria de ambos tipos de costos no siempre es sencilla, ya que el análisis incorpora diferentes unidades para el cálculo del valor económico del impacto. Por lo mismo, se tuvo especial precaución en este aspecto. Previo a la valoración económica fue necesario llevar a cabo la valoración técnica del impacto, la cual estuvo determinada por a) la búsqueda de información secundaria documentada, así como también b) aquella información que manejan actores pertinentes para este estudio.

Es relevante reconocer que representa un desafío importante cuantificar y valorar económicamente los impactos de especies exóticas invasoras a la biodiversidad en Chile, cuando ni siquiera se conocen con certeza la magnitud de los impactos.

1.2.2 REVISIÓN DE INFORMACIÓN SECUNDARIA

Dado que este estudio solo utilizó información secundaria para la valoración económica del impacto de 7 especies exóticas invasoras a los sectores productivos, servicios ecosistémicos y biodiversidad, resulta relevante proporcionar antecedentes respecto al proceso de búsqueda de información existente. Para la búsqueda de información secundaria, se consideraron cuatro clases de información como las más relevantes:

- **Características biológicas y ecológicas de las 7 especies exóticas invasoras, útiles para identificar y dimensionar, en lo posible, su impacto sobre distintos componentes del ecosistema;**
- **Antecedentes del impacto de la 7 especies exóticas invasoras sobre especies de flora y fauna nativa, servicios ecosistémicos, y/o sectores productivos;**
- **Datos cartográficos sobre la distribución de las especies exóticas invasoras y sus efectos;**
- **Información sobre análisis económicos del impacto generado por las especies exóticas invasoras estudiadas, tanto en Chile como en el extranjero.**

Entre las fuentes de información nacional e internacionales consideradas se utilizaron:

- **Publicaciones indexadas.**
- **Informes (literatura gris).**
- **Cartografía de distribución de especies.**
- **Base de datos institucionales, y otras.**
- **Informes de estudios, consultorías e investigaciones realizadas o financiadas por el MMA, SAG, CONAF, PNUD, y Universidades y otras entidades, así como también informes de asociaciones de productores.**

En relación con la biodiversidad, en la experiencia internacional el uso de técnicas para la valoración económica de los beneficios de la biodiversidad es extensa, sin embargo, no lo es en el contexto de la valoración económica del impacto de especies exóticas invasoras a la biodiversidad. En este ámbito, los mayores esfuerzos en la literatura científica se orientan a los impactos de las especies exóticas invasoras en los sectores productivos (valores de uso directo en el VET). Los escasos estudios existentes de valoración económica de impactos de especies exóticas invasoras a la biodiversidad proponen una salida metodológica a través del abordaje de impactos a nivel de componentes de la biodiversidad (especies, grupos de especies; Kerr & Sharp 2008), tal como se ha propuesto en este estudio.

A nivel nacional, los estudios existentes de valoración económica de los beneficios de la biodiversidad utilizan métodos de valoración económica llamados técnicas de Preferencias Declaradas, que han buscado determinar la Disposición a Pagar (DAP) de la sociedad por garantizar la existencia de especies nativas. Dado que estas especies y los beneficios que generan no tienen mercados asociados, se trabaja con mercados hipotéticos a través de los cuales se obtiene la DAP². La gran mayoría de los estudios nacionales sobre valoración económica ambiental se enfoca

en servicios ecosistémicos y muy pocos en la estimación de beneficios de la existencia de componentes explícitos de la biodiversidad (ej. especies). Respecto a estos últimos, la gran mayoría se ha desarrollado en áreas protegidas del Estado (ej. Cerda 2013; Cerda & Losada 2013; Cerda & De la Maza 2015; entre otros) y muy pocos en otros ecosistemas (ej. Cerda et al. 2014).

1.2.3 MARCO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO PARA LA VALORACIÓN DEL IMPACTO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS A LA BIODIVERSIDAD

Cuantificar y valorar económicamente impactos a la biodiversidad es tremendamente complejo, ya que para lograrlo se requieren indicadores que muestren la importancia que la biodiversidad y sus componentes tienen para la sociedad. Aquí es relevante recordar que el valor económico de un bien o servicio, o ecosistema, subyace a preferencias humanas, lo que es complejo dado el carácter intangible de muchos de estos componentes (los beneficios de la existencia de la biodiversidad no siempre se transan en el mercado), además la biodiversidad muchas veces es un concepto abstracto para el público general (Christie et al. 2006).

Entre las técnicas de valoración económica ambiental, las Técnicas de Preferencias Declaradas (TPD)³ han sido ampliamente utilizadas para medir el valor económico de la biodiversidad, esencialmente a nivel de componentes, principalmente especies (Martín-López et al. 2007). Ejemplos de estas técnicas son Valoración Contingente y Experimen-

² En términos generales y bajo lógica económica, el impacto de las especies exóticas invasoras a la biodiversidad solo tiene valor económico cuando la biodiversidad afectada tiene implicancias para la sociedad o para el bienestar humano, esa implicancia puede ser estimada en términos de DAP, por ejemplo, por asegurar la existencia de la biodiversidad afectada.

tos de Elección (Bateman et al. 2002; Hensher et al. 2005). El procedimiento general de este grupo de técnicas se basa en el diseño y planteamiento de un mercado hipotético en el cual el público objetivo (muestra de personas) es consultado a expresar su máxima Disposición a Pagar (DAP) por la protección de la biodiversidad (ej. especies) (Loomis & White 1996; Martín-López et al. 2007). La DAP es entonces considerada un indicador que permite aproximarse al valor económico de la biodiversidad (Bateman et al. 2002). De esta forma, para valorar los beneficios de la conservación de la biodiversidad o los impactos económicos a la biodiversidad, estas técnicas son ampliamente utilizadas. Cabe mencionar aquí estudios emblemáticos de valoración económica de biodiversidad que han utilizado estas técnicas, como Martín-López et al. (2007), Loomis & White (1996), Tisdell et al. (2007), entre otros. Es ampliamente reconocido que los resultados que este tipo de valoración económica arroja, deben ser considerados con cautela y en ningún caso utilizarse como herramienta exclusiva que oriente la toma de decisiones, ya que valorar biodiversidad económicamente es complejo, por ejemplo, algunas especies son perfectamente familiares para las personas, mientras que otras no (Barkmann et al. 2008) y esto puede inducir el pago. Normalmente, las personas están más dispuestas a pagar por animales que por plantas, y dentro de los animales los megamamíferos carismáticos atraen los mayores fondos de conservación vía DAP, a diferencia de otras especies inconspicuas y probablemente desconocidas como los insectos o las herbáceas, las que, sin embargo, pueden ser clave para el funcionamiento ecológico

y para la provisión de servicios ecosistémicos. Además, es importante tener presente que los estudios de valoración económica vía DAP en el contexto de la conservación de biodiversidad presentan otros problemas como los sesgos del mercado hipotético, el efecto de la información de los individuos que claramente afecta el pago, la capacidad de pago, entre muchos otros.

En este punto, es relevante comprender que el valor económico obtenido vía TPD para especies y otros atributos de la biodiversidad no representa el valor o la importancia ecológica intrínseca de la(s) especie(s) afectadas por especies exóticas invasoras, sino que refleja la importancia relativa que esa especie afectada tiene para la sociedad. Muchos critican esta postura con base en el valor intrínseco de los ecosistemas (ej. Sagoff 1996). No obstante, si las decisiones la mayor parte del tiempo se toman bajo una lógica monetaria y las especies y ecosistemas no tienen voz ni voto para defenderse de los impactos que estas decisiones pueden tener, la defensa de las personas a su existencia, reflejada en la DAP por su conservación, puede contribuir apropiadamente como un mecanismo necesario y útil en el ámbito de la conservación de la naturaleza. Sin embargo, la valoración económica de impactos a la biodiversidad es criticada, ya que los resultados que reporta son altamente manipulables en contextos de toma de decisión. La mayor parte del tiempo, y tal como ocurre en este estudio, visibiliza los impactos directos (ej. a sectores productivos), ya que ahí es más simple realizar estimaciones con información de mercado, lo cual lleva a invisibilizar los beneficios económicos perdidos por biodiversidad, tendiendo

a generar una subestimación de los valores totales de impacto.

Por lo mismo, dada la complejidad de estimar valores económicos de impactos a la biodiversidad es que la perspectiva del valor económico por ningún motivo debiera considerarse como único criterio de decisión para justificar la conservación de la biodiversidad, ni ser el mecanismo.

Este estudio intenta abordar impactos de las especies exóticas invasoras a la biodiversidad a nivel de componentes, específicamente especies nativas afectadas, lo cual permite tener una salida hacia el valor económico total, en la categoría de Valor de Existencia (No Uso), que, para este estudio particular, captura los beneficios perdidos por la sociedad, ya que la existencia prolongada de especies nativas de interés para las personas se ve afectada por la presencia de especies exóticas invasoras. Por lo mismo, el valor de existencia captura el valor económico de la conservación de las especies nativas afectadas por la presencia de especies exóticas invasoras.

Como fue mencionado, a nivel nacional, los estudios existentes de valoración económica de los beneficios de la biodiversidad han utilizado las Técnicas de Preferencias Declaradas para estimar la Disposición a Pagar (DAP) de la sociedad en su afán de garantizar la existencia de especies nativas. Los estudios se han desarrollado mayoritariamente en áreas protegidas del Estado para valorar económicamente atributos de la biodiversidad estimando la Disposición a Pagar (DAP) de visitantes chilenos de estas áreas para garantizar la existencia prolongada de diversas especies protegidas en el SNASPE. Específicamente, los estudios han encontrado que los visitantes chilenos del SNASPE están dispuestos a pagar por

³ Desde la perspectiva económica, el valor económico de la naturaleza está directamente asociado a las preferencias subjetivas de los individuos que componen la sociedad. Estas preferencias pueden ser deducidas a partir del comportamiento observado de los agentes económicos (Preferencias Reveladas), consumidores y productores, en los mercados, o bien pueden ser deducidas a partir de instrumentos directos de valoración (Preferencias Declaradas), cuando no existe un mercado. Esto último ocurre para una amplia gama de servicios ecosistémicos y componentes de la diversidad biológica (ej. especies). Las preferencias declaradas plantean mercados hipotéticos para los objetos de valoración (ej. especies), de tal forma que los individuos puedan expresar sus preferencias directamente.

fortalecer, por ejemplo, la investigación científica hacia especies nativas particulares de tal forma de contrarrestar de mejor manera las amenazas que hoy en día enfrentan las áreas protegidas y consecuentemente la biodiversidad albergada en ellas. Estos estudios han contextualizado los escenarios de valoración económica de especies nativas en función de amenazas generales que hoy día enfrentan⁴.

Algunas de las especies, cuyos beneficios han sido valorados económicamente en estos estudios (ej. palma chilena), están siendo afectadas por la presencia de especies exóticas invasoras, aunque no se conoce aún con certeza la magnitud de los impactos de especies exóticas invasoras hacia ellas. No obstante, es posible inferir, a partir de los estudios de valoración económica existentes, que muchos visitantes del SNASPE están interesados o manifiestan una demanda por la conservación de la naturaleza y esa demanda se manifiesta a través de la DAP para garantizar la existencia de especies protegidas en las áreas, cuando aquellas enfrentan amenazas a su existencia. Los estudios existentes han valorado no solo los beneficios de la existencia de especies carismáticas con problemas de conservación, sino que también han desafiado preferencias sociales obteniendo estimaciones económicas para especies no carismáticas o inconspicuas y muchas veces desconocidas por los visitantes (ej. marsupiales, insectos, roedores, entre otros). Por lo mismo, si los visitantes manifiestan preferencias económicas para garantizar la existencia a largo plazo de diferentes especies protegi-

das en el SNASPE, y esas preferencias han sido obtenidas informando a los visitantes sobre las amenazas presentes en las áreas, es posible inferir que, probablemente, estén dispuestos a pagar por fortalecer las medidas de control de especies exóticas invasoras en áreas protegidas de tal forma de conservar adecuadamente diferentes especies nativas. Este supuesto hace factible utilizar la técnica de Transferencia Directa de Beneficios para utilizar los valores económicos obtenidos por los estudios existentes en la estimación del impacto económico de las especies exóticas invasoras a la biodiversidad.

1.2.4 MARCOS INTERNACIONALES QUE INSPIRAN EL ESTUDIO

Es ampliamente reconocido que las especies exóticas invasoras representan una seria amenaza a la integridad de los ecosistemas. Proyecciones internacionales indican que el problema de las invasiones biológicas continuará en el futuro lo cual seguirá afectando a la biodiversidad y al bienestar humano. La Conferencia de las Partes (COP) de la Convención sobre Diversidad Biológica ha reconocido que hay una necesidad urgente de evaluar el impacto generado por las especies exóticas invasoras y de establecer mecanismos de gobernanza para una adecuada gestión de las invasiones. La decisión de la COP (COP 6/ Decisión VI/23) incluyó la adopción de seis principios para la prevención y mitigación de impactos de especies exóticas invasoras. Los principios son: precaución, aproximaciones multi-escalares, utilizar el enfoque por ecosistemas, la responsabilidad de los gobiernos, la necesidad de investigación y monitoreo, educación y conciencia pública, intercambio de información, cooperación, mitigación de impactos, erradicación y control.

1.2.5 ALCANCES Y LIMITACIONES RELEVANTES DEL ESTUDIO

• 1.2.5.1 Forma de abordar los impactos a la biodiversidad

Como fue mencionado, el impacto a la diversidad biológica es abordado a nivel de componentes de la misma, esencialmente a nivel de especies nativas de flora y fauna presentes en los ecosistemas afectados por la presencia de especies exóticas invasoras. Es posible enmarcar a las especies afectadas en diferentes dimensiones de valor dentro del VET, lo que hace factible abordarlas vía la tipología de beneficios que ellas generan. Este análisis se enfoca a nivel de especies con y sin problemas de conservación, es decir, también se evalúa el impacto en otras especies que pueden estar siendo afectadas, pero que no necesariamente se encuentran clasificadas en alguna categoría de conservación. Cabe mencionar que la literatura científica existente a nivel internacional, en el ámbito de la valoración económica de impactos generados por especies exóticas invasoras a la biodiversidad, aborda impactos a la biodiversidad a nivel de especies nativas afectadas.

Es importante señalar que, desde un enfoque de economía ambiental, es posible valorar económicamente los impactos a la biodiversidad mediante la estimación de los valores de no uso asociados a través del servicio ambiental de existencia o legado. El valor de no uso de los ecosistemas es aquel que no envuelve usos directos ni indirectos de la biodiversidad contenida en ellos (TEEB 2010); estos valores reflejan la satisfacción que los individuos derivan desde el conocimiento de que la biodiversidad es mantenida (existencia) y de que otras personas tienen o tendrán acceso a

⁴ Los estudios han contextualizado a especies nativas particulares protegidas en el SNASPE en un escenario de existencia de amenazas a las áreas protegidas que podrían afectar la existencia de estas especies en el largo plazo. Los escenarios utilizados en los ejercicios de valoración económica no conectan en términos biológicos cómo exactamente estas amenazas están afectando a especies particulares.

ellos (legado) (Kolstad 2000). Desde este enfoque y considerando el marco conceptual VET, el impacto a la biodiversidad producido por especies exóticas invasoras puede entenderse como la pérdida o deterioro del valor de no uso de conservación del ecosistema.

• 1.2.5.2 Interrelaciones ecológicas: limitaciones

Un aspecto relevante a considerar y que constituye una limitación relevante del estudio se relaciona con las complejas interrelaciones biológicas. Una dificultad no menor para valorar económicamente el impacto de especies exóticas invasoras tiene que ver con que ellas afectan ecosistemas cuyos componentes se encuentran interrelacionados, lo que es agravado por la falta de conocimiento sobre los componentes mismos. Esto hace que la valoración económica de los impactos a los ecosistemas sea una tarea no trivial, ya que se requiere información de cómo los cambios en componentes de los ecosistemas producidos por la presencia de especies exóticas invasoras se afectan entre sí. En general, este trabajo, aunque reconoce el hecho de que los componentes de los ecosistemas están interrelacionados y muchas especies exóticas invasoras tienen efectos tipo cascada, no permite incorporar en sus cálculos de valoración económica dichas interrelaciones debido a la falta de conocimiento y la complejidad que esto involucra en un estudio con las limitaciones de tiempo y recursos de este. Esto constituye sin duda una limitación relevante del estudio.

• 1.2.5.3 Forma de abordar los valores económicos: aspectos relevantes a considerar

Aunque uno de los productos relevantes del estudio es un análisis de la presencia de las especies a nivel

territorial, los valores económicos de atributos impactados por la presencia de especies exóticas invasoras no siempre pueden ser obtenidos utilizando un enfoque territorial (TEEB 2010). Normalmente, los valores económicos se obtienen en los siguientes términos:

- a) **Valor económico por beneficiario afectado (ejemplo: valor por persona u hogar, disposición a pagar/turista promedio), lo que implica que el valor económico puede ser extrapolado al total de beneficiarios,**
- b) **El valor por unidad de área o ecosistema (ejemplo: valor por hectárea impactada), el cual puede ser ponderado espacialmente (ej. al total de hectáreas afectadas por una especie exótica invasora).**

El primer enfoque explícitamente reconoce que son las personas quienes atribuyen valores económicos a los servicios ecosistémicos o a los atributos de la naturaleza impactados por la presencia de especies exóticas invasoras, mientras que el segundo enfatiza la extensión espacial de los ecosistemas en la provisión de servicios. Ambos planteamientos tienen sus limitaciones. Por ejemplo, la información económica (valor económico/ha) no siempre existe o puede ser compleja de estimar. Por otra parte, no siempre es fácil identificar a los beneficiarios de los servicios ecosistémicos y muchos ejercicios de valoración económica existentes no producen estimaciones de valor económico a nivel de individuos y hogares.

El diseño metodológico de este estudio asume la posibilidad de una agregación de los valores de diferentes atributos de los ecosistemas bajo estudio, ya que la sumatoria de todos

los valores económicos de servicios impactados por especies exóticas invasoras proporciona una estimación del valor económico total del impacto. Este procedimiento se llevó a cabo con extrema cautela para evitar un doble conteo de valores. Para ello se trabajó esencialmente en la valoración del impacto a servicios ecosistémicos finales.

1.3 OBJETIVO DEL ESTUDIO

Los objetivos del estudio son los siguientes:

- a) **Realizar una valoración técnica del impacto que causa un grupo de especies de flora y fauna (7 especies exóticas invasoras) a la biodiversidad y actividades productivas (sectores silvoagropecuario, turismo, y otros que se identifiquen como afectados), de modo que sirva de insumo para una adecuada valoración económica.**
- b) **Realizar una valoración económica del impacto que causa un grupo de especies de flora y fauna (7 especies exóticas invasoras) a la biodiversidad y actividades productivas (sectores silvoagropecuario, turismo, y otros que se identifiquen como afectados), que permita identificar en forma clara los costos que representan estas especies para el país, de modo que se pueda evaluar el beneficio o ahorro que puede generar un control sobre ellas.**

2.1

7 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS



ANTECEDENTES



CASTOR

(*Castor canadensis*)

- » **Nombre científico:**
Castor canadensis, Kuhl 1820.
- » **Nombre vernacular:**
Castor.
- » **Familia:**
Castoridae.

- **Origen:** Norteamérica septentrional.
- **Fecha de introducción de la especie:** En el año 1946 se produce la introducción en un solo evento de 20 parejas en la cuenca del lago Fagnano en parte argentina de isla Tierra del Fuego. En Chile su primer avistamiento se registra en el sur de isla Tierra del Fuego en el año 1964 (Sielfeld & Venegas 1980). En el continente, se constatan avistamientos en el año 1994 en la península de Brunswick (Skewes et al. 2006, Soto 2006). No obstante, recientemente a través de dendrocronología de árboles talados por castor se postula que ejemplares habrían comenzado a arribar al continente tan temprano como en el año 1968 (Graells et al. 2015).
- **Uso actual:** Los principales productos derivados del castor son su piel y carne (Skewes et al. 1999). Aun cuando hay un activo mercado de pieles de castor a nivel internacional (Murúa & Prutzmann 2003), y que las pieles de Magallanes fueron juzgadas de buena calidad por expertos canadienses (Skewes et al. 1999), esta industria no se ha desarrollado en Magallanes debido a los bajos volúmenes de extracción y escaso interés de compradores del hemisferio norte (Figueroa 2009).
- **Distribución en Chile:** El castor se ha establecido en toda la isla Grande de Tierra del Fuego y en gran parte de las islas que conforman el archipiélago occidental vecino a Tierra del Fuego, como Gable, Navarino, Lenox, Nueva, Picton, Hoste y Dawson (Skewes et al. 1999; Soto 2006). Hacia el sur hasta el archipiélago de Cabo de Hornos (Anderson et al. 2006a). En los años 2005 y 2006 se confirmó la presencia de algunos ejemplares de castor en el continente en la península de Brunswick (Soto 2006). Sin embargo, se indica que los primeros inmigrantes habrían arribado a partir del año 1968 (Graells et al. 2015). Actualmente existe una población continental permanente o establecida (Graells & Corcorán 2011; Anderson et al. 2012).
- **Especies introducidas similares:** No hay.



CONEJO

(*Oryctolagus cuniculus*)

- » **Nombre científico:**
Oryctolagus cuniculus, Linnaeus 1758.
- » **Nombre vernacular:**
conejo europeo, conejo.
- » **Familia:**
Leporidae.

- **Origen:** El conejo europeo es originario de España y ha sido introducido en varios continentes y en más de 800 islas (Long 2003).
- **Fecha de introducción de la especie:** En Chile continental, es incierta la fecha en que se introdujo el conejo, se indica que fue en el siglo XVIII. Tampoco existe certeza si fue un solo evento de introducción o varios, más probablemente uno solo (Camus et al. 2014). En el territorio insular, el conejo es llevado a la isla Robinson Crusoe entre los años 1935 y 1936 (Camus et al. 2008). Luego, escapan y colonizan la isla. Posteriormente, fueron llevados a isla Santa Clara. En el año 2002 se pone en práctica un programa en esta última isla que logra erradicar el conejo (Ojeda et al. 2003). En la actualidad persiste la población silvestre de Robinson Crusoe (Camus et al. 2008). En el año 1936 el conejo es liberado en las cercanías de Porvenir en isla Tierra del Fuego. En corto tiempo la especie se convierte en plaga que requirió el concurso de la comunidad organizada y el Estado, resultando en la erradicación del conejo cerca del año 1955 (Jaksic & Yañez 1983). En la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt existía el conejo sin una fecha exacta de su introducción; sin embargo, actualmente ha sido erradicado de isla Choros (CONAF 2014).
- **Uso actual:** El conejo es una especie ampliamente cazada en el centro de Chile, tanto para el consumo de su carne y/o para evitar daños a cultivos o plantaciones (Camus et al. 2014). Entre 2005 y 2006 en la provincia de Cauquenes, región del Maule, se constató que el conejo silvestre es consumido en cantidad que equivale a un subsidio otorgado por la naturaleza del orden del 11,3% de las rentas anuales familiares. El porcentaje cosechado de conejo está por debajo de sus niveles de producción anual, por lo que las poblaciones de conejo no se están viendo afectadas por la cacería (Isla-Poblete & Katunaric-Núñez 2006).
- **Distribución en Chile:** El conejo europeo está presente en el centro-sur de Chile, isla Robinson Crusoe, Tierra del Fuego y parte de la Patagonia chileno-argentina (Camus et al. 2014). La población más septentrional está al sur de la región de Atacama en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt (CONAF 2014). Luego desde la región de Coquimbo hasta la de Los Lagos, como también en la región de Aysén y en la de Magallanes (Jaksic et al. 2002, Bonino & Soriguer 2004; Iriarte 2008; Camus et al. 2014). En Tierra del Fuego, si bien fue exterminada la población en los 1950 (Jaksic & Yañez 1983), al sur de la isla, en Yendegaia existe una población de conejo (Camus et al. 2008). En el Parque Nacional Tierra del Fuego (Argentina) está descrita la presencia de este lepórido (APN 2007) y esta unidad dista 15 a 20 km por tierra de Yendegaia.
- **Especies introducidas similares:** Liebre europea, *Lepus europaeus* L.



JABALÍ

(*Sus scrofa*)

- » **Nombre científico:**
Sus scrofa, Linnaeus 1759.
- » **Nombre vernacular:**
Jabalí, cerdo salvaje.
- » **Familia:**
Suidae.

- **Origen:** Es originario de Europa, con varias subespecies de distribución euroasiática. Se ha introducido en casi todos los continentes, excepto en Australia y en Nueva Zelanda, donde existe la forma asilvestrada del cerdo doméstico. El jabalí puede afectar la estructura y la función de los ecosistemas.
- **Fecha de introducción de la especie:** Año 1952: liberación desde coto caza, luego desde el año 1956 al 1970 migra desde Argentina, a partir del año 2002 se producen liberaciones deliberadas. Migra en forma activa y natural desde Argentina, importación voluntaria para caza y recientes liberaciones (para detalles véase Skewes & Jaksic 2015).
- **Uso actual:** Caza deportiva, alimentación y es objeto de investigación científica. El jabalí es una especie ampliamente cazada en el centro y sur andino de Chile, tanto con arma de fuego como con perros o trampas. En algunos casos es por deporte, en otros por el consumo de su carne o bien para evitar daños a cultivos (Skewes 1990; Skewes & Rodríguez 1995; Faúndez 2012).
- **Distribución en Chile:** Área andina de la Región de O'Higgins y, luego desde la Araucanía a Aysén (Skewes & Jaksic 2015). Existe una pequeña población de cerdos asilvestrados en isla Tierra del Fuego, Chile (Aravena et al. 2014).
- **Especies introducidas similares:** *Sus scrofa* domestica. Cerdo doméstico que se hace silvestre y constituye poblaciones puras o mixtas con jabalí. Las crías de la cruce jabalí x cerdo y viceversa son fértiles, ya que son la misma especie, *Sus scrofa* (Aravena & Skewes 2007).



VISÓN

(*Neovison vison*)

- » **Nombre científico:**
Neovison vison, Schreber 1777 (*Neovison*, Baryshnikov & Abramov 1997).
- » **Nombre vernacular:**
visón, visón americano.
- » **Familia:**
Mustelidae.

- **Origen:** Es originario de Norteamérica
 - **Fecha de introducción de la especie:** La primera importación de ejemplares ocurre en los años 1934-1936 a la ciudad de Punta Arenas, una segunda remesa de animales es importada entre los años 1967 y 1969 a la región de Aysén, siempre para ser mantenida en cautiverio con fines peleteros productivos. Inicialmente se importaron visones a Chile para fundar criaderos con fines comerciales peleteros. Después de cierto tiempo, se producen liberaciones accidentales y/o deliberadas al medio silvestre, desde donde se desarrolla la expansión natural hacia nuevas regiones hasta la actualidad (Sandoval 1994; Jaksic 1998). Es muy probable que además hayan ingresado ejemplares a Chile desde áreas vecinas de Argentina, donde también fue introducido y tiene una extensa distribución (lat 38°-50°S) en el sur andino de ese país (Fasola et al. 2011).
 - **Uso actual:** Se reporta la experiencia piloto en Aysén con pobladores del medio rural en la implementación de técnicas de trampeo y de curtido de piel, complementado con desarrollo de productos por artesanos locales. Los resultados de la experiencia, según su autor, superaron las expectativas, ya que se diseñaron 22 modelos de objetos utilitarios diferentes, de fácil comercialización, como gorros, chalecos, pantuflas, carteras, llaveros y otros (Cerde 2008).
 - **Distribución en Chile:** Presente en la región de La Araucanía desde la cuenca del río Cautín al sur, luego en regiones de Los Ríos, Los Lagos, Aysén, incluyendo recientemente la colonización de la isla de Chiloé, y Magallanes continental e insular austral (Sandoval 1994; Jaksic et al. 2002; Schüttler et al. 2010; Crego et al. 2014; Delibes-Mateos et al. 2014; Vergara & Valenzuela 2015). En general, puede decirse que el visón exhibe una relativa alta adaptabilidad, lo que le permite vivir en una gran variedad de hábitats. No obstante, sus preferencias están asociadas a cursos de agua con cobertura vegetal variable.
 - **Especies introducidas similares:** El hurón es una especie que representa una amenaza similar al visón.
- Actualmente, es escaso o se desconoce uso de la especie.



- » **Nombre científico:**
Vespula germanica Fabricius (Hymenoptera, Vespidae)
- » **Nombre vernacular:**
avispa chaqueta amarilla.
- » **Familia:**
Hymenoptera, Vespidae.

CHAQUETA AMARILLA (*Vespula germanica*)

- **Origen:** Es originaria de Europa, norte de África y Asia templada, y se ha introducido en varios países como Nueva Zelanda, Australia, Sudáfrica, Estados Unidos, Canadá, Argentina y Chile (Archer 1998).
- **Introducción:** En Chile, fue informada por primera vez el año 1974 por Peña et al. (1975) y determinada, erróneamente, como *Vespula maculifrons*. Según Peña et al. (1975), la introducción de esta avispa a Chile se debería a tráfico desde San Francisco, California hasta Valparaíso. Actualmente, se supone que la introducción ocurrió hacia fines de los sesenta. Luego de su introducción, esta especie se dispersó rápidamente hasta La Serena por el norte y la Patagonia argentina por el sur (Willink 1980).
- **Uso actual:** Es objeto de investigación científica por los problemas que genera.
- **Distribución en Chile:** Respecto de la distribución altitudinal de *V. germanica* en Chile, se han encontrado nidos y ejemplares hasta al menos 1.000 msnm en la Cordillera de Chillán.

2.1.6



ZARZAMORA (*Rubus spp.*)

- » **Nombre científico:**
Rubus ulmifolius Schott.
- » **Nombre vernacular:**
Zarzamora, zarza, mora, murra.
- » **Familia:**
Rosaceae.

- **Origen:** Es originaria de Europa y Norte de África, de distribución holoártica. Se ha introducido ampliamente y es invasiva representando un problema en partes de Argentina, Chile, Australia, Nueva Zelanda y los Estados Unidos.
- **Especies introducidas similares:** *Rubus constrictus* Mueller et Lef. (Murra, Mora), más común desde el Biobío al sur (ver también Rejmanek 2015).
- **Fecha de introducción de la especie:** 1859 en la Provincia de Linares, para formar cercos vivos. Looser (1927) la colecta por primera vez para la isla Más a Tierra, en el Archipiélago Juan Fernández.
- **Uso actual:** La zarzamora es una especie de interés por frutos comestibles que son usados en la preparación de postres, jaleas, mermeladas, y en menor medida en vinos y licores (Morañac). También se incorpora en yogurt. Los frutos son comercializados en fresco (congelados) o procesados en forma de mermeladas artesanal e industrialmente. Es utilizada como cerco vivo y como especie ornamental. En medicina popular, sus hojas son utilizadas como infusiones, ya que presentan propiedades antisépticas, astringentes y diuréticas. Posee un elevado contenido de flavonoides, los cuales contribuye a prevenir cáncer y disminuir el colesterol. La mora constituye también un producto de exportación.
- **Distribución en Chile:** Desde la Región de Coquimbo hasta la Región del Biobío (Matthei 1995). También en las islas de Más a Tierra y Más afuera en el Archipiélago de Juan Fernández.
- **Nombre científico:** *Rubus constrictus* Mueller et Lef.
- **Nombre vernacular:** Mora, murra
- **Familia:** Rosaceae
- **Origen:** Es originaria de Europa distribuyéndose al norte de los Alpes, sobre todo en Alemania.
- **Introducción:** Voluntaria para uso ornamental y cerco vivo.
- **Fecha de introducción:** Fines del siglo XIX. Es colectada en 1882 por Philippi en San Juan (Prov. de Valdivia), según ejemplar herbario depositado en el Herbario del MNHN de Chile.
- **Uso actual:** Similares a *Rubus ulmifolius*.
- **Distribución en Chile:** Se encuentra restringida casi fundamentalmente en las regiones de Concepción, Región de La Araucanía, de Los Ríos y de Los Lagos, donde es abundante, cubriendo grandes extensiones (Matthei 1995).
- **Propagación:** Similar a *Rubus ulmifolius*.
- **Especies introducidas similares:** *Rubus ulmifolius* Schott. (Zarzamora, zarza, mora, murra), más común desde el Biobío al norte.



ESPINILLO

(*Ulex europaeus*)

» **Nombre científico:**

Ulex europaeus L.

» **Nombre vernacular:**

Espinillo, espino, yaquil, aliaga, maticorena, corena, chacai, tejo (Matthei 1995).

» **Familia:**

Leguminosae.

- **Origen:** Centro y oeste de Europa, donde forma matorrales densos. Nativa de Europa Occidental. Tanto en Chile como en Nueva Zelandia se ha constituido en maleza invadiendo suelos agrícolas y forestales.
- **Fecha de introducción de la especie:** Clos, citado en Gay (1847), indica que se introdujo en Con-Con (Provincia de Valparaíso). Reiche en 1897 advierte su presencia en la zona sur (Concepción, Valdivia y Llanquihue) (Matthei 1995). Se señala que fue introducida como seto vivo. Su introducción fue voluntaria como cerco vivo y para el control de dunas.
- **Uso actual:** Dendroenergía (Potencial).
- **Distribución en Chile:** Se encuentra entre la Región de Valparaíso y la Región de Los Lagos (Fuentes et al. 2014). También se encuentra en Isla de Pascua. Muy frecuente desde la región del Maule y la Región de Los Lagos (Chiloé) (Matthei 1995, Teillier et al. 2003).
- **Especies introducidas similares:** *Teline monspessulana* (Fabaceae)

2.2

PRESENCIA TERRITORIAL DE LAS 7 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Los mapas para todas las especies exóticas incorporadas en la investigación son de elaboración propia. Fueron construidos utilizando los usos y coberturas presentes en la cartografía vectorial del Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile (1997 y actualizaciones posteriores) para identificar aquellas áreas probables donde las especies exóticas invasoras podrían habitar. Esta información se precisó con consulta a expertos y la revisión bibliográfica de cada especie exótica invasora. Dadas las limitaciones de información existente, los mapas no presentan densidad.

2.2.1 CASTOR (*Castor canadensis*)

Considerando la escasa información georreferenciada sobre la presencia de la especie, se elaboró un mapa a partir de la información de hábitat disponible. Para delimitar el hábitat de la especie se utilizó como fuente de información los usos y coberturas presentes en el Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile (1997-actualizaciones posteriores), considerando aquellas áreas que presentan las siguientes características (Mella 1995; Briones 2001; Coronato et al. 2003; Wallem 2007):

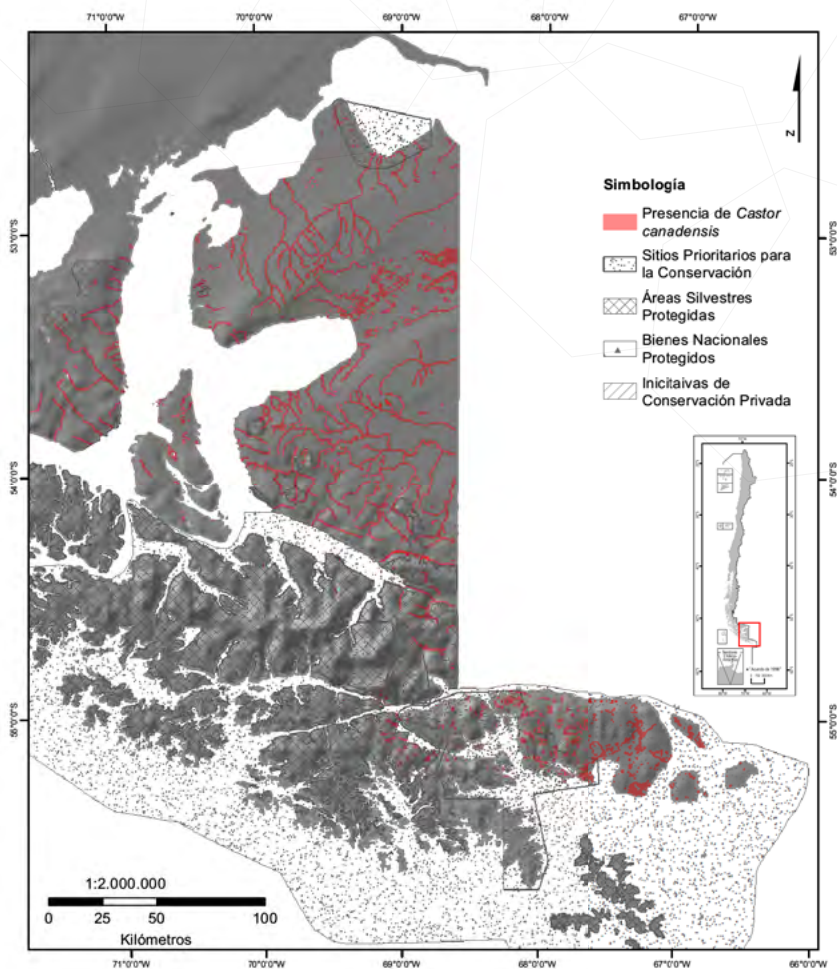
- Sectores ribereños;
- Promedio de forrajeo de 45,5 m;
- Pendientes <40°; y
- Presentaran algún nivel de cobertura de vegetación (Se excluyeron afloramientos rocosos, dunas, glaciares, sectores industriales).

Además, se incluyó la información de las publicaciones recopiladas y de las unidades del Sistema Nacional de Áreas Silvestres que en sus planes de manejo registran la presencia de castor.

Como resultado se obtuvo que el castor (*Castor canadensis*) se acota a la Región de Magallanes y la Antártica Chilena. Se estima una superficie de 37.565 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. De acuerdo a cartografía proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente para propósitos de este estudio, dentro de su área de distribución se encuentran cinco Sitios Prioritarios (8.802 ha), 4 Áreas Protegidas (840 ha), 5 Bienes Nacionales Protegidos (439 ha) y 1 Iniciativa de Conservación Privada (5.008 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas

como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos o Iniciativas de Conservación Privada).

Figura 2. Distribución de castor (*Castor canadensis*) en Chile. Elaboración propia.



2.3.2 CONEJO (*Oryctolagus cuniculus*)

Considerando la escasa información georreferenciada sobre la presencia de la especie, se elaboró un mapa, basándose en la información de hábitat.

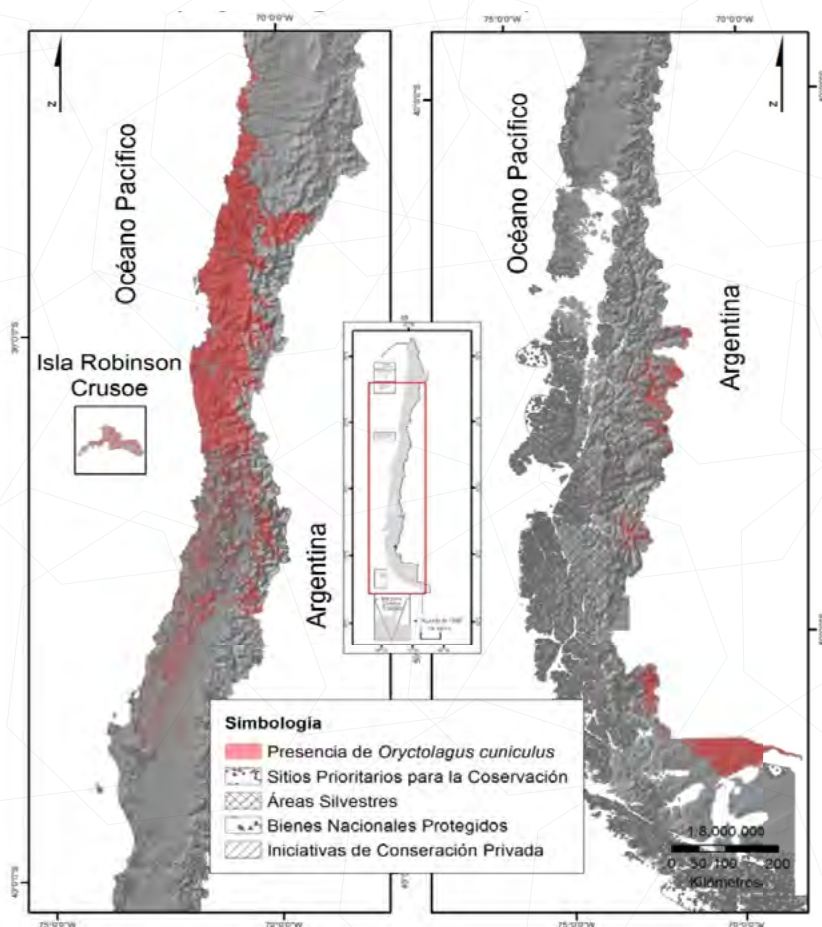
Para delimitar el hábitat de la especie se utilizó como fuente de información ambiental la cartografía vectorial del Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile (1997-actualizaciones posteriores), considerando aquellas áreas que presentan las siguientes características (Jaksic et al. 1979; Ojeda 2003; Anderson 2006; Jaksic & Castro 2014; Pavez 2015):

- Coberturas de matorrales y praderas;
- Vegetación bajo los 1.000 msnm;
- Se excluyeron aquellas áreas en donde es poco probable encontrar la especie (afloramientos rocosos, dunas, glaciares, sectores industriales), ambientes con excesiva humedad y sitios donde se encuentra oficialmente erradicada la especie; y
- Se incluyó la información de las publicaciones recopiladas y las unidades del Sistema Nacional de Áreas Silvestres que en sus planes de manejo registran la presencia del conejo.

Como resultado se obtuvo que el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) se distribuye desde la región de Antofagasta, hasta el Sur de la Región de la Araucanía y entre las regiones de Aysén y Magallanes y la Antártica Chilena (figura 3). Se estima una superficie de 8.923.948 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. De acuerdo a cartografía proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente para propósitos de este estudio, dentro de su área de distribución se encuentran 176 Sitios

Prioritarios (1.530.644 ha), 55 Áreas Protegidas (228.913 ha), 11 Bienes Nacionales Protegidos (57.367 ha) y 41 Iniciativas de Conservación Privadas (44.518 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos o Iniciativas de Conservación Privada).

Figura 3. Distribución de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en Chile. Elaboración propia.

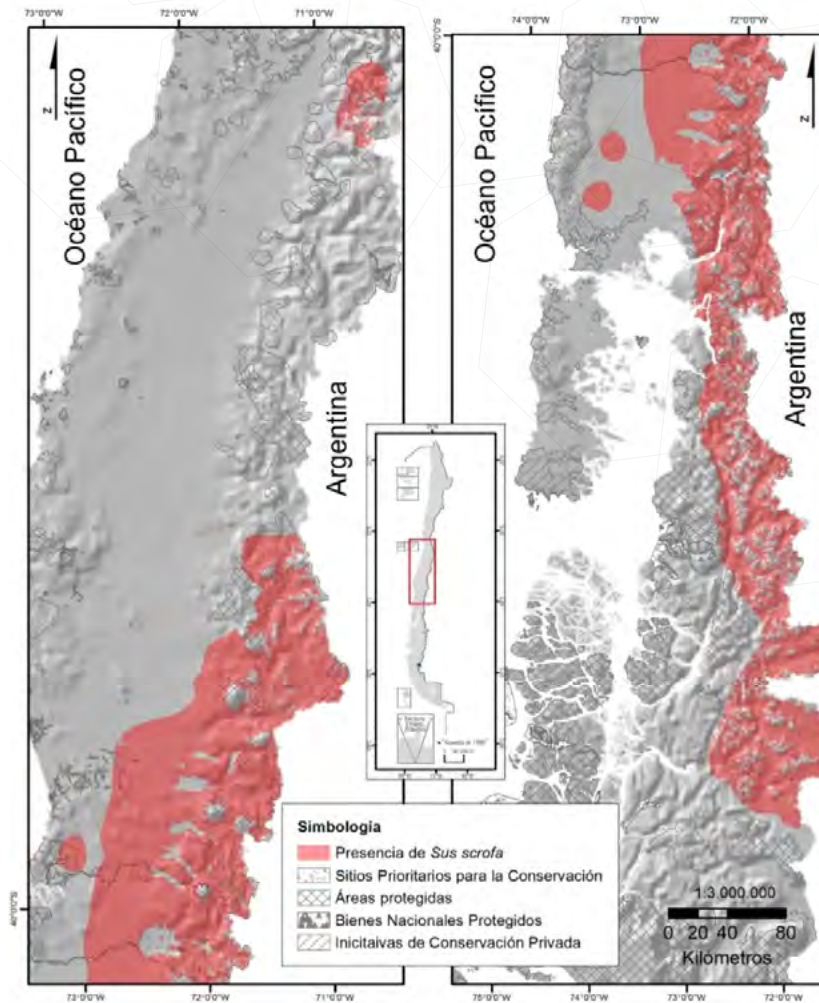


2.2.3 JABALÍ (*Sus scrofa*)

Se obtuvo que el jabalí (*Sus scrofa*) se distribuye desde el sur de la Región de O'Higgins al norte de la región del Maule y entre las regiones de Biobío y Aysén (figura 4). Se estima una superficie de 5.510.316 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. De acuerdo a información proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente para propósitos de este estudio, dentro de su área de distribución se encuentran 22 Sitios Prioritarios (566.229 ha), 30 Áreas Protegidas (314.865 ha), 7 Bienes Nacionales Protegidos (314.864 ha) y 49 Iniciativas de Conservación Privadas (808.894 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos o Iniciativas de Conservación Privada).

El mapa fue construido utilizando los usos y coberturas presentes en la cartografía vectorial del Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile (1997 y actualizaciones posteriores) para identificar aquellas áreas probables donde la especie podría habitar.

Figura 4. Distribución de jabalí (*Sus scrofa*) en Chile. Elaboración propia.



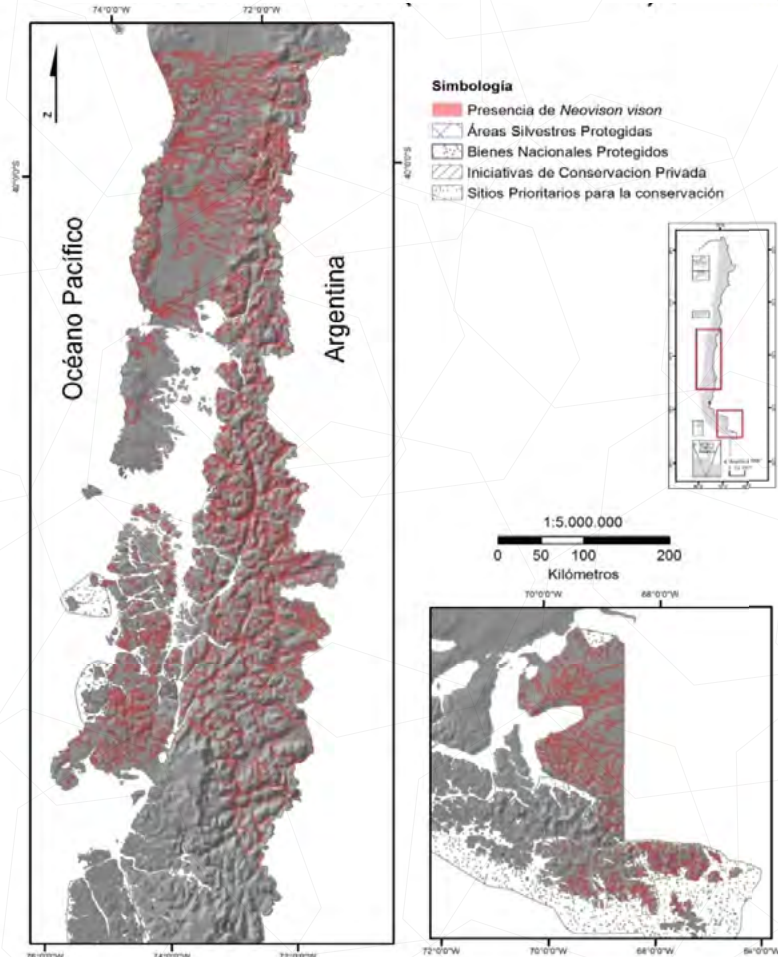
⁵Comunicación personal en octubre 2015.

2.2.4 VISÓN (*Neovison vison*)

Considerando la escasa información georreferenciada sobre la presencia de la especie, se elaboró un mapa, basándose en la información de hábitat. Para delimitar el hábitat de la especie se utilizó como fuente de información los usos y coberturas de suelo presentes en el Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile (CONAF 2011).

Como resultado se obtuvo que el visón se distribuye entre la Región de la Araucanía y la Región de Magallanes y la Antártica Chilena, incluyendo la Isla Navarino y Hoste. Recientemente se han registrado avistamientos en la Isla de Chiloé (Vergara 2013). Se estima una superficie de 5.111.955 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. Contrastando con información proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente para propósitos de este estudio, dentro de su área de distribución se encuentran 44 Sitios Prioritarios (8.802 ha), 39 Áreas Protegidas (983.033 ha), 14 Bienes Nacionales Protegidos (40.517 ha) y 104 Iniciativas de Conservación Privadas (309.334 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos o Iniciativas de Conservación Privada).

Figura 5. Distribución de visón (*Neovison vison*) en Chile. Elaboración propia.

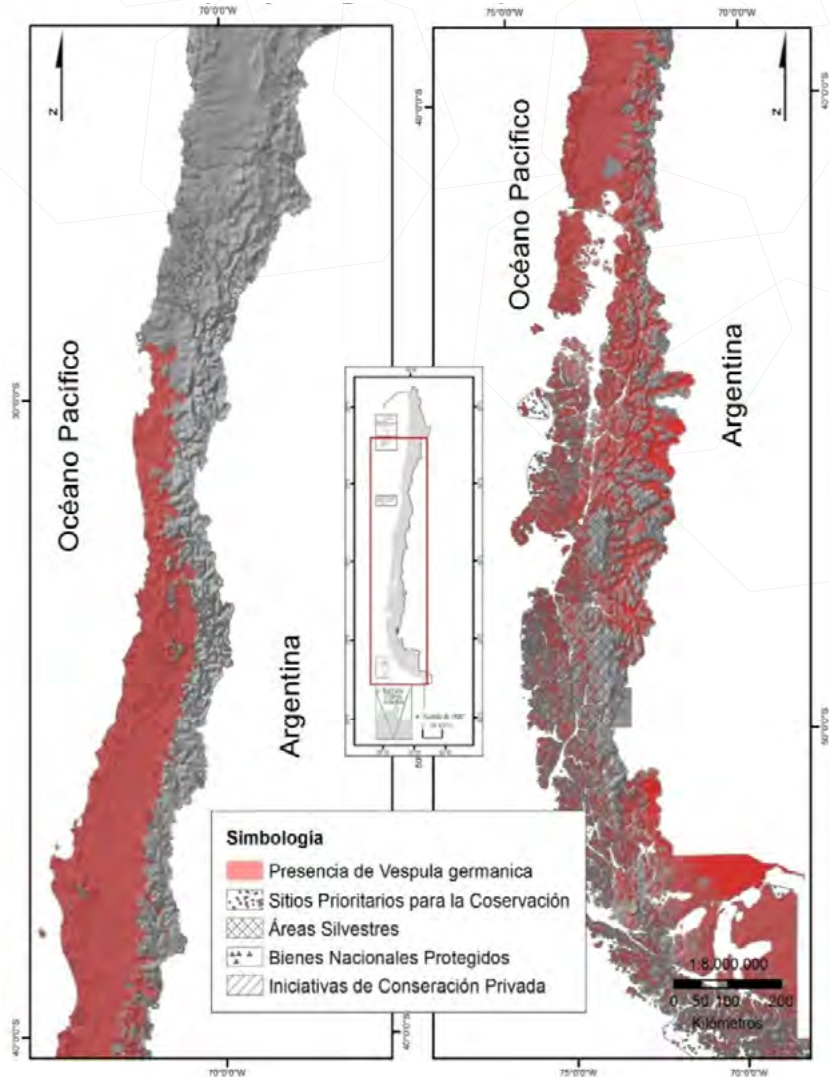


2.2.5 CHAQUETA AMARILLA (*Vespula germanica*)

Considerando la escasa información georreferenciada sobre la presencia de la especie, se elaboró un mapa basándose en la información de distribución de Curkovic & Arraztio (2015). Además, se incluyó la información de las publicaciones recopiladas y de las unidades del Sistema Nacional de Áreas Silvestres que en sus planes de manejo registraran la presencia de chaqueta amarilla y la visión de expertos.

Como resultado, se obtuvo que chaqueta amarilla (*Vespula germanica*) se distribuye entre la Región de Coquimbo y la Región de Magallanes y la Antártica Chilena. Se estima una superficie de 29.217.744 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. De acuerdo a información proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente, dentro de su área de distribución se encuentran 209 Sitios Prioritarios (3.568.443 ha), 95 Áreas Protegidas (5.226.475 ha), 30 Bienes Nacionales Protegidos (206.204 ha) y 214 Iniciativas de Conservación Privadas (868.597 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos, o Iniciativas de Conservación Privada). Cabe mencionar que de acuerdo a información proporcionada por la Corporación Nacional Forestal, ellos han detectado la presencia de *Vespula germanica* en 14 áreas protegidas. No obstante, de acuerdo al análisis realizado los impactos podrían estar distribuyéndose en más espacios protegidos.

Figura 6. Distribución de chaqueta amarilla (*Vespula germanica*) en Chile. Elaboración propia.



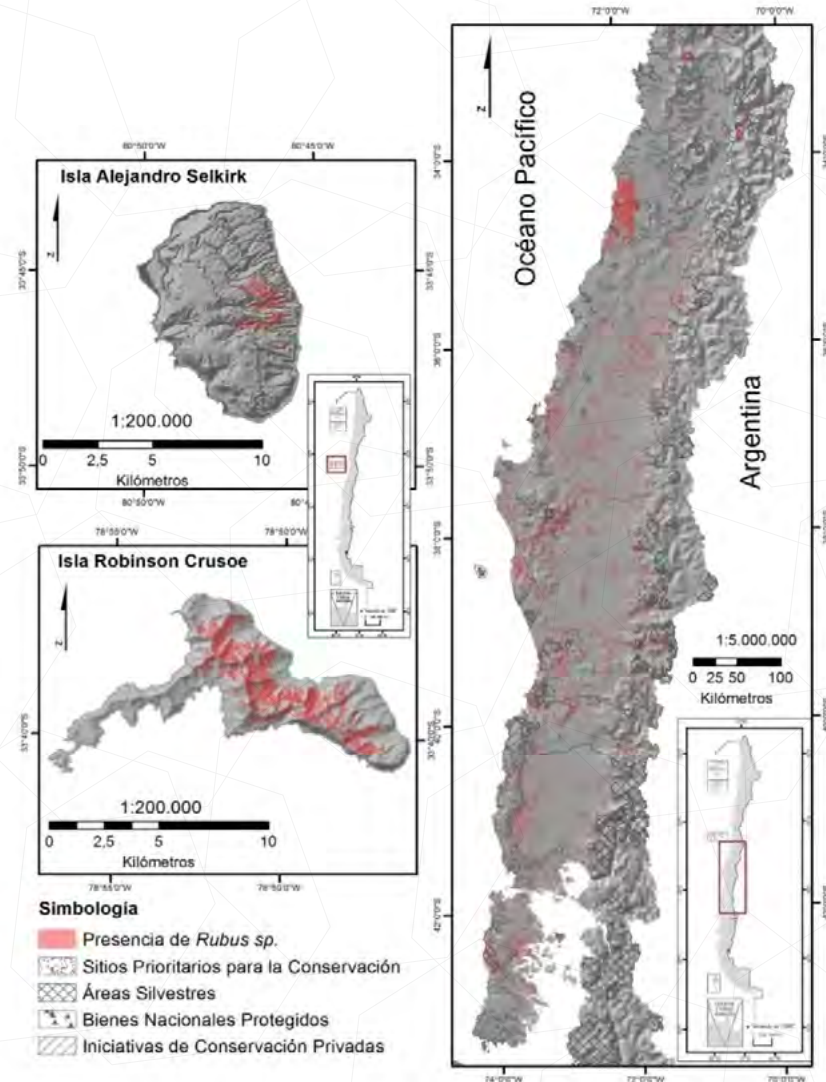
2.3.6 ZARZAMORA (*Rubus spp.*)

De acuerdo al Dr. Aníbal Pauchard⁶ *Rubus* se distribuiría en el centro-sur de Chile, en zonas húmedas, quebradas, bosques, orillas de caminos y ríos, y sitios abandonados. Es posible predecir que la zarzamora se distribuye entre la Región de Valparaíso y la Región de Aysén.

Se estima una superficie de 188.555 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. De acuerdo a información proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente, dentro de su área de distribución se encuentran 83 Sitios Prioritarios (25.759 ha), 34 Áreas Protegidas (16.746 ha), dos Bienes Nacionales Protegidos (6 ha) y 42 Iniciativas de Conservación Privadas (995 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos o Iniciativas de Conservación Privada).

⁶Comunicación personal en octubre 2015.

Figura 7. Distribución de zarzamora (*Rubus sp.*) en Chile. Elaboración propia.



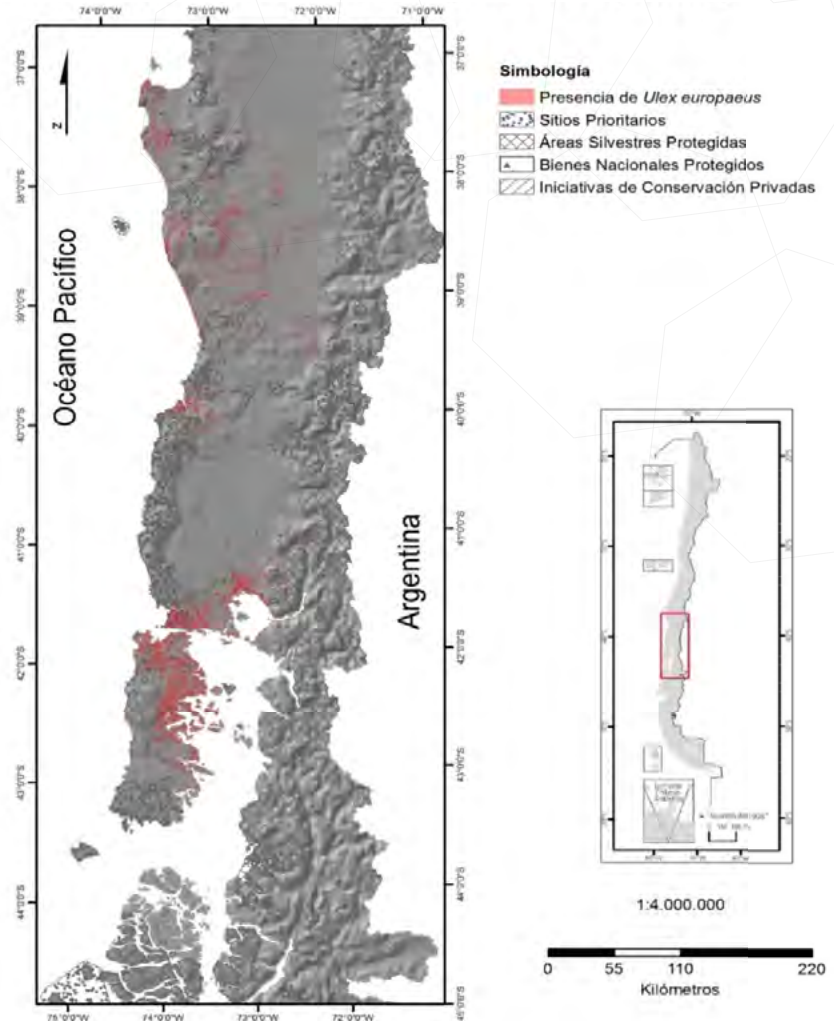
2.2.7 ESPINILLO (*Ulex europaeus*)

Se obtuvo que espinillo (*Ulex europaeus*) se distribuye entre la Región del Biobío y la Región de Los Lagos.

Se estima una superficie de 99.234 ha en las cuales se podrían distribuir los impactos producidos por la especie. Analizando con la información cartográfica proporcionada por el Ministerio del Medio Ambiente, dentro de su área de distribución se encuentran 30 Sitios Prioritarios (5.713 ha), 8 Áreas Protegidas (1.200 ha), 1 Bien Nacional Protegido (18 ha) y 30 Iniciativas de Conservación Privadas (657 ha) (las superficies pueden estar superpuestas entre sí, es decir, por ejemplo, áreas extensas definidas como Sitios Prioritarios pueden contener otras superficies definidas como Áreas Protegidas, Bienes Nacionales Protegidos o Iniciativas de Conservación Privada). De acuerdo a A. Pauchard⁷, *Ulex* tiene una distribución más acotada que la zarzamora en zonas con mayor perturbación.

⁷Comunicación personal en octubre 2015.

Figura 8. Distribución de espinillo (*Ulex europaeus*) en Chile. Elaboración propia.



2.3

IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS DE LAS 7 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS Y CONEXIÓN AL VET DE IMPACTO A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS

2.3.1 CASTOR (*Castor canadensis*)

El cuadro 1 muestra una imagen comprensiva de los impactos del castor a los recursos naturales y ecosistemas afectados desde la perspectiva económica. Los impac-

tos son conectados a las diferentes tipologías de Valor Económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva revisión de información secundaria

relacionada a la especie y consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 1. Impactos económicos generados por el castor (*Castor canadensis*) a los recursos naturales y ecosistemas impactados, en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DEL CASTOR (<i>Castor canadensis</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Pérdida de biomasa forestal (-) » Efectos en la actividad agropecuaria: Disminución de zonas pastoriles (-) » Cambios al paisaje (-) » Bebederos de animales (+) » Desarrollo turístico (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Destrucción de bosques de ribera y desestabilización del suelo (Nothofagus pumilio Nothofagus betuloides Drimys winteri Embothrium coccineum) (-) » Modificación de la estructura de hábitat y biota acuática (-) » Modificación de la hidrología y geomorfología (-) » Modificación de ciclos de nutrientes (-) » Impacto en la captura de carbono (+,-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Detrimiento de la posibilidad de obtener beneficios del ecosistema en el futuro (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse afectadas por la presencia del castor (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Creación de hábitats acuáticos (Tachycineta meyeni, Nycticorax nycticorax, Anas sibilatrix, Anas flavirostris, Anas georgica, Lophonetta specularioides, Phalacrocorax olivaceus, Chloephaga picta, Chloephaga olivaceus) (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impactos a la infraestructura caminera (-) » Recursos públicos hacia investigación que podrían ser utilizados en otras necesidades (-)

*(Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

2.3.2 CONEJO (*Oryctolagus cuniculus*)

El cuadro 2 muestra una imagen comprensiva de los impactos del conejo en los recursos naturales y ecosistemas afectados desde la perspectiva económica. Los impac-

tos son conectados a las diferentes tipologías de valor económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva revisión de información secundaria

relacionada a la especie y consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 1. Impactos económicos generados por el castor (*Castor canadensis*) a los recursos naturales y ecosistemas impactados, en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DEL CONEJO (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Impactos en la industria vitivinícola, frutales, cultivos y plantaciones forestales (-) » Caza (especie cinegética) (+) » Cambios al paisaje (-) » Bebederos de animales (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Cambio en la composición vegetal (-) » Erosión (-) » Dispersador de semillas de amapola (<i>R. Cruseo</i>) » Presa de rapaces y megamamíferos (<i>Geranoaetus melanoleucus</i>, <i>Bubo magellanicus</i>, <i>Puma concolor</i>, <i>Lycalopex culpaeus</i>) (+,-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los beneficios de los ecosistemas afectados en el futuro (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse afectadas por la presencia del conejo (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto sobre palmares (<i>Jubaea chilensis</i>) (-) » Efectos adversos sobre matorral nativo (<i>Cryptocarya alba</i>, <i>Convolvulus chilensis</i>) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Recursos económicos desde el Estado o el sector privado son destinados al control de conejos (Islas Chañaral y Choros).

*(Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

2.3.3 JABALÍ (*Sus scrofa*)

El cuadro 3 muestra una imagen comprensiva de los impactos del jabalí (*Sus scrofa*) a los recursos naturales y ecosistemas afectados desde la perspectiva económica. Los

impactos son conectados a las diferentes tipologías de Valor Económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva revisión de información secundaria

relacionada a la especie y consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 3. Impactos económicos generados por el jabalí (*Sus scrofa*) a los recursos naturales y ecosistemas afectados, en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DEL JABALÍ (<i>Sus scrofa</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Actividad silvoagropecuaria: Plantaciones de Avellano (<i>C. avellana</i>) (-) » Actividad silvoagropecuaria (sembrados, praderas, frutales) » Depredación de semillas de <i>A. araucana</i> (-) » Caza especie cinegética (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Potencial impacto sobre el suelo (en la composición y estructura de plantas y reducción de biomasa vegetal) (-) » Competencia trófica (-) » Facilitación trófica (<i>P. concolor</i>) (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Detrimiento del valor de opción futuro del ecosistema (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse afectadas por la presencia del jabalí (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Depredación de vertebrados (<i>D. psyllioides</i>, <i>E. roseus</i>, <i>S. rube-cula</i>, <i>P. starnii</i>, <i>A. olivaceus</i>, <i>R. darwinii</i>) (-) » Depredación de insectos (<i>C. grantii</i>, <i>A. cumminguii</i>) (-) » Competencia trófica con potencial efecto en <i>A. longipilis</i> y <i>A. olivaceus</i> (-) » Depredación sobre especies vegetales (<i>G. tinctoria</i>) (-) » Transmisión de parásitos a fauna silvestre (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Transmisión de parásitos a humanos (-) » Riesgo de ataque a personas (-) » Recursos económicos desde el Estado son destinados para un mejor conocimiento de la especie (-)

* (Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

2.3.4 VISIÓN (*Neovison vison*)

El cuadro 4 muestra una imagen comprensiva de los impactos del visón (*Neovison vison*) desde la perspectiva económica. Los impac-

tos son conectados a las diferentes tipologías de Valor Económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva

revisión de información secundaria relacionada a la especie y con consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 4. Impactos económicos generados por el visón (*Neovison vison*) a los recursos naturales y ecosistemas afectados, en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DEL VISÓN (<i>Neovison vison</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Efectos en la actividad agropecuaria local (-) » Potencial efecto en el turismo (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto a tramas tróficas por diseminación de didymo (-) » Contaminación ambiental y efectos derivados (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Detrimiento al valor potencial futuro del ecosistema (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse afectadas por la presencia del visón (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impactos sobre vertebrados (T. pteneres, L. specularioides, C. picta, C. hybrida, C. magellanicus, C. melancoryphus, A. xanthorhinus, O. bethicus, Peces) (-) » Impacto sobre invertebrados (S. spinifrons y Aegla spp.) (-) » Huésped puente entre perros domésticos y carnívoros en peligro de extinción (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Recursos económicos desde el Estado son destinados para un mejor control de la especie (-) » Seroprevalencia de visones a la toxoplasmosis (-)

*(Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

2.3.5 CHAQUETA AMARILLA (*Vespula germanica*)

El cuadro 5 muestra una imagen comprensiva de los impactos de *Vespula germanica* desde la perspectiva económica. Los impac-

tos son conectados a las diferentes tipologías de Valor Económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva

revisión de información secundaria relacionada a la especie y con consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 5. Impactos económicos generados por la avispa chaqueta amarilla (*Vespula germanica*) a los recursos naturales y ecosistemas afectados, en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DE CHAQUETA AMARILLA (<i>Vespula germanica</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Impacto a la viticultura (-) » Impactos a la apicultura (-) » Impactos en la producción de ciruelas (-) » Impactos en la producción de peras y manzanas (-) » Impactos en la producción de flores (-) » Impactos al turismo en áreas silvestres protegidas (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Potencial impacto en cadenas tróficas (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los ecosistemas afectados en el futuro (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse afectadas por presencia de <i>V. germanica</i> (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impactos a la avifauna (<i>S. fernandensis</i>, <i>P. gigas</i>) (-) » Impactos a la microfauna (insectos) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Efectos a la vida urbana, periurbana y rural (-) » Impacto a animales domésticos (-) » Destinación de recursos públicos y privados para el control de la especie (-)

*(Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

2.3.6 ZARZAMORA (*Rubus spp.*)

El cuadro 6 muestra una imagen comprensiva de los impactos de zarzamora desde la perspectiva económica. Los impactos son co-

nectados a las diferentes tipologías de Valor Económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva revisión de in-

formación secundaria relacionada a la especie y consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 6. Impactos económicos generados por *Rubus spp.* en los recursos naturales y ecosistemas afectados en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DE ZARZAMORA (<i>Rubus spp.</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Impacto por la invasión de praderas y cultivos agrícolas (-) » Impacto negativo por la invasión de cultivos forestales (-) » Impacto a la recreación en áreas silvestres protegidas (-) » Deterioro al paisaje (-) » Impactos en la agroindustria por comercialización de frutos (+) » Impacto en la economía familiar por actividad económica temporal (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto a servicios de polinización y frugivoría (-) » Impactos a las interacciones biológicas entre plantas y animales silvestres nativos (-) » Impacto positivo potencial por protección de erosión (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Valor potencial de uso futuro del ecosistema (potencial) (+ o -) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse afectadas por la presencia de la especie (potencial) (+ o -) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impactos negativos sobre artrópodos aéreos nativos (-) » Impacto sobre vertebrados (<i>S. fernandensis</i>) (-) » Impacto negativo sobre la vegetación nativa de los terrenos que invade (<i>C. alba</i>, <i>B. miersii</i>, <i>P. boldus</i>, <i>A. punctatum</i>, <i>P. lingue</i>, <i>C. spartioides</i>) (-) » Impacto negativo sobre la vegetación nativa en áreas protegidas (-) » Impacto negativo sobre especies de flora endémica y en categoría de conservación (En J. Fernández: <i>M. fernandeziana</i>, <i>F. mayu</i>, <i>D. confertifolia</i>, <i>R. venustus</i>, <i>B. excelsa</i>, <i>T. elegans</i>, <i>M. inequalifolium</i>) (-) » Impacto positivo por protección de vegetación nativa (+) » Impacto positivo por protección de fauna silvestre nativa (<i>P. pudu</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> » Destinación de recursos para su control (-)

*(Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

2.3.7 ESPINILLO (*Ulex europaeus*)

El cuadro 7 muestra una imagen comprensiva de los impactos del espinillo desde la perspectiva económica. Los impactos son conecta-

dos a las diferentes tipologías de Valor Económico en el marco conceptual del VET. La imagen fue construida luego de una extensiva revisión de informa-

ción secundaria relacionada a la especie y consulta a expertos, a partir de lo cual se identificaron los impactos.

Cuadro 7. Impactos económicos generados por el espinillo (*Ulex europaeus*) a los recursos naturales y ecosistemas afectados en el marco del VET.

VET DEL IMPACTO DE ESPINILLO (<i>Ulex europaeus</i>) A LOS RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS AFECTADOS					OTROS IMPACTOS *
VALOR DE USO			VALOR DE NO USO		
Impactos directos (ID)	Impactos indirectos (II)	Impactos en el valor de opción (IO)	Impactos en el valor de legado (IL)	Impactos en el valor de existencia (IE)	
<ul style="list-style-type: none"> » Impactos negativos en áreas recreativas (merienda, camping) en áreas silvestres (-) » Impactos al paisaje (-) » Impacto negativo por invasión de praderas y cultivos agrícolas (-) » Impacto negativo por invasión de cultivos forestales (<i>Pinus radiata</i>, <i>Eucalyptus</i>) (-) » Impacto positivo por uso energético (+) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo sobre la vegetación nativa por fijación de N2 del suelo(-) » Impacto negativo por incendios que afectan la vegetación nativa(-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los beneficios futuros del ecosistema (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Generaciones futuras pueden verse negativamente afectadas por la presencia de la especie (potencial) (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo sobre la vegetación nativa (-) » Impacto negativo sobre la vegetación nativa en áreas silvestres protegidas (-) » Impacto negativo sobre especies de flora endémica y/o en categoría de conservación (-) 	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo a la salud de personas por heridas (-) » Impacto negativo a la salud de personas por favorecer la transmisión de enfermedades (-) » Impacto negativo al transporte de personas y mercancías por disminución de visibilidad en caminos (-) » El estado y sector privado invierten en investigación y control (-)

*(Al Estado, sector privado, sociedad) (OI) / (-): Impacto negativo; (+): Impacto positivo.

3.1

DESCRIPCIÓN DE IMPACTOS



Esta sección se elabora a partir de las imágenes comprensivas de impactos conectados al VET de cada especie exótica invasora, presentadas en la sección anterior. A continuación, se describen los impactos ahí presentados para cada especie exótica invasora



CASTOR

(*Castor canadensis*)

Las alteraciones ecológicas provocadas por este herbívoro no sólo se limitan a lo que consume, sino también a las profundas transformaciones a través de las represas e inundaciones que genera. Entre los impactos concretos sobre los ecosistemas australes se pueden mencionar: la destrucción de bosques asociados a cursos o cuerpos de agua, la modificación del banco de semillas y sucesión del bosque, la alteración de la estructura del hábitat y de la biota acuática, la expansión de las áreas húmedas, los cambios en el drenaje y en la profundidad de la napa freática, y las acumulaciones de sedimento y materia orgánica que modifican los principales ciclos de nutrientes en bosques de *Nothofagus* (Lizarralde et al. 1996; Skewes et al. 1999; Anderson et al. 2006b; Martínez-Pastur et al. 2006; Simberlof 2008; Arismendi et al. 2008; Baldini et al. 2008; Anderson & Rosemond 2010; Wallem et al. 2010; Anderson et al. 2012; Toro & Promis 2014; Valenzuela et al. 2014). Los castores han transformado ríos, valles, humedales y bosques en zonas

húmedas dominadas por gramíneas y juncáceas (Lizarralde et al. 2004; Anderson et al. 2012).

La superficie de bosque afectada en Chile al año 1998 alcanzaba las 23.500 hectáreas (Skewes et al. 1999). Más de la mitad de la existencia de bosques de *N. pumilio* asociados a cursos de agua en Tierra del Fuego (Chile) ha sido dañada por el castor (Baldini et al. 2008).

3.1.1.1 Impactos directos

- **Pérdida de biomasa forestal:** Baldini et al. (2008) afirman que en Tierra del Fuego los castores construyen diques y se alimentan de material arbóreo extraído principalmente de *Nothofagus pumilio*. Los autores intentaron probar que los castores provocan daño en la biomasa y volumen de los bosques de *N. pumilio*. Los resultados indicaron que más de la mitad de los árboles medidos presentó algún daño, correspondiendo en su gran mayoría a *N. pumilio*. Las pérdidas en biomasa alcanzaron casi 15 t ha⁻¹, cantidad

superior a los resultados encontrados en estudios realizados en el ambiente endémico de los castores. Respecto a volumen de madera, más de la mitad de la existencia de bosques de *N. pumilio* asociados a cursos de agua ha sido dañada en Tierra del Fuego por efecto de los castores. La pérdida más importante de volumen de esta especie resulta de la muerte de individuos en zona de inundación de la represa castoril.

• Efectos en la actividad agropecuaria:

La inundación de campos se traduce en la exclusión de zonas pastoriles, el entorpecimiento al realizar arreos, la muerte de animales que caen en zonas anegadas (Skewes 1999a). Skewes (1999a) en el estudio Investigación, aprovechamiento y control del castor (*Castor canadensis*) en islas Tierra del Fuego y Navarino, a través de encuestas en sectores de uso ganadero determinó que un 56,25% de los encuestados presentó problemas en su actividad ganadera producto de la presencia del castor.

• Cambios al paisaje:

La actividad del castor genera severos cambios al paisaje en uno de los ecosistemas más prístinos del planeta. De acuerdo a Anderson et al. (2009), el impacto del castor constituye la alteración más grande a nivel de paisaje desde la última edad de hielo, esto es en los últimos 10.000 años.

• Bebederos de animales:

En algunos casos se ha reportado que el castor genera lagunas que sirven como bebederos de animales. Esto sería positivo para algunos estancieros.

• Desarrollo turístico:

El castor motiva el desarrollo del turismo y la explotación de carnes y pieles (ej. gastronomía turística) (Bahamonde 2007; Paillacar 2007; Soto 2008).

3.1.1.2 Impactos indirectos

• Destrucción de bosques de ribera y desestabilización del suelo:

Anderson et al. (2006b) encontraron

que en los lugares donde habita el castor, se reduce significativamente la cobertura de copa forestal hasta los 30 metros del río, eliminando principalmente bosque de ribera. Este aspecto implica que el castor está produciendo daños a largo plazo. Por una parte, las alteraciones prácticamente eliminan la regeneración boscosa, situación que no ocurre en los bosques pertenecientes a la distribución natural del castor, ya que los bosques subantárticos no están adaptados para regenerarse bajo este tipo de disturbios (Anderson & Rosemond 2007). Anderson & Rosemond (2007) señalan que el carácter silvestre del ecosistema subantártico está amenazado por la alteración del ambiente y la invasión de plantas introducidas, que es favorecida por la acción de los castores, y tampoco se han encontrado comunidades únicas, posterior al daño del castor, como sucede en Norteamérica.

En la misma línea, Baldini et al. (2008) argumentan que la acción de los castores está restringida a

una franja relativamente estrecha de bosque alrededor del régimen hídrico, por lo tanto, el impacto se concentra dentro de numerosas áreas de reducida superficie, pero que en su conjunto producen un alto impacto ambiental (ver también Martínez et al. 2006; Johnston & Naiman 1987). Este impacto resulta relevante por la ausencia de una historia evolutiva entre los castores y los bosques de *Nothofagus*.

- **Modificación de la estructura del hábitat y la biota acuática:**

Según Lizarralde et al. (1996) y Mella & Saavedra (1995), el castor modifica la estructura de hábitat y biota acuática alcanzando un nuevo estado en el que dominan algas (*Crysophyta*, *Cyanophyta* y *Clorophyta*) y comunidades de invertebrados típicos de aguas lentas. Anderson & Rosemond (2010) cuantificaron los impactos a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, Chile. Los autores obtuvieron que la riqueza de macroinvertebrados, la diversidad y el número de grupos funcionales se redujeron a la mitad, mientras que la abundancia, biomasa y producción secundaria aumentó de tres a cinco veces en los estanques de castor en comparación con los sitios boscosos.

- **Modificación de la hidrología y geomorfología:**

De acuerdo a Skewes et al. (1999) y Soto-Simeone (2011), las alteraciones que resultan de la actividad del castor se traducen en una modificación de la geomorfología e hidrología debido a un incremento en la retención de sedimentos y materia orgánica. En Tierra del Fuego la construcción de diques ha modificado el hábitat en grandes extensiones de terreno debido a la inundación de bosques, principalmente de *N. pumilio*, y a la desviación de ríos. Baldini et al. (2008) mencionan que *C. canadensis* ha persistido en la construcción de represas de hasta 1,5 m de altura y 100 m de longitud, además de la construcción de extensos canales a lo largo de laderas boscosas, por donde transportan fácilmente su alimento (Iriarte 2000).

- **Impacto negativo por modificación de los ciclos de nutrientes:**

El castor ejerce cambios en el drenaje y la profundidad de la napa freática, y las acumulaciones de sedimento y materia orgánica que modifican ciclos de nutrientes en bosques de *Nothofagus*. Whitam (2001) y Wright et al. (2002) plantean que el castor altera procesos involucrados en el reciclaje de nutrientes al detener el curso de los flujos de agua y crear un mosaico de hábitat. La acumulación de carbono por m² es tres veces mayor en las pozas de los castores que en

las corrientes de agua, modificándose así las tasas de descomposición y los ciclos de nutrientes.

- **Impacto en la captura de carbono:**

La pérdida de bosque por efectos del castor tiene un impacto en la captura de carbono (Soto Simeone 2011). Sin embargo, en este aspecto se debe tener extrema cautela, pues si bien el castor provoca eliminación de árboles que pueden fijar carbono, también los cuerpos de agua que crean los castores fijan carbono. Hoy en día no hay suficiente investigación en el tema, respecto a lo cual se alerta para desarrollar futura investigación.

3.1.1.3 Impactos a la biodiversidad (Valor de No uso del Ecosistema)

- **Creación de hábitats acuáticos:**

Los hábitats en los cuales el castor se encuentra pueden ser colonizados por aves con problemas de conservación (Soto-Simeone 2011), lo cual implicaría un impacto positivo. Se ha evidenciado que la presencia de castores en las islas Tierra del Fuego y Navarino favorecen a la fauna aviar asociada a ambientes lénticos, debido a que el castor aumenta áreas inundadas (Sielfeld & Venegas 1980; Mella & Saavedra 1995; Skewes et al. 1999).

3.1.1.4 Impactos a los valores de opción y legado

- **Detrimento de la posibilidad de obtener beneficios del ecosistema en el futuro (Detrimento al Valor de Opción):**

El impacto del castor puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los beneficios potenciales futuros de los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar el ecosistema invadido por el castor en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque este sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en las bases técnicas del estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET del impacto de la especie pero no se valora económicamente.

- **Impacto a las generaciones futuras (Valor de Legado):**

Futuras generaciones pueden verse negativamente afectadas por la presencia del castor, ya que hay beneficios que se pierden hoy y probablemente no estén disponibles en el futuro. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible de especies exóticas invasoras debiera considerar la pérdida de este beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad

de cuantificación y valoración económica, y porque no se solicita valorarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.1.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

- **Impacto a la infraestructura caminera:**

De acuerdo al Estudio de factibilidad de erradicar el castor americano en la Patagonia (Innova 2008), el principal costo económico del castor es a la infraestructura caminera en Tierra del Fuego. La inundación causada por el castor y su propensión a usar caminos como diques naturales bloqueando alcantarillas adiciona a los costos de mantenimiento de caminos en Chile. El castor también causa serios daños a la infraestructura de las estancias. En áreas donde el castor persiste en ausencia de árboles, roe postes de cercos como un medio para mantener sus dientes en forma – los dientes incisivos del castor crecen continuamente y el animal debe desgastarlos sobre madera, lo que usualmente hace como parte de su comportamiento alimenticio.

- **Recursos públicos destinados a investigación de la especie:**

El castor ha motivado el financiamiento público de proyectos

asociados a la investigación de la especie en Tierra del Fuego. El SAG ha sido el principal organismo que ha contribuido con fondos monetarios de apoyo a la investigación (Anderson et al. 2012). Estos recursos podrían ser utilizados en otras necesidades si es que el castor no estuviera presente.



CONEJO

(*Oryctolagus cuniculus*)

Desde su introducción en Chile, en especial en la zona central del país, el conejo ha generado un profundo cambio en la distribución espacial de hierbas nativas probablemente favoreciendo o facilitando el éxito de malezas como también una grave alteración a la sucesión del matorral nativo (Jaksic & Fuentes 1980; Jaksic & Soriguer 1981; Simonetti & Fuentes 1983; Fuentes et al. 1983; Jaksic & Fuentes 1988; Fernández & Sáiz 2007; Castro et al. 2008). Asimismo, se reportan daños sobre cultivos, frutales y plantaciones forestales (Camus et al. 2014). A modo de ejemplo, se pueden mencionar casos específicos como el impacto negativo sobre la regeneración natural de *Cryptocarya alba* (Benedetti 2012) o bien la severa herbivoría sobre *Convolvulus chilensis*, una hierba perenne, endémica de Chile (Suárez et al. 2004).

En la isla Robinson Crusoe, el conejo erosiona el suelo por el exceso de talaje de la cubierta herbácea y la construcción de madrigueras (Sáiz

& Ojeda 1988). A partir de la década de 1970 la comunidad isleña solicita a las autoridades su intervención para solucionar el problema de sobrepoblación del conejo (Camus et al. 2008). Además, el conejo vía endozoocoría, disemina semillas de amapola (*Papaver somniferum* L.) con implicaciones para el manejo de ambas especies invasoras en Robinson Crusoe (Fernández & Sáiz 2007).

Por otra parte, Fleury et al. (2015) señalan que los conejos tienen un impacto negativo sobre la regeneración de palmares en Chile central. Los autores condujeron el estudio en la Reserva privada Oasis de La Campana en la Quinta Región, área que forma parte de la Reserva de Biósfera La Campana Peñuelas. Desde una perspectiva de conservación y gestión, el conejo europeo desempeña un papel importante en la configuración dinámica de la vegetación. Esta forma de herbivoría es una de las principales causas de los problemas de regeneración de *J. chilensis*.

En términos de impactos positivos, el conejo es una especie cinegética (Fuentes & Jayek 1979; Fuentes & Simonetti 1982), ya que tiene importancia económica en la subsistencia de muchas familias rurales de la zona Central de Chile (Isla-Poblete & Katunaric-Nuñez 2006). Se ha visto que en zonas de Chile Central existe consumo de conejo con marcada temporalidad de caza y en distintas cantidades por localidad (Isla-Poblete & Katunaric-Nuñez 2006).

Problemas potenciales asociados al conejo también han sido identificados, por ejemplo, en un estudio en la Reserva Nacional Las Chinchillas en la región de Coquimbo, Chile, se determinó que el 38% de los conejos silvestres era portador del parásito *Trypanosoma cruzi*, agente etiológico de una zoonosis, la enfermedad de Chagas, y, por tanto, puede jugar un importante rol epidemiológico en el ciclo de esta enfermedad (Botto-Mahan et al. 2009).

Importante: La irrupción de la enfermedad de mixomatosis en conejos silvestres de la región del Biobío en el año 2013 supone importantes consecuencias sobre el ensamble de carnívoros que depredan sobre esta especie invasora. Existen reportes de prensa que dan cuenta de brotes de esta enfermedad (BiobíoChile 2013; Soychile 2013) y también un informe de necropsia de conejo silvestre de 2013 de la comuna de Los Ángeles en la misma región que indica “lesiones compatibles con mixomatosis” (UdeC 2013). A su vez, el Servicio Agrícola y Ganadero de Chile declara que la mixomatosis está presente en Chile (SAG 2015).

Las consecuencias previsibles arrancan del hecho que la mixomatosis en el conejo europeo cursa con una mortalidad del 50 al 99%, dependiendo de la virulencia de las cepas involucradas (Calvette 1999). Por lo tanto, es importante considerar el potencial impacto adverso sobre estas poblaciones de carnívoros nativos en caso de establecerse un programa de erradicación en la

zona (Jaksic & Castro 2014). Así las cosas, la mixomatosis en conejos silvestres de Chile en la zona central, considerando su epidemiología, augura un sombrío panorama sobre los carnívoros nativos y al mismo tiempo lleva a reflexionar respecto a la necesidad de un programa de control o erradicación en esta área, habida cuenta de la epidemiología de esta enfermedad, pues lo más probable es que la población de conejos decline fuertemente como ha ocurrido en otros continentes (Calvette 1999) y también en Chile en isla Tierra del Fuego en la década del 1950 (Jaksic & Yañez 1983) por esta misma causa.

3.1.2.1 Impactos directos

- **Impacto en la industria vitivinícola, frutales, cultivos y plantaciones forestales:**

Expertos consultados identifican un impacto negativo del conejo en plantaciones vitivinícolas, ya que afecta el establecimiento de las plantas, pero no manejan los costos que el sector privado invierte en

control de conejo. Asimismo, como fue previamente mencionado se reportan daños sobre cultivos, frutales y plantaciones forestales (Camus et al. 2014).

• **Caza (especie cinegética):**

Fuentes & Jayek (1979) y Fuentes & Simonetti (1982) ya destacaban la importancia económica del conejo en la subsistencia de muchas familias rurales de la zona Central de Chile. Isla-Poblete y Katunarić-Nuñez (2006) llevaron a cabo un estudio en el cual determinaron si el conejo europeo es un subsidio de la naturaleza para las familias campesinas en el sitio prioritario “Tregualemu”. Específicamente evaluaron la magnitud del subsidio que aporta el aprovechamiento del conejo a la economía familiar campesina. Los autores lograron determinar que existe consumo de conejo, con marcada temporalidad de caza y en distintas cantidades por localidad. Asimismo, afirman que el subsidio se produce en diversas magnitudes y que indistintamente de los ingresos y profesión del jefe de hogar, el conejo se transforma en un aporte dentro de la economía familiar. Si bien el estudio se llevó a cabo en un área específica, es posible inferir que esta situación puede estar ocurriendo en varias áreas rurales de Chile Central.

3.1.2.2 Impactos indirectos

• **Cambio en la composición vegetal y alteración de la sucesión de matorral nativo:**

El conejo modifica la distribución de arbustos, ya que altera las chances de sobrevivencia de algunas plántulas impactando consecuentemente la cubierta vegetal (Fuentes & Simonetti 1982; Fuentes et al. 1983).

• **Erosión:**

Debido al cavado de cuevas y del pastoreo los conejos pueden acelerar las tasas de erosión (Myers et al. 1994).

• **Dispersador de semillas de amapola:** La diseminación de semillas de amapola (*Papaver somniferum* L.) en Robinson Crusoe tiene implicaciones para el manejo de ambas especies invasoras en la isla (Fernández & Sáiz 2007).

• **Presa de rapaces y megamamíferos:**

Expertos consultados así como también la literatura científica indican que el conejo es consumido por aves rapaces y mamíferos como zorros y pumas, lo cual puede hacer que disminuya la presión sobre especies nativas (ver por ejemplo Pavez et al. 2010; Zúñiga & Muñoz-Pedrerros 2014; Jaksic & Soriguer 1981). Sin embargo, este planteamiento debe tratarse con extrema cautela, ya que no es claro qué puede ocurrir con la

población de depredadores (rapaces, zorros, puma, quiques, etc), los cuales podrían depredar más allá de lo esperable. Por lo mismo, el impacto se plantea como (+,-) en la matriz VET de impacto de la especie.

3.1.2.3 Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

• **Impactos sobre Palmeras (*Jubaea chilensis*) en Chile central:**

Fleury et al. (2015) señalan que los conejos tienen un impacto negativo sobre la regeneración de palmares en Chile central. Los autores condujeron el estudio en la Reserva privada Oasis de La Campana en la Quinta Región, área que forma parte de la Reserva de Biósfera La Campana Peñuelas. Desde una perspectiva de conservación y gestión, el conejo europeo desempeña un papel importante en la configuración dinámica de la vegetación. Esta forma de herbivoría es una de las principales causas de los problemas de regeneración de *J. chilensis*.

3.1.2.4 Impactos a los valores de opción y legado

• **Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los beneficios futuros de los ecosistemas afectados:**

El impacto del conejo puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los

beneficios potenciales futuros de los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar los ecosistemas invadidos por conejo en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque aquel sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

- **Impacto a las generaciones futuras (Valor de Legado):**

Futuras generaciones pueden verse negativamente afectadas por la presencia del conejo, ya que hay beneficios que se pierden hoy y probablemente no estén disponibles en el futuro. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible de especies exóticas invasoras debiera considerar esta pérdida de beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad de cuantificación y valoración económica, y considerando además que no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.2.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

La presencia del conejo ha hecho que organismos como la Corporación Nacional Forestal, en el contexto de los programas de recuperación de suelos degradados, estabilización de dunas, entre otros (CONAF 2011), destine presupuesto anual para el control de los conejos. Además, cabe destacar que ya se ha invertido en la erradicación de los conejos en islas Chañaral y Choros.



JABALÍ

(*Sus scrofa*)

3.1.3.1 Impactos directos

- **Impacto a las plantaciones de avellano europeo:**

El jabalí afecta a la producción de avellano europeo (*Corylus avellana*) (ver también ODEPA-CIREN 2012).

- **Impactos a la actividad silvoagropecuaria (sembrados, praderas, frutales):**

En una encuesta a la población rural (n 162) que abarcó las regiones de Araucanía, Los Ríos, Los Lagos y de Aysén, la población cataloga al jabalí (75%) como una especie dañina en alusión a la destrucción de especies vegetales de importancia productiva, particularmente sembrados, praderas y/o frutales (Bonacic et al. 2010).

- **Depredación sobre semillas:**

El jabalí consume la semilla de *Araucaria araucana*, cuestión que no afectaría el establecimiento de plántulas a escala de la población, probablemente debido a la minimización de su impacto por la estrategia de semillación de *Araucaria*. Esto puede tener un

impacto en los recolectores de estas semillas. Sin embargo, si la población de jabalí aumenta su impacto puede pasar de la escala de árbol individual a escala poblacional, poniendo en peligro la regeneración de bosques de *Araucaria* (Sanguinetti & Kitzberger 2010).

- **El jabalí como especie cinegética:**

En la parte andina del centro sur de Chile se practica una intensa persecución (caza) del jabalí silvestre. En un estudio se identificaron a más de 150 personas que cazan deportiva y regularmente jabalí. El gasto total estimado asociado a la caza del jabalí en Chile supera los US\$ 250.000 anuales. La modalidad más popular de caza de jabalí incluye el uso de perros (78%) practicada mayormente durante el día (64%). Las regiones de mayor presión cinegética sobre el jabalí en Chile son la región de la Araucanía, Los Ríos y los Lagos (41,2%, 28,6% y 24,4%, respectivamente) (Faúndez 2012).

3.1.3.2 Impactos indirectos

- **Impacto sobre el suelo:**

El accionar de jabalí puede tener un potencial impacto sobre el suelo, en la composición y estructura de plantas y reducción de biomasa vegetal (Skewes et al. 2007).

- **Potencial competencia trófica:**

Con todos aquellos animales vertebrados o no que encuentran su alimento tanto a nivel del piso del bosque como bajo este (hipógeo). Estos ítems tróficos pueden estar constituidos por cuerpos fructíferos de hongos, insectos en distintos estadios (larvas, adultos), y frutos que se hallen sobre la superficie.

- **Facilitación trófica:**

La participación del jabalí como componente de la dieta del puma (*Puma concolor*) en Chile se demostró en un estudio con muestras de heces recogidas entre en los años 1988 y 2004 en los faldeos de los volcanes Mocho y Choshuenco, pluviselva valdiviana, sur de Chile. Se verificó que el puma depredó

predominantemente sobre juveniles y los porcentajes de consumo variaron entre un 17-37% del total de presas (Skewes et al. 2012).

3.1.3.3 Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

La dieta del jabalí silvestre en Chile centro-sur está representada por animales, plantas y hongos. La caracterización de esta dieta permite situar al jabalí como una especie generalista y oportunista (Skewes et al. 2007). Los impactos verificados se presentan a continuación:

- **Depredación de vertebrados:**

Depreda sobre las siguientes especies nativas por grupo taxonómico: mamíferos (Rodentia y Marsupialia), aves (Rhinocryptidae), anfibios (Cycloramphidae y Cycloramphidae), reptiles (Liolaemidae). Probablemente la lista de vertebrados se amplíe si se llevan a cabo nuevos estudios. En un estudio sobre dieta (Skewes & Castro en prep.) se constató que el 89,9% de la dieta del jabalí corresponde a

elementos nativos y que entre los elementos de la dieta se encuentran algunas especies con problemas de conservación, como *Dromiciops gliroides* (Marsupialia), *Eupsophus roseus* (Anphibia). La depredación por parte del jabalí sobre estas especies podría acelerar la actual declinación de sus poblaciones.

- **Depredación de insectos:**

Consumo de gran cantidad, fundamentalmente larvas, en especial de San Juan o pololo verde (*Hylamorpha elegans*) y de cantabria o ciervo volante (*Lucanus cervus*) (Skewes et al. 2007; Skewes & Castro en prep.). Esta última ha sido encontrada en cantidades superiores a las 200 larvas en un solo estómago de jabalí (Artigas 1994).

- **Depredación sobre especies vegetales:**

Gramíneas, algunos frutos y *Gunnera* constituyen ítems vegetales que predominan en la dieta, dando cuenta que el jabalí es capaz de concentrarse en unos pocos substratos o cambiar totalmente

de dieta según disponibilidad. La nalca (*Gunnera tinctoria*) presenta la mayor ocurrencia y contribución volumétrica entre los vegetales consumidos por el jabalí en Chile. Además, consume avellana (*Corylus avellana*) con menor frecuencia que nalca; sin embargo, si los frutos de avellana se encuentran disponibles, su consumo es abundante (Skewes et al. 2007; Skewes & Castro en prep.).

- **Transmisión de parásitos a la fauna silvestre:**

El jabalí es reservorio de una gran cantidad de enfermedades causadas por bacterias, virus y parásitos. Muchas de estas enfermedades y parásitos representan riesgo para la fauna silvestre y pueden ser transmitidas por contacto directo con los jabalíes. Las enfermedades que afectan a la vida silvestre incluyen la brucelosis, tuberculosis, virus de la enfermedad e Aujeszky y triquinosis, salmonelosis y la fiebre aftosa (Barrios-García & Ballari 2012; Schöning et al. 2013).

3.1.3.4 Impactos a los valores de opción y legado

- **Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los beneficios futuros del ecosistema:**

El impacto del jabalí puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los beneficios potenciales futuros de

los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar los ecosistemas invadidos por jabalí en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque aquel sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

- **Impacto a las generaciones futuras (Valor de Legado):**

Futuras generaciones pueden verse negativamente afectadas por presencia de jabalí, ya que hay beneficios que se pierden hoy y probablemente no estén disponibles en el futuro. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible de especies exóticas invasoras debiera considerar esta pérdida de beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad de cuantificación y valoración económica, y considerando además que no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.3.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

- **Transmisión de parásitos a humanos:**

El jabalí es reservorio de una gran cantidad de enfermedades causadas por bacterias, virus y parásitos. Muchas de estas enfermedades y parásitos representan un riesgo para las personas y pueden ser transmitidas por contacto directo con los jabalíes o con sus excrementos, o por consumo de alimentos contaminados o carne poco cocida. Algunas enfermedades de gran preocupación para la salud humana incluyen la brucelosis, leptospirosis, *Escherichia coli*, triquinosis, tuberculosis, toxoplasmosis y las enfermedades transmitidas por garrapatas. En Chile, en el año 2004 se presentó el primer caso de triquinosis en humanos por consumo de carne de jabalí silvestre en la localidad de Futrono (García et al. 2005). A su vez, se ha demostrado que el puma depreda al jabalí y con ello puede contribuir a mantener el ciclo de esta patología en el ambiente silvestre del sur de Chile (Skewes et al. 2012).

La triquinosis es una enfermedad zoonótica y cosmopolita causada por nemátodos del género *Trichinella*. El ciclo de la enfermedad es doméstico o peridoméstico (cerdo-cerdo o cerdo-rata) o silvestre (carnívoros y omnívoros), pudiendo cualquiera de

estos infectar al hombre por consumo de quistes en carne insuficientemente cocida (Pozio 2007).

- **Riesgo de ataque a personas:**

Existen antecedentes de al menos tres ataques de jabalí a personas en Chile, dos en el medio rural con animales silvestres y otro en un criadero. En todos los casos los ataques han terminado con graves heridas a las personas (Skewes, recopilación personal) como una noticia publicada en el periódico El Mercurio de Santiago de fecha 1 de agosto de 1992, pag. C15. Adicionalmente, la especie podría tener un potencial impacto en áreas protegidas en el ámbito del turismo debido al temor que puede generar a los visitantes.

- **Recursos públicos hacia un mejor conocimiento de la especie:**

Ha habido financiamiento estatal de diversos estudios sobre la especie (Bonacic et al. 2010; Skewes & Aravena 2011). Adicional a esto, en el portal de mercado público, se registran un total de 2 licitaciones adjudicadas (N° 5657-73L3L113: Diagnóstico y estrategia de control de jabalí y N° 5657-59-L112: Control de la especie invasora *Sus scrofa* en RNMCH), entre los años 2012 y 2013 (Dirección ChileCompra, Ministerio de Hacienda. Gobierno de Chile, 2015). Estas licitaciones incluyen diagnósticos y propuestas para la estrategia de control de jabalí.



VISÓN

(*Neovison vison*)

La presencia de mamíferos depredadores exóticos terrestres, como el visón, en islas que evolucionaron sin la presencia de estos depredadores es particularmente grave y puede conducir a extinciones en forma acelerada. Numerosas plantas, vertebrados e invertebrados se han naturalizado en una gran cantidad de islas, el establecimiento de mamíferos depredadores es particularmente preocupante, pues son estos los que producen los mayores impactos ecológicos. Muchas islas carecen de depredadores terrestres mamíferos, y su aislamiento evolutivo suele resultar en la falta de comportamientos anti-depredatorios por parte de las especies residentes (Simberloff 1995).

Esta preocupación es manifestada por diversos autores en particular por el impacto negativo del visón en Chile (Rozzi & Sherriffs 2003; Jiménez et al. 2014; Crego et al. 2014; Medina-Vogel et al. 2013). Al respecto, por ejemplo Crego et al. (2014) indican que “es de extrema importancia que se fortalezcan las medidas de control

y manejo de esta especie invasora, no solo en la región de Cabo de Hornos, sino también en otras zonas insulares”.

3.1.4.1 Impactos directos

- **Efectos en la actividad agropecuaria local:**

De acuerdo a expertos consultados (ej. Crego 2015), el visón tiene impactos en los productores locales que crían aves de corral y es uno de los problemas principales del visón hacia una actividad económica. Por lo mismo, Crego en una entrevista para este estudio plantea la pertinencia de lograr prácticas de control que solucionen estos problemas en los productores con proyectos de subsistencia familiar o pequeñas empresas. Este problema también es revelado por Schüttler (2007) en un informe para el Servicio Agrícola y Ganadero.

En un estudio en el sur de Chile acerca de conflictos entre carnívoros silvestres y campesinos, resultó que los principales responsables de pérdidas por ataques entre las

aves de corral fueron los carnívoros silvestres güiña (*Leopardus guigna*), zorro (*Lycalopex spp.*) y visón. En total, estas tres especies produjeron una pérdida del 40% del total de la población de aves siendo la güiña la más importante. El visón atacó un 71% dentro de gallineros. El pequeño gato nativo güiña y el visón fueron las especies con las peores percepciones por parte de los pobladores (Stowhas-Salinas 2011).

• Impacto potencial negativo en el turismo:

Las aves (ej. *Campephilus magellanicus*), las cuales el visón depreda, constituyen un importante recurso turístico, esencialmente en el ámbito del turismo de intereses especiales, por lo que esta actividad puede verse mermada por la presencia del visón (MacDonald & Harrington 2003; Bonesi & Palazón 2007; Davis et al. 2012). Además, pueden presentarse potenciales conflictos por su posible rol en la diseminación de didymo.

3.1.4.2 Impactos indirectos

• Impacto a tramas tróficas por diseminación del didymo:

También se ha reportado la participación del visón en la diseminación del didymo (*Didymos pheniageminata*) o moco de roca, un alga exótica invasora que invade ríos y lagos de la Patagonia chilena (Bus-Leone et al. 2014). El didymo llega a formar grandes masas que cubren extensas zonas de los fondos de ríos y lagos, persistiendo por meses. El didymo afecta los ecosistemas continentales, reduciendo la disponibilidad de oxígeno y alterando el pH y la concentración de nutrientes en el agua, con la consecuente baja en la biodiversidad que finalmente afecta a la trama trófica. Estas consecuencias negativas para la sustentabilidad de la cuenca repercuten en las actividades turísticas, de pesca y acuicultura, entre otras, y, por tanto, en la economía y la calidad de vida de los habitantes (SERNAPESCA 2015). El factor humano ha sido la principal causa de propagación del didymo en los cuerpos de agua, agregándose ahora el visón.

• Contaminación ambiental y efectos derivados:

El visón americano puede jugar un importante rol en la contaminación ambiental con la bacteria patógena del género *Leptospira*, que es la causante de una significativa zoonosis. En Chile, en un muestreo de visones silvestres, capturados desde el río Liquiñe en la región de la Araucanía hasta Puerto Cisnes en Aysén (lat 39° a 45° S), se encontró un 54% de animales positivos a *Leptospira spp.* Este estudio demostró que el visón alberga especies patogénicas de *Leptospira* y se confirma una importante contaminación de ríos y lagos patagónicos con este patógeno (Barros et al. 2014).

3.1.4.3 Impactos a la biodiversidad (Valor de No uso del Ecosistema)

• Impacto sobre vertebrados e invertebrados:

El visón depreda especies nativas de los órdenes: Rodentia, Paseriformes, Columbiformes, Anatidae, Charadriiformes,

Rallidae, Podicipedidae, Hemíptera, Hymenoptera, Orthoptera, Coleoptera, Trichoptera, Pleoptera, Odonata (Ruiz et al. 1996; Cerda 2008).

En un extenso estudio de la dieta de visón en isla Navarino y Cabo de Hornos, que abarcó diversos hábitats semiacuáticos como costa marina, riberas de ríos y lagos, se constató que la dieta consistió de mamíferos (37% biomasa), aves (36%) y peces (24%). Durante la primavera y el verano el visón consumió más aves y los mamíferos constituyeron la presa principal durante el otoño y el invierno, cuando las aves migratorias han abandonado la región. La depredación sobre aves afectó a Paseriformes adultos, seguidos por Anseriformes y Pelecaniformes que fueron capturados como polluelos. Respecto a los mamíferos, un roedor exótico, la rata almizclera (*Ondatra zibethicus*) fue la presa principal junto al roedor nativo *Abrothrix xanthorhinus*, los que constituyeron el 78% de la biomasa de presas de mamíferos (Schüttler et al. 2008). Esto también es confirmado por Crego (2015: comunicación personal).

Cabe agregar una publicación periodística que reporta la muerte de cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) en Valdivia, según el director regional SAG así: “Ya hay muchos reportes de muertes de cisnes

de cuello negro por acción del visón en el Santuario de la Naturaleza, por lo que no podemos permanecer sin acción frente a un hecho que afecta a una de las especies emblemáticas de la región y cuya existencia es considerada como relevante en la política regional de desarrollo turístico” (Diario Austral 2013).

• **Huésped puente entre perros domésticos y carnívoros en peligro de extinción:**

Por otra parte, en el sur de Chile se ha visto que perros rurales interactúan con visones cerca de las granjas, mientras que en los hábitats ribereños, visones y nutrias de río compartían letrinas. Ambas especies visitaban estos sitios dentro de los intervalos de tiempo de persistencia ambiental del virus del distemper canino (VDC). Las poblaciones de perros y visones fueron serológicamente positivos para VDC, por lo que el riesgo de transferencia de patógenos al huillín reviste interés para la conservación. El visón introducido en este ecosistema tiene entonces el potencial de actuar como un huésped puente entre los perros domésticos y carnívoros en peligro de extinción (Sepúlveda et al. 2014).

3.1.4.4 Impactos a los valores de opción y legado

• **Detrimento al valor potencial futuro de los ecosistemas que invade:**

El impacto del visón puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los beneficios potenciales futuros de los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar los ecosistemas invadidos por el visón en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque aquel sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

• **Impacto a las generaciones futuras:**

Futuras generaciones pueden verse negativamente afectadas por la presencia del visón, ya que hay beneficios que se pierden hoy y probablemente no estén disponibles en el futuro. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible de especies exóticas invasoras debiera considerar esta pérdida de beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad de cuantificación y valoración económica, y considerando además que no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se

deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.4.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

- **Destinación de recursos del Estado para un mejor control de la especie:** Existe actualmente un proyecto FNDR en la Región de los Ríos sobre el control del visón. El SAG participa activamente en esta iniciativa. El impacto está dado por los recursos que podrían utilizarse en otras necesidades si la especie no estuviera presente.
- **Seroprevalencia de visones a la toxoplasmosis:** Entre los impactos constatados, debe señalarse la seroprevalencia de visones a la toxoplasmosis (*Toxoplasma gondii*), un parásito que también puede afectar al hombre y animales domésticos. Se descubrió en la región de Los Lagos, un 70% de individuos positivos con una mayor proporción de individuos positivos en la zona peri-urbanas, y, por lo tanto, más cerca de los asentamientos humanos (Sepúlveda et al. 2011).



CHAQUETA AMARILLA

(*Vespula germanica*)

Como fue mencionado, la información documentada en Chile sobre los impactos de esta especie a la diversidad biológica es prácticamente inexistente. No obstante, en la literatura internacional se pueden encontrar reportes sobre su impacto en la fauna local de países donde se encuentra presente y en los cuales ha ejercido daño por medio del forrajeo. En Nueva Zelanda, Moller & Tilley (1986), (1989), Boyd (1987), Beggs (1988) señalan que, hacia fines de verano o inicios del otoño, la chaqueta amarilla consume altas cantidades de la miel o néctar disponibles, lo que reduce la cantidad disponible para las aves nectarias pequeñas. Magunacelaya et al. (1984) muestra resultados que sugieren altos impactos en redes tróficas, especialmente por las grandes capturas de arácnidos.

Incidentalmente, hay un reporte que considera beneficiosa la presencia de *V. germanica* en producción de charqui, ya que depreda moscas que podrían infestar la carne durante el proceso de secado (Curkovic & Arraztio 2015). Adicionalmente, especies de la misma familia (Vespidae), en otras regiones

se consideran benéficas cuando depredan sobre especies herbívoras que constituyen plagas agrícolas, como larvas de Noctuidae (Curkovic & Arraztio 2015).

Es esencial indicar que no hay información científica publicada en Chile que corrobore los impactos aquí presentados. Estos se plantean de acuerdo a expertos consultados y productores del rubro agrícola, de tal forma que se asumen como potenciales. Algunos de ellos, sobre todo los relacionados a la diversidad biológica, se conectan a alguna evidencia de impacto internacional en componentes similares.

3.1.5.1 Impactos directos

- **Impactos a la vitivinicultura:**

Según entrevistas personales realizadas a productores (n=8), el daño efectuado por chaqueta amarilla está poco caracterizado y en general no es registrado. Por otra parte, los datos entregados por las entrevistas personales a especialistas y expertos demuestran la ocurrencia de eventos que podrían afectar el 10% o más de la

producción. Según esto, surge la duda de por qué *Vespula germanica* no es considerada una plaga de importancia agrícola si el porcentaje de daño está bordeando el 10% de la producción (muy superior a varias plagas reconocidas y habitualmente manejadas en viñas), aparte de favorecer, adicionalmente, la incidencia de enfermedades en los racimos dañados, lo que aumenta aún más el daño total. A nivel internacional autores como Dörre (2015) ya han explícitamente planteado importantes impactos de *V. germanica* en vides.

- **Impactos a la apicultura:**

Vespula germanica resulta ser una especie de alta importancia económica en el mundo de la apicultura. Los profesionales y productores entrevistados, reportaron daños por sobre el 30% en algunos predios; en algunos casos se reportaron daños de hasta el 50% tanto en la VI como en la VII región. Estos daños ejercidos sobre los panales se deben exclusivamente a efectos de debilitamiento de estos por distintas causas, principalmente Varroasis. Esto ocurre debido a que la chaqueta amarilla es oportunista al momento de forrajear alimentos, y

lo hace solo sobre colonias con bajas poblaciones u otras limitaciones.

- **Impacto en la producción de ciruelas:**

De acuerdo a los especialistas entrevistados, el hecho de que el ataque a ciruelas frescas (en el árbol) y para secado sea poco frecuente, puede deberse a que la cutícula del fruto es más gruesa que en los granos de uva o berries, por lo que la chaqueta amarilla no se ve tan atraída a este tipo de frutos, a menos que esté presente algún tipo de daño mecánico ocurrido previamente. Aun así, en canchas de secado (ciruela para deshidratado) existen reportes de alta incidencia de *V. germanica*, por lo que se requiere un mayor seguimiento de este aspecto para poder cuantificar el daño real que esta ejerce sobre este rubro. En el caso de los productores de ciruela contactados, se presentó de forma general la negativa ante la consulta de la existencia de daños causados por *Vespula germanica*. Sólo se informa de daños en los frutos previamente lesionados por pájaros u otro tipo de daño mecánico. Sin embargo, en entrevista con Chile Prunes Association se confirmó que “efectivamente existe

un daño principalmente en las canchas de secado sobre todo en zonas cercanas a cerros, donde, en algunos casos, es necesario poner cebos y aplicar algunas medidas de control para disminuir el daño”. Entonces, parece necesario comenzar a cuantificar el nivel de incidencia de chaqueta amarilla en este rubro. Esto también refleja un impacto diferenciado según la condición del cultivo, encontrando mayor incidencia de daño de *V. germanica* en sitios próximos a cerros o ambiente nativo donde la densidad de nidos parece ser mucho mayor en la medida que exista disponibilidad de agua en las cercanías.

- **Impactos en la producción de peras y manzanas:**

La M.Sc. Patricia Estay confirmó impactos para el caso de manzanos y perales antes de la cosecha en huertos de la V región.

- **Impacto en la producción de flores:**

Ripa (2014) en entrevista para este estudio menciona que *Vespula germanica* se alimenta y daña flores de los géneros *Protea* y *Banksias*. Cabe mencionar que las entrevistas realizadas para este estudio también

permiten inferir que, no obstante, la valoración del problema por parte de algunos sectores productivos, su manejo es marginal, principalmente, con el uso ocasional de cebos (producción frutal) y mejorando la condición de las colmenas a través del control de varroa (apicultores). Tampoco se emplean los modelos de alerta temprana, aunque ellos están orientados a definir el inicio del vuelo en primavera, y no la actividad de verano y principios de otoño.

• **Impactos al turismo en áreas silvestres protegidas:**

A nivel nacional, la información más detallada en el ámbito del turismo se

obtuvo mediante una entrevista con Miguel Díaz de la gerencia de Áreas Silvestres Protegidas de la Corporación Nacional Forestal, quien facilitó experiencia documentada de control de esta especie en río Clarillo. A partir de esta información fue posible identificar preliminarmente algunos impactos en el ámbito del turismo que se desarrolla en áreas protegidas del Estado. La presencia de la avispa en áreas protegidas del Estado genera impactos negativos a la experiencia recreativa (molestias a visitantes, niños y adultos en zonas de merienda y campismo) que hace que los visitantes dejen de acceder a las áreas. Adicionalmente,

Patricia Estay describe que durante el raleo de pinos en las regiones VIII y IX durante los meses de febrero y marzo, se puede encontrar una alta tasa de chaqueta amarilla lo que afectaría a nivel turístico estas zonas. A diciembre 2014 las siguientes áreas protegidas contaban con presencia de chaqueta amarilla (**cuadro 8**).

3.1.5.2 Impactos indirectos

• **Potencial impacto en cadenas tróficas:**

Dado que esta especie afecta invertebrados, esto podría impactar las cadenas tróficas de los ecosistemas que invade (Magunacelaya et al. 1984).

3.1.5.3 Impacto a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

• **Impactos a la avifauna:**

De acuerdo a los expertos consultados, *Vespula germanica* afecta polluelos de aves nativas. En Chile, en el Archipiélago de Juan Fernández ataca al picaflor de Juan Fernández (*Sephanoides fernandensis*), especie endémica, afecta de esta forma valores de conservación y culturales asociados a la biodiversidad. También afecta al picaflor gigante (*Patagona gigas*) en el Parque Nacional La Campana. El impacto en la avifauna ha sido mencionado a nivel internacional (Gaze & Clout 1983; Moller & Tilley 1986; Boyd 1987; Beggs & Wilson 1987; Beggs 1988; Moller & Tilley 1989).

Cuadro 8. Áreas Protegidas que contaban con presencia de *V. germanica* a diciembre 2014.

Área Protegida afectada	Región	Número de áreas protegidas afectadas
RN Lago Peñuelas PN La Campana PN Arch. Juan Fernandez	V	3
RN Río de Los Cipreses RN Roblería El Cobre de Loncha	VI	2
PN Radal 7 Tazas RN Bellotos de El Melado	VII	2
RN Río de Los Cipreses RN Roblería El Cobre de Loncha	XIII	1
GDP RN Nonguén	IX	2
PN Tolhuaca RN Malalcahuello	XI	2
PN Queulat y RN Coyhaique	XII	2
PN Torres del Paine MN Cueva del Milodón		
TOTAL		14

- **Impactos a la microfauna (insectos):**

De acuerdo a varios de los expertos consultados, la especie devora en gran cantidad todo tipo de invertebrados para alimentar a las larvas en desarrollo durante la primavera, verano y otoño, quizás en una cantidad suficiente para mermar la alimentación de aves insectívoras. Esto también ha sido planteado a nivel internacional (ej. Magunacelaya et al. 1984).

3.1.5.4 Impactos a los valores de opción y legado

- **Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los ecosistemas afectados en el futuro:**

El impacto de chaqueta amarilla puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los beneficios potenciales futuros de los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar los ecosistemas invadidos por esta avispa en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque aquel sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

- **Impacto a las generaciones futuras:**

Las futuras generaciones pueden verse negativamente afectadas por la

presencia de la chaqueta amarilla, ya que hay beneficios que se pierden hoy y probablemente no estén disponibles en el futuro. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible de especies exóticas invasoras debiera considerar esta pérdida de beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad de cuantificación y valoración económica, y considerando además que no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.5.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

- **Impactos en la vida urbana, periurbana y rural:**

Varios de los entrevistados mencionan que *V. germanica*, en su calidad de oportunistas, son una notoria plaga para los humanos (plaga urbana), ya que consumen el alimento y resultan peligrosas para el hombre cuando abundan (Curkovic & Arraztio 2015). Relacionado a esto, algunos profesionales entrevistados mencionan el caso de personas atacadas por *Vespula* y esta misma forrajea la sangre emanada por la víctima. También es reportado su efecto adverso sobre la población humana urbana y rural, pero sin cuantificación desde el punto de vista de la salud pública (Curkovic & Arraztio 2015). No obstante ello, en Chile hay al menos un reporte de

prensa de una muerte por ataque de *V. germanica*, en el caso de un agricultor del sur del país, quien intervino un nido activo (Curkovic & Arraztio 2015). En el ámbito laboral pueden picar a las personas durante la cosecha de frutas, la manipulación de carne y productos de la pesca (Curkovi & Arraztio 2015).

- **Impacto a animales domésticos:**

Aprovecha heridas expuestas en partes blandas (ubres, cloacas) de animales domésticos (Curkovic & Arraztio 2015).

- **Recursos públicos destinados al control:**

CONAF ejerce mecanismos de control en algunas áreas protegidas para el control de *Vespula*. Esto implica que fondos públicos deben destinarse a esta actividad en vez de ser utilizados en otras necesidades.



ZARZAMORA (*Rubus spp.*)

3.1.6.1 Impactos directos

- **Impacto por invasión de cultivos forestales:**

Invade plantaciones dificultando el establecimiento y manejo silvícola. Su control (mecánico y/o químico) implica un gasto para la silvicultura (Arauco 2012).

- **Impacto en la agroindustria por comercialización de frutos:**

Los frutos de la especie son comercializados en forma de mermeladas artesanal e industrialmente. Todavía la cosecha de mora silvestre es una actividad de cierta relevancia, y este fruto sigue siendo exportado. Los mercados de exportación están orientados hacia el fruto congelado mediante la tecnología IQF (congelamiento rápido individual) debido a que este proceso amplía la vida útil de la fruta, manteniendo su presentación. De acuerdo con FIA (2009a), la superficie de mora silvestre en Chile al año 2006 alcanzaba las 1.069 ha, distribuyéndose entre la región de Coquimbo y las regiones de Los

Lagos y los Ríos (ex X región), y concentrándose en la región del Maule (51%). Por otro lado, al 30 de junio de 2014, existían en nuestro país 61.751 hectáreas certificadas para la recolección de productos orgánicos de origen silvestre entre las regiones del Libertador Bernardo O'Higgins y de la Araucanía. De este total, 634 hectáreas fueron certificadas para la recolección de mora (ODEPA 2014). Según ODEPA (2015), el volumen de exportación de zarzamoras y moras-frambuesas, frescas durante el primer semestre de 2015, alcanzó las 2.517,5 t, con un valor de MU\$D 3.263,5. Rau (2015: comunicación personal) también argumenta que en el sur de Chile sus tallos son consumidos en fresco o preparados en conservas (esto es, *símil piña*).

- **Impactos en la economía familiar por actividad económica temporal:**

La recolección temporal de frutos genera ingresos familiares, muchos en área deprimidas económicamente. Esta actividad se localiza en la zona central de Chile (desde la Región de Valparaíso hasta la Región del Maule)

y proporciona ingresos para familias completas entre fines de enero y durante febrero (FIA 2009b).

3.1.6.2 Impactos indirectos

- **Impacto a servicios de polinización y frugivoría:**

De acuerdo a Orellana (2015), en bosques, *Rubus* afectaría negativamente los servicios de polinización y frugivoría, debido a que esta especie reemplazaría a las especies de plantas nativas con frutos carnosos que establecen interacciones con distintos animales del bosque (ej., *Bombus dahlbomii*, *Sephanoides sephaniodes*, *Elaenia albiceps*), los cuales son los principales vectores para el intercambio genético, persistencia de sus poblaciones y mantención de las comunidades en hábitat boscosos.

- **Impactos a las interacciones biológicas entre plantas y animales silvestres nativos:**

De acuerdo a Orellana (2015) puede haber un probable reemplazo de interacciones biológicas entre plantas

y animales silvestres nativos (e.g., polinizadores y/o frugívoros).

- **Impacto potencial por protección de erosión:**

De acuerdo a A. Pauchard podría haber un impacto en el control de la erosión en lugares degradados.

3.1.6.3 Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

- **Impactos sobre artrópodos aéreos nativos y sobre vertebrados con problemas de conservación:**

La invasión de *Rubus ulmifolius* puede afectar la diversidad y abundancia de artrópodos aéreos en bosque nativos. En el Archipiélago de Juan Fernández, en la Isla Robinson Crusoe, la invasión de la especie puede afectar la estratificación de la luz, temperatura, humedad, comportamiento del viento, y composición florística al interior del bosque endémico de la isla, reduciendo la abundancia y diversidad de los artrópodos aéreos. Dado que estos son importantes en la dieta de muchos taxones, se estarían afectando la

biodiversidad de varios niveles tróficos (Hagen et al. 2005). Esto afectaría a *Sephanoides fernandensis* (picaflor de Juan Fernández), especie en peligro y rara (DS 151 MINSEGPRES 2007), ya que su hábitat está fuertemente asociado al bosque nativo de la isla (Meza 1989; Roy et al. 1999). Los hábitos alimenticios de este picaflor, además de néctar, incluye artrópodos, los cuales están siendo afectados por la invasión de *Rubus ulmifolius*.

- **Impacto negativo sobre la vegetación nativa de los terrenos que invade:**

Por su rápido crecimiento, además de su estrategia de dispersión de sus frutos por aves, invade, compite e impide la regeneración y el crecimiento de especies nativas, afectando la composición, estructura y la dinámica natural de bosques y matorrales nativos. En algunos casos contribuye a un proceso de fragmentación del bosque (Pauchard et al. 2014). Por otra parte, Pauchard, en una entrevista para este estudio, manifiesta que *Rubus* puede actuar como enredadera en bosques degradados afectando el dosel del bosque.

También se indica que actúa como especie facilitadora (efecto nodriza) para la colonización de área de bosques naturales, particularmente cuando están degradados por otras especies exóticas (Becerra 2006; Quiroz 2007). Además, en la región de Los Lagos se ha podido constatar que estaría afectando negativamente las especies de árboles y arbustos con frutos carnosos, entre ellas *Aextoxicon punctatum* y *Persea lingue*. En Juan Fernández, se han podido identificar con claridad las especies de plantas nativas afectadas, tanto por competencia como por reemplazo (e.g., *Colletia spartioides*) (Orellana, 2015). Su avance es hoy día preocupante en zonas ribereñas de quebradas y ríos (Paucahrd, 2015).

- **Impacto negativo sobre la vegetación nativa en áreas protegidas:**

Las áreas protegidas son usualmente “islas” de ecosistemas menos desarrollados o con menor perturbación humana, insertos en una matriz de paisaje con mayor perturbación (Lindermayer & Franklin 2003, citado por Pauchard & Jiménez 2012). La proliferación y concentración de especies exóticas en cultivos y áreas adyacentes a las áreas silvestres protegidas en el país crea las condiciones para una rápida expansión al interior de éstas (Pauchard & Jiménez 2012).

- **Impacto negativo sobre especies de flora endémica y en categoría de conservación:**

Rubus ulmifolius por su extraordinaria plasticidad, rápido crecimiento, además de su estrategia de dispersión de sus frutos comestibles por *Turdus falklandii* (zorzal) (Rau 2015), coloniza claros de bosque y desplaza e impide la regeneración y desarrollo de especies de flora nativa endémicas, algunas con problemas de conservación. En el Archipiélago de Juan Fernández afecta el establecimiento y el desarrollo de flora endémica (árboles, arbustos y helechos arbóreos) y su dinámica natural, afectando valores de conservación y culturales asociados a la biodiversidad (Greimler et al.

2002; Vargas et al. 2006; Arellano 2012). En particular afecta bordes del bosque denominado *Myrtiselva Fernandeziana* (Danton 2006), que presenta las especies arbóreas *Myrceugenia fernandeziana* (Vulnerable; DS 23/2009 MINSEGPRES), *Fagara mayu* (En Peligro y rara; DS 23/2009 MINSEGPRES), *Drimys confertifolia* (En Peligro; DS 23/2009 MINSEGPRES), *Raphithamnus venustus* (En Peligro; DS 23/2009 MINSEGPRES), *Boehmeria excelsa* (En peligro crítico; DS 33/2012 MMA). También *Gunnera peltata* (Vulnerable DS 33/2012 MMA), y los helechos *Thyrsopteris elegans* y *Megalastrium*

inequalifolium, ambos en peligro (DS 23/2009 MINSEGPRES) (Greimler et al. 2002).

Se postula que el control de estas especies es imperativo para propiciar la regeneración del bosque nativo. Según Díaz (2012), *Aristotelia chilensis*, *Rubus ulmifolius* y *Ugni molinae* representan 46,6 % de la cobertura vegetal leñosa de Isla Robinson Crusoe y el 2,2 % de Alejandro Selkirk, manteniendo un aumento de sus poblaciones en ambas islas (Dirnböck et al. 2003; Arellano 2012; Díaz 2012). Se estima que la tasa potencial anual de avance de la invasión sería de 1,1% para 1.015 ha de bosque nativo remanente en la isla (Gutiérrez 2014). Según el estudio conjunto del Proyecto GEF (Global Environmental Facility) del Archipiélago Juan Fernández y CONAF, la invasión más grave ocurre en la isla Robinson Crusoe, donde el tradicional costo de remoción mecánica sería superior a 5 millones de pesos por hectárea, lo que lo hace poco practicable (Cuevas & Van Leersum 2001; Castro et al. 2007).

- **Impacto positivo por protección de vegetación nativa:**

De acuerdo a Novoa (2013) y Brito (2015), por su crecimiento denso impide acceso de personas proporcionando una barrera de protección para fragmentos de bosques nativos en quebradas (Ej.

Beilschmiedia miersii en Región de Valparaíso). Este mismo efecto de barrera de protección se ha observado con poblaciones de Avellanita bustillosii en la Región del Libertador Bernardo O'Higgins (Romero 2015).

- **Impacto positivo por protección de fauna silvestre nativa:**

Por su hábito de crecimiento denso, proporciona refugio para la vida silvestre nativa de carnívoros asilvestrados en área periurbanas. Por ejemplo, en la Reserva Natural Altos de Cantillana (declarada Santuario de la Naturaleza en el año 2009), que cuenta con un ecosistema de alto valor ecológico conformado principalmente por bosques y matorrales esclerófilos, y donde habitan al menos 170 especies de vertebrados.

En estos ambientes el denso crecimiento de *Rubus ulmifolius* proporciona refugio para la vida silvestre nativa de carnívoros asilvestrados (perros) de las áreas adyacentes a la Reserva (Romero 2015). Por otro lado, Muñoz & Yáñez (2009) señalan que poblaciones de Pudu pudu (pudú) que habitan en áreas perturbadas se alimentan de zarzamora, entre otras especies. Rau (2015: comunicación personal), en la misma línea, argumenta que al interior de bosques secundarios la zarzamora ofrece cobertura a aves que nidifican en el suelo (rinocriptidos) y que son

afectadas por la fragmentación del bosque nativo y la depredación por invasores biológicos (jabalíes).

3.1.6.4 Impactos a los valores de opción y legado

- **Impacto al valor potencial de uso futuro de los ecosistemas que invade:**

La presencia de zarzamora puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los beneficios potenciales futuros de los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar los ecosistemas invadidos por esta especie en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque aquel sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Adicionalmente, dado que zarzamora puede representar beneficios directos a la sociedad, en el futuro existe un potencial positivo de utilización. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

- **Impacto a las generaciones futuras (Valor de Legado):**

Futuras generaciones pueden verse negativa o positivamente afectadas por presencia de zarzamora. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible

de especies exóticas invasoras debiera considerar esta pérdida de beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad de cuantificación y valoración económica, y considerando además que no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.6.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

- **Recursos destinados al control de la especie:**

Ha existido gasto público asociado a la investigación de la especie (CONICYT 2015; SAG 2006).



ESPINILLO

(*Ulex europaeus*)

Dentro de los impactos atribuidos, por su rápido crecimiento, el espinillo invade en poco tiempo la superficie dedicada a la ganadería, las plantaciones forestales, los bordes de caminos y carreteras, las líneas telefónicas y eléctricas, y la vegetación nativa. En esta última, puede causar modificaciones en la estructura de los bosques y matorrales nativos. Su erradicación es muy difícil y costosa. Arde con facilidad, permitiendo una rápida propagación de incendios (Fuentes et al. 2014).

3.1.7.1 Impactos directos

- **Impactos negativos en áreas recreativas en áreas silvestres protegidas:**

Puede generar impactos potenciales negativos en la experiencia recreativa debido a heridas y pinchaduras a visitantes, en área adyacentes a matorrales de la especie. Puede invadir lugares despejados destinados inicialmente a actividades recreativas.

- **Impactos al paisaje:**

De acuerdo a expertos consultados, *Ulex* tiene el potencial de generar impactos adversos al paisaje en los territorios que invade por homogeneización escénica.

- **Impacto negativo por invasión de praderas y cultivos agrícolas:**

Por rápido crecimiento, invade praderas y cultivos dificultando y encareciendo las actividades agrícolas. Es considerada una maleza muy seria (Matthei 1995), estando incluida dentro de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo por la UICN (Lowe et al. 2000). Produce un significativo daño económico al invadir superficies dedicadas a la ganadería, que ha significado la implementación de prácticas de control de alto impacto económico y ambiental, siendo comunes la quema, la aplicación de herbicidas y la destrucción mecánica (Holmberg et al. 2007).

- **Impacto negativo por invasión de cultivos forestales:**

La especie invade lugares despejados destinados a plantaciones de *Pinus*

radiata y *Eucalyptus* spp. dificultando y encareciendo el establecimiento y manejo silvícola. Medidas para su control (mecánico y/o químico) que implican un gasto, han sido prescritas para la silvicultura de las plantaciones (Hermosilla 1978; Kogan 1992; Kogan et al. 1992; Sandrock 1994; Kogan & Figueroa 1999; Arauco 2012). Se señala que las actividades relativas al manejo forestal tales como: transporte, construcción de caminos y las faenas como la cosecha (Moore 2005), así como la presencia y construcción de caminos (dispersión de semillas) favorecen la colonización de las especies invasoras, en particular de *Ulex europaeus*, entre otras (Pauchard et al. 2014).

- **Impacto positivo por uso energético:** Como estrategia para el control de la especie, es posible usar su biomasa leñosa como combustible (Espinosa 2010), situación que está siendo analizada en la zona sur del país (Diario El Austral 2011). También se ha estudiado su control por medio del pastoreo con caprinos (Vera 1989).

3.1.7.2 Impactos indirectos

- **Impacto negativo sobre la vegetación nativa por fijación de N2 del suelo:**

Debido a su característica de leguminosa, esta especie fija una alta cantidad de N2 en el suelo, afectando la capacidad de competencia de las especies nativas. La especie genera un cambio en el suelo que aumenta su impacto en el ecosistema, debido a que el suelo modificado puede facilitar la eventual colonización de otras especies de plantas exóticas, las cuales por la mayor disponibilidad de nutrientes tienden a desarrollarse más profusamente (Pavéz 2013; Pauchard et al. 2014). Por otro lado, esta capacidad de *Ulex*, de fijar nitrógeno, puede cambiar sensiblemente las condiciones del suelo, de manera que inhibe el proceso de recolonización de las especies nativas del lugar.

- **Impacto negativo por modificación del ciclo del fuego sobre la vegetación nativa:**

La especie afecta sensiblemente el ciclo de fuego aumentando la magnitud

y la severidad del daño al suelo y la vegetación de los incendios forestales. La especie produce una gran cantidad de biomasa combustible (Ej. 34,4 t/ha; Julio & Giroz 1975). Además, conforma matorrales que acumulan una alta cantidad de biomasa muerta en pie y poca humedad, lo que favorece la ocurrencia y propagación de incendios, que eliminan a sus competidores, pudiendo ésta posteriormente invadir y dominar el terreno (Muñoz 2009).

Es una especie de combustión lenta, que libera una gran cantidad de energía calórica y gases carbónicos con alto contenido de aceites, lo que se traduce en una alta severidad del impacto relativo sobre suelo y vegetación en relación a otras especies que liberan una menor cantidad de energía durante su combustión. Por el efecto térmico de la combustión, su gruesa y profunda raíz primaria le permite la translocación de elementos minerales (Ca y N) desde los horizontes más profundos hacia aquellos más superficiales del suelo, modificando

las características químicas del suelo, lo que puede facilitar la eventual colonización de otras especies de plantas exóticas adaptadas a una mayor disponibilidad de nutrientes (Castillo 2015: comunicación personal). Por otro lado, el aumento de la temperatura del suelo rompe la cubierta de las semillas depositadas en el suelo facilitando su masiva germinación.

3.1.7.3 Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

- **Impacto negativo sobre la vegetación nativa:**

Ulex europaeus invade rápidamente área de matorrales y bosques, impidiendo la regeneración y el crecimiento de especies nativas (Quiroz et al. 2009). Su invasión se ve favorecida por la cosecha o remoción parcial o total de la vegetación nativa para habilitar praderas. Cuando estas se degradan por el sobrepastoreo, son invadidas por Ulex europaeus, que conforma un matorral denso que inhibe la regeneración de especies nativas, impidiendo una sucesión hacia formaciones boscosas (Ramírez et al. 1992).

Por otro lado, en los bosques templados como los del país, no dominan las especies arbustivas que se asocian con bacterias fijadoras de nitrógeno, lo que facilita la invasión

de especies como Ulex europaeus y otras especies fijadoras de nitrógeno. La invasión de estas especies provoca un cambio en el suelo que aumenta el impacto de estas especies en el ecosistema (Pauchard et al. 2014). Esta especie invasora afectaría a 23 pisos de vegetación nativa (sensu Luebert & Plissock 2006) que se encuentran dentro del área de distribución de Ulex europaeus.

- **Impacto negativo sobre la vegetación nativa en áreas silvestres protegidas:**

Las áreas protegidas tienen un carácter de “islas” de ecosistemas con un menor nivel perturbación humana (Linder Mayer & Franklin 2003, citado por Pauchard & Jimenez 2012). La proliferación e invasión de especies exóticas desde cultivos y áreas adyacentes a las áreas silvestres protegidas altera la composición, estructura y la dinámica natural de bosques y matorrales nativos, afectando valores de conservación y culturales asociados a la biodiversidad.

- **Impacto negativo sobre especies de flora endémica y/o en categoría de conservación:**

Debido a su rápido crecimiento, coloniza claros de bosque y desplaza e impide la regeneración y desarrollo de especies de flora nativa en categoría de conservación. Sin embargo este impacto no ha sido documentado.

3.1.7.4 Impactos a los valores de opción y legado

- **Detrimiento de la posibilidad de aprovechar los beneficios futuros del ecosistema:**

El impacto de espinillo puede tener una incidencia negativa en la posibilidad de aprovechar los beneficios potenciales futuros de los ecosistemas que invade. La posibilidad de utilizar los ecosistemas invadidos por esta especie en el futuro representa un beneficio importante en cualquier análisis económico (TEEB 2010) que use el enfoque VET, aunque aquel sea complejo de cuantificar y valorar económicamente. Dada su complejidad, y porque no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

- **Impacto a las generaciones futuras (Valor de Legado):**

Futuras generaciones pueden verse negativamente afectadas por la presencia del espinillo, ya que hay beneficios que se pierden hoy y probablemente no estén disponibles en el futuro. Cualquier análisis económico que apunte a una gestión sostenible de especies exóticas invasoras debiera considerar esta pérdida de beneficio futuro (TEEB 2010). Dada su complejidad de cuantificación y valoración económica, y considerando además

que no se solicita abordarlo en este estudio, este impacto solo se deja planteado en la matriz VET de impacto de la especie, pero no se valora económicamente.

3.1.7.5 Otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

- **Impacto negativo a la salud de personas por heridas:**

De acuerdo a los expertos consultados, la especie puede afectar a personas al herirse con sus espinas, aumentando la probabilidad de infecciones.

- **Impacto negativo a la salud de personas por favorecer transmisión de enfermedades:**

Conforma matorrales densos que sirve de refugio a roedores capaces de transmitir enfermedades. Se debe incurrir en gastos médicos para controlar los efectos adversos que genera a la salud (Norambuena & Escobar 2007).

- **Impacto negativo al transporte de personas y mercancías por disminución de visibilidad en caminos:**

Por su alto contenido de aceites, al quemarse para su control en los campos produce un humo espeso, disminuyendo la visibilidad en los caminos adyacentes a la quema, pudiendo ocasionar accidentes de

tránsito (Norambuena & Escobar 2007).

- **El Estado y el sector privado invierten en control:**

Estos recursos podrían destinarse a otras necesidades si la especie no estuviera presente.

4.1

METODOLOGÍA CUANTIFICACIÓN Y VALORACIÓN ECONÓMICA DEL IMPACTO (7 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS)



En esta sección se presentan los impactos que pudieron ser valorados económicamente y la metodología de valoración económica. Para algunos impactos relevantes que no pudieron ser valorados económicamente se reportan antecedentes que justifican la no valoración.

4.1.1 CASTOR (*Castor canadensis*)

4.1.1.1

Valoración económica de impactos directos

• 4.1.1.1.1 Pérdida de biomasa forestal

La pérdida de biomasa forestal fue cuantificada mediante la superficie de bosque afectado (ha), utilizando como indicador la pérdida de ingresos económicos por producción de madera (PIE). Este indicador se calculó considerando la pérdida económica basal y la pérdida económica anual.

La pérdida económica basal, corresponde a la cuantificación del impacto histórico y potencial hasta el presente, basado en la superficie de distribución presentada. Es necesario destacar que este valor no está capitalizado y debe ser considerado como un piso mínimo de beneficios perdidos por este concepto. Aquel se determinará como la suma de la pérdida de ingresos económicos para cada una de las especies productivas (PIEsp_i) presentes en el área de impacto de *Castor canadensis*. Para lo anterior, será menester conocer la superficie de bosque productivo afectada (SB), las existencias (E) y el valor de la madera (VM) para las principales especies productivas (Sp), ponderado por el rendimiento

$$PIE (\$USD) = \sum_{Spi}^{Spn} PIE_{spi} (\$USD) = SB(ha) * E \left(\frac{m^3}{ha} \right) * VM \left(\frac{\$USD}{m^3} \right) * R(\%)$$

La pérdida económica anual se estima como el crecimiento volumétrico impactado anualmente, sobre la superficie impactada por *C. canadensis*. Para esto se utilizará la suma de la pérdida de ingresos económicos para cada una de las especies productivas (PIEsp_i) presentes en el área de impacto de *Castor canadensis*. Para lo anterior, será menester conocer la superficie de bosque productivo afectada (SB), el crecimiento anual (C), el impacto estimado de castor por especie (ICsp_i) y el valor de la madera (VM) para las principales especies productivas (Sp), ponderadas por el rendimiento volumétrico del bosque en pie (R).

$$PIE_a (\$USD/año) = \sum_{Spi}^{Spn} PIE_{spi} (\$USD) = SB(ha) * C \left(\frac{m^3}{ha/año} \right) * IC_{spi}(\%) * VM \left(\frac{\$USD}{m^3} \right) * R(\%)$$

Según las restricciones legales y ambientales vigentes, se consideraron como bosques productivos a aquellas formaciones vegetacionales que cumplan las siguientes condiciones:

- Se encuentren clasificadas como “bosque” en el Catastro de la vegetación nativa (CONAF 2005).
- Como restricción legal y ambiental, deben estar ubicadas a más de 20 m de la ribera (Romero et al. 2014).
- Se encuentran fuera del sistema de áreas silvestres protegidas o de sitios clasificados como iniciativas de conservación privada.
- Contengan como especies dominantes a *Nothofagus pumilio*, *Nothofagus betuloides* y/o *Nothofagus antarctica*, ya que estas corresponden a las especies dominantes para los tipos forestales presentes en la zona afectada por *C. canadensis* y corresponden a aquellas especies que presentan un interés productivo.

Las existencias en los bosques son variables según la composición del bosque, el estado de desarrollo en que se encuentre y el manejo aplicado sobre este. Para la cuantificación se utilizaron valores promedio de estudios publicados previamente. Se consideró un factor de rendimiento del bosque equivalente a un 14% (Delgado 2002; Schmidt et al. 2003).

El producto cuantificado para *Nothofagus pumilio*, *Nothofagus betuloides* será la madera aserrada. Para determinar el precio se utilizó el valor promedio de la madera aserrada puesta en las distintas regiones productoras para el año 2015. En cambio para *Nothofagus antarctica* se utilizará como producto la leña. El precio de la leña, será derivado de valor del “taco de leña”, considerando que un taco corresponde a la unidad de comercialización de la leña a nivel residencial, equivalente a un cilindro de 30 cm de longitud y 30 cm de diámetro, aproximadamente (0,021 m³) (Romero 2007). Se utilizará un crecimiento anual (C) y un impacto de castor por especie (ICsp_i) obtenidos de la bibliografía (Silva et al. 2008; Baldini et al. 2008). Los valores de cada una de las variables se detallan en el **cuadro 9**.

Cuadro 9. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración de la pérdida de biomasa forestal productiva por impacto de *Castor canadensis*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficies			
Nothofagus pumilio	ha	3.995,3	Elaboración propia - COT MMA
Nothofagus betuloides	ha	1.488,4	Elaboración propia - COT MMA
Nothofagus antarctica	ha	254,6	Elaboración propia - COT MMA
Existencias			
Nothofagus pumilio	m3/ha	530,5	Mosqueda & Caldentey 1995; Schmidt et al. 2003; Silva 2005
Nothofagus betuloides	m3/ha	445,6	Martínez-Pastur 2002; Cruz et al. 2005; Cruz et al. 2007; González 2008
Nothofagus antarctica	m3/ha	102,0	Martínez-Pastur 2008
Impacto de Castor			
Nothofagus pumilio	%	35,8	Baldini, 2008
Nothofagus betuloides	%	0,6	Baldini, 2008
Nothofagus antarctica	%	13,3	Baldini, 2008
Crecimiento			
Crecimiento	m3/ha/año	4,4	Silva et al. 2008
Productividad			
Rendimiento	%	14,0	Delgado 2002; Schmidt et al. 2003
Precios			
Nothofagus pumilio	\$USD/m3	559,7	INFOR 2015
Nothofagus betuloides	\$USD/m3	595,6	INFOR 2015
Nothofagus antarctica	\$USD/m3	12,0	Romero 2007

• **4.1.1.1.2 Efecto en la actividad agropecuaria: disminución de zonas pastoriles**

El efecto en la actividad agropecuaria corresponde a la disminución de zonas pastoriles, genera así una merma en el engorde y número del ganado ovino. Para cuantificar el impacto se utilizó el costo de oportunidad por ganado ovino no producido (CANP), obteniendo el valor del impacto de forma anual. Para este indicador no se calculará el valor basal, ya que se ha considerado que no sería apropiado realizar una modelación lineal a partir del valor anual obtenido, obviando antecedentes con los cuales no se cuenta en su totalidad, como lo son el crecimiento poblacional histórico de la especie, cómo ha cambiado su distribución y cuáles eran los niveles reales de producción y pérdida económica atribuible sólo al impacto de la especie. Para determinar el CANP se requiere conocer la superficie de praderas que se encontrarían afectadas por el castor (SP), la capacidad de carga animal de las praderas (CCA) y precio medio de la carne ovina (PC) y el peso medio de un ovino vivo (PMAV).

$$CANP (USD\$/año) = SP(ha) * CCA \left(\frac{UA}{ha} \right) * PC \left(\frac{USD\$}{kg} \right) * PMAV(kg/UA)$$

Se asumió que el total de las praderas que se encuentran en el área de distribución de *C. canadensis* (2.820,4 ha) se encuentran impactadas. Se consideraron valores promedio para la región, para las variables de carga animal ovina, precio de carne de animal vivo y peso medio del animal, según lo encontrado en la literatura publicada. Los valores de cada una de las variables se detallan en el **cuadro 10**.

4.1.1.2 Valoración económica de impactos indirectos

• **4.1.1.2.1 Destrucción de bosques de ribera y desestabilización del suelo**

Este impacto se encuentra mencionado en la literatura (Johnston & Naiman 1987; Anderson et al., 2006; Martínez et al. 2006; Anderson & Rosemond 2007; Baldini et al. 2008) y considera un proceso de pérdida de cobertura vegetal, invasión de plantas introducidas y pérdida de la regeneración natural. Dada la complejidad del proceso, se requiere de mayor información para realizar una cuantificación y posterior valoración del impacto. Los análisis realizados indican que una superficie de 5.971,5 ha de bosque podrían estar siendo impactadas por *C. canadensis*; sin embargo, se desconoce la magnitud del efecto que este impacto tendría sobre los bosques de ribera y estabilización del suelo. Sin esta información no es posible aproximarse a una valoración económica del impacto.

4.1.1 Castor (*Castor canadensis*)

Cuadro 10. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del efecto en la actividad agropecuaria por impacto de *Castor canadensis*. UA = Unidad Animal.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie de praderas	ha	2.820,4	Elaboración propia - COT MMA
Capacidad de carga animal	UA/ha/año	0,7	Ivelic-Sáez 2015
Precio carne animal vivo	USD\$/kg	1,7	ODEPA 2015
Peso medio animal vivo	Kg/UA	27,5	Pérez 1997

• 4.1.1.2.2 Impacto en la captura de carbono

La pérdida de bosque por culpa del castor tiene un impacto negativo en la captura de carbono (Soto Simeone 2011). Sin embargo, en este aspecto se debe tener extrema cautela, pues si bien el castor provoca eliminación de árboles que pueden fijar carbono, también los cuerpos de agua que crean los castores lo fijan. Por lo mismo, este impacto puede ser positivo y negativo. En este informe se aborda el impacto a la captura de carbono en los bosques que se ve afectada negativamente por la presencia castor.

Para cuantificar este impacto se utilizó el costo de capturar carbono (CCC) en el área de impacto de *C. canadensis*. Para este indicador no se calculó el valor basal, ya que se ha considerado que no sería apropiado realizar una modelación lineal a partir del valor anual obtenido, obviando antecedentes con los cuales no se cuenta en su totalidad, como el crecimiento poblacional histórico de la especie y cómo ha cambiado su distribución a lo largo del tiempo. Para determinar el CCC se ponderará la superficie de bosque impactado (SB) por el crecimiento (C) por la densidad de la madera (DM) y el contenido de Carbono (CC), multiplicado por el impacto de castor (ICspi) y el precio de la tonelada de Carbono capturado (PC).

$$CCC(\text{USD}\$/\text{año}) = SB(\text{ha}) * C\left(\frac{\text{m}^3}{\text{ha}}\right) * DM\left(\frac{\text{ton}}{\text{m}^3}\right) * CC(\%) * ICspi * PC(\text{\$/ton})$$

La estimación de este costo se limitó a los bosques de *Nothofagus*, los que corresponderían a 10.461,8 ha. El crecimiento, la densidad de la madera, el contenido de carbono y el impacto producido por castor se determinó a partir de la bibliografía. Además, se consideró el precio social de la tonelada de carbono, según lo determinado por el Ministerio de Desarrollo Social (2013). Los valores de cada una de las variables se detallan en el **cuadro 11**.

4.1.1.3

Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

• 4.1.1.3.1 Reparación a la infraestructura caminera

La construcción de castoreras por *C. canadensis* produce impactos en la infraestructura caminera, tapando alcantarillas y anegando caminos. Para cuantificar este impacto se utilizó el costo incurrido por reparación de caminos (CRC). Para este indicador no se calculó el valor basal, ya que se ha considerado que no sería apropiado realizar una modelación lineal hacia el pasado a partir

del valor anual obtenido, obviando antecedentes con los cuales no se cuenta en su totalidad, como los son la distribución de la especie y la ubicación histórica de infraestructura caminera que podría haberse visto afectada.

Para determinar el CRC se consideraron como variables la longitud impactada de caminos y obras viales (LCO) y el costo de reparación (CR) por km que incluye la remoción de ductos, limpieza de alcantarillas y sifones y reperfilado de compactación.

$$CRC(\text{USD}\$/\text{año}) = LCO(\text{km}) * CR\left(\frac{\text{USD}\$}{\text{km}}\right) / \text{año}$$

La longitud de impactos en caminos y obras viales se determinó considerando el promedio de ancho de los polígonos clasificados como caminos en el Catastro de la vegetación nativa (CONAF 2011) para el área de impacto de *C. canadensis*. Se consideraron como costos de reparación de caminos a aquellos que apliquen para el caso de inundaciones u obstrucción de alcantarillas por efecto de *C. canadensis*. Los valores de cada una de las variables se detallan en el **cuadro 12**.

• 4.1.1.3.2 Recursos públicos destinados hacia investigación que podrían ser utilizados en otras necesidades

Este impacto se midió mediante el costo de oportunidad que tiene el utilizar los recursos públicos en investigar la especie. Para ello se revisaron las bases de datos de instituciones públicas que poseen fondos concursables para investigación (CONICYT, FPA, SAG, CONAF), además se realizaron búsquedas en el portal de ChileCompra (Dirección ChileCompra, Ministerio de Hacienda. Gobierno de Chile; 2015) para revisar compras o licitaciones destinadas a la investigación o control de la especie.

Si bien, no se registraron en las bases de datos consultadas financiamiento a proyectos de investigación relacionados a *C. canadensis*, Anderson et al. (2012) establece un gasto público del recurso equivalente a USD\$1.650.000. En el portal de mercado público se registran un total de 4 órdenes de compra aceptadas y 5 licitaciones adjudicadas por un monto total que asciende a los USD\$108.938,04 entre los años 2006 y 2012 (Dirección ChileCompra; Ministerio de Hacienda. Gobierno de Chile, 2015).

Estas cifras serán consideradas como valor basal estimado, ya que corresponden a recursos ya destinados en la especie. No se determinará un valor anual para este indicador, considerando que no se tiene información de recursos destinados año a año por este impacto.

4.1.1.4 Resumen de impactos producidos por *C. canadensis* valorados económicamente

El **cuadro 13** presenta los impactos producidos por *C. canadensis* que son posibles de valorar utilizando el enfoque del VET, considerando el componente de valor, los servicios ecosistémicos que se afectan, la cuantificación del impacto y sus indicadores económicos para la valoración.

Cuadro 11. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del impacto en la captura de carbono de *Castor canadensis*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficies			
Nothofagus pumilio	ha	7.238,50	Elaboración propia - COT MMA
Nothofagus betuloides	ha	2.774,3	Elaboración propia - COT MMA
Nothofagus antarctica	ha	449,036	Elaboración propia - COT MMA
Crecimiento			
Crecimiento	m3/ha/año	4,4	Silva et al. 2008
Densidad de la madera			
Nothofagus pumilio	ton/m3	0,464	Ministerio de Agricultura - CONAF 2013
Nothofagus betuloides	ton/m3	0,550	Gasparri & Manghi 2004
Nothofagus antarctica	ton/m3	0,660	Gasparri & Manghi 2004
Contenido de C			
Nothofagus pumilio	ton/ha	0,5038	Ministerio de Agricultura - CONAF 2013
Nothofagus antarctica	--	0,489	Peri 2004 citado por Yerena et al. 2012
Nothofagus betuloides	--	--	--
Impacto de Castor			
Nothofagus pumilio	%	35,8	Baldini 2008
Nothofagus betuloides	%	0,6	Baldini 2008
Nothofagus antarctica	%	13,3	Baldini 2008
Precio Ton C	USD\$/ton	3,5	Ministerio de Desarrollo Social 2013

Cuadro 12. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del impacto en la estructura caminera de *Castor canadensis*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Longitud de impactos en caminos y obras viales	km	3,5	Elaboración propia
Remoción de ductos	USD\$/km/año	18.161,2	Soto-Simeone 2011
Limpieza de alcantarillas y sifones	USD\$/km/año	9.660,0	Soto-Simeone 2011
Reperfilado de compactación	USD\$/km/año	652,3	Soto-Simeone 2011

4.1.1 Castor (*Castor canadensis*)

Cuadro 13. Impactos valorados de *Castor canadensis* y sus componentes de valor en el VET.

TIPO	IMPACTO	COMPONENTE DE VALOR EN EL VET	SERVICIO ECOSISTÉMICO AFECTADO	CUANTIFICACIÓN DEL IMPACTO	INDICADOR ECONÓMICO PARA LA VALORACIÓN
USO INDIRECTO	Pérdida de biomasa forestal.	Uso de la madera.	Provisión (extracción maderera).	Superficie de bosque productivo potencialmente impactada.	Pérdida de ingresos económicos por producción de madera.
	Efecto en la actividad agropecuaria: disminución de zonas pastoriles.	Producción agropecuaria.	Provisión (alimentación)	Superficie de pastoreo de ganado ovino potencialmente impactada.	Costo de oportunidad por ganado ovino no producido.
	Disminución en la captura de carbono.	Captura de carbono.	Regulación (ciclo del carbono).	Superficie de bosque potencialmente impactada.	Costo de captura de carbono.
	Reparación de infraestructura caminera.	--	--	Longitud de caminos impactados.	Costo por reparación de caminos.
	Recursos públicos hacia investigación que podrían ser utilizados en otras necesidades.	--	--	Presupuesto público destinado a la investigación de la especie.	Costo de oportunidad de los recursos públicos dirigidos a investigación de la especie.

4.1.2 CONEJO (*Oryctolagus cuniculus*)

4.1.2.1 Valoración económica de impactos directos

4.1.2.1.1 Impactos en la industria vitivinícola, frutales, cultivos y plantaciones forestales

Si bien el impacto de *O. cuniculus* en la industria vitivinícola, frutales, cultivos se menciona en la literatura (Camus et al. 2014), la información existente es insuficiente para llevar a cabo una cuantificación o valoración económica del impacto. Se desconoce a nivel productivo la magnitud de la pérdida por herbivoría en la industria vitivinícola y frutícola. Por esta razón este impacto no fue valorado económicamente.

No obstante, fue posible aproximarse a valorar impactos en frutales, utilizando como indicador el costo por protección en plantaciones productivas de frutales. Para esto se ponderó el número de árboles de frutales productivos plantados en las comunas de distribución del conejo (NFPi) por el costo promedio de protección de plantas del daño producido por conejo (CPP).

$$CPPF \left(\frac{USD\$}{\text{año}} \right) = \sum NFP_i * CPP$$

Para efectos de la valoración se tomó como frutales productivos de interés el cerezo, limonero, naranjo, nogal, olivo, palto, vides de mesa y mandarina. El número de árboles plantados por comuna se extrajo del catastro nacional frutícola (ODEPA 2015) y se ponderó por la superficie impactada por conejo en cada una de las comunas. El costo promedio de la protección de plantas del daño producido por conejo se calculó a partir del precio de mercado de distintos tipos de protecciones para frutales, entre los que se encuentran mallas corrumbets, mallas plásticas, protectores para plantas de uso agrícola (Domínguez et al. 2010; Bioland 2015; Protekta 2015; Marienberg 2015). Se asume de este modo que el costo por protección de frutales representa el impacto económico mínimo sobre los mismos. Los valores de cada una de las variables se resumen en el cuadro 14.

Cuadro 14. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración económica del potencial impacto sobre frutales por *O. cuniculus*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
N° de árboles impactados de cerezo plantados	árbol/año	247.211,88	ODEPA 2015
N° de árboles impactados de limonero plantados	árbol/año	24.943,36	ODEPA 2015
N° de árboles impactados de naranjo plantados	árbol/año	39.260,25	ODEPA 2015
N° de árboles impactados de nogal plantados	árbol/año	156.649,54	ODEPA 2015
N° de árboles impactados de olivo plantados	árbol/año	728.236,56	ODEPA 2015
N° de árboles impactados de paltos plantados	árbol/año	155.246,24	ODEPA 2015
N° de vides de mesa impactados plantadas	árbol/año	80.049,24	ODEPA 2015
N° de árboles impactados de mandarina plantados	árbol/año	168.010,09	ODEPA 2015
Costo promedio de la protección de plantas del daño producido por conejo	USD\$/árbol	0,15	ODEPA 2015

Por otra parte, existe información para determinar el impacto de conejo en plantaciones forestales. Para esto, se utilizó como indicador el costo anual por replante. Se ponderó el impacto de conejo (IC) por la tasa de forestación de las principales empresas forestales (TFEF), por el costo de replante (CR).

$$CAR (USD\$/\text{año}) = IC (\%) * TFEF (\text{ha}/\text{año}) * CR (USD/\text{ha})$$

La literatura indica que el conejo podría dañar hasta un 100% las plantas (Rodríguez, 1988) durante el establecimiento de la plantación. Dentro de las medidas de control implementadas por las principales empresas forestales se encuentra la aplicación de control químico (Brodifacum) que permitiría disminuir la pérdida en plantaciones a un 2,5% (Urzúa 1984 citado por Rodríguez, 1988). Además, según datos de CONAF (2014) la tasa de forestación y reforestación de las principales empresas forestales durante el periodo 2006 – 2014 alcanzó en promedio las 58.793,1 ha y el costo de realizar replante asciende a 17,96 USD\$/ha (Acuña & Drake, 2003). Los valores de cada una de las variables se resumen en el cuadro 15.

Cabe mencionar que el Estado de Chile, subsidió la forestación mediante el DL 701 (Chile, Ministerio de Agricultura, 1974), el cual estuvo vigente hasta el año 2012 y el 2015 fue aprobado el proyecto de Ley de prórroga de su vigencia hasta el año 2018 (Cámara de Diputados de Chile 2015). Dentro de las actividades bonificables se encontraba la protección individual de plantas contra lagomorfos, la cual incrementaba el monto otorgado en 91.421 CLP²⁰ \$/ha, siempre que la

²⁰ Pesos Chilenos.

4.1.2 Conejo (*Oryctolagus cuniculus*)

protección se realizara en el 100% de las plantas (CONAF 2011). Si bien se conoce que el Estado entregó un total de USD\$271.497.916,6 (1.246.151,1 ha bonificadas) por forestación desde la creación del subsidio hasta el año 2012 (CONAF 2014), se desconoce el número de forestaciones que se acogieron a la medida de protección de plantas. Además, como la medida lo indica, no es un subsidio específico a la protección de plantas contra el ataque de conejos, sino que contra lagomorfos (liebres y conejos).

En el año 2008 entra en vigencia la Ley 20.283 (Chile, Ministerio de Agricultura 2008) y en el año 2010 el Fondo de Conservación del Bosque Nativo, el cual mediante concurso público bonifica actividades de manejo forestal con especies nativas con fines productivos madereros, no madereros, en bosques nativos de preservación, formaciones xerófitas de alto valor ecológico y fines de producción maderera bajo criterios de ordenación.

Dentro de las actividades bonificadas se encuentra la protección individual de plantas nativas por montos que van desde las 3 a 10 UTM/ha según densidad de plantación y objetivo de la intervención (Chile, Ministerio de Agricultura 2014). Si bien según estadísticas publicadas por CONAF se sabe que el Estado ha entregado bonificaciones por un monto total de USD\$2.637.100,3 (302 ha bonificadas) (CONAF 2014), se desconoce el número de forestaciones que se acogieron a la medida de protección de plantas y la densidad de plantación utilizada en estas.

Por otra parte esta medida no es exclusiva para el impacto producido por el conejo, ya que tiene como objetivo establecer un cerco

perimetral o protección individual para excluir el ganado doméstico, animales asilvestrados o animales silvestres que, por sus comportamientos o hábitos alimenticios, pudiesen poner en riesgo el establecimiento de la regeneración natural o el éxito de las actividades de enriquecimiento ecológico, siembra directa y/o plantación suplementaria (Chile, Ministerio de Agricultura 2014). Considerando estos antecedentes, resulta imposible llegar a una valorización de la bonificación por protección de plantas por daño de conejo.

Cuadro 15. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración económica del potencial impacto sobre las plantaciones forestales por *O. cuniculus*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Impacto del conejo	%	2,5	Urzúa 1984 citado por Rodríguez 1988.
Tasa de forestación de las principales empresas forestales	ha/año	58.793,1	CONAF 2014.
Costo de replante	USD\$/ha	17,96	Acuña & Drake 2003.

• 4.1.2.1.2 Caza (especie cinegética)

Este impacto es mencionado en la literatura, pero solo existe una publicación que aborda el tema en Chile, de los autores Isla y Katunaric (2006), quienes han realizado la cuantificación y valoración económica del impacto. Los autores concluyen que el consumo de carne de conejo como un subsidio para las familias en el sitio prioritario de Tregualemu, corresponde al 11,3% de las rentas anuales familiares. Este estudio representa un caso local (62 jefes de hogar, en 5 localidades alrededor del Sitio prioritario Tregualemu) y no es recomendable expandir esta información a la totalidad del territorio impactado por el conejo, considerando las diferencias socioculturales del territorio, por lo cual no es posible valorarlo.

4.1.2.2 Valoración económica de impactos indirectos

• 4.1.2.2.1 Cambio en la composición vegetal

Si bien este impacto ha sido identificado (Jaksic & Fuentes 1980; Fuentes & Simonetti 1982; Fuentes et al. 1983; Crawley 1990), la información existente es insuficiente para llevar a cabo una cuantificación o valoración económica del impacto, por lo que no se valoró económicamente.

• 4.1.2.3 Valoración económica de impactos a la biodiversidad

4.1.2.3.1 Impactos adversos sobre el matorral nativo

Impactos a *Cryptocarya alba*, *Convolvus chilensis* y *Jubaea chilensis*. Con la información existente en el país solo fue posible valorar el impacto a *Jubaea chilensis*. La forma de abordar económicamente este impacto se presenta en la sección de valoración económica de biodiversidad de este informe (sección 4.1.8).

4.1.2.4 Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

• 4.1.2.4.1 Recursos económicos desde el Estado o el sector privado son destinados para el control de conejo

Dentro de los esfuerzos de erradicación de conejo en islas se encuentra el proyecto Erradicación del conejo europeo en las islas Chañaral y Choros, ejecutado entre los años 2012 y 2015, el cual tuvo un costo de USD\$1.465.754 (Island Conservation & Torres Asociado Limitada 2011), el cual se consideró como un valor económico basal, por ser recursos que ya se han destinado a la erradicación de la especie.

4.1.2.5 Resumen de impactos producidos por *O. cuniculus* valorados económicamente

El cuadro 16, presenta los componentes de uso dentro del valor económico total, especificando el tipo de servicio ecosistémico que se afecta y sus indicadores para la cuantificación y valoración de cada impacto.

Cuadro 16. Impactos valorados de *Oryctolagus cuniculus* y sus componentes de valor en el VET.

TIPO	IMPACTO	COMPONENTE DE VALOR EN EL VET	SERVICIO ECOSISTÉMICO AFECTADO	CUANTIFICACIÓN DEL IMPACTO	INDICADOR ECONÓMICO PARA LA VALORACIÓN
USO DIRECTO	Impactos en plantaciones forestales	Producción silvícola	Provisión (madera)	Superficie de plantaciones forestales impactadas por conejo	Costo anual por replante en plantaciones forestales
	Impactos en plantaciones de frutales	Producción agrícola	Provisión (alimentos)	Superficie de plantaciones de frutales impactadas por conejo	Costo por protección en plantaciones productivas de frutales
NO USO	Sobre ²¹ : J. chilensis	Existencia (conservación)	Beneficios de la conservación de especies	Transferencia de beneficios desde estudios nacionales de valoración económica a componentes de la d. biológica	Disposición a Pagar (DAP)
OTROS IMPACTOS	Recursos económicos desde el Estado o el sector privado son destinados para el control de conejo	--	--	--	Costo de erradicación en islas Chañaral y Choros

²¹ Comparando con la imagen comprensiva VET para *O. cuniculus*, en este Cuadro solo se presentan los componentes de la biodiversidad afectados por *O. cuniculus* cuyo impacto fue factible de valorar en este estudio (ver Sección 4.1.8).

4.1.3 JABALÍ (*Sus scrofa*)

4.1.3.1 Valoración económica de impactos directos

4.1.3.1.1 Impacto en plantaciones de avellano europeo

Se cuantificó la superficie en hectáreas afectadas y se utilizó como indicador la pérdida en producción de avellano europeo y el costo económico que esta implica (CPAE). Para esto se ponderó el porcentaje de impacto que afecta el jabalí (P) a la producción de avellano europeo por la superficie productiva dentro del área de distribución (SPA), además se incluyó la productividad de una plantación (PAE) y el precio del avellano europeo (PAE).

$$CPAE (\$USD) = P(\%) * SPAE(ha) * PAE \left(\frac{kg}{ha} \right) * PAE(USD\$/kg)$$

La pérdida en la productividad de avellano europeo se determinó mediante consulta directa a productores que han sufrido el impacto en sus plantaciones, tomando un valor promedio de estas. Las superficies productivas de avellano europeo consideran a aquellas que se encuentran en las comunas dentro del área de distribución de jabalí, estas son Quilaco, Santa Bárbara, Cunco, Freire, Gorbea, Lautaro, Loncoche, Pitrufulquén, Vilcún, Osorno, Purranque, San Pablo, La Unión, Río Bueno, Lanco, Mariquina, Panguipulli, Curicó, Licantén, Molina, Romeral, Sagrada Familia y Teno (ODEPA – CIREN 2012-2014).

La productividad de las plantaciones de avellano europeo y el precio que este puede alcanzar se determinó según lo expuesto en la literatura especializada. Los valores de cada una de las variables se resumen en el **cuadro 17**.

Cuadro 17. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del costo por pérdida de producción de avellano europeo por impacto de *S. scrofa*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Pérdida por jabalí	%	12,50	Comunicación personal con productores.
Superficie con avellano europeo	ha	3.001,57	ODEPA - CIREN 2012, ODEPA – CIREN 2014.
Productividad de avellano europeo	kg/ha/año	1.500,00	Ellena 2013.
Precio	USD\$/kg	3,16	Ellena 2013.

4.1.3.1.2 Impacto a la actividad silvoagropecuaria (pérdida de productividad en praderas)

Este sistema productivo corresponde a la producción de carne y leche bovina, cuyo impacto se valoró mediante la pérdida en productividad en praderas y se utilizó como indicador el costo de oportunidad por kg de carne y litros de leche no producidos (CPPCL). Para esto, se ponderó la superficie de praderas de producción de carne (SPC) y leche (SPL) impactadas por el porcentaje de impacto causado por la hozadura de jabalí (IO), además se incluyó la productividad de carne (PRC) y leche (PRL) y el precio de los productos (PRC y PRL).

$$CPPCL (\$USD) = \left(SPC(ha) * IO(\%) * PC \left(\frac{kg}{ha} \right) * PRC \left(\frac{USD\$}{kg} \right) \right) + \left(SPL(ha) * IO(\%) * PL \left(\frac{l}{ha} \right) * PRL \left(\frac{USD\$}{l} \right) \right)$$

Tomando como información las bases de datos del Censo agropecuario (INE et al. 2007) y su metodología de encuesta, resulta imposible derivar directamente la superficie destinada a la producción de carne y de leche (Gompertz 2011). Como metodología de aproximación a este dato, se utilizarán las existencias (N° de cabezas de ganado) por tipo y producto (ovino, bovino, leche y carne) en las provincias en las que se distribuye jabalí. Las existencias se llevarán a Unidad Animal Equivalente (USDA & NRCS 2003), las cuales se ponderarán proporcionalmente por la superficie ocupada por jabalí en cada una de las provincias.

El impacto por hozadura de jabalí según la literatura presenta diferentes magnitudes en su cuantificación, los valores van desde 1% a un 55,8% de la superficie estudiada (Baron 1982; Welander 2000; Bueno 2011; Bueno et al. 2011; Haaverstad et al. 2014). Estos estudios establecen que para zonas de pastoreo este impacto podría alcanzar un 16 % de la superficie (Bueno 2011). Estas diferencias se atribuyen a que la magnitud de la hozadura puede variar considerablemente entre los distintos tipos de vegetación estudiada (Baron 1982) y tiene una fuerte dependencia a la densidad poblacional y su distribución (Haaverstad et al. 2014). Considerando que en Chile existe una baja densidad de población de la especie (Bonacic et al. 2010; Skewes & Aravena 2011) y que se cuantificó el impacto por hozadura solo en praderas, se utilizó una superficie impactada de 3,67%, que corresponde a un valor conservador, determinado como el promedio de hozadura presentado en los estudios con baja densidad poblacional de la especie. Los valores de cada una de las variables se resumen en el **cuadro 18**.

Cuadro 18. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del costo por pérdida de producción de leche por impacto de *S. scrofa*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie destinada a producción de carne	ha	483.464,50	INE et al. 2007; Elaboración propia
Superficie destinada a producción de leche	ha	308.346,01	INE et al. 2007; Elaboración propia
Impacto por hozadura de Jabalí	%	3,67	Welander 2000
Productividad en carne	kg/ha/año	256,80	Klee 2002
Productividad lechera	l/ha/año	2.500,00	Navarro et al. 2006
Precio de la carne	USD\$/kg	1,08	Echávvarri et al. 2014
Precio de la leche	USD\$/l	0,34	FEDELECHE 2014

Finalmente, el impacto en la actividad silvoagropecuaria se cuantificó como la suma del costo por pérdida de producción de avellano europeo (CPAE) y el costo por pérdida de producción de leche (CPPCL).

$$AS (USD\$/año) = CPAE (USD\$/año) + CPPCL(USD\$/año)$$

- 4.1.3.1.3 Impacto sobre la recolección de semillas de *Araucaria araucana***
 El impacto sobre la recolección de semillas de *A. araucana* será cuantificado mediante la proporción de semillas que son consumidas por *S. scrofa*, utilizando como indicador la pérdida económica por concepto de recolección y venta de piñones (PERP). Para esto se ponderará la superficie de bosques de *A. araucana* en el área de distribución de la especie (S) por la productividad media de piñones de los bosques de *A. araucana* (P), por el porcentaje de piñones que son consumidos por *S. scrofa* (PC) y el precio medio de venta del piñón (Pr).

$$PERP(USD\$) = S(ha) * P(kg/ha) * PC(\%) * Pr(USD\$/kg)$$

La superficie de bosques afectados de *A. araucana* se determinará a partir de los mapas de distribución de la especie y el Catastro de los recursos vegetacionales de Chile (CONAF 2011). La productividad media y el precio que se utilizará, son valores medios obtenidos a partir del documento publicados por FIA - Ministerio de Agricultura (2010). El porcentaje de piñones consumidos por *S. scrofa* se determinará a partir de la información publicada por Sanguinetti (2008), en estudios realizados en el Parque Nacional Lanín (Argentina), quien estableció un porcentaje de predación de semillas de un 27%. Los valores de cada una de las variables se resumen en el **cuadro 19**.

4.1.3.2 Valoración económica de impactos indirectos

- 4.1.3.2.1 Potencial impacto sobre el suelo**
 El potencial impacto sobre el suelo se cuantificó mediante la superficie de praderas que están siendo afectadas por el jabalí. Como indicador se utilizó el costo de recuperación de dichas praderas. Para determinar el costo total de recuperación

de las praderas impactadas por jabalí se ponderó la superficie de praderas en la distribución de jabalí (SP) por el porcentaje de praderas naturales (PN) y mejoradas (PM) por el porcentaje de hozadura (IO) y el costo de recuperación de cada tipo de pradera (CRPN y CRPM).

$$PISS(USD\$) = \left(SP (ha) * PN(\%) * IO(\%) * CRPN \left(\frac{USD\$}{ha} \right) \right) + \left(SP (ha) * PM(\%) * IO(\%) * CRPM \left(\frac{USD\$}{ha} \right) \right)$$

La superficie de praderas afectadas, se determinó a partir del mapa de distribución de la especie. La proporción de praderas naturales y mejoradas se obtuvo de los datos del Censo Agropecuario (INE et al. 2007), para las comunas en donde se encuentra distribuida la especie. Para el impacto por hozadura de jabalí se utilizó un porcentaje correspondiente a un 3,67%, el cual se explicó en el apartado anterior.

El costo de recuperación de la pradera se obtuvo a partir de la tabla de costos elaborada por el Sistema de Incentivos para la Sustentabilidad Agroambiental de los Suelos Agropecuarios (Ministerio de Agricultura – SAG – INDAP 2013). Se consideró el costo para el establecimiento de cubierta vegetal de distintos tipos, entre las regiones de distribución del jabalí (VII-XI Región). Para praderas naturales se utilizó el costo mínimo y para praderas mejoradas el costo máximo, asumiendo una directa relación entre la calidad de la pradera y el costo de esta. Los valores de cada una de las variables se resumen en el **cuadro 20**.

4.1.3 Jabalí (*Sus scrofa*)

Cuadro 19. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del impacto sobre la recolección de semillas de araucaria (*A. araucana*) por *Sus scrofa*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie de bosques de <i>A. araucana</i>	ha	203.459,00	CONAF 2011
Predación de piñón por jabalí	%	27,00	Sanguinetti 2008
Producción media de piñón	kg/ha/año	31,11	FIA - Ministerio de Agricultura 2010
Precio medio del piñón	USD\$/kg	1,11	FIA - Ministerio de Agricultura 2010

Cuadro 20. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del potencial impacto sobre el suelo por *Sus scrofa*.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie de praderas	ha	844.949,47	Elaboración propia - COT MMA
Porcentaje de praderas naturales	%	33,38	INE et al. 2007, COT MMA
Porcentaje de praderas mejoradas	%	66,62	INE et al. 2007, COT MMA
Impacto por hozadura de Jabalí	%	3,67	Welander 2000, Bueno 2011, Bueno et al. 2011
Costo de recuperación de praderas naturales	USD\$/ha	361,43	Chile, Ministerio de Agricultura 2013
Costo de recuperación de praderas mejoradas	USD\$/ha	624,70	Chile, Ministerio de Agricultura 2013

• 4.1.3.2.2 Facilitación trófica

Si bien existen antecedentes de facilitación trófica por parte de jabalí en especies nativas como Puma concolor (Skewes et al. 2012; Zuñiga & Muñoz-Pederos 2014), este impacto no ha sido estudiado en profundidad siendo materia de discusión, lo cual no permite valorarlo económicamente.

4.1.3.3 Valoración económica de impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

La especie jabalí impactaría a vertebrados, insectos y especies vegetales. Detalles de la valoración económica de impactos a componentes de la biodiversidad afectados se presentan en la sección 4.1.8.

4.1.3.4 Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

• 4.1.3.4.1 Recursos públicos hacia investigación de la especie que podrían ser utilizados en otras necesidades

Este impacto se medirá mediante el uso de recursos públicos para controlar o investigar la especie. Para ello se revisaron las bases de datos de instituciones públicas que poseen fondos concursables para investigación (CONICYT, FPA, SAG, CONAF), además se realizaron búsquedas en el portal de ChileCompra para revisar compras o licitaciones destinadas a la investigación o control de la especie.

Para determinar este costo se consideró el financiamiento estatal de diversos estudios sobre la especie el cual asciende a USD\$ 58.316,39 (Bonacic et al. 2010; Skewes & Aravena 2011). Adicional a esto, en el portal de mercado público, se registran un total de 2 licitaciones adjudicadas (N° 5657-73L3L113: Diagnóstico y estrategia de control de Jabalí y N° 5657-59-L112: Control de la especie invasora *Sus scrofa* en RNMCH) por un monto total que asciende a los USD\$4.004,99 entre los años 2012 y 2013 (Dirección ChileCompra, Ministerio de Hacienda. Gobierno de Chile, 2015). Estas licitaciones incluyen diagnósticos y propuestas para la estrategia de control de jabalí.

4.1.3.5 Resumen de impactos producidos por *S. scrofa* valorados económicamente.

El **cuadro 21** presenta los componentes de uso dentro del valor económico total de los ecosistemas afectados, especificando el tipo de servicio ecosistémico que se afecta y sus indicadores para la cuantificación y valoración de los impactos.

Cuadro 21. Impactos valorados de *Sus scrofa* y sus componentes de valor en el VET.

TIPO	IMPACTO	COMPONENTE DE VALOR EN EL VET	SERVICIO ECOSISTÉMICO AFECTADO	CUANTIFICACIÓN DEL IMPACTO	INDICADOR ECONÓMICO PARA LA VALORACIÓN
	» Actividad agropecuaria (impacto en producción de avellano europeo).	» Producción agropecuaria.	» Provisión (alimentación).	» Superficie impactada con producción de avellano europeo.	» Costo por pérdida de producción de avellano europeo.
	» Actividad agropecuaria (impacto en producción de praderas)	» Producción agropecuaria.	» Provisión (alimentación).	» Superficie de praderas impactadas.	» Costo de oportunidad por litros de leche y carne no producidos.
	» Caza (especie cinegética)	» Producción agropecuaria.	» Provisión (alimentación).	» Número de cazadores regulares de jabalí.	» Gasto en implementación de caza de jabalí.
	» Impacto por consumo de semillas de araucaria (A. araucana).	» Pérdida de semillas.	» Provisión (alimentación).	» Proporción de semillas perdidas por jabalí.	» Pérdida económica por merma en la recolección de semillas.
USO INDIRECTO	» Potencial impacto sobre el suelo.	» Pérdida de suelo.	» Regulación.	» Superficie de pradera afectada por hozadura de jabalí.	» Costo de restauración del suelo de praderas por hozadura producida por jabalí.
NO USO	» Sobre ²² : D. psigliroide, R. darwini, E. roseus, H. elegans, C. grantii, S. rubecula, P. starnii, A. olivaceus	» Existencia (conservación).	» Beneficios de la conservación de especies.	» Transferencia de beneficios desde estudios nacionales de valoración económica a componentes de la diversidad biológica.	» Disposición a Pagar (DAP).
OTROS IMPACTOS	» Recursos económicos desde el Estado destinados a investigación de la especie.	--	--	--	» Recursos públicos utilizados en investigación de la especie.

²² Comparando con la imagen comprensiva VET para *S. scrofa* en este cuadro solo se presentan los componentes de la biodiversidad afectados por *S. scrofa* cuyo impacto es factible de valorar en este estudio (ver Sección 4.1.8).

4.1.4 VISÓN (*Neovison vison*)

Visón resulta ser la especie cuyos impactos son los más complejos de valorizar económicamente, ya que son esencialmente a la biodiversidad y consecuentemente altamente intangibles desde una perspectiva económica. Por lo mismo, se presenta a continuación una propuesta de valoración basada en el costo de control de la especie. Se considera un planteamiento realista que puede ser utilizado a futuro en la gestión y control de la especie. Los impactos a la biodiversidad se abordan en la sección 4.1.8 de este informe.

4.1.4.1 Aspectos relevantes a considerar para la propuesta de valoración económica de impactos

Aunque se han llevado a cabo exitosas campañas de erradicación de mamíferos exóticos invasivos en islas y archipiélagos, importantes zonas continentales permanecen muy afectadas como resultados de los efectos de depredación, competencia y herbivoría. Así la erradicación de mamíferos exóticos invasores desde tierras continentales ha sido exitosa sólo cuando las acciones son realizadas en etapas tempranas del proceso invasivo (Gosling & Baker 1998). Para etapas posteriores existe un consenso en cuanto a la escasa posibilidad de erradicar mamíferos invasores desde regiones continentales. Sin embargo, no existe un consenso respecto de eficiencia, capacidades, metodologías y resultados para programas de control de estas especies invasoras a escalas regionales (Bryce et al. 2011).

De hecho la erradicación de carnívoros, especialmente mustélidos, permanece particularmente desafiante tanto en ambientes insulares como continentales, debido a los diferentes resultados en las capturas, y las dificultades en la detección de individuos en poblaciones de baja densidad, altas tasas de dispersión y movilidad, y respuestas poblacionales compensatorias (Mack et al. 2000, Craik 2008; Harrington et al. 2008; King et al. 2009; Medina-Vogel et al. 2015). Y más difícil aun cuando el modelo de trampa, los cebos, la experiencia del personal, clima, hábitat y variables biológicas afectan la eficiencia en las capturas y

los resultados poblacionales (Proulx 2012).

Todos aspectos aún más complejos al tratarse de mustélidos que, en general, son especies evasivas, la mayoría con comportamientos nocturnos y crípticas, por lo tanto, sus tamaños poblacionales son difíciles de estimar. Así la experiencia internacional indica que es prácticamente imposible atrapar cada visón en una región ya invadida (Zuberogoitia et al. 2010). Por lo tanto, el costo de la campaña por sitio dependerá entre otras cosas del costo de la mano de obra en la región, la naturaleza del hábitat, y el área en donde se llevará a cabo la campaña (accesibilidad, logística y tiempo necesario para cumplir con los objetivos de la campaña).

Aunque se espera que el costo del control en cada sitio disminuya en la medida que pasan los años, el costo de instalar las trampas y monitorearlas permanecerá constante y aumentará según las variables económicas del país (Harrington et al. 2009; Medina-Vogel et al. 2015). Y nunca se debe olvidar que la erradicación del visón a escala regional o nacional en ambientes continentales es económicamente muy elevada y en la práctica imposible (Nordstrom et al. 2003; Bonesi & Palazon 2007; Harrington et al. 2009). La sección busca estimar el costo que significaría para Chile controlar las poblaciones de visón en regiones continentales e insulares, basándonos en la metodología descrita por Medina-Vogel et al. (2015), y considerando las dificultades propias de la especie, las capacidades humanas, económicas y los diferentes ambientes ya invadidos.

4.1.4.2 Cuantificación del costo de control y metodología

• Aspectos generales:

En el análisis no se considera el tipo de trampa utilizada ni su costo, debido que aún no existe información de la efectividad de los diferentes tipos de trampas existentes y en los diferentes ambientes que podrían ser utilizadas en Chile, como también la diferencia en los costos de cada modelo de trampa. Se consideran las recomendaciones de Medina-Vogel et al. (2015) respecto de la especiación de las trampas y longitudes de los transectos, como también la cantidad de días por transecto. En todos los costos se considera la obra de mano básica de dos operarios, ambos caminando las riberas de ríos y esteros, navegando las riberas de lagos y costa marina tanto continental como insular, no se considera el costo de compra y mantención de la embarcación.

• Estación del año:

Es recomendable realizar las campañas entre el final del periodo de dispersión de los juveniles y en la época en que la territorialidad de los visones es más estable, es decir, durante el otoño y principio de invierno en Chile (marzo-junio) (Moore et al. 2003).

• Proporción estimada de la población a remover:

Si bien el cálculo de intensidad de esfuerzo y resultado se estimó para la reducción de un 70%, 80% y 90% de la población total, se debe tomar en cuenta que al menos una disminución a 0.15 individuos (machos y hembras)

por kilómetro es necesaria para evitar daños en las poblaciones de presas nativas (aves, mamíferos) (Bonesi et al. 2007). Es decir, una reducción superior al 80% de la población total teórica según Medina-Vogel et al. (2015).

• **Ambientes a impactar:**

Se estimó el cálculo considerando el total de la cuenca o isla incluida en el informe con base real de costo descrito por Medina-Vogel et al. (2015), como actividad anual.

• **Modelo aplicado:**

El cuadro 22 expresa el costo anual en controlar las poblaciones de visón por cuenca. Esa tabla considera los gastos reales expresados por Medina-Vogel et al. (2015) para las mismas cuencas estudiadas.

El cuadro no considera el valor de la mano de obra, valor de la adquisición de trampas, botes, motores fuera de borda, vehículos, equipos de campamento ni personal logístico de respaldo. No considera el costo de transporte de equipos y traslado desde la capital regional al sitio de trabajo.

Considera dos operarios, y los gastos logísticos (alimento y alojamiento para los operarios, cebos, combustible, repuestos, vestuario, misceláneos para la vida en campamento), para el trabajo en terreno, transporte desde el pueblo más cercano y control de los transectos de 6 km y 15 km, respectivamente. Las cuencas e isla incluida están de acuerdo a lo descrito por Medina-Vogel et al. (2015). Costos estimados como base mínimo para ambiente de río y mar y no promedio estimado. Se estima un descanso y tiempo de cambio de transecto de dos días. No se consideraron ríos y esteros tributarios del Río Petrohué y Cisnes debido a las dificultades geográficas para trabajar en estos.

Para un control efectivo del visón, estas campañas deben realizarse sobre grandes superficies lo cual requiere de una buena organización logística, buena planificación y la aplicación de técnicas y metodologías probadas. Para el caso de la Isla Magdalena en la Región de Aysén, la cual en gran parte es Parque Nacional, no se consideraron los ríos y lagos interiores, en esta región

no se han observado visones a más de 500 m del litoral marino. Sin embargo, estas campañas deberían al menos repetirse de manera intensa tres años seguidos para luego continuar con una campaña cada año por medio permanente (culling) con personal local entrenado, poniendo énfasis en las rutas de dispersión (Bonesi et al. 2007; Bryce et al. 2011). Es decir, para solo controlar el visón en la Isla Magdalena, el valor mínimo supera los US\$295.691 para comenzar, antes de continuar con un programa de cosecha permanente en sitios específicos como son las zonas de intermareales más extensas, hábitat preferidos por los visones en esta región (Medina-Vogel et al. 2013).

Cuadro 22. Costo en \$US de una campaña de otoño-invierno por cuenca y litoral marino.

CUENCA, litoral continental o isla	Cuerpo de agua	Longitud cuenca (Km)	Longitud transectos	N° de transectos	Costo mínimo 12 días (\$USD)	Costo mínimo Total (\$USD)
Isla Magdalena	Litoral marino	703,4	15 + 1	44	6.726	295.691
Río Maullín	Ríos (1)	289,2	6 + 1	41	5.044	208.409
	Ríos (2)	170,2	6 + 1	24	5.044	122.653
	Lagos	254,8	15 + 1	16	6.726	107.111
Río Petrohué	Ríos (1)	186,5	6 + 1	27	5.044	134.399
	Lagos	212,6	15 + 1	13	6.726	89.371
Estuario Río Cisnes, Queulat	Litoral Marino Queulat	108,3	15 + 1	7	6.726	45.526
Cuenca Río Cisnes	Ríos (1)	454,6	6 + 1	65	5.044	327.603
	Lagos	143,7	15 + 1	9	6.726	60.408

Nota: ríos (1): ríos principales, ríos (2): tributarios. El número de equipos en campaña se considera bajo la premisa que el trabajo debe ser terminado dentro de 1 año, con los equipos trabajando en paralelo

4.1.4 Visión (*Neovison vison*)

Para el caso de la erradicación en islas de los fiordos australes, la interacción entre el visón y la nutria de río o huillín (*Lontra provocax*) es un aspecto que debe considerarse (Medina-Vogel et al. 2013, 2015). Esta interacción social puede favorecer un plan de control o erradicación al disminuir los costos, las actividades pueden concentrarse en los sitios donde existe menos actividad de la nutria y en islas donde la mayor actividad de nutrias puede permitir una menor tasa de retorno del visón. Aún no existe información del patrón de dispersión de los visones en Chile, tanto en regiones continentales como en islas, cuán lejos de un curso de agua, del litoral o de la costa de un lago tierra adentro se distribuyen, considerando también las condiciones geográficas. Estos son aspectos claves, pues pueden significar la diferencia entre el control de un transecto al de tres o más situados de manera paralela, tierra adentro desde la ribera de un curso de agua, lo que aumentaría significativamente los costos. O puede ser la causa del fracaso de un programa que no considera transectos paralelos. Así, por ejemplo, en el caso de la cuenca del Río Maullín en la Región de los Lagos, la geografía permite implementar un control sobre toda la red hidrográfica. Una campaña de este tipo probablemente tendrá un impacto mayor sobre la población de visones y sobre mejores resultados respecto al control del daño que este produce sobre la biodiversidad nativa de la región.

A continuación, se detallan aspectos de la valoración económica de otros impactos considerados relevantes causados por visón.

4.1.4.3 Valoración económica de impactos directos

• 4.1.4.3.1 Efectos en la actividad agropecuaria local

De acuerdo a Eduardo Raffo de SAG Los Ríos, en relación al costo estimado por pérdidas en la actividad agropecuaria local, estudios parciales realizados con una encuesta de la zona de Maullín, la que refleja la percepción de las pérdidas sin cuantificación real de las mismas (sin verificación), alcanza a \$300.000 en cada ataque de visón, que considera el número de animales muertos, el tiempo invertido en la crianza de las aves de corral y el costo competitivo por dejar de percibir ganancias con las aves.

Registros de SAG Los Ríos estiman que en cada ataque se pierden en promedio 16 aves, el costo por ave adulta viva es de \$6.000 pesos aproximadamente; sin embargo, este valor neto no incluye el “perjuicio” hacia los productores como una ponderación por escala productiva, por ejemplo, es muy diferente perder 16 aves de 150 a perder 16 aves de 16. El perjuicio es mayor para la escala de agricultura de subsistencia, escalafón de agricultores muy común en el entorno de la Región de Los Ríos. Además, son pocas las denuncias que se reciben, es común que cuando se visita a un productor que denuncia, los vecinos también reclaman por pérdidas; sin embargo, estas denuncias informales no quedan registradas. Esto explica el poco número de ataques debidamente registrados por el SAG. Esta complejidad permite identificar el impacto, pero no valorarlo económicamente.

4.1.4.4 Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

• 4.1.4.4.1 Destinación de recursos del Estado para un mejor conocimiento y gestión de la especie:

Este impacto se midió mediante el costo del Programa de Control del SAG, Región de Los Ríos, equivalente a USD\$601.594 en un periodo de 3 años. Además, se consideró USD\$6.677,45 que constituye el costo de adquisición de trampas para atender las denuncias de visón. Ambos montos han sido proporcionados por Eduardo Raffo de SAG Los Ríos. No se encontraron órdenes de compra o contratos que involucren recursos hacia el estudio o control de la especie. Este valor se considerará como valor económico basal estimado (USD\$) dado que corresponde al costo de compra de materiales que serían reutilizados anualmente en las campañas de control. Existe la posibilidad de necesitar volver a comprar trampas por daños o incidentes en terreno, no obstante, no se cuenta con la información necesaria para predecir el tiempo de rotación de uso de cada trampa.

4.1.4.5 Valoración económica de impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

La especie visón afecta diferentes especies de vertebrados e invertebrados. En la sección 4.1.8 de este informe se presenta la forma de abordar monetariamente esos impactos para aquellas especies afectadas, para las cuales es posible aproximarse económicamente.

4.1.5 CHAQUETA AMARILLA (*Vespula germanica*)

Para este estudio, se realizó la recopilación de información a partir de la bibliografía, pero sin la realización de estudios en campo. El resultado fue obtenido mediante estimaciones calculadas por estudios previos que recabaron información a partir de opiniones de expertos y especialistas en los distintos rubros abordados, ya que durante las investigaciones se confirmó la falta de información objetiva sobre la incidencia de *Vespula germanica* sobre distintos sectores productivos del ámbito agronómico. Según esto, es importante considerar que las estimaciones aquí presentadas son preliminares, con un amplio rango de incertidumbre, ya que la información expuesta no tiene la objetividad que puede lograr una sucesión de evaluaciones experimentales.

Es por esto que este informe busca hacer un llamado de atención para los estudios de esta plaga, ya que, según los análisis y las opiniones de los encuestados, la avispa chaqueta amarilla significa un factor importante de pérdidas en algunos rubros agrícolas. También es importante destacar que en algunos cultivos la incidencia de esta plaga²³, que no es aun bien conocida por los productores, tiende a ser sobre estimada, ya que existe la tendencia de magnificar la cuantificación de los daños ante el desconocimiento de los impactos que puede ocasionar un ente desconocido.

La información del presente estudio se debe considerar como preliminar, no sólo por los pocos rubros que se reportan (aunque se asume son los más importantes respecto del impacto de la avispa), sino que también por la acotada información que existe sobre los hábitos tróficos de esta avispa en el país (incluso

en los rubros estudiados).

En la elaboración de este informe se usaron supuestos que deben confirmarse a través de investigación y evaluaciones dirigidas a caracterizar las preferencias alimenticias de esta especie de avispa, su impacto temporal (a lo largo del año), geográfico (respecto de su distribución exacta en el país, se asumió presente en todo el territorio, exceptuando desde la Región de Antofagasta al norte) y ambiental (respecto de ecosistemas donde la avispa es más abundante y agresiva; aunque no se conoce cuál es el impacto en ecosistemas más favorables o menos favorables para su desarrollo). Tampoco en este análisis se consideraron las acciones que algunos sectores puedan estar tomando para controlar a *V. germanica*.

Para el estudio, se usaron los niveles de daño propuestos previamente por Curkovic & Arraztio (2015) en el estudio Importancia económica de *Vespula germanica* F. (Hymenoptera: Vespidae) en producción de frutales y apícola, y distribución geográfica en Chile, en el cual se concluyó que la avispa chaqueta amarilla tiene relevancia en términos de la merma de rendimientos en estos rubros, a nivel nacional.

En este informe se hace un análisis de la distribución de frecuencia de los daños en el caso de la miel, pues esta presenta una discontinuidad entre 7 y 15%. Sin embargo, también es necesario revisar estos niveles, considerando que la información que permitió estimarlos era acotada y los escenarios en los cuales se estimó son dinámicos y pueden ir cambiando en el tiempo, tanto por la expansión de la invasión, como por los cambios climáticos y el mayor conocimiento que empieza a tener la población sobre esta especie (por

ejemplo, la identificación de las épocas en que ataca o el tipo de daño).

De acuerdo a todo lo anterior, resulta de vital importancia realizar estudios objetivos y en campo para estimar el real daño de esta especie y poder cuantificar los impactos, tanto directos como indirectos, que ocasiona sobre la producción agrícola y, según esto, establecer los criterios necesarios para su manejo.

Si bien los niveles de daño estimados de *V. germanica* superan en porcentaje (%) a algunas plagas de importancia económica para los distintos rubros, es importante considerar que estas mismas son controladas con manejos que equivalen a millones de dólares a nivel nacional, disminuyendo su daño a su menor expresión (nivel de daño económico). En cambio, para *V. germanica* los mecanismos de control a nivel agrícola son mínimos, generando que el impacto de esta especie se acerque a su "máxima" expresión (potencial), ya que sus densidades poblacionales no se ven reducidas por ningún mecanismo o manejo para su control que pueda lograr un balance favorable al sopesar la inversión en manejo de plagas (costo de control) versus el impacto de la plaga (daño en rendimiento).

En Chile, ya existen modelos de predicción de la fenología de *Vespula germanica*, así como algunos sistemas de trapeo, pero su manejo está limitado al ámbito forestal o, más bien, turístico. Cabe destacar que también existen manejos indirectos en la apicultura, ya que en este rubro el impacto de la chaqueta amarilla puede significar altas tasas de pérdidas en la producción de miel. Sin embargo, el carácter orgánico de este tipo de producciones las limita a realizar manejos vía control de Varroa y no directamente sobre la avispa.

También es importante considerar que la máxima actividad de las colmenas de

²³Nótese que se hace la referencia de plaga de la agricultura, dada la reducción del ingreso que causa, pero sin tener certeza de cuánto costará su control.

4.1.5 Chaqueta amarilla (*Vespula germanica*)

esta especie se alcanza en los periodos de cosecha de gran parte de los frutales y algunas hortalizas existentes, por lo que no solo puede afectar directamente a la producción dañando la fruta, sino que también hay que considerar el posible daño que esta plaga genera sobre los mismos cosecheros debido a su alta agresividad. Por lo que se hace aún más importante su control en el medio agrícola.

• Metodología

Se estudiaron los impactos económicos de *Vespula germanica* (chaqueta amarilla) sobre cinco rubros en los cuales esta avispa tendría una mayor incidencia sobre la producción: ciruelos para secado, miel de abeja, vid vinífera, manzanos y perales. Se recopiló información sobre las superficies, exportaciones y retornos económicos que estos generan y, específicamente para ciruelas deshidratadas, se evaluó también el mercado interno que tiene un alto valor monetario. Este ejercicio no se realizó en los demás rubros dado el desconocimiento detallado del nivel de ingresos, el bajo valor y la participación porcentual del mercado chileno.

Se consideraron los últimos 10 años para realizar un análisis económico y valorar las mermas de rendimiento estimado al año 2014. Se utilizaron los datos reportados en el informe Importancia económica de *Vespula germanica* F. (Hymenoptera: Vespidae) en producción de frutales y apícola, y distribución geográfica en Chile, elaborado por los autores Curkovic & Arraztio (2015) y en el que se estimaron los porcentajes de daño por rubro a partir de encuestas efectuadas a expertos y especialistas. Para ello se usó el método DELPHI (un sistema de evaluación especializado en situaciones de incertidumbre y acotada cantidad de información), obteniendo un rango de porcentaje de daño en cada rubro.

Para el cálculo de mermas se consideró el piso del rango estimado por método DELPHI (Curkovic & Arraztio 2015), privilegiando un cálculo conservador, dada la aparente sobre valoración del daño de *V. germanica*. Sin embargo, también se presenta la merma potencial para el valor techo del citado rango.

El cálculo de las mermas consideró también la ubicación espacial de los huertos, comparándola con la distribución espacial de chaqueta amarilla en el país (traslape geográfico). Dicho traslape coincidió para todos los rubros, debido a que *V. germanica* se distribuye en casi la totalidad de la superficie abarcada por el sector frutícola y apícola de Chile. Otro factor importante para el análisis es la fenología de los distintos rubros estudiados y de *V. germanica*, contrastándola a lo largo de la temporada para conocer los periodos de tiempo en que la mayor oferta de azúcar del cultivo o de la colmena (en apicultura) coincide con la máxima población y actividad de colecta de la avispa (traslape temporal), provocando una mayor susceptibilidad de ataque. En todos los rubros, el periodo de mayor susceptibilidad de ataque es el cercano a la cosecha debido a la acumulación de azúcares en los frutales y, en la apicultura, es el periodo en que el 75% de la miel se encuentra madura. Sin embargo, la fracción de la producción que no se traslapaba con la de máxima actividad de la avispa, no se excluyó del cálculo de la merma (cosechas previas a febrero), lo que podría significar una sobre estimación del impacto económico de la avispa sobre los rubros analizados. En los rubros en los cuales la información proporcionada por el estudio anterior era más limitada, se realizaron nuevas entrevistas a expertos con el fin de lograr información más objetiva sobre el impacto y los factores que podrían afectar la presencia de nidos y de avispas forrajeras en los predios. Según esto, se estimó la distribución de los

huertos mediante una pequeña muestra en la zona central, la que consideró la cercanía (contigüidad) de los predios a cerros y/o zonas con flora nativa.

La superficie de huertos aproximada que cumplió con las condiciones favorables para el desarrollo de nidos de *Vespula germanica* (condiciones de traslape ambiental) se le asoció el máximo (techo) de los rangos de daño estimados por DELPHI en el estudio anterior. Por su parte, el mínimo (piso) estimado por DELPHI se asoció a los casos de los huertos que se encontraban lejos de estas condiciones. Luego, los daños se ponderaron de acuerdo a la zona en la que se encontraba el huerto para obtener un valor estimado general para el rubro. Este cálculo se realizó solo para los cultivos de pomáceas y vid vinífera, en los otros rubros (miel de exportación y ciruela para secado) no se realizó esta estimación, ya que la mayor parte de la superficie de colmenas se encuentra en zonas abiertas o colindantes a flora nativa, mientras que no se dispone de información respecto de la ubicación de las canchas de secado de ciruelas.

Se debe destacar, que los modelos fenológicos utilizados (de los diferentes cultivos, abeja y avispa) se basaron en el desarrollo de todas las especies en la zona central, por lo que estas condiciones podrían variar en zonas más periféricas.

Finalmente, para dimensionar la magnitud del daño que genera *Vespula germanica* en los huertos frutales y la producción de miel de exportación, se realizó una comparación de la incidencia de chaqueta amarilla con una plaga de importancia económica en el rubro de las pomáceas, como lo es *Cydia pomonella*, con la finalidad de contrastar los impactos económicos que tiene una plaga considerada de importancia agronómica clave a nivel de daños y los recursos económicos utilizados para su control, a nivel general.

4.1.5.1 Valoración económica de impactos directos

• 4.1.5.1.1 Impactos en la viticultura

En Chile, la superficie total de vid destinada a la industria enológica es de aproximadamente 130.361,70 ha (ODEPA 2013a). De estas, la mayor producción (83%) se centra entre las regiones VII, VI y RM, siendo la Región del Maule la que concentra la mayor superficie de la producción de vino a nivel nacional. La producción nacional de vinos es de 989.627.210 litros a 2014, de estas cepas el 84,9% poseen denominación de origen (DO), el resto corresponde a vinos sin denominación de origen y provenientes de uva de mesa. De los vinos con DO, el 71,1% corresponde a cepas tintas y el resto (28,9%) a cepas blancas (SAG 2014). La exportación de este producto abarcó una suma superior a USD\$1.800 millones durante el 2014 (ODEPA 2013b).

El año 2015 comenzó con un buen comportamiento de las exportaciones de vino, presentando en enero un incremento total de 14,2% en volumen y de 16,9% en valor respecto a las cifras del mismo mes del año anterior. Posteriormente, en septiembre, las exportaciones alcanzaron los 73,1 millones de litros, 20,5% más que el mismo mes del año anterior. Aun así, durante éste mes se recaudaron US\$150,9 millones, 0,1% menos que el mismo mes del año anterior. De acuerdo a esto, en lo que va del año, desde enero a septiembre, las exportaciones totales de vinos suman 568,6 millones de litros (7,6% más respecto al mismo periodo del año anterior) por un total de USD\$1.200 millones (1,4% menos respecto al mismo periodo del año anterior). Dejando el valor del litro de vino bordeando los USD\$3,44 durante el año 2014 (Revista Todo Vino 2015).

Para el caso de la vitivinicultura, los daños reportados causados por *Vespula*

germanica se estiman superiores a un 15% en la producción de uva. Estay (2008) reporta para la Región de Valparaíso que el daño causado por chaqueta amarilla a la baya es del orden de un 10%. La atracción de *V. germanica* por las bayas se debe a las altas concentraciones de azúcares que posee la uva, la cual en su madurez alcanza los 24°Brix (240 g de azúcar en 1 litro de mosto). Sin embargo, el monitoreo de daños causados por *V. germanica* es muy bajo o nulo en los rubros analizados, por lo que la cantidad de información disponible es muy baja, destacando que algunos viñedos no reportan daños de chaqueta amarilla sobre las bayas.

Curkovic & Arraztio (2015) determinaron mediante el método DELPHI que la incidencia de este insecto sobre la producción de vid vinífera está en el rango de 7-10%; sin embargo, es necesario ponderar estos valores considerando que no toda la superficie nacional se ve afectada de igual manera por esta plaga. De acuerdo a esto, se consideró un 7% de daño para las zonas con baja incidencia de la especie, definida como aquellas ubicadas en sectores planos, alejadas de cerros y flora nativa, y de otros factores que pueden favorecer el desarrollo de las colmenas de la avispa. Bajo esa caracterización se estima una superficie aproximada de 97.9771 ha (75%) del total de viñas de la zona central. Por otra parte, el factor de 10% de daño fue considerado como el "peor escenario" según la estimación realizada por el estudio anterior, considerando las zonas de mayor incidencia de *Vespula germanica* y definiéndolas como aquellas cercanas o adyacentes a cerros o lugares que presenten formaciones con vegetación nativa y faciliten el desarrollo de las colmenas, estas zonas corresponden a 32.590 ha (25%) del total plantado con viñas en la zona central. Como se mencionó anteriormente, la producción total de vino a nivel nacional para el año 2014 fue de 989.627.210

litros. Considerando que el 74,11% de la producción de vino nacional con denominación de origen corresponde a cepas tintas, y asumiendo la misma distribución en los vinos sin denominación de origen, se estima que para el año 2014 se produjeron 703.624.946 litros vino tinto. El 25,89% restante serían cepas blancas y otros, correspondiendo a 286.002.264 litros (para efectos de este estudio se considerarán todas estas cepas restantes como blancas). Luego, se ponderó la producción de uvas para vino tinto y blanco, y se hizo un cálculo general considerando ambas cepas y su distribución.

La superficie total de vides viníferas en el país es aproximadamente de 130.361,70 ha con una producción promedio de 10.527 kg/ha y cerca de un 25% de estas se encuentra en zonas de posible incidencia de *Vespula germanica* (descritas previamente), se calcula un total de 32.590,43 ha afectadas en un 10% de la producción de uvas por esta plaga, lo que equivale a 34.307 ton. Asumiendo un valor ponderado de venta de USD\$0,25, se estiman mermas de 8,69 millones de dólares, siendo pérdidas del orden de 2,5% de la producción nacional (**cuadro 23**).

Por otra parte, en el 75% restante de la superficie (97.771,28 ha), donde el impacto de esta plaga es menor (7%), se estiman pérdidas de hasta 72.046,59 ton de bayas, lo cual se traduce en 18,25 millones de dólares, bajo las condiciones de precio de venta ponderadas anteriormente. Esto se traduce en pérdidas que rodean el 5,3 % de la producción nacional.

Considerando estos antecedentes, se estima que los impactos de *Vespula germanica* sobre viñas destinadas a la agroindustria enológica equivalen al 7,8% del total de la producción nacional (26,94 millones de dólares). Esto, a nivel predial, equivale a pérdidas promedio de USD\$226,69 por ha (**cuadro 24**).

4.1.5 Chaqueta amarilla (*Vespula germanica*)

Cuadro 23. Comparación de los rendimientos y superficie de las cepas tintas y blancas en Chile.

VARIABLE	UNIDAD	TINTO	BLANCA	TOTAL
Relación de productividad de uva (*)	Kg/L	1,3	1,6	1,39
Superficie de cultivos	Ha	96.607	33.755	130.362
Volumen de producción de vino	L	703.624.946	286.002.264	989.627.210
Producción de uva	Kg	914.712.430	457.603.622	1.372.316.052
Producción de uva por hectárea (*)	Kg/ha	9.468	13.557	10.527
Precio por kilogramo de uva (*)	USD\$	0,22	0,32	0,25
Valoración por hectárea de uva (*)	USD\$	2.083	4.338	2.667
Valoración total	USD\$	201.236.735	146.433.159	347.669.894

(*): Los valores se encuentran ponderados por productividad de cepas. Elaboración propia en base a Estay (2008); ODEPA (2013a); Curkovic & Arraztio (2015).

Cuadro 24. Impacto ponderado de *Vespula germanica*, asociado a los distintos contextos ambientales, considerando las variables de daño según la zona. Elaboración propia con base en ODEPA (2013) y Curkovic & Arraztio (2015).

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	
		Cultivos cercanos a cerros o formaciones de flora nativa	Cultivos en zonas planas y alejados de flora nativa
Superficie total	Ha	32.590,43	97.771,28
Proporción de superficies	%	25	75
Daño estimado por superficie	%	10	7
Merma por hectárea	Kg/ha	1.052,70	736,89
Mermas totales de producción	Ton	34.307,90	72.046,59
Merma de volumen de vino	m ³	24.740,68	51.955,43
Precio por kg de uva	USD\$	0,25	0,25
Pérdida por hectárea	USD\$/ha	266,70	186,69
Mermas totales	MMUSD\$	8,69	18,25
Impacto de <i>V. germanica</i> sobre producción vinícola	%	2,5%	5,3%

• 4.1.5.1.2 Impactos en la apicultura

En Chile existen alrededor de 10 mil explotaciones que administran más de 454 mil colmenas (Barrera & Valdés 2014). El 80% de la producción chilena de miel se concentra en los pequeños productores, quienes administran en promedio 100 o menos colmenas cada uno (INDAP 2005).

Cerca de un 90% de la miel producida a nivel nacional es exportada a los mercados de la Unión Europea y Estados Unidos, siendo el principal producto pecuario primario exportado por Chile (Barrera & Valdés 2014). En 2013, Chile produjo 8.195 toneladas, alcanzando USD\$3,3 por kilo, esto significó ingresos de alrededor de USD\$ 27,1 millones. Seguidamente, el año 2014, a pesar de presentarse una reducción de la producción total de miel de abeja para exportación en un 14,2%, el alza de precios desde USD\$ 3,3 por kilo a USD\$ 3,91 por kilo, significó un aumento del 1,2% en las ganancias totales de la miel exportada (equivalente a USD\$ 313.000 aproximadamente) (ODEPA 2015c)

Curkovic & Arraztio (2015), basados en una encuesta que aplicó el método DELPHI a productores (n=20), reportan daños en colmenas (mortalidad de obreras fuera de la colmena; se asume que la merma en la producción de miel es proporcional a la merma en población de obreras) de hasta un 30%. Sin embargo, es importante considerar que a nivel nacional también hay zonas en las cuales no se reportan daños de avispa. Es por esto que se deben ponderar los daños de *V. germanica* a nivel país. En los análisis realizados, se puede observar que hay una distribución que señala que el 50% de los afectados tiene menos de un 7% de daño o simplemente no reportan daño por *V. germanica*. Por otra parte, el otro 50% de los encuestados reporta daños por sobre el 15% llegando al 30%, incluso presentándose casos en los que existía un 50% de daño sobre las colmenas. No hubo respuestas entre 7 y 15%. Es por esto, y basado en el desconocimiento real de la situación en que se encuentran las colmenas a nivel nacional, que se realizó un análisis segmentado para efectos de dimensionar económicamente el

impacto de la avispa, considerando daños del orden del 7% (techo del rango inferior: $\leq 7\%$ en la encuesta) y por sobre el 15% (base del rango superior). Cabe señalar que también hay una merma de la actividad de colecta de néctar para la producción de miel de la colmena, debido a la caza de abejas obreras por *V. germanica* durante la época de pecoreo, pero la magnitud de este impacto se desconoce, por lo que no fue incluido en el análisis.

Tomando en cuenta los antecedentes antes expuestos, y considerando que para el año 2015 se han exportado alrededor de 9.729 toneladas de miel, por un valor total aproximado de USD\$38,8 millones, el impacto de chaqueta amarilla a este rubro podría significar pérdidas de 1.189 ton de miel, equivalente a USD\$4,26 millones, considerando un valor medio de impacto de 11% por *V. germanica*. Esto significa que, bajo el supuesto de una producción promedio de 18 kg de miel por colmena, se pierden 1,98 kg de miel por colmena por la acción de la avispa. Cabe destacar que el valor de impacto utilizado corresponde al valor del promedio aritmético de los impactos calculados por método DELPHI (7 y 11%). No obstante, a pesar del impacto causado, es importante considerar que existen casos en los que se han reportado hasta un 50% de daños por avispa; sin embargo, también es relevante tener presente que estas atacan colmenas débiles, previamente afectadas por enfermedades o condiciones adversas.

• **4.1.5.1.3 Impactos en la producción de ciruelas**

La superficie total de huertos de ciruelos europeos en Chile está entre 12.457 hectáreas según las cifras del Catastro Frutícola proyectadas al año 2012 (Tapia & González 2012), y 16.000 ha acorde a la industria (Revista Red

Agrícola 2012). Para el año 2014, la superficie según ODEPA era de 11.796 ha (ODEPA 2015d). De estas superficies, el 99% corresponde a la variedad D’Agen (Tapia & González 2012). De esta superficie, la mayor parte de los cultivos se encuentran en las regiones Metropolitana y de O’Higgins. Es importante destacar que para este estudio se consideró el promedio de la superficie planteada por estas 3 fuentes bibliográficas, lo que significa un total de 13.418 ha de ciruelo D’Agen.

Considerando que la producción promedio nacional de ciruelas por ha es de 14,3 ton/ha (acorde a datos recopilados hasta el año 2012), se ha estimado una producción promedio nacional total de 191.873 ton de ciruela. Según Tapia & González (2012), el rendimiento industrial que reportan las plantas procesadoras es de 30 a 35%, por lo que estas tendrían la capacidad de producir un volumen estimado entre 57.000 y 67.000 toneladas de ciruela seca, con y sin carozo.

Alrededor del 95% de la producción de ciruela seca (entre 57 y 67 mil ton) se comercializa en mercados internacionales (59.240 ton aprox.). Debido al sistema de venta que tiene este producto en Chile, los valores del precio interno bordean los 8 dólares por kilo, mientras que el valor promedio de exportación del año 2011 fue de 1,94 dólares por kilo (Tapia & González 2012). Según lo analizado por Curkovic & Arraztio (2015), los impactos negativos de *Vespula germanica* Fabricius en este mercado podrían alcanzar entre el 2 y 5%. Sobre todo considerando que la mayor cantidad de plantas de secado se encuentran en las regiones Metropolitana y de O’Higgins, donde esta avispa puede ser encontrada en todo lo largo y ancho de la superficie.

Cuadro 25. Impacto ponderado de *Vespula germanica*, asociado a la producción melífera. Elaboración propia en base a INDAP (2005); Barrera & Valdés (2014); ODEPA (2015b); ODEPA (2015c); Curkovic & Arraztio (2015).

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Producción miel a nivel nacional	Ton	10.809,89	Elaboración propia a partir de datos de ODEPA 2015b; Barrera & Valdés 2014
Miel exportada	Ton	9.728,90	ODEPA 2015b
Precio FOB	MUSD\$	38.750,30	ODEPA 2015b
Precio FOB/Kg	USD\$	3,98	ODEPA 2015b
Producción de miel por colmena	Kg	18	Elaboración propia
Impacto promedio de <i>V. germanica</i>	%	11	Acorde a método DELPHI
Pérdida de producción por colmena	Kg	1,98	Elaboración propia
Pérdida de producción nacional	Ton	1.189,09	Elaboración propia
Pérdida de ingresos a nivel nacional	MUSD\$	4.262,53	Elaboración propia

4.1.5 Chaqueta amarilla (*Vespula germanica*)

La atracción de esta especie por las ciruelas para secado se debe a que, debido a la deshidratación, los azúcares se concentran dentro del fruto, volviéndose una fuente energética muy atractiva y eficiente. Sin embargo, es importante considerar que, el daño generado por la avispa chaqueta amarilla no es igual en todas partes, encontrándose incluso con casos en los que no se registra/reporta la incidencia de esta plaga.

Para el presente estudio, acerca del impacto de la avispa chaqueta amarilla sobre ciruelas para secado, se usó un porcentaje de daño del 2% (piso del rango estimado por DELPHI; 2-5%), considerando que hay zonas que no se ven afectadas por las avispas y que, como no existe registro de esta en el rubro, su incidencia debe ser la menor posible.

Según lo anterior, considerando un aporte interno de USD\$26.000.000 y un retorno de las exportaciones de USD\$119.795.000, sumando un total de USD\$145.795.000, y considerando el 2% de daño (supuesto 1) generado por *V. germanica*, se podría estimar una pérdida total de USD\$3,6 millones. Sin embargo, también es importante estudiar el daño potencial que podría presentar esta especie sobre el mercado (según valores entregados por el método DELPHI), lo que significaría un 5% de daño (supuesto 2) a la producción nacional, pudiendo alcanzar los USD\$9.1 millones, con los valores considerados hasta el año 2012.

Para el año 2014 se estimó un aumento en la producción de ciruelas secas a 64.500 toneladas con un precio estimado de USD\$3,6, lo que generó ventas por USD\$233 millones (Chileprunes 2015). Asumiendo un daño potencial de 5% de la avispa chaqueta amarilla, este impacto podría significar un total de USD\$11,65 millones. Por lo demás, para el año 2015 se espera un

aumento en la producción de frutas secas a 75.000 toneladas, por lo que los impactos económicos potenciales de esta plaga se incrementarían (Revista del Campo, 2014; citando a Chileprunes).

• 4.1.5.1.4 Impactos e producción de peras y manzanas

En Chile, la superficie plantada de manzanos alcanzó aproximadamente 37 mil hectáreas hasta el 2014. De estas, 29.698 ha corresponden a manzana roja y 7.509 ha, a manzana verde. Por otra parte, existen 7.299 ha de perales europeos y asiáticos (ODEPA 2015c). Se reporta que el rendimiento promedio para manzanos y perales por hectárea es de 49,4 ton (ODEPA 2011), y de 33,5 ton (INDAP 2007), respectivamente.

La distribución de estos frutales se centra entre la VI y VII regiones, quedándose estas regiones con el 86,65 y 84,58% de la superficie plantada con manzanos y perales respectivamente (**cuadro 27 y cuadro 28**).

Por otra parte, se debe considerar la ubicación del huerto respecto de zonas en las cuales se pueda desarrollar el nido de chaqueta amarilla, ya que la situación en la que se asume que ocurren más daños por parte de esta plaga es en huertos ubicados en zonas precordilleranas cercanas a cerros y vegetación nativa, considerando una superficie aproximada del 30 % del total de huertos de manzanos. El 70 % restante de los huertos son aquellos que se encuentran en zonas de pendiente baja, rodeados por otros huertos frutales o alejados de puntos de posible crecimiento y desarrollo de colmenas de *Vespula germanica*.

También es importante tomar en cuenta que la colmena de chaqueta amarilla no alcanza su máxima actividad en el período de cosecha de todas las variedades en la zona central, reduciendo la cantidad potencial de daño que puede realizar la avispa sobre parte de las variedades Gala y

Packham's, los que representan un alto porcentaje de la producción nacional, sobre un 30% de la producción nacional. Es por este tipo de antecedentes, junto a la falta de información y seguimiento de esta plaga en el rubro frutal, que las ponderaciones del daño efectuado a la producción a nivel nacional de manzana y pera deben ser re-evaluadas. Debido a que existen pocos reportes de daño de *V. germanica* a huertos de estas dos pomáceas, se hace necesario revisar el valor estimado por Curkovic & Arraztio (2015) a un valor inferior al 2%, ya que el tamaño de la muestra de la encuesta original no parece reflejar el verdadero contexto de esta plaga sobre la producción de peras y manzanas a nivel nacional.

Considerando un impacto del 2% sobre la superficie susceptible a daños de chaqueta amarilla (30%), y que las exportaciones de manzana alcanzaron un volumen de 762.005 toneladas, logrando un retorno de USD\$ 710.729.000, el daño de *V. germanica* asociado a este cultivo sería del orden de USD\$4,25 millones. Sin embargo, la baja información sobre ataques de esta plaga a la fruta fresca permite señalar que esta cantidad, que significarían 4.572 ton de fruta aproximadamente, estaría sobre estimada en el rubro de la producción de manzanos. Esto significa pérdidas del 0,006 % del total de la producción nacional.

Cabe señalar que estas altas cifras ubican a la avispa en los primeros lugares de plagas de algunos de estos cultivos, lo que no se condice con la realidad, especialmente en manzanos. También se debe considerar que las mermas se deben mayoritariamente a otras especies de plaga documentadas en estos frutales, por ejemplo *Carpocapsa*, las cuales no incluyen los costos realizados para su control, mientras que en avispa el gasto en control en manzanos es presumiblemente cero.

Cuadro 26. Impacto ponderado de *Vespula germanica*, asociado a los cultivos e ingresos de ciruelo europeo. Elaboración propia en base a Tapia & González (2012); Revista Red Agrícola (2012); ODEPA (2015d); Curkovic & Arraztio (2015).

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie de huertos de ciruelos europeos	ha	13.417,67	ODEPA 2015; Tapia & González, 2012; Revista Red Agrícola 2012
Rendimiento por hectárea de ciruelo	Ton/ha	14,30	Curkovic & Arraztio 2015
Producción de ciruelo a nivel nacional	Ton	191.872,63	Elaboración propia
Rendimiento de la producción de ciruelo	%	32,50	Tapia & González 2012
Producción de ciruela seca a nivel nacional	Ton	62.358,61	Elaboración propia
Exportaciones de ciruela seca	%	95,00	Tapia & González 2012
Exportaciones de ciruela seca	Ton	59.240,68	Elaboración propia
Ciruela seca comercializada en Chile	%	5,00	Tapia & González 2012
Ciruela seca comercializada en Chile	Ton	3.117,93	Elaboración propia
Precio por kilo de ciruela exportada	USD\$/ kg	1,94	Tapia & González 2012
Precio por kilo de ciruela en mercado nacional	USD\$/ kg	8,00	Tapia & González 2012
Ingresos totales por concepto de ciruela seca	MUSD\$	139.870,35	Elaboración propia
Impacto negativo de <i>V. germanica</i> (supuesto 1)	%	2,00	Elaboración propia
Impacto negativo potencial de <i>V. germanica</i> (supuesto 2)	%	5,00	Elaboración propia
Impacto económico negativo de <i>V. germanica</i>	MUSD\$	2.797,41	Elaboración propia
Impacto económico potencial negativo de <i>V. germanica</i>	MUSD\$	6.993,52	Elaboración propia

Cuadro 27. Superficie (ha) de plantaciones de manzanos por región. Fuente: ODEPA (2011); INDAP 2007).

REGIÓN	III	V	RM	VI	VII	VIII	IX	XIV	TOTAL (ha)
Año catastro	2011	2014	2014	2009	2013	2012	2012	2012	
Manzano rojo	0,4	130,9	190,2	6.776,5	18.863,4	1.415,1	2.312,5	8,9	29.697,9
Manzano verde	--	42,0	47,9	3.467,2	3.624,6	146,8	163,4	16,9	7.508,8
Total (Ha)	0,4	172,9	238,1	10.243,7	22.488,0	1.561,9	2.475,9	25,8	37.206,7

Cuadro 28. Superficie (ha) de plantaciones de perales por región. Fuente: ODEPA (2015).

REGIÓN	III	IV	V	RM	VI	VII	VIII	IX	TOTAL (ha)
Año catastro	2011	2011	2014	2014	2009	2013	2012	2012	
Pera asiática	--	--	1,5	4,2	78,5	77,1	37,1	--	198,4
Peral	0,1	53,9	141,7	808,1	3.505,2	2.513,0	60,8	18,2	7.101,0
Total (ha)	0,1	53,9	143,2	812,3	3.583,7	2.590,1	97,9	18,2	7.299,4

4.1.5 Chaqueta amarilla (*Vespula germanica*)

4.1.5.1.5 Impactos en la producción de flores

Si bien, existe información que reconoce una pérdida de valor económico en la venta de *Proteas* y *Banksias* (Carrasco 2004; Ripa 2014), aquella no explica en forma cuantitativa el nivel o proporciones de daño, por lo que resulta insuficiente para cuantificar y valorar económicamente el efecto que genera *V. germanica* sobre los ingresos por comercialización de flores cultivadas.

4.1.5.1.6 Impactos al desarrollo del turismo en áreas silvestres protegidas

Este impacto ha sido descrito y cuantificado por la Corporación Nacional Forestal (Díaz 2013), en lo que se menciona que la pérdida en la visitación por *V. germanica* en áreas silvestres protegidas, específicamente en la Reserva Nacional Río Clarillo, alcanza cifras cercanas a un 80% (Díaz 2013). Se contrastó esta información con la visitación histórica entregada por el Instituto Nacional de Estadísticas (2014) y la Corporación Nacional Forestal. Se obtuvo una tendencia constante de incremento (figura 9), por lo que no se puede asumir absolutamente que el aumento o decremento en la visitación durante el período estudiado (2001-2010) tenga como único factor influyente la presencia de *V. germanica* en áreas silvestres protegidas.

En adición al análisis anterior, se calcula que las tasas de visitación previa (3.802,4 visitantes/año) y posterior (3.167,9 visitantes/año) al control en periodos de mayor presencia de *V. germanica* (noviembre - marzo), presentando incluso una tasa de visitación inferior (16,68%) para el periodo posterior al control (figura 10).

Las estimaciones presentadas no pretenden invalidar la información que CONAF, a través de su experiencia, ha generado y reportado, sino más bien se alerta respecto a la necesidad de profundizar en estos análisis, en los que el trabajo conjunto con CONAF resulta esencial.

Figura 9. Visitación histórica en Áreas Silvestres Protegidas entre los años 2001 y 2014. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de INE (2014).

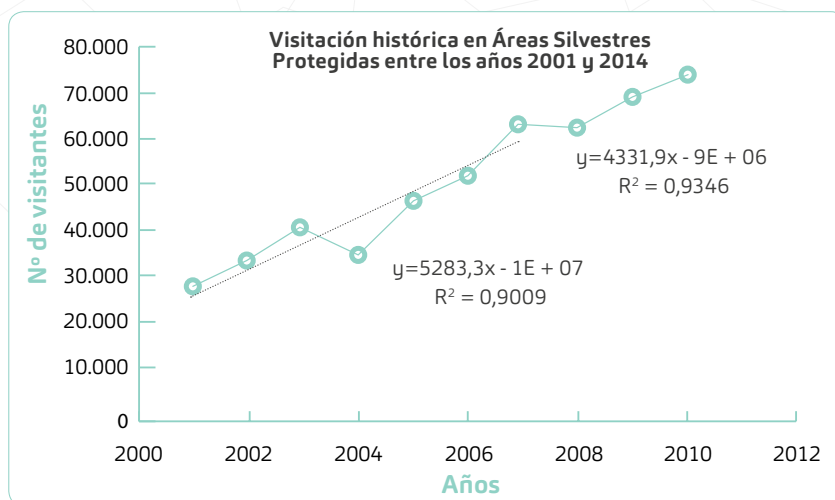
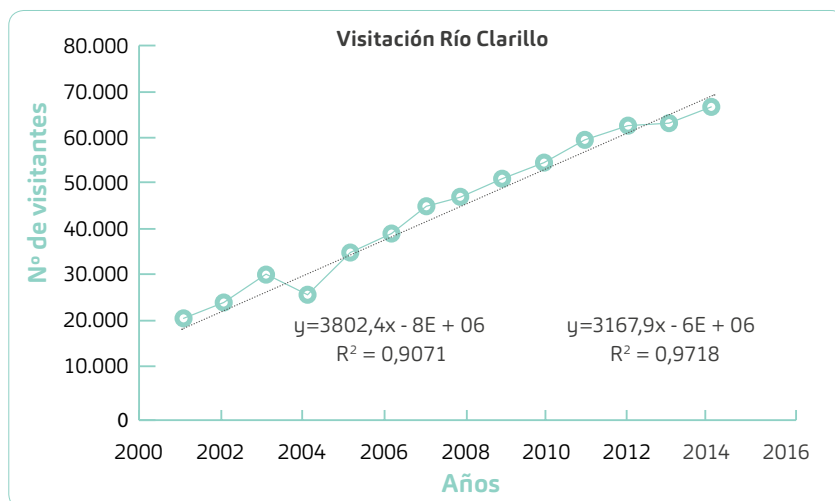


Figura 10. Visitación histórica en Reserva Nacional Río Clarillo entre los años 2001 y 2014. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de INE (2014).



4.1.5.2 Valoración económica de impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

La *V. germánica* afecta aves e insectos. Estos impactos se abordan en la sección 4.1.8 de este informe en forma conjunta con otras especies exóticas invasoras. En la propuesta metodológica de la sección 4.1.8 se consideran aquellas especies afectadas por *V. germanica* que pueden ser abordadas económicamente de acuerdo a la información existente.

4.1.5.3 Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

4.1.5.3.1 Destinación de recursos públicos y privados para el control de la especie

Para determinar este impacto se utilizará el gasto destinado a control en áreas silvestres protegidas. Para esto se ponderará el N° de áreas silvestres protegidas con presencia de *V. germanica* por el costo promedio de control de *V. germanica* por temporada.

$$GASP \left(\frac{USD\$}{año} \right) = N * CP \text{ (USD\$/año)}$$

Oficialmente CONAF ha indicado la presencia de la especie en 14 áreas silvestres y un gasto en control de entre CLP\$400.000 y 500.000 para la Reserva Nacional Río Clarillo. Dada la situación previa, se asume un costo promedio de CLP\$450.000 por cada Área Silvestre Protegida en donde ha sido oficialmente detectada la presencia de *V. germanica*. No es posible generar una aproximación ligada a la superficie, ya que no existe información suficiente sobre la distribución y ocupación de las poblaciones de chaqueta amarilla dentro de las Áreas Silvestres Protegidas, asimismo, no existe información publicada para lograr una ponderación del gasto basada

en el presupuesto de cada unidad. El **cuadro 29** presenta las principales variables.

Adicionalmente, se tienen antecedentes que muestran que el SAG ha gastado USD\$27.435,20 en importación de material para control de *V. germanica* (SAG 2013; SAG 2013b; SAG 2014). En el portal de mercado público, se registran un total de 3 órdenes de compras aceptadas y 3 licitaciones adjudicadas, relacionadas al control de la especie, por un monto total que asciende a los USD\$14.994,58, entre los años 2008 y 2013 (Dirección ChileCompra, Ministerio de Hacienda.

Gobierno de Chile, 2015). Como gasto público en investigación de la especie se encontró solo un proyecto por un monto que ascendería a USD\$24.335,59 (CONICYT 2015).

4.1.5.4 Resumen de impactos producidos por *V. germanica* valorados económicamente

El **cuadro 30** presenta los componentes de uso directo dentro del valor económico total de impacto de la especie, especificando el tipo de servicio ecosistémico que se afecta y sus indicadores para la cuantificación y valoración de dicho impacto.

Cuadro 29. Variables, unidades, valores y fuentes de información, para la valoración de los recursos públicos y privados destinados al control de la especie.

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
N° de ASP con presencia de la especie	N°	14	Díaz 2013
Costo promedio de control <i>V. germanica</i> por temporada	USD\$/año	667,74	Díaz 2013
Costo en control SAG	USD\$	27435,20	SAG 2013, SAG 2013b, SAG 2014

4.1.5 Chaqueta amarilla (*Vespula germanica*)

Cuadro 30. Impactos valorados de *Vespula germanica* y sus componentes de valor en el VET.

TIPO	IMPACTO	COMPONENTE DE VALOR EN EL VET	SERVICIO ECOSISTÉMICO AFECTADO	CUANTIFICACIÓN DEL IMPACTO	INDICADOR ECONÓMICO PARA LA VALORACIÓN
	» Actividad agropecuaria	» Producción melífera	» Provisión (alimentación)	» Impacto en ton sobre la producción de miel por daño a colmenas	» Costo por pérdida de producción de miel
	» Actividad agropecuaria	» Producción vitivinícola	» Provisión (alimentación)	» Impacto sobre el volumen de producción de vino por daño a vid	» Costo por disminución en la producción de litros de vino
	» Actividad agropecuaria	» Producción de ciruelas	» Provisión (alimentación)	» Superficie impactada de plantación de ciruelo	» Costo por pérdida de producción de ciruelas
NO USO	» Sobre ²⁴ : Biodiversidad (microfauna de insectos)	» Existencia (conservación)	» Beneficios de la conservación de ensamblajes de insectos	» Transferencia de beneficios desde estudios nacionales de valoración económica a componentes de la d. biológica	» Disposición a Pagar (DAP)
OTROS IMPACTOS	» Otros	» Destinación de recursos públicos y privados para el control de la especie	--	» Número y costo de control por cebos y trampas para <i>V. germanica</i> » Número y costo de proyectos destinados a la investigación de <i>V. germanica</i>	» Gasto estatal y privado en control de <i>V. germanica</i> » Costo de oportunidad de los recursos públicos dirigidos a investigación de la especie

²⁴ Comparando con la imagen comprehensiva VET para *V. germanica*, en este Cuadro solo se presentan los componentes de la biodiversidad afectados por *V. germanica* cuyo impacto es factible valorar en este estudio (ver sección 4.1.8).

4.1.6 ZARZAMORA (*Rubus spp.*)

4.1.6.1 Valoración económica de impactos directos

• 4.1.6.1.1 Impacto por invasión de praderas y cultivos agrícolas

Este impacto ha sido registrado en la literatura (Ramírez et al. 2005; Espinosa 2009), pero no ha sido cuantificado. Si bien la información de distribución que se tiene de la especie entrega una idea de cuál podría ser la superficie afectada para estos usos, esta información es insuficiente para cuantificar el impacto. Por otra parte, si se quisiera valorar mediante el costo por uso alternativo de las superficies impactadas por la especie, es necesario considerar que la zarzamora coloniza sitios que han sido degradados (Ramírez et al. 1991; Ramírez et al. 2005; Quiroz 2009; San Martín et al. 2009), por lo que los usos productivos no serían aplicables como opción alternativa, salvo bajo un análisis de proyectos que contemple como beneficios las utilidades potenciales y como costos el control/erradicación, la restauración del lugar, y la instauración del proyecto dado. A pesar de estas limitaciones, como una base de beneficios perdidos, se asumió el valor potencial que tendrían las praderas proporcionalmente afectadas respecto de las praderas económicamente utilizadas a nivel comunal, asumiendo como actividad alternativa la producción de carne por ganado bovino.

Para el cálculo del costo de oportunidad para carne bovina (COG) se utilizó un porcentaje de uso potencial de las áreas invadidas, dado por la sumatoria de los usos relacionados a praderas en cada comuna dividido en la superficie total de la misma (POT_i).

$$POT_i = \frac{C A P_i + F P_i + B D_i + P M_i + P N_i}{S C_i}$$

Sea CAPI=Cultivos anuales y permanentes; FPI=Praderas Forrajeras permanentes y de rotación; BDI= Praderas en barbecho y descanso; PMI=Praderas Mejoradas y PNI=Praderas naturales. SCi= Superficie Comunal. Para las n comunas con presencia de *R. ulmifolia*.

Dada la serie de factores potenciales, se estimó la cantidad de potencial kg de carne (CP) como la capacidad de carga (CC = 0,65 UA/ha) por la superficie total invadida por comuna (STI_i), ajustada al POT_i multiplicado por los kg comercializables de carne por UA (KC = 366 kg/UA).

$$CP (kg/año) = \sum_{i=1}^n CC \left(\frac{UA}{ha/año} \right) * STI_i (ha) * POT_i (%) * KC \left(\frac{Kg}{UA} \right)$$

Finalmente, el costo de oportunidad fue calculado como la cantidad potencial de kg de carne por el valor de venta del kg de carne bovina en dólares (VC).

$$COC (\$USD/año) = CP (kg) * VC \left(\frac{\$USD}{kg} \right)$$

VARIABLE	UNIDAD	VALOR
Cantidad potencial de carne en zonas invadidas	Kg/año	8.297.357
Valor de la carne bovina en el mercado	\$USD/kg	1,08

• 4.1.6.1.2 Impacto por invasión de cultivos forestales

Este impacto ha sido registrado en la literatura (Arauco 2012), pero no ha sido cuantificado. Si bien la información de distribución que se tiene de la especie entrega una idea de cuál podría ser la superficie afectada para estos usos, esta información es insuficiente para cuantificar el impacto de la especie. Por otra parte, si se quisiera valorar mediante el costo por uso alternativo de las superficies impactadas por la especie, es necesario considerar que la zarzamora coloniza sitios que han sido degradados (Ramírez et al. 1991; Ramírez et al. 2005; Quiroz 2009; San Martín et al. 2009), por lo que los usos productivos no serían aplicables como opción alternativa.

No obstante lo anterior, para estimar una base de beneficios perdidos, se calculó el potencial costo de oportunidad anual de espacios invadidos por *Rubus ulmifolia* tanto para usos forestales como agrícolas.

En el caso del costo de oportunidad para plantaciones de pino insigne (COPR), se ponderó el producto de la superficie de plantaciones con presencia de *R. ulmifolia* (SPR) y el rendimiento medio de una plantación de pino Insigne (RPP), factorizando el porcentaje medio de presencia de madera aserrable y pulpable (Pa y Pp) en una plantación por su respectivo valor medio de venta por m³ (\$a y \$p), todo ello distribuido en la cantidad de años de la rotación (ROT).

4.1.6 Zarzamora (*Rubus spp.*)

$$COPR(USD\$/año) = \frac{SPR (ha) * RPP \left(\frac{m^3}{ha}\right) \left(P_a * \$_a \left(\frac{\$USD}{m^3}\right) + P_p * \$_p \left(\frac{\$USD}{m^3}\right)\right)}{Rot(Año)}$$

Cuadro 31. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración del control de *Rubus spp.*

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie de terreno de uso forestal con presencia de <i>R. ulmifolia</i>	ha	2.112,78	Elaboración propia a partir de datos de Castro & Merlet 2014
Rendimiento plantaciones de <i>Pinus radiata</i>	m3/ha	400,00	González 1971
Proporción media de madera aserrable	%	0,70	Bown 1998
Proporción media de madera pulpable	%	0,30	Bown 1998
Valor de venta de madera aserrable	\$USD/m3	45,94	Boletín INFOR, Marzo 2016
Valor de venta de madera pulpable	\$USD/m3	20,74	Boletín INFOR, Marzo 2016
Rotación	Año	20	

4.1.6.1.3 Impacto en la agroindustria por comercialización de frutos

Se identificó que existe un mercado asociado a la recolección de mora silvestre, la que puede alcanzar precios cercanos a 1,6 USD\$/kg, con valores medios de 1,27 USD\$/kg en el mercado nacional durante el 2013 (Ministerio de Agricultura & ProChile 2012; ProChile 2013), pero no se cuenta con estadísticas que indiquen cuál es el volumen de recolección o su participación dentro del mercado.

De acuerdo a los valores entregados por ODEPA (2014), la superficie certificada de mora orgánica es de 812,6 ha, de las cuales 634,3 ha (78,05%) corresponden a recolección silvestre. Se indica, además, que las exportaciones de moras orgánicas alcanzarían cifras de 993 ton, equivalentes a un ingreso de MMUS\$ 3,7 (ODEPA 2013), de lo anterior

se desprende una estimación de ingresos debido a recolección de mora silvestre certificada de MMUS\$2,89, que explica un piso mínimo de beneficios directos por recolección y comercio de *R. ulmifolius*.

4.1.6.1.4 Impactos en la economía familiar por actividad económica temporal

Al igual que como se mencionó en el punto anterior, si bien existe un mercado asociado a la recolección de mora silvestre (Recabarren 2011; Ministerio de Agricultura & ProChile 2012), no se cuenta con estadísticas que indiquen cuál es su participación específica dentro de la generación de empleos, que permita una valoración nacional, por lo que no es posible valorar este impacto económicamente.

4.1.6.2 Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

4.1.6.2.1 Recursos destinados al control de la especie

Para determinar el costo de control de *Rubus spp.* se ponderará el costo de control mecánico humano en islas (CCI) por la superficie cubierta por *Rubus spp.* en las islas Robinson Crusoe y Alejandro Selkirk (SIR, SIA). Adicional a esto se ponderará el costo de remoción mecánico-química en Chile continental (CCC), por la superficie ocupada por la especie en el territorio continental (SC).

Se han realizado estimaciones del costo de control de *Rubus spp.* Para la situación insular, estos costos alcanzan valores de 7.716,16 US\$/ha (CONAF 2014, Vargas 2015) y para Chile continental los valores son de 741,94 US\$/ha (UACH, IEF, INIA, CONAF, UFRO, Proyecto GEF-AJF, MUCECH 2015). La superficie cubierta por *Rubus spp.* en islas asciende a 744,00 ha, en cambio, en Chile continental alcanza las 187.811,11 ha (Elaboración propia a partir de datos de Castro & Merlet 2014 y CONAF 2011). Los valores de cada una de las variables se resumen en el **cuadro 32**.

4.1.6.3 Resumen de impactos producidos por *Rubus spp.* Valorados económicamente

El **cuadro 33** presenta los componentes de uso dentro del valor económico total de impacto, especificando el tipo de servicio ecosistémico que se afecta y sus indicadores para la cuantificación y valoración de dicho impacto.

$$CCR(USD\$) = CCI \left(\frac{USD\$}{ha}\right) * (SIRC(ha) + SIAS(ha)) + CCC(USD\$/ha) * (SC(ha))$$

Cuadro 32. Variables, unidades, valores y fuentes de información, para la valoración del control de *Rubus spp.*

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Costo de control mecánico humano remoción en islas	USD\$/ha	7.716,16	CONAF 2014, Vargas 2014
Superficie impactada (RC)	ha	624,00	Elaboración propia a partir de datos de Castro & Merlet 2014
Superficie impactada (AS)	ha	120,00	Elaboración propia a partir de datos de Castro & Merlet 2014
Costo de remoción mecánico-química en Chile continental	USD\$/ha	741,94	ACH, IEF, INIA, CONAF, UFRO, Proyecto GEF-AJF, MUCECH 2015
Superficie impactada Chile continental	ha	187.811,11	Elaboración propia a partir de datos de CONAF 2011

Cuadro 33. Impactos valorados de *Rubus spp.* y sus componentes de valor en el VET.

TIPO	IMPACTO	COMPONENTE DE VALOR EN EL VET	SERVICIO ECOSISTÉMICO AFECTADO	CUANTIFICACIÓN DEL IMPACTO	INDICADOR ECONÓMICO PARA LA VALORACIÓN
USO DIRECTO	» Impacto positivo en la agroindustria por comercialización de frutos (impacto por producción de mora certificada)	» Producción agropecuaria	» Provisión (alimentación)	» Superficie de mora silvestre con certificación de estado	» Ingresos debido a la recolección de mora silvestre certificada
	» Impacto negativo por invasión de praderas y cultivos agrícolas (producción de carne de ganado bovino)	» Producción agropecuaria	» Provisión (alimentación)	» Porcentaje de uso potencial de áreas invadidas	» Costo de oportunidad de producir carne bovina
	» Impacto negativo por invasión de cultivos forestales (madera pino insigne)	» Producción forestal	» Provisión (madera)	» Superficie potencial de terreno de uso forestal con presencia de R. ulmifolia	» Costo de oportunidad de producir madera de Pino insigne
OTROS IMPACTOS	» Recursos utilizados en el control de la especie				» Costo de control de la especie

4.1.7 ESPINILLO (*Ulex europaeus*)

4.1.7.1 Valoración económica de impactos directos

4.1.7.1.1 Impactos negativos en áreas silvestres protegidas

Este impacto se encuentra identificado, pero no ha sido cuantificado. La escala cartográfica utilizada en este estudio para la construcción de los mapas de distribución de la especie, no permite realizar un levantamiento con un mayor nivel de detalle que pueda identificar y cuantificar aquellos sectores definidos como áreas de uso para recreación dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas. De acuerdo a consultas realizadas por el equipo consultor, CONAF no tiene esta información. Por esta razón, no es posible valorar económicamente este impacto.

4.1.7.1.2 Impactos al paisaje

Si bien, algunos profesionales consultados mencionaron este impacto, no existe ningún tipo de información ni a nivel nacional, ni internacionalmente que permita aproximarse a su cuantificación y posterior valoración.

4.1.7.1.3 Impactos negativos por invasión de praderas y cultivos agrícolas

Al igual que en el caso de *Rubus spp.*, este impacto se encuentra identificado, pero no ha sido cuantificado a nivel país. De la información disponible, se cuenta con datos estimados de los costos de recuperación y costo de oportunidad vía ganado ovino para Chiloé (Holmberg et al. 2006). Si bien, estos datos permiten una estimación de 3057,54 USD\$/ha de ingreso, con una evaluación de =0,06 y horizonte de 20 años, no se considera prudente extrapolarlo a la superficie continental, debido a la gran variedad de usos, costos y retornos en que se podría incurrir/recibir al cambiar variables espaciales y económicas, por lo que la estimación propone un piso mínimo de impacto que sería generado en la Isla Grande de Chiloé asumiendo una situación de recuperación de áreas con *U. europaeus* para establecimiento de praderas con ganado ovino. Asimismo, considerando que el costo incluye recuperación de praderas, el costo de oportunidad del ganado ovino no es extrapolable como un impacto anual, sino sólo como un costo histórico. De esta forma, como una base de beneficios perdidos, se asume el valor potencial que tendrían las praderas proporcionalmente afectadas respecto de las praderas económicamente utilizadas a nivel comunal, asumiendo como actividad alternativa la producción de carne por ganado bovino. Para el cálculo del costo de oportunidad para carne bovina (COG) se utilizó un porcentaje de uso potencial de las áreas invadidas, dado por la sumatoria de los usos relacionados a praderas en cada comuna dividido en la superficie total de la misma (POTi).

$$POT_i = \frac{Capi + Fpi + BDi + PMi + PNi}{Sci}$$

Sea CApi=Cultivos anuales y permanentes; FPi=Praderas Forrajeras permanentes y de rotación; BDi= Praderas en barbecho y descanso; PMi=Praderas Mejoradas y PNi=Praderas naturales. Sci= Superficie Comunal. Para las n comunas con presencia de *U. europaeus*.

$$CP (kg/año) = \sum_{i=1}^n CC \left(\frac{UA}{ha/año} \right) * STIi (ha) * POTi (%) * KC \left(\frac{Kg}{UA} \right)$$

Dada la serie de factores potenciales, se estimó la cantidad de potencial kg de carne (CP) como la capacidad de carga (CC = 0,65 UA/ha) por la superficie total invadida por comuna (STIi), ajustada al POTi multiplicado por los kg comercializables de carne por UA (KC = 366 kg/UA).

Finalmente, el costo de oportunidad fue calculado como la cantidad potencial de kg de carne por el valor de venta del kg de carne bovina en dólares (VC).

$$COC(\$USD/año) = CP(kg) * VC \left(\frac{\$USD}{kg} \right)$$

VARIABLE	UNIDAD	VALOR
Cantidad potencial de carne en zonas invadidas	Kg/año	3.351.544
Valor de la carne bovina en el mercado	USD/kg	1,08

• 4.1.7.1.4 Impacto negativo por invasión de cultivos forestales

Al igual que en el caso de *Rubus spp.* este impacto se encuentra identificado, pero no ha sido cuantificado. Si se consideran las limitaciones de información que posee el Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile (CONAF-CONAMA 1999) y el nivel de degradación que poseen los suelos donde crece la especie (Ramírez et al. 1991; Ramírez et al. 2005; Quiroz 2009; San Martín et al. 2009), resulta difícil cuantificar el impacto de forma directa e indirecta mediante usos alternativos. No obstante lo anterior, para estimar una base de beneficios perdidos, se calculó el potencial costo de oportunidad anual de espacios invadidos por *Ulex europaeus* para usos forestales.

En el caso del costo de oportunidad para plantaciones de pino insigne (COPU), se ponderó el producto de la superficie de plantaciones con presencia de *U. europaeus* (SPU) y el rendimiento medio de una plantación de pino insigne (RPP), factorizando el porcentaje medio de presencia de madera aserrable y pulpable (P_a y P_p) en una plantación por su respectivo valor medio de venta por m³ ($\$_a$ y $\$_p$), todo ello distribuido en la cantidad de años de la rotación (ROT).

$$COPU(USD\$/año) = \frac{SPU (ha) * RPP \left(\frac{m^3}{ha}\right) \left(P_a * \$_a \left(\frac{\$USD}{m^3}\right) + P_p * \$_p \left(\frac{\$USD}{m^3}\right)\right)}{Rot(Año)}$$

Cuadro 34. Variables, unidades, valores y fuentes de información para la valoración económica del control de *Rubus spp.*

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Superficie de terreno de uso forestal con presencia de <i>U. europaeus</i>	ha	435,48	Elaboración propia a partir de datos de Castro & Merlet 2014
Rendimiento plantaciones de <i>Pinus radiata</i>	m ³ /ha	400,00	González 1971
Proporción media de madera aserrable	%	0,70	Bown 1998
Proporción media de madera pulpable	%	0,30	Bown 1998
Valor de venta de madera aserrable	\$USD/m ³	45,94	Boletín INFOR, Marzo 2016
Valor de venta de madera pulpable	\$USD/m ³	20,74	Boletín INFOR, Marzo 2016
Rotación	Año	20	

• 4.1.7.1.5 Impacto positivo por uso energético

Si bien existe información sobre este impacto (Espinosa 2010; Bosque Cautín 2011; Diario El Austral 2011), esta resulta insuficiente para cuantificar y valorar económicamente el efecto que tiene *U. europaeus* en la generación energética.

La información disponible indica que la Compañía Comasa produciría energía (25 MW) a partir de residuos forestales y agrícolas, incluida esta especie; sin embargo, basado en comunicación directa con la compañía, actualmente no hay uso de la especie dentro de su proceso productivo.

4.1.7.2 Valoración económica de impactos indirectos

• 4.1.7.2.1 Impacto negativo por modificación del ciclo del fuego sobre la vegetación nativa

Este impacto se ha registrado en la literatura (Julio & Giroz 1975; Muñoz 2009), pero no se cuenta con información suficiente que cuantifique la magnitud del impacto. Es por esto que sólo se incluye un piso estimado del valor de pérdida potencial por incendios donde *U. europaeus* participe como facilitador de dispersión o intensidad del fuego.

El cálculo del costo potencial en control de incendios en áreas de impacto de *U. europaeus* (CPI) fue hecho como la ponderación de la proporción potencial de impacto de *Ulex* (PIU) por el costo medio de reposición y control por hectárea incendiada (CRI), por la superficie media de hectáreas afectadas por fuego cada año en la región de Los Lagos (MAI), bajo la condicionante que casi la totalidad de la especie se encuentra en dicha región, y no hay información disponible para disgregar datos en forma más precisa. Lo anterior, dadas las siguientes fórmulas:

$$PIU = \frac{STU (ha)}{STR (ha)}$$

4.1.7 Espinillo (*Ulex europaeus*)

Sea STU = Superficie Total de Impacto de Ulex (99.234 ha) y STR = Superficie total regional (4.858.187 ha):

$$CPI (\$USD/año) = PIU (\%) * CRI \left(\frac{\$USD}{ha} \right) * MAI \left(\frac{ha}{año} \right)$$

VARIABLE	UNIDAD	VALOR	FUENTE
Proporción Potencial de Impacto de <i>U. europaeus</i>	%	2,04	Elaboración propia a partir de datos de Castro & Merlet 2014
Costo medio de reposición y control por hectárea incendiada	\$USD/ha	1.135	Bernardin 2009
Superficie media de hectáreas afectadas por fuego cada año	ha/año	3.659,20	Bernardin 2009

4.1.7.3 Valoración económica de impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)

El espinillo afecta vegetación y potencialmente especies con problemas de conservación. No obstante, no ha sido factible individualizar especies nativas afectadas, aspecto necesario para la cuantificación de impactos a la biodiversidad de acuerdo a lo propuesto para este estudio (valoración a nivel de componentes de la biodiversidad). Por lo mismo, no es factible valorar económicamente los impactos a la biodiversidad generados por esta especie exótica invasora.

4.1.7.4 Valoración económica de otros impactos (al Estado, sector privado y sociedad)

4.1.7.4.1 Recursos públicos destinados a investigación y control

El impacto sobre los recursos públicos hacia investigación, se valorizará como el costo de oportunidad de utilizar dichos recursos en otras necesidades. Como fuente de información se utilizarán las bases de datos disponibles de concursos públicos en investigación (Fondos de Protección Ambiental, Fondos SAG, FONDECYT). El gasto público ascendería a USD\$54.256,50 (CONICYT 2015; SAG 2006).

4.1.7.5 Resumen de impactos producidos por *U. europaeus* valorados económicamente

El **cuadro 35**, presenta los componentes de uso directo dentro del valor económico total, especificando el tipo de servicio ecosistémico que se afecta y sus indicadores para la cuantificación y valoración de dicho impacto.

4.1.8 ESTIMACIÓN DEL VALOR ECONÓMICO DEL IMPACTO A LA BIODIVERSIDAD

Como fue mencionado previamente, la valoración económica del impacto de las especies exóticas invasoras a la biodiversidad se abordó a nivel de componentes de la misma, lo que se llevó a cabo utilizando la técnica de transferencia directa de beneficios, es decir, se utilizaron valores económicos obtenidos en otros estudios que estimaron Disposiciones a Pagar de visitantes del SNASPE para conservar especies nativas como indicadores de valores económicos. Es relevante mencionar los siguientes aspectos y supuestos que resultan ser relevantes para la transferencia de beneficios (transferencia del valor económico) a partir de los diversos estudios consultados:

a) Todas las especies exóticas invasoras que han sido abordadas en este estudio, están presentes en áreas protegidas del Estado, por lo tanto, constituyen amenazas al estado de la biodiversidad protegida en el SNASPE. Además, los estudios de valoración económica utilizados para la cuantificación y valoración económica se han desarrollado en el SNASPE, y es posible conectar esos estudios con este proyecto en particular.

b) En Chile, las áreas protegidas donde explícitamente se ha estimado que los visitantes manifiestan preferencias económicas para contrarrestar amenazas a atributos específicos de la diversidad biológica son: la Reserva Nacional Lago Peñuelas (Cerde et al. 2013), el Parque Nacional La Campana (Cerde & Losada 2013), la Reserva Nacional Altos de Lircay (Cerde & De la Maza 2015) y el Parque Nacional Llanos de Challe (Cerde & De la Maza 2015). Sin embargo, también existen estudios

en áreas protegidas del Estado, en los que los visitantes han demostrado una DAP estadísticamente significativa por conservar áreas en el largo plazo en forma global, sin abordar atributos específicos de la diversidad biológica allí protegida. Como ejemplos de estas investigaciones durante la década de 1990 se pueden mencionar estudios realizados en parques nacionales La Campana (De la Maza 1996; De la Maza & Torres 1998), Laguna del Laja (Espinoza 1999), Conguillío, Puyehue, Vicente Pérez Rosales, Torres del Paine (De la Maza 1997) y en reservas nacionales como Las Vicuñas (Liendo 1998), Pingüino de Humboldt (Santelices 1999), Río Clarillo (De la Maza & Rodríguez 1994; De la Maza 1996; Soler & Prieto 1997), Rada Siete Tazas (De la Maza 1997); monumentos naturales como Surire (Liendo 1998).

En base a los estudios existentes que explícitamente revelan que visitantes al SNASPE manifiestan

preferencias económicas positivas para la conservación de las áreas, es posible asumir que un porcentaje no menor de visitantes adultos que visitan el SNASPE podría estar dispuesto a pagar por la conservación de atributos de la biodiversidad protegida en las áreas, cuando estos atributos son presentados en un ejercicio de valoración económica. Dado que el porcentaje exacto es desconocido, la única forma de aproximarse, es utilizando un porcentaje arbitrario que permita proporcionar estimaciones conservadoras.

c) En función del punto anterior, apartado b); se plantean los siguientes supuestos y se mencionan aspectos relevantes del estudio:

- Si las personas manifiestan una DAP estadísticamente significativa para garantizar la existencia en el largo plazo de especies de la diversidad biológica, ya que estas enfrentan

amenazas, estarán dispuestas a pagar por proteger especies nativas de las amenazas que implica la presencia de especies exóticas invasoras.

- El cambio marginal valorado en los estudios originales, equivale a pagar por pasar de un escenario de amenazas a la existencia de especies nativas a uno en el que se generan mejores condiciones para la existencia de tales especies.
- Para el caso específico de este estudio, el valor económico del impacto debe interpretarse como los beneficios económicos que genera pasar de un estado con presencia de amenazas (ej. presencia de especies exóticas invasoras) a uno en el que se controlan o eliminan esas amenazas y, por lo tanto, es posible aproximarse a asegurar la existencia de especies nativas afectadas por especies exóticas invasoras en el largo plazo.

Cuadro 35. Impactos valorados de *Ulex europaeus* y sus componentes de valor en el VET.

TIPO	IMPACTO	COMPONENTE DE VALOR EN EL VET	SERVICIO ECOSISTÉMICO AFECTADO	CUANTIFICACIÓN DEL IMPACTO	INDICADOR ECONÓMICO PARA LA VALORACIÓN
USO DIRECTO	» Impacto en producción de carne de ganado bovino en la provincia de Chiloé.	» Producción agropecuaria.	» Provisión (alimentación)	» Hectáreas invadidas.	» Costo de oportunidad vía ganado bovino para Chiloé.
	» Impacto en la producción de madera de pino insigne para toda la distribución de espínillo en el territorio nacional.	» Producción forestal.	» Provisión (alimentación)	» Hectáreas invadidas.	» Costo de oportunidad para plantaciones de pino insigne.
OTROS IMPACTOS	» Recursos públicos hacia investigación.				» Costo de control de la especie.
	» Costo potencial en control de incendios en áreas de impacto de <i>Ulex</i> .			» Hectáreas invadidas.	» Costo de oportunidad de los recursos públicos dirigidos a investigación. » Costo potencial en control de incendios.

4.1.7 Espinillo (*Ulex europaeus*)

4.1.8.1 Cuantificación del impacto de las especies exóticas invasoras sobre componentes de la biodiversidad

• 4.1.8.1.1 Impacto sobre marsupiales

El jabalí depreda el marsupial monito del monte (*Dromiciops gliroide*). Cerda & De la Maza (2015) estimaron los beneficios económicos de la existencia asegurada de la yaca (*Thylamis elegans*) en el Parque Nacional Llanos de Challe, Región de Atacama. Específicamente, se estimó la Disposición a Pagar (DAP) de los visitantes chilenos (n=493) para garantizar la existencia de diversas especies protegidas en el parque, el cual actualmente enfrenta diversas amenazas que inciden en el estado de las especies allí presentes. Particularmente, se preguntó a los visitantes si estarían dispuestos a pagar por garantizar la existencia de largo plazo de especies como yaca (*Thylamis elegans*), guanaco (*Lama guanicoe*), gato colocolo (*Leopardus colocolo*), zorros chilla (*Lycalopex griseus*) y culpeo (*Lycalopex culpaeus*), y ratón orejudo de Darwin (*Phyllothis darwini*).

Se explicó a los visitantes que el parque sufre amenazas como la minería, la presencia de perros, los que podrían estar incidiendo en el estado de la biodiversidad protegida en el área. En este escenario se consultó por su DAP mensual por un período de 5 años para garantizar la existencia de las especies mencionadas en el largo plazo. Se explicitó también que el dinero recaudado iría directamente a fomentar la investigación de las especies nativas mencionadas de tal forma de contrarrestar mejor sus amenazas. Se obtuvo una DAP/visitante/mes equivalente a USD\$2.7 ($p < 0.0001$) para garantizar la existencia de la yaca en el largo plazo. En el ámbito de las características socioeconómicas de la muestra de visitantes que participó en el estudio, estas son las siguientes: el 89% posee estudios técnicos y

universitarios, el 91% se encuentra entre los 18-51 años de edad, el 51% de la muestra manifiesta tener un ingreso mensual de entre \$300.000-\$500.000, mientras que el 49% posee un ingreso superior a \$500.000, el 79% proviene de otra región diferente a la de Atacama, y el 78% de la muestra asocia al Parque Llanos de Challe con biodiversidad y su conservación.

Para la cuantificación y valoración económica del impacto a marsupiales causado por especies exóticas invasoras, en este caso, por el jabalí, la única forma factible es utilizar el método de transferencia directa de beneficios (CONAMA-PNUD-GEF 2009), que consiste en utilizar el valor de DAP promedio/adulto chileno/mes obtenido en el Parque Nacional Llanos de Challe y transferirlo directamente al marsupial monito del monte que resulta afectado por el jabalí. Se asume que el valor económico obtenido en el estudio original para el monito del monte se aproxima al valor económico que cualquier marsupial en Chile podría obtener a través de preferencias declaradas en el contexto del SNASPE (Jacobsen et al. 2008). La DAP obtenida en el estudio original se trajo a valor presente.

• 4.1.8.1.2 Impacto sobre anfibios

El jabalí depreda los anfibios ranita de Darwin (*Rhinoderma darwini*) y sapito de hojarasca (*Eupsophus roseus*). El único estudio en Chile que se aproxima a valorar económicamente los beneficios de la conservación de especies específicas de anfibios es el de Cerda et al. (2013) en la Reserva Nacional Lago Peñuelas, V Región. Este estudio estimó la DAP de visitantes adultos chilenos (n=304) por fortalecer la investigación de un anfibio endémico con problemas de conservación presente en la Reserva. Específicamente se consultó a los visitantes si estarían dispuestos a contribuir monetariamente para fortalecer la investigación de la especie,

de tal forma de mejorar el nivel de conocimiento científico existente, lo cual podría contribuir a asegurar su existencia.

La DAP para esto se obtuvo en dos escenarios: a) DAP para contribuir a un escenario moderado de investigación representado por monitoreo esporádico del hábitat de la especie y de su estado de conservación en función de amenazas, y b) DAP para contribuir con un escenario de intensa investigación representado por un continuo monitoreo del estado de la especie y su hábitat. Se obtuvo una DAP/visitante/visita de USD\$6.7 ($p < 0.0001$) para implementar el escenario moderado de investigación, y de USD\$8.2 ($p < 0.0001$) para poner en funcionamiento el de investigación intensiva. En el ámbito de las características socioeconómicas de la muestra, el 68% posee educación técnica o universitaria, el 70% se sitúa en un rango de edad de 31-60 años, el 80% alcanza un ingreso líquido mensual de sobre \$500.000, el 60% proviene de la región de la Reserva y el resto de otras regiones, esencialmente Santiago.

Para la cuantificación y valoración económica del impacto a los anfibios afectados por especies exóticas invasoras, en este caso, por el jabalí, la única forma factible es utilizar el método de transferencia directa de beneficios, el que consiste en utilizar los valores DAP promedio/adulto/visita obtenido en la Reserva Nacional Lago Peñuelas transferidos a anfibios endémicos afectados por especies exóticas invasoras. Se asume que el valor económico obtenido en el estudio original para un anfibio endémico se aproxima al valor económico que cualquier anfibio en Chile podría obtener a través de preferencias declaradas en el contexto del SNASPE (Jacobsen et al. 2008). Se ajustó la DAP promedio obtenida en el estudio original a valor presente.

• 4.1.8.1.3 Impacto sobre insectos

El jabalí y la chaqueta amarilla depredan insectos. El único estudio en Chile que ha estimado valores económicos para la conservación de insectos es el de Cerda & Losada (2013) en el Parque Nacional La Campana, V Región. Específicamente, se estimó la disposición a pagar de visitantes chilenos ($n=504$) para estimar su DAP para contribuir a conservar diferentes atributos de la diversidad biológica protegida en el parque. Particularmente, se preguntó a los visitantes si estarían dispuestos a pagar para contribuir a establecer medidas, de tal forma de contrarrestar amenazas a los insectos del parque y así garantizar su existencia en el largo plazo. Se explicó a los visitantes que el parque actualmente enfrenta amenazas que podrían afectar a la diversidad de insectos del lugar. En este escenario, la DAP por garantizar la existencia de diferentes especies de insectos, alcanzó USD\$4.98/persona/visita ($p<0.0001$). En el ámbito de las características socioeconómicas de la muestra entrevistada, el 71% posee educación técnica o universitaria, el 82% se sitúa en un rango de edad de 31-60 años, el 74% alcanza un ingreso líquido mensual sobre \$500.000, el 58% proviene de la región de la Reserva y el resto de otras regiones, esencialmente Santiago.

Para la cuantificación y valoración económica del impacto a los insectos afectados por especies exóticas invasoras, en este caso, por el jabalí y la chaqueta amarilla, la única forma factible es utilizar el método de transferencia directa de beneficios, que consiste en utilizar el valor DAP promedio/adulto/visita obtenido en el Parque Nacional La Campana y transferirlo al conjunto de insectos afectados por especies exóticas invasoras. Para ello, se ajusta la DAP obtenida en el estudio original a valor presente.

• 4.1.8.1.4 Impacto sobre aves

El jabalí y el visón depredan diferentes especies de aves. El estudio que de manera explícita valoró económicamente los beneficios de la conservación de aves es el de Cerda & De la Maza (2015) en la Reserva Nacional Altos de Lircay. Se estimó la DAP/persona/visita para garantizar la existencia de largo plazo de aves carismáticas presentes en la Reserva. Además, se valoraron los beneficios de la conservación de árboles y plantas presentes en el área y de la protección de los recursos hídricos. Se especificó a los visitantes que el dinero recaudado iría directamente a apoyar la investigación de los atributos mencionados, de tal forma de fortalecer la gestión de la conservación en la reserva.

La DAP para aves alcanza USD\$9.3/persona/visita ($p<0.0001$). En el ámbito de las características socio-demográficas, el 85% de la muestra posee estudios técnicos o universitarios, el 76% posee entre 31 y 71 años, el 80% se siente muy seguro de poder pagar la DAP expresada en el mercado hipotético, el 44% tiene un ingreso mensual líquido superior a \$500.000 y el resto entre \$300.000 y \$499.000, el 48% proviene de otra región y el resto de la Región del Maule, el 75% asocia a la reserva con la conservación de la biodiversidad.

Para la cuantificación y valoración económica del impacto a las aves afectadas por especies exóticas invasoras, en este caso, por el jabalí y el visón, la única forma es utilizar el método de transferencia directa de beneficios, el que consiste en utilizar el valor DAP promedio/visitante/visita obtenido en la Reserva Nacional Altos de Lircay, y transferirlo directamente al conjunto de aves afectadas por especies exóticas invasoras. Para ello se ajusta la DAP promedio obtenida en el estudio original a valor presente.

Adicionalmente, la chaqueta amarilla

depreda el colibrí de Juan Fernández (*Sephanoides fernandensis*). De las aves terrestres del Archipiélago de Juan Fernández, aquel resulta ser la más emblemática, además corre grave riesgo de desaparecer, ya que su población es pequeña, sólo vive en Robinson Crusoe y cuenta con apenas 2.500 hectáreas de vegetación arbórea y arbustiva para su alimentación (www.proyectogefeei.cl)²⁶. Existe un único estudio en Chile (Cerda et al. 2014) que valoró económicamente la importancia cultural del colibrí de Magallanes (*Sephanoides sephanoides*), para los habitantes de la Isla Navarino, en el extremo sur de Chile.

En el caso del estudio de Navarino, se estimó la Disposición a Aceptar Compensación (DAC) en el caso de que el colibrí dejara de visitar Navarino por la destrucción de su hábitat en la isla. Esta amenaza había sido detectada por algunos investigadores. Como vehículo de pago se utilizó un cambio en la renta/mes que para el caso del colibrí alcanzó un alto valor promedio equivalente a USD\$143/mes ($p<0.0001$). Sin embargo, al tratarse el estudio original de uno muy local en una isla con condiciones y características muy particulares, se considera arriesgado realizar algún mecanismo de transferencia del valor económico. No se tiene claridad si el mecanismo de pago utilizado en Navarino tendría sentido en el contexto del Archipiélago de Juan Fernández, lo cual no permite aproximarse a una transferencia. Sin embargo, a partir del estudio de Navarino es posible inferir al menos que la existencia del colibrí del Archipiélago de Juan Fernández puede llegar a ser altamente valorada en términos económicos, lo cual probablemente incida en que las personas manifiesten preferencias económicas por contribuir a fortalecer el control de chaqueta amarilla.

²⁶Consulta 30 octubre 2015

4.1.7 Espinillo (*Ulex europaeus*)

• 4.1.8.1.5 Impacto sobre roedores

El jabalí y el visón depredan roedores. El estudio de Cerda & De la Maza (2015) estimó la DAP para garantizar la existencia asegurada de roedores presentes en la Reserva Nacional Altos de Lircay, Región del Maule. Se estimó la DAP/persona/visita para garantizar la existencia de largo plazo de roedores nativos presentes en la Reserva. Además, se valoraron los beneficios de la conservación de aves, árboles y plantas presentes en el área y los de la protección de los recursos hídricos. Se especificó a los visitantes que el dinero recaudado iría directamente a apoyar la investigación de los atributos mencionados, de tal forma de fortalecer la gestión de la conservación en la Reserva. La DAP para roedores nativos alcanza USD\$2.9/visitante/visita ($p < 0.0001$).

Para la cuantificación y valoración económica del impacto a los roedores afectados por especies exóticas invasoras, en este caso, por el jabalí y el visón, la única forma factible es usar el método de transferencia directa de beneficios, que consiste en utilizar los valores DAP promedio/adulto/visita obtenido en la Reserva Nacional Altos de Lircay, y transferirlo al conjunto de roedores afectados por especies exóticas invasoras. Para ello se utilizará la DAP promedio obtenida en el estudio original ajustada a valor presente.

• 4.1.8.1.6 Impacto sobre especies arbóreas (Palma chilena)

El conejo (*Oryctolagus cuniculus*) afecta la regeneración de palma chilena (Fleury et al. 2015). El único estudio que explícitamente se ha enfocado en esa dirección es el de Cerda & Losada (2013) en el Parque Nacional La Campana, V Región. Se valoró económicamente la existencia garantizada de la especie en el largo plazo la cual hoy enfrenta amenazas.

Se explicó a los visitantes que esta especie ha sufrido una reducción gradual de su población en los últimos 150 años debido a causas antrópicas, la cual representa aproximadamente el 2,5% de la población existente a comienzos del siglo XIX (González et al. 2009). Se estimó entonces la DAP por garantizar la existencia de esta especie en el largo plazo, en un escenario de fragilidad ecológica debido a amenazas antrópicas. Se obtuvo una DAP de USD\$7.5/visitante/visita ($p < 0.0001$) para garantizar la existencia de la palma en el largo plazo.

En el ámbito de las características socioeconómicas de la muestra entrevistada, el 71% posee educación técnica o universitaria, el 82% se sitúa en un rango de edad de 31-60 años, el 74% alcanza un ingreso líquido mensual de sobre \$500.000, el 58% proviene de la región de la Reserva y el resto de otras regiones, esencialmente Santiago.

Para la cuantificación y valoración económica del impacto a la palma por el conejo, la forma posible es el método de transferencia directa de beneficios, el que consiste en utilizar los valores DAP promedio/adulto/visita obtenido en el Parque Nacional La Campana, extrapolado a un número de visitantes potenciales que presenta características socioeconómicas similares a las de los visitantes de ese estudio y que estarían dispuestos a pagar para asegurar la existencia de especies emblemáticas como la palma chilena. Para ello se ajustará el valor promedio DAP obtenido en el estudio original al presente.

• 4.1.8.1.7 Impacto sobre crustáceos

Elsisón depreda crustáceos. En Chile no existen estudios que hayan estimado el valor económico de los beneficios de la conservación de crustáceos. Se revisó literatura internacional y

el único estudio encontrado es el de Stanley (2005) en que se estimó la DAP para conservar una especie de camarón (*Streptocephalus woottoni*) en Estados Unidos. El valor económico promedio obtenido desde ciudadanos norteamericanos fue de USD\$24.85/año/persona para su conservación. Para el caso nacional se cuenta con información del número de turistas extranjeros que visitan áreas protegidas (ver por ejemplo CONAMA-PNUD-GEF 2009). Bajo el supuesto de que los turistas que visitan áreas protegidas están interesados en la conservación de especies, y considerando además que el valor económico original para crustáceos se obtuvo en el contexto norteamericano, es posible transferir el valor de la especie valorada a los crustáceos chilenos afectados por el visón y extrapolar ese valor a un porcentaje arbitrario de turistas norteamericanos que visitan áreas protegidas chilenas, y que probablemente podrían estar dispuestos a pagar para conservar crustáceos en el contexto de amenazas de especies exóticas invasoras. Para la transferencia del valor económico al contexto chileno se utilizará la paridad del poder de compra para el ajuste del valor económico. Cabe destacar que no se encontró un valor comercial asociado a este crustáceo que pudiera haber sido utilizado para la valoración económica del impacto.

4.1.8.2 Resumen cálculo del valor económico del impacto a la biodiversidad

Como se observa en el cuadro 36, la mayoría de las valoraciones económicas de biodiversidad a nivel de especies en Chile se ha obtenido en términos de DAP/visitante/visita en el SNASPE, y el escenario en el cual se obtienen los valores económicos son similares en los estudios.

Cuadro 36. Información existente para la cuantificación del impacto de especies exóticas invasoras a nivel de componentes de la biodiversidad.

ESPECIES ESPECÍFICAS IMPACTADAS	ESPECIE EXÓTICA INVASORA QUE LA IMPACTA	ESTUDIO ORIGINAL	DAP PROMEDIO A TRANSFERIR (USD\$) ²⁷	UNIDAD	ESPECIFICACIONES
A PARTIR DE ESTUDIOS EN ÁREAS PROTEGIDAS CHILENAS:					
FAUNA					
Monito del monte (Dromiciops gliroide)	Jabalí	Cerda & De la Maza (2015)	2.7 [1.9-3.6]	DAP/ visitante/año/5 años	El valor económico original se obtuvo para la yaca, el cual se usó para ser transferido a la especie de interés
Ranita de Darwin (R. darwini)	Jabalí	Cerda et al. (2013)	8.2 (Escenario de investigación intenso) [7.7-8.6]	DAP/ visitante/ visita	El valor económico original se obtuvo para un anfibio endémico con problemas de conservación, el cual se transfiere aquí al conjunto de especies afectadas
Sapito de hojarasca (E. roseus)					
Insectos: Pololo verde (H. elegans) y Ciervo volante (C. grantii)	Jabalí	Cerda & Losada (2013)	4.98 [4.32-5.6]	DAP/ visitante/ visita	El valor económico original se obtuvo para diferentes insectos protegidos en el Parque Nacional La Campana, el cual se transfiere aquí al conjunto de insectos afectados por especies exóticas invasoras
Insectos en general	Chaqueta amarilla				
Aves: Chucao (Scelorchilus rubecula) y Hued hued (Pteroptocho Starnii)	Jabalí	Cerda & De la Maza (2015)	9.3 [8.7-9.72]	DAP/ visitante/ visita	El valor económico original se obtuvo para diferentes especies de aves protegidas en la Reserva Nacional Altos de Lircay, el cual se transfiere aquí al conjunto de aves afectadas por especies exóticas invasoras
Caiquén (Chloephaga picta)	Visón				
Cometocino patagónico (Phrygilus patagonicus) Carpintero grande (C. magellanicus)					
Roedores: Lauchita olivácea (A. olivaceus)	Jabalí	Cerda & De la Maza (2015)	2.9 [2.42-3.53]	DAP/ visitante/ visita	El valor económico original se obtuvo para especies de roedores presentes en la Reserva Nacional Altos de Lircay, el cual se transfiere aquí al conjunto de roedores afectados por especies exóticas invasoras
Ratón de hocico anaranjado (A. xanthorhinus)	Visón				
FLORA Y VEGETACIÓN					
Palma chilena (J. chilensis)	Conejo	Cerda & Losada (2013)	7.5 [6.9-7.84]	DAP/ visitante/ visita	El valor económico del estudio original se obtuvo para la palma chilena en el contexto de garantizar su existencia de largo plazo, en el Parque Nacional La Campana. Este valor se usa directamente, ya que palma es afectada por conejo
A partir de estudios en otros ecosistemas:					
Crustáceos	Visón	Stanley (2005)	24.85 ²⁸	DAP/ persona/año	El valor económico se obtuvo desde ciudadanos norteamericanos para la conservación de (S. woottoni).

²⁷Intervalo de confianza (95%). / ²⁸No se proporciona información sobre el intervalo de confianza en el artículo.

4.1.7 Espinillo (*Ulex europaeus*)

La naturaleza de los estudios de valoración económica de biodiversidad existentes a nivel nacional, sólo permiten aproximarse a cuantificar impactos de especies exóticas invasoras a componentes de la biodiversidad considerando las especies exóticas invasoras en forma conjunta, ya que los valores económicos con los que se cuenta para componentes de la biodiversidad no han sido obtenidos específicamente en el contexto de especies exóticas invasoras, sino más bien en el ámbito de amenazas generales a la fauna nativa. Por lo mismo, si dos especies exóticas invasoras depredaran una misma especie nativa, la información existente solo permite considerar el mismo valor de impacto para cada especie exótica invasora, lo cual no parece apropiado, ya que no se sabe con certeza cómo la DAP podría variar cuando la magnitud real del impacto de cada una de las especies exóticas invasoras sea conocida y al mismo tiempo comprendida por las personas.

Por lo mismo, y para abordar el problema de forma conservadora, parece más adecuado inferir que los individuos manifiestan preferencias económicas por la conservación de especies nativas presentes en áreas protegidas, que hoy en día enfrentan amenazas como las especies exóticas invasoras. Esto implica adoptar una estrategia global de cuantificación del impacto a la biodiversidad considerando a todas las especies exóticas invasoras abordadas en este estudio en forma conjunta.

Considerando entonces una estrategia que permita obtener un valor piso mínimo de beneficios perdidos conservador, se plantea obtener un valor medio para la pérdida de biodiversidad en base a la media aritmética de los valores de DAP por cada especie.

Este enfoque es por cierto bastante grueso y representa por lo tanto un piso mínimo de beneficios, por lo mismo debe considerarse con cautela, no obstante, la información existente tanto a nivel nacional como internacional no permite ir más allá. De esta forma, el valor medio de impacto a la biodiversidad obtenido es extrapolado a una proporción de visitantes que podrían estar dispuestos a pagar para conservar atributos de la diversidad biológica amenazados por especies exóticas invasoras.

Ese porcentaje se validó por expertos con experiencia en áreas protegidas y en valoración económica ambiental. Las características socioeconómicas de los visitantes a partir de los cuales se obtuvieron estos valores en los estudios originales es relativamente similar, lo cual facilita el análisis. De esta forma, se asume que un porcentaje de visitantes del SNASPE²⁹ estará dispuesto a pagar para conservar la biodiversidad afectada por especies exóticas invasoras (esa DAP se captura en un valor promedio de distintos componentes impactados por diferentes especies exóticas invasoras). Este procedimiento implica que el resultado se interpreta como la pérdida de beneficios por el impacto a la biodiversidad afectada por especies exóticas invasoras, en términos generales, lo que implica asumir que los visitantes, hacia los cuales se extrapolará la DAP, manifiestan preferencias económicas por diferentes atributos de la biodiversidad; de esta forma, se entrega un valor económico de impacto a la biodiversidad global incorporando los impactos de las diferentes especies exóticas invasoras a diferentes componentes.

Para el caso de crustáceos, bajo el supuesto de que los turistas que visitan áreas protegidas están

interesados en la conservación de especies y considerando además que el valor económico original para crustáceos se obtuvo en el contexto norteamericano, es posible transferir el valor de la especie valorada a los crustáceos chilenos afectados por el visón mediante el método de Paridad del Poder de Compra (PPC). Dado que el PPC se calcula directamente a la relación con la moneda de Estados Unidos, el PPC se calcula como la relación de PIB de Chile para el último año disponible (2014), en contraste con el PIB ajustado a PPC, generando una tasa de 68% (Cálculo propio a partir de Banco Mundial 2016). Bajo la premisa que el tipo de turista que visita Áreas Silvestres Protegidas en su país de origen es similar tanto en Chile como Estados Unidos, el porcentaje se aplicó a la DAP por crustáceos afectados por el visón.

Para la proyección futura de la visitación a las Áreas Silvestres Protegidas, se generó una base de datos con la información publicada por el Instituto Nacional de Estadísticas en los Anuarios de Turismo desde el 2001 al 2013 (INE 2016). Dicha base de datos se depuró para obtener las Áreas Silvestres Protegidas que registran presencia de las especies exóticas de interés. Para cada serie de datos de las Áreas Silvestres Protegidas afectadas, se calculó una proyección de tendencia lineal sobre la cual se realizaron los cálculos de DAP, considerando el porcentaje descrito de visitantes que estarían dispuestos a pagar.

²⁹De acuerdo a conversaciones con la Dra. Carmen Luz de la Maza y al expertise de la Dra. C. Cerda, quienes poseen amplia experiencia en valoración económica de áreas protegidas, 30% de los visitantes adultos del SNASPE puede ser un valor conservador.

Cuadro 37. Áreas Silvestres Protegidas con presencia de especies exóticas invasoras EEI.

N° ASP afectadas	ASP con presencia de Especies Exóticas				
	C. canadensis	N. vison	O. cuniculus	S. scrofa	V. germanica
79	3	31	33	26	67
	3,8%	39,2%	41,8%	32,9%	84,8%
	N° de EEI por ASP				
	1	2	3	4	5
	29	25	19	6	0
	36,7%	31,6%	24,1%	7,6%	0,0%

De este análisis, se encontró que la especie con más presencia en Áreas Silvestres Protegidas es V. germanica, con presencia en un 84,8% de las Áreas Silvestres Protegidas que presentan alguna de las especies exóticas consideradas en este estudio. En el caso opuesto, C. canadensis es la especie que se encuentra registrada en una menor cantidad de Áreas Silvestres Protegidas, alcanzando un 3,8% de las Áreas Silvestres Protegidas afectadas. Por otra parte, al comparar el número de especies exóticas invasoras en cada Áreas Silvestres Protegidas, se extrae que existe una relación inversa entre el número de especies exóticas invasoras por Áreas Silvestres Protegidas y la proporción de Áreas Silvestres Protegidas afectadas. Se señala al respecto que 29 (36,7%) de Áreas Silvestres Protegidas afectadas sólo presentan 1 especie exótica invasora, en tanto que en 6 Áreas Silvestres Protegidas (7,6%) coexisten 4 de las especies exóticas invasoras estudiadas. Cabe señalar que de acuerdo a las bases de datos disponibles no existen Áreas Silvestres Protegidas en Chile que presenten las 5 especies exóticas invasoras animales en coexistencia.

4.1.9 IMPACTOS NO VALORADOS ECONÓMICAMENTE

Son aquellos impactos que se encuentran mencionados en la literatura revisada o informados a través de entrevistas con actores y expertos, pero que, sin embargo, no existen datos apropiados para realizar una cuantificación de ellos, por lo que no es posible determinar un valor económico de impacto con la información existente. Por lo mismo se dejan identificados en la matriz VET de impacto de cada especie exótica invasora analizada en el estudio, pero no se presenta una valoración económica. Cabe mencionar que aunque varios impactos pudieron ser valorados económicamente, el valor económico de impacto aquí proporcionado no representa un valor absoluto, ya que en muchos casos el valor fue construido con mínima información.

4.1.7 Espinillo (*Ulex europaeus*)

Cuadro 38. Impactos no valorados económicamente.

ESPECIE	TIPO DE IMPACTO	IMPACTO NO CUANTIFICADO
Castor	» Impactos directos	» Cambios en el paisaje. » Bebederos de animales. » Desarrollo turístico.
	» Impactos indirectos	» Destrucción de bosques de ribera y desestabilización del suelo. » Modificación de la estructura de hábitat y biota acuática. » Modificación de la hidrología y geomorfología. » Modificación de los ciclos de nutrientes.
	» Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)	» Creación de hábitats acuáticos para especies específicas.
Conejo	» Impactos directos	» En la industria vitivinícola. » Caza (especie cinegética).
	» Impactos indirectos	» Cambio en la composición vegetal. » Erosión. » Dispersador de semillas de amapola. » Presa de rapaces y megamamíferos.
	» Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)	» Impacto a <i>Cryptocarya alba</i> y <i>Convolvulus chilensis</i> .
Jabalí	» Impactos directos	» Caza (especie cinegética).
	» Impactos indirectos	» Facilitación trófica.
	» Impactos a la biodiversidad	» Consumo de especies vegetales. » Transmisión de parásitos a la fauna silvestre.
	» Otros impactos	» Transmisión de parásitos a humanos. » Riesgo de ataques a personas.
Visón	» Impactos directos	» Efectos en la actividad agropecuaria local. » Potencial efecto en el turismo.
	» Impactos indirectos	» Impacto a tramas tróficas por diseminación de didymo. » Contaminación ambiental y efectos derivados.
	» Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)	» Huésped puente entre perros y carnívoros en peligro de extinción
	» Otros impactos	» Seroprevalencia en visones a la toxoplasmosis
Cahqueta Amarilla	» Impactos directos	» Impacto en la producción de peras y manzanas » Impacto en producción de flores » Impacto al desarrollo del turismo en áreas silvestres protegidas
	» Impactos indirectos	» Potencial impacto en cadenas tróficas
	» Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)	» Impacto a aves nativas
	» Otros impactos	» Efectos a la salud de las personas y molestias en calidad de vida urbana y rural

ESPECIE	TIPO DE IMPACTO	IMPACTO NO CUANTIFICADO
Zarzamora	» Impactos directos	<ul style="list-style-type: none"> » Impactos a la recreación en áreas silvestres protegidas. » Deterioro al paisaje. » Impacto positivo en la economía familiar por actividad económica temporal.
	» Impactos indirectos	<ul style="list-style-type: none"> » Afecta servicios de polinización y frugivoría. » Impactos a las interacciones biológicas entre plantas y animales silvestres. » Control de erosión.
	» Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo sobre vertebrados. » Impacto negativo sobre especies vegetales nativas de los terrenos que invade. » Impacto negativo sobre especies de flora endémica y en categoría de conservación. » Impactos negativos sobre artrópodos aéreos nativos. » Impacto negativo por modificación del ciclo del fuego sobre la vegetación nativa. » Impacto positivo por protección de vegetación nativa. » Impacto positivo por protección de fauna silvestre nativa.
	» Otros impactos	<ul style="list-style-type: none"> » Efectos en la salud de las personas y molestias en la calidad de vida urbana y rural.
Espinillo	» Impactos directos	<ul style="list-style-type: none"> » Impactos negativos en áreas recreativas (merienda, camping) en áreas silvestres. » Impactos al paisaje. » Impacto negativo por invasión de praderas y cultivos agrícolas. » Impacto negativo por invasión de cultivos forestales (Pinus radiata, Eucalyptus). » Impacto positivo por uso energético.
	» Impactos indirectos	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo sobre la vegetación nativa por fijación de N2 del suelo. » Impacto negativo por incendios que afectan la vegetación nativa.
	» Impactos a la biodiversidad (Valor de No Uso del Ecosistema)	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo sobre la vegetación nativa en áreas silvestres protegidas. » Impacto negativo sobre especies de flora endémica y/o en categoría de conservación.
	» Otros impactos	<ul style="list-style-type: none"> » Impacto negativo a la salud de personas heridas. » Impacto negativo a la salud por favorecer transmisión de enfermedades. » Impacto negativo por transporte de personas y mercancías por disminución de visibilidad en caminos.

4.2

RESULTADOS VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS IMPACTOS (7 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS)

4.2.1 CASTOR (*Castor canadensis*)

En base a los análisis anteriores, para el caso de castor fue posible valorar: pérdida de biomasa forestal, impactos por disminución de zonas pastoriles e impactos negativos a la captura de carbono. Además, fue posible estimar recursos públicos que se han utilizado en investigar a la especie, y lo que el país ha gastado por reparación de daños a la infraestructura caminera. Dadas las limitaciones de información no fue posible valorar impactos a componentes de la biodiversidad. Respecto a los costos históricos,

por concepto de recursos públicos destinados hacia investigación de la especie, fue posible estimar que el país ha invertido USD\$1.758.938 aproximadamente. Además, hay un detrimento equivalente a USD\$62.780.722 por pérdida de biomasa forestal.

Considerando todos los impactos valorados (pérdida de biomasa forestal, pérdida en producción ganadera, disminución en la captura de carbono y pérdidas por reparación de infraestructura caminera): el castor

genera pérdidas anuales mínimas que ascienden a USD\$733.094. Proyectando estas pérdidas a 20 años y asumiendo que el escenario actual se mantiene (sin expansión del castor), en 20 años más Chile habrá perdido al menos USD\$69.606.555³⁰ por la presencia del castor en el territorio Nacional (**cuadro 39**).

Cuadro 39. Valor económico mínimo de impacto estimado para castor (*Castor canadensis*). (-): Pérdida.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Pérdida de biomasa forestal	(-) 62.780.722	(-) 526.153	(-) 2.751.796	(-) 65.532.518
Disminución de zonas pastoriles: pérdida en producción ganadera	--	(-) 96.187	(-) 503.059	(-) 503.059
Disminución en la captura de carbono	--	(-) 9.701	(-) 50.738	(-) 50.738
Reparación de infraestructura caminera	--	(-) 101.053	(-) 528.509	(-) 528.509
Recursos públicos dirigidos a investigación de la especie	(-) 1.758.938	--	(-) 1.232.793	(-) 2.991.731
Valor Mínimo de Impacto	(-) 64.539.660	(-) 733.094	(-) 5.066.895	(-) 69.606.555*

* Este valor no incluye pérdidas como: Destrucción de bosques de ribera y desestabilización del suelo, modificación de la estructura de hábitat y biota acuática, modificación de la hidrología y geomorfología, modificación de ciclos de nutrientes e impactos a la biodiversidad (creación de hábitats acuáticos). Si estos impactos pudieran valorarse económicamente, la pérdida sería significativamente mayor.

** Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEI sino solo ajustado a la tasa de descuento del 6%.

³⁰ Contiene el costo histórico y los impactos valorados (pérdida de madera, pérdida en producción ganadera, impacto a la captura de carbono y costos de reparación de infraestructura caminera), estos últimos proyectados a 20 años a una tasa social de descuento de 6%.

4.2.2 CONEJO (*Oryctolagus cuniculus*)

En función de los análisis anteriores, el conejo resultó ser una especie compleja de valorar en términos de sus impactos, dada la escasa información existente que es útil para realizar valoración económica.

De este monto, USD\$2.982.998 corresponden a pérdidas económicas por el impacto a componentes de la biodiversidad y USD\$266.339 a los impactos en plantaciones forestales

y frutales. Proyectando estas pérdidas a 20 años y asumiendo que el escenario actual se mantiene, en 20 años más Chile habrá perdido al menos USD\$93.428.455³¹ por la presencia del conejo en el territorio Nacional (**Cuadro 40**).

Fue posible estimar que al momento se han gastado al menos USD\$1.465.754 por concepto de erradicación de conejos en islas Chañaral y Choros.

Considerando los impactos valorados (impacto en plantaciones forestales, impacto en plantaciones de frutales e impactos a componentes de la biodiversidad), la pérdida anual asciende a USD\$3.249.337.

Cuadro 40. Valor económico mínimo de impacto estimado para el conejo (*Oryctolagus cuniculus*). (-): Pérdida.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Impacto a plantaciones forestales	--	(-) 26.398	(-) 320.951	(-) 320.951
Impacto a plantaciones de frutales	--	(-) 239.941	(-) 2.917.232	(-) 2.917.232
Impacto a componentes de la biodiversidad (Palma chilena)	--	(-) 2.982.998	(-) 88.724.518	(-) 88.724.518
Costo de erradicación en islas	(-) 1.465.754	(-) 101.053	(-) 528.509	(-) 528.509
Valor Mínimo de Impacto	(-) 1.465.754	(-) 3.249.337	(-) 91.962.701	(-) 93.428.455*

* Este valor no incluye los siguientes impactos que fueron identificados: impactos en la industria vitivinícola, impactos positivos dado su carácter de especie cinegética, cambios en las composiciones vegetales, erosión, impacto por dispersión de semillas de amapola en Robinson. Crusoe, impactos en las cadenas tróficas, dado su carácter de presa de rapaces y mamíferos, diferentes efectos ecológicos adversos sobre el matorral nativo. Si estos impactos pudieran valorarse económicamente, la pérdida sería significativamente mayor.

** Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEI sino solo ajustado a la tasa de descuento de 6%.

³¹ Contiene el costo histórico y los impactos valorados (a frutales y plantaciones forestales, y a componentes de la biodiversidad), estos últimos proyectados a 20 años a una tasa social de descuento de 6%.

4.2.3 JABALÍ (*Sus scrofa*)

En función de los análisis anteriores fue posible estimar que ya se han gastado al menos USD\$ 62.321 para un mejor conocimiento de la especie. Considerando los impactos valorados (pérdida por producción de avellano

européico, impacto en producción de leche y carne, merma de piñones de araucaria (*A. araucana*), impacto sobre el suelo e impacto a componentes de la biodiversidad), la pérdida anual asciende a USD\$38.278.724. Proyectando estas pérdidas a 20

años y asumiendo que el escenario actual se mantiene, en 20 años más Chile habrá perdido al menos USD\$603.312.032³² por la presencia del jabalí en el territorio nacional (cuadro 41).

Cuadro 41. Valor económico mínimo de impacto estimado para jabalí (*Sus scrofa*). (-): Pérdida.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Impacto en la producción de carne y leche	--	(-)14.539.809	(-)176.776.694	(-)176.776.694
Impacto en plantaciones de avellano europeo	--	(-)1.778.430	(-)21.622.362	(-)21.622.362
Depredación de semillas de araucaria	--	(-)1.896.984	(-)23.063.752	(-)23.063.752
Potencial impacto sobre el suelo (en la composición y estructura de la comunidad de plantas y reducción de biomasa vegetal)	--	(-)16.646.613	(-)202.391.455	(-)202.391.455
Impactos a componentes de la biodiversidad: depredación de especies de vertebrados e insectos	--	(-)3.416.888	(-)179.395.448	(-)179.395.448
Recursos públicos utilizados en investigar a la especie	(-)62.321			(-)62.321
Valor Mínimo de Impacto	(-)62.321	(-)38.278.724	(-) 603.249.711	-603.312.032*

* Este valor económico de impacto no incluye el impacto en frutales, impactos por competencias tróficas, impacto en la estructura de plantas y reducción de biomasa vegetal, facilitación trófica, depredación sobre especies vegetales, e impactos por transmisión de parásitos a la fauna silvestre. Si estos impactos se valoraran las pérdidas podrían ser significativamente mayores.

** Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEI sino solo ajustado a la tasa de descuento del 6%.

³² Contiene el costo histórico y los impactos valorados (impacto en la producción de avellano Europeo, en la producción de leche y carne, en la depredación de semillas de Araucaria araucana e impactos a componentes de la biodiversidad), estos últimos proyectados a 20 años a una tasa social de descuento de 6%.

4.2.4 VISIÓN (*Neovison vison*)

De acuerdo a los análisis realizados fue posible estimar que ya se han gastado al menos USD\$608.271, lo que correspondería a la destinación de recursos para un mejor conocimiento de la especie y a recursos que se han utilizado en su control.

Según la metodología utilizada, anualmente se estima que los impactos

producidos por la especie visón alcanzan un total de USD\$9.526.620, de los cuales USD\$8.135.449 corresponderían a impactos a componentes de la biodiversidad.

De no hacer nada en 20 años Chile habrá perdido como mínimo USD\$406.708.227 por impacto a componentes de la biodiversidad que

genera el visón. Si Chile decide controlar el visón, de acuerdo a la metodología empleada, el costo mínimo anual se estima en USD\$1.391.171 y proyectado a 20 años en USD\$10.015.758.

Cuadro 42. Valor económico mínimo de impacto estimado para el visón (*Neovison vison*). (-): Pérdida.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Recursos públicos utilizados en un mejor conocimiento de la especie	(-) 601.594	--	--	(-) 601.594
Cuantificación del costo de control de acuerdo a metodología empleada en este estudio	(-) 6.677	(-) 1.391.171	(-) 10.015.758	(-) 10.022.435
Impacto a componentes de la biodiversidad	--	(-) 8.135.449	(-) 406.708.227	(-) 406.708.227
Valor Mínimo de Impacto	(-) 608.271	(-) 9.526.620	(-) 416.723.985	(-) 417.332.256*

*Este valor incluye lo que el país gastaría si decidiera controlar a la especie de acuerdo a los criterios planteados en este estudio. No es posible asegurar un control de la especie de acuerdo a los criterios desarrollados en el estudio. Claramente controlar puede tener efectos positivos que sería necesario cuantificar y valorar económicamente para determinar la conveniencia. Esto último no fue abordado en este estudio.

** Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEI sino solo ajustado a la tasa de descuento del 6%.

4.2.5 CHAQUETA AMARILLA (*Vespula germanica*)

Fue posible estimar que ya se han gastado al menos USD\$66.766, lo que corresponde a gastos del Estado y el sector privado en control e investigación de *V. germanica*, que en este estudio fue posible cuantificar.

Anualmente se estima que los impactos producidos por *V. germanica* alcanzan un total de USD\$21.532.771. Proyectando estas pérdidas a 20 años a una tasa social de descuento de 6% y asumiendo

que el escenario actual se mantiene, en 20 años más Chile habrá perdido al menos USD\$497.037.440³³ por la presencia de la chaqueta amarilla en el territorio nacional (**cuadro 43**).

Cuadro 43. Valor económico mínimo de impacto estimado para chaqueta amarilla (*Vespula germanica*). (-): Pérdida.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Impacto a la producción de miel	--	(-) 4.736.148	(-) 57.582.642	(-) 57.582.642
Impacto a la producción de vino	--	(-) 8.691.868	(-) 105.676.740	(-) 105.676.740
Impacto a la producción de ciruelas	--	(-) 4.895.464	(-) 59.519.616	(-) 59.519.616
Impacto a componentes de la biodiversidad	--	(-) 3.199.943	(-) 274.078.018	(-) 274.078.018
Gasto estatal y privado en control de <i>V. germanica</i>	(-) 42.430	(-) 9.348	(-) 113.658	(-) 156.088
Recursos públicos dirigidos a investigación de la especie	(-) 24.336	--	--	(-) 24.336
Valor Mínimo de Impacto	(-) 66.766	(-) 21.532.771	(-) 496.970.674	(-) 497.037.440*

*Este valor no incluye los siguientes impactos que fueron identificados: Impactos en producción de peras y manzanas, en producción de flores, impactos al desarrollo del turismo en áreas silvestres protegidas, potencial impacto en las cadenas tróficas, impactos a la avifauna, ni impactos en la salud de las personas. Si estos impactos fueran valorados económicamente, la pérdida monetaria por la presencia y la acción de la especie sería mucho mayor.

**Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEI sino solo ajustado a la tasa de descuento del 6%.

4.2.6. ZARZAMORA (*Rubus spp.*)

Fue posible estimar que ya se han gastado al menos USD\$145.085.398 en el control de la especie. Anualmente, se estima que los impactos producidos por

Rubus spp. alcanzan un valor mínimo de USD\$10.580.010. Finalmente, de no hacer nada, en 20 años Chile habrá perdido como mínimo USD\$273.718.394.

Cuadro 44. Valor económico mínimo de impacto estimado para la zarzamora (*Rubus spp.*). (-): Pérdida; (+): Ganancia.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Impacto por producción de mora certificada	--	(+) 2.888	(+) 35.111	(+) 35.111
Impacto en producción de carne de ganado bovino	--	(-) 8.961.145	(-) 108.950.648	(-) 108.950.648
Impacto en producción de madera de pino insigne	--	(-) 1.621.753	(-) 19.717.459	(-) 19.717.459
Recursos utilizados en el control de la especie	(-) 145.085.398	--	--	(-) 145.085.398
Valor Mínimo de Impacto	(-) 145.085.398	(-) 10.580.010	(-) 128.632.996	(-) 273.718.394*

*Este valor económico de impacto no incluye los siguientes impactos que fueron identificados: impacto a la recreación en áreas silvestres protegidas, deterioro al paisaje, impactos positivos en la economía familiar por actividad económica temporal, impactos a servicios de polinización y frugivoría, impactos a las interacciones entre plantas y animales silvestres nativos, erosión, impacto a componentes de la biodiversidad, impactos positivos por protección de fauna nativa. Si estos impactos fueran valorados, las pérdidas podrían ser significativamente superiores.

** Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEl sino solo ajustado a la tasa de descuento del 6%.

4.2.7 ESPINILLO (*Ulex europaeus*)

Fue posible estimar que ya se han gastado, al menos, USD\$54.257, los que corresponden a costos históricos de impacto a la producción ovina y recuperación de terreno en

Chiloé, y gastos que ha invertido el Estado para la investigación de la especie. La pérdida anual del impacto del espinillo alcanza como mínimo USD\$4.038.771. Esto significa que, de

no hacer nada, en 20 años Chile habrá perdido al menos USD\$49.103.849 por la presencia de la especie.

Cuadro 45. Valor económico mínimo de impacto estimado para el espinillo (*Ulex europaeus*). (-): Pérdida.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
Recursos públicos dirigidos a la investigación	(-)54.257	--	--	(-) 54.257
Impacto en la producción de carne de ganado bovino en la provincia de Chiloé	--	(-) 3.619.667	(-) 44.008.335	(-)44.008.335
Impacto en la producción de madera de pino Insigne para toda la distribución de espinillo en el territorio nacional	--	(-) 334.274	(-) 4.064.143	(-) 4.064.143
Costo potencial en el control de incendios en áreas de impacto de Ulex	--	(-) 84.830	(-) 1.031.371	(-) 1.031.371
Valor Mínimo de Impacto	(-) 54.257	(-) 4.038.771	(-) 49.103.849	(-) 49.158.106*

**Este valor económico no incluye impactos que no fueron valorados económicamente. Si esos impactos fueran valorados, la pérdida económica sería muy superior.

**Pérdidas proyectadas a 20 años sin cambios en la distribución de la EEI sino solo ajustado a la tasa de descuento del 6%.

*** Cabe destacar que no es posible asegurar que el gasto en control de incendios será realizado.

4.2.8 RESUMEN DE RESULTADOS

A partir de la estimación realizada para la valoración económica del impacto de las 7 especies exóticas invasoras, en la tabla se observa un aglomerado de los resultados obtenidos. En ella se estimó una pérdida total mínima proyectada a 20 años de aproximadamente dos mil millones de dólares.

Cabe mencionar que no es posible realizar comparaciones de magnitudes de impacto entre las especies exóticas invasoras, ya que los valores de impacto obtenidos son dependientes de la disponibilidad de

información existente para valorar. Las estimaciones aquí presentadas constituyen un piso mínimo de beneficios perdidos, y por lo mismo, en ningún caso pueden utilizarse como un valor económico absoluto asociado al impacto de las especies exóticas invasoras evaluadas, debido a que no todos los impactos identificados pudieron ser valorados económicamente. Resaltamos que la valoración económica de impactos a la biodiversidad por la presencia de especies exóticas invasoras es una tarea ardua que debe construirse en forma sistemática, para lo cual se requiere primero determinar

la magnitud real de los impactos biológicos, área en que las ciencias ecológicas permiten ir dando respuestas. Además, dada la dificultad de los mecanismos de valoración económica en aproximarse a capturar el valor monetario de los impactos a la biodiversidad, recomendamos tratar los resultados monetarios con extrema cautela.

Los valores aquí obtenidos de ninguna manera debieran representar el motor principal para la toma de decisiones, y constituyen una primera imagen que claramente presenta vacíos de información.

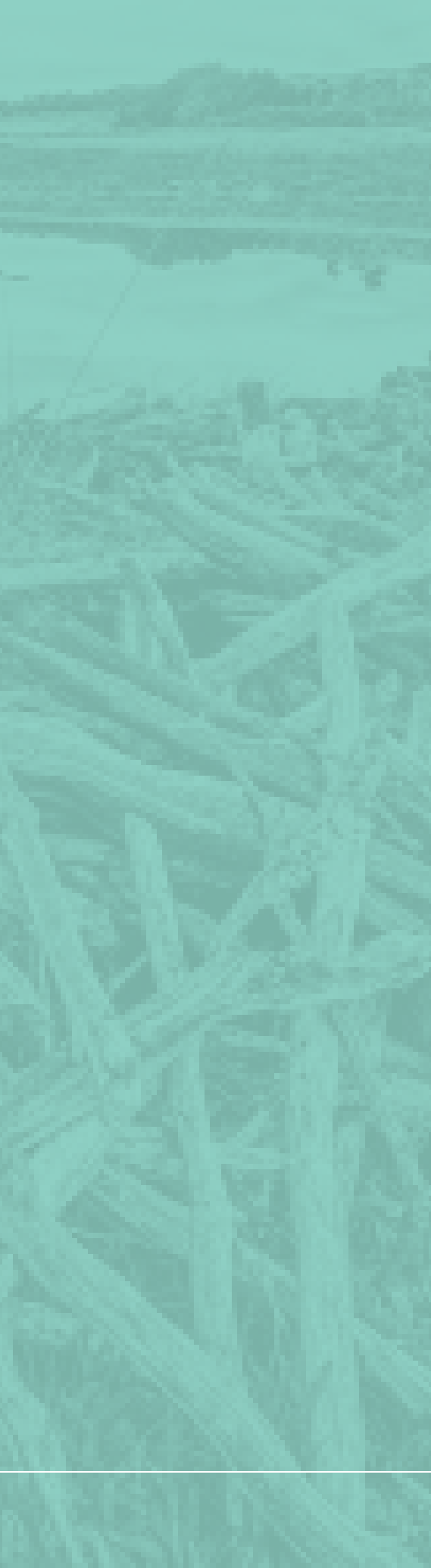
Cuadro 46. Resumen de resultados – valoración económica de impactos de las 7 especies exóticas invasoras.

IMPACTOS VALORADOS	PÉRDIDAS HISTÓRICAS Y ANUAL		PERDIDAS PROYECTADAS A 20 AÑOS **	
	Lo que Chile ha gastado o perdido (costo histórico) (Usd\$)	Pérdida anual posible de valorar (Usd\$)	Pérdida proyectada a 20 años (Usd\$)	Pérdida total proyectada a 20 años (Usd\$)
	(A _{t1})	(B _{t1})	(B _{t20})	C _{t20} = (A _{t1} + B _{t20})
ESPINILLO (Ulex europaeus)	(-)54,257	(-)4,038,771	(-)49,103,849	(-)49,158,106
ZARZAMORA (Rubus spp.)	(-)145,085,398	(-)10,580,010	(-)128,632,996	(-)273,718,394
CASTOR (Castor canadensis)	(-)64,539,660	(-)733,094	(-)5,066,895	(-)69,606,555
CONEJO (Oryctolagus cuniculus)	(-)1,465,754	(-)3,249,337	(-)91,962,701	(-)93,428,455
JABALÍ (Sus scrofa)	(-)62,321	(-)38,278,724	(-)603,249,711	(-)603,312,032
VISÓN (Neovison vison)	(-)608,271	(-)9,526,620	(-)416,723,985	(-)417,332,256
CHAQUETA AMARILLA (Vespula germanica)	(-)66,766	(-)21,532,771	(-)496,970,674	(-)497,037,440
TOTAL	(-) 211,882,427	(-)87,939,327	(-) 1,791,710,811	(-)2,003,593,238

IMPACTOS GENERALES	PÉRDIDA TOTAL MÍNIMA PROYECTADA A 20 AÑOS							TOTAL IMPACTO (Usd\$)
	ESPINILLO (Ulex europaeus)	ZARZAMORA (Rubus spp.)	CHAQUETA AMARILLA (Vespula germanica)	VISÓN (Neovison vison)	CASTOR (Castor canadensis)	JABALÍ (Sus scrofa)	CONEJO (Oryctolagus cuniculus)	
Recursos públicos dirigidos a investigación	-54.257	--	-24.336	-601.594	-2.991.731	-62.321	--	-3.734.239
Impacto en producción ganadera	-44.008.335	-108.950.648	-57.582.642	--	-503.059	-176.776.694	--	-387.821.378
Impacto en producción de madera	-4.064.143	19.717.459	--	--	--	--	--	-23.781.602
Impacto a plantaciones forestales	--	--	--	--	--	-21.622.362	-320.951	-21.943.313
Impactos a componentes de la biodiversidad	--	--	-274.078.018	-406.708.227	--	-179.395.448	-88.724.518	-948.906.211
Recursos utilizados en el control de la especie	--	-145.085.398	-156.088	-10.022.435	--	--	-1.465.754	-156.729.675
Impacto a producción agrícola	--	35.111	-59.519.616	--	--	-23.063.752	-2.917.232	-85.465.489
Pérdida de biomasa forestal	--	--	--	--	-65.532.518	-202.391.455	--	-267.923.973
Reparación de infraestructura caminera	--	--	--	--	-528.509	--	--	-528.509
Costo potencial en control de incendios	-1.031.371	--	--	--	--	--	--	-1.031.371
Impacto a la producción vinícola	--	--	-105.676.740	--	--	--	--	-105.676.740
Disminución en la captura de carbono	--	--	--	--	-50.738	--	--	-50.738
TOTAL ESPECIE (USD)	-49.158.106	-273.718.394	-497.037.440	-4.17.332.256	-69.606.555	-603.312.032	-93.428.455	-2.003.593.238

5

RECOMENDACIONES GENERALES (7 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS)



Este estudio valoró económicamente el impacto a los sectores productivos y a la biodiversidad que causa un grupo de siete especies exóticas invasoras presentes en Chile. Ningún estudio ha abordado los impactos que las especies exóticas invasoras causan a la biodiversidad del país, y la información de valores económicos de impactos a sectores productivos es prácticamente nula por lo que las estimaciones aquí reportadas representan un punto de partida en este sentido.

Es relevante reconocer que, si bien para varias de las especies evaluadas hay investigación ecológica de calidad en el país, esta no siempre fue útil para valorar económicamente los impactos. Para esto se requiere dar un paso adelante y comenzar a dimensionar la magnitud de los impactos que las especies exóticas invasoras generan. Esta información es imprescindible para la cuantificación de los mismos, y constituye la etapa previa en cualquier ejercicio de valoración económica ambiental. Por lo mismo si Chile quiere avanzar en este ámbito, se requiere información que permita obtener más claridad respecto a la magnitud de los impactos, lo que tiene una clara relación con la densidad de las especies exóticas invasoras en los territorios que invaden y cambios en la superficie invadida.

Los resultados aquí reportados representan un piso mínimo de beneficios perdidos por la presencia y la acción de especies exóticas invasoras desde una perspectiva económica, lo cual puede abrir una ventana de oportunidades para complementar los valores económicos obtenidos, comenzar un debate a nivel de toma de decisiones, así como también identificar los vacíos de información para valorar impactos económicamente.

En este sentido, debe asumirse que el valor económico estimado dista

(o es menor) del real potencial, ya que varios de los impactos identificados no pudieron ser valorados económicamente. Además, la estimación de impacto económico de aquellos impactos que pudieron ser valorados tampoco es absoluta, ya que en muchos casos, la estimación se realizó con mínima información, en superficies muy acotadas o en escenarios particulares. Por ejemplo, el impacto a la biodiversidad solo se estimó en un escenario relativo al SNASPE.

Los impactos a la biodiversidad se abordaron solo a nivel de componentes (especies nativas o grupos de especies nativas) afectados por las especies exóticas invasoras, debido a la escasa información existente en Chile y el extranjero para facilitar una valoración económica. Aunque reconocemos que la valoración económica de impacto de especies exóticas invasoras es relevante para la gestión de estas especies, los mecanismos de valoración económica funcionan mejor abordando impactos directos y a sectores productivos.

En este sentido, vale la pena reflexionar si la valoración económica de impactos a la biodiversidad generados por especies exóticas invasoras, es el mecanismo adecuado para defender presupuestos nacionales destinados al control de especies exóticas invasoras. La biodiversidad y sus atributos resultan ser altamente intangibles para la lógica económica y, si bien, existen metodologías que permiten estimar económicamente impactos a la biodiversidad, estas funcionan adecuadamente solo para algunos componentes de la misma.

Como reflexión final, se sugiere también enfocar análisis en la aceptabilidad social de las medidas de control de las especies exóticas invasoras.

LITERATURA UTILIZADA

- » Acuña, E. & Drake, F. 2003. Análisis del riesgo en la gestión forestal e inversiones silviculturales: una revisión bibliográfica. *Bosque* 24: 113–124. doi: 10.4067/S0717-92002003000100009.
- » Anderson, C., Soto, N., Cabello, J., Martínez-Pastur, G., Lencinas, M., Petra, W., Antúnez, D. & Davis, E. 2012. Building effective alliances between research and management to mitigate the impacts of an invasive ecosystem engineer: Lessons from the study and control of *Castor canadensis* in the Fuegian archipelago. *Aquatic and riparian mammals*.
- » Anderson, C. & Rosemond, A. 2010. Beaver invasion alters terrestrial subsidies to subantarctic stream food webs. *Hydrobiologia* 652(1): 349–361.
- » Anderson, C., Martínez-Pastur, G., Lencinas, M., Wallem, P., Moorman, M. & Rosemond, A. 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.
- » Anderson, C. & Rosemond, A. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia* 154:141–153 DOI 10.1007/s00442-007-0757-4.
- » Anderson, C., Rozzi, R., Torres-Murúa, J., McGehee, M., Sherriffs, M., Schüttler, E. Rosemond, A. 2006a. Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation* 10: 3295–3313.
- » Anderson, C., Griffith, C., Rosemond, A., Rozzi R. & Dollenz, O. 2006b. The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile: do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation* 128(4): 467–474.
- » APN. 2007. Administración de Parques nacionales, Argentina. Plan de Manejo Parque Nacional Tierra del Fuego.
- » Arauco, 2012. Guía para el manejo de la vegetación competidora en Forestal Arauco. 77 pp.
- » Aravena, P., Skewes, O. & Gouin, N. 2014. Mitochondrial DNA diversity of feral pigs from Karukinka Natural Park, Tierra del Fuego Island, Chile. *Genetics and Molecular Research GMR* 14(2):4245–4257.
- » Aravena, P. & Skewes, O. 2007. European wild boar purebred and *Sus scrofa* intercrosses. Discrimination proposals. A review. *Agro-Ciencia* 23(3):133–147.
- » Archer, M.E.1998. The world distribution of the euroasian species of *Paravespula* (Hym. Vespinae) *Entomologist's Monthly Magazine* 134:289–294.
- » Arellano, G. 2012. Evaluación de la dinámica de invasión de *Aristotelia chilensis* (Elaeocarpaceae) y *Rubus ulmifolius* (Rosaceae) en claros de dosel en un bosque de la isla Robinson Crusoe, Archipiélago de Juan Fernández, Chile. Tesis de Magíster, Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- » Arismendi, I., Szejner P., Lara, A. & González, M. 2008. Impacto del castor en la estructura de bosques ribereños de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Chile. *Bosque* 29(2): 146–154.
- » Artigas, J. 1994. Entomología económica. Insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario (nativos, introducidos y susceptibles de ser introducidos). Editorial Aníbal Pinto, Concepción, Chile. 943 pp.
- » Bahamonde, C. 2007. Alternativas de elaboración de charqui a partir de carne de *Castor canadensis* (KHUL 1820, Rodentia). Tesis para optar al título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 89pp.
- » Baldini, A., Oltremari, J. & Ramírez, M. 2008. Impacto del castor (*Castor canadensis*, Rodentia) en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) de Tierra del Fuego, Chile. *Bosque* 29: 162–169.
- » Barkmann, J., Glenk, K., Keil, A., Leemhuis, C., Dietrich, N., Gerold, G. & Marggraf, R. 2008. Confronting unfamiliarity with ecosystem functions: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference methods. *Ecological Economics* 65: 48–62.
- » Bateman, I., Carson, R., Day, B., Hahnemann, W. M., Hanley, N. & Hett, T. 2002. Economic valuation with stated preference techniques: A manual. Cheltenham: Edward Elgar.
- » Baron, J. 1982. Effects of Feral Hogs (*Sus scrofa*) on the Vegetation of Horn Island, Mississippi. *American Midland Naturalist* 107: 202–205. doi:10.2307/2425204

-
- » Barrera, D. & Valdés, P. 2014. Miel chilena: consolidación y nuevos mercados. Consulta en línea: http://www.odepa.cl/wp-content/files_mf/1405615620Miel201407.pdf. ODEPA.
 - » Barrera, R. & Vidal, C. 2013. Primer reporte de *Vespula vulgaris* (Linnaeus, 1758) (Hymenoptera: Vespidae) en Chile. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 52: 277–278.
 - » Barros, M., Sáenz, L., Lapierre, L., Nuñez, C. & Medina-Vogel, G. 2014. High prevalence of pathogenic *Leptospira* in alien American mink (*Neovison vison*) in Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 87:19.
 - » Barrios-García, M. & Ballari, S. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14: 2283–2300.
 - » Becerra, P. 2006. Invasión de árboles alóctonos en una cuenca pre-andina de Chile central. *Gayana Botánica* 63(2): 161-174.
 - » Beggs, J.R. 1988. Energetics of kaka in South Island beech forest. Unpublished MSc thesis, University of Auckland, New Zealand.
 - » Beggs, J.R. & Wilson, P.R. 1987. Energetics of South Island kaka (*Nestor meridionalis meridionalis*) feeding on the larvae of kanuka longhorn beetles (*Ochrocydus hyttoni*). *New Zealand Journal of Ecology* 10: 143-147.
 - » Benedetti, S. 2012. Monografía de *Peumo Cryptocarya alba* (Mol) Looser. Información tecnológica de productos forestales no madereros del bosque nativo en Chile. INFOR, Santiago, Chile, 75 pp.
 - » Biobiochile 2013. [Http://www.Biobiochile.Cl/2013/06/26/Letal_Virus_Que_Afecta_A_Conejos_Preocupa_A_Agricultores_De_Santa_Juana.html](http://www.Biobiochile.Cl/2013/06/26/Letal_Virus_Que_Afecta_A_Conejos_Preocupa_A_Agricultores_De_Santa_Juana.html).
 - » Bioland S.A. 2015. Cotización protección de plantas para conejos.
 - » Bonacic, C., Ohrens, O. & Hernández, F. 2010. Estudio de distribución y estimación poblacional de las especies exóticas invasoras: jabalí y ciervo rojo en Chile. Informe final. Lab. Vida Silvestre Fauna Australis, F. Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.
 - » Bonesi, L. & Palazón, S. 2007. The American mink in Europe: status, impacts and control. *Biological Conservation* 134: 470-483.
 - » Bonino, N. & Soriguer, R. 2004. Distribución actual y dispersión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en Mendoza (Argentina). *Mastozoología Neotropical* 11(2):237-241.
 - » Botto-Mahan, C., Acuna-Retamar, M., Campos, R., Cattán, P. & Solari, A. 2009. European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) are naturally infected with different *Trypanosoma cruzi* genotypes. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 80 (6): 944-946.
 - » Bosques Cautín. 2011. Innovador proyecto pretende convertir pica-pica en energía eléctrica en La Araucanía [WWW Document]. Portal Español Bosques Cautin: Noticia individual. URL http://www.bosquescautin.cl/index.php?id=47&no_cache=1&tx_ttnews%5Btt_news%5D=7%3C/span%3E%C2%A0%3Cspan%20style= (accessed 11.24.15).
 - » Boyd, S. 1987. Patterns of use of beech honeydew by birds and insects. Unpublished MSc. thesis, University of Auckland, New Zealand.
 - » Briones, M., Schlatter, R., Wolodarsky, A. & Venegas, C. 2001. Clasificación ambiental para hábitat de *Castor canadensis* (Kuhl, 1820, Rodentia), de acuerdo a características de cuencas en un sector de Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia* 29: 75-93.
 - » Bryce, R., Matthew, K.O., Llinos, D., Gray, H., Urquhart, J. & Lambin, X. 2011. Turning back the tide of American mink invasion at an unprecedented scale through community participation and adaptive management. *Biological Conservation* 144: 575 – 583.
 - » Bueno, C.G. 2011. Las perturbaciones de jabalí en los pastos alpinos del Pirineo Central: una aproximación multiescalar. Departamento de Agricultura y Economía Agraria. Zaragoza: Universidad de Zaragoza 191.
 - » Bueno, C.G., Barrio, I.C., García-González, R., Alados, C.L. & Gómez-García, D. 2011. Assessment of wild boar rooting on ecological and pastoral values of alpine pyrenean grasslands. *Pirineos* 166, 51–67. doi:10.3989/pirineos.2011.166003
 - » Bus-Leone, P., Cerda, J., Sala, S. & Reid, B. 2014. Mink (*Neovison vison*) as a natural vector in the dispersal of the diatom *Didymosphenia geminata*. *Diatom Research* 29(3): 259-266.

- » Calvette, C. 1999. Epidemiología de enfermedad hemorrágica (VHD) y mixomatosis en el conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) en el valle medio del Ebro- Modelización de VHD y herramientas de gestión. Tesis Doctor en veterinaria, Universidad de Zaragoza, España.
- » Cámara de Diputados de Chile. 2015. Comisión de Agricultura aprobó extender hasta el 2018 la aplicación del DL 701 sobre Fomento Forestal. Disponible en: https://www.camara.cl/prensa/noticias_detalle.aspx?prmId=126810.
- » Camus, P., Castro, S. & Jaksic, F. 2008. El conejo europeo en Chile: Historia de una invasión biológica. *Historia* 41(II): 305-339.
- » Camus, P., Castro, S. & Jaksic, F. 2014. Reconstrucción histórica de la invasión de conejo Europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en Chile Central: Lecciones para un mejor diálogo entre científicos y gestores. En: Jaksic, F. & Castro, S. (Eds.): *Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales*. Pp. 239-265.
- » Carrasco, L. 2004. LCarrascoC.pdf. Universidad de Talca, Talca, Chile.
- » Castro, S., Muñoz, M. & Jaksic, F. 2007. Transit towards floristic homogenization on oceanic islands in the south-eastern Pacific: Comparing pre-European and current floras. *Journal of Biogeography* 34: 213-222.
- » Cerda, C. & De la Maza, C.L. 2015. Evaluación de servicios Ecosistémicos proporcionados por áreas protegidas: Implicancias para áreas protegidas chilenas. Editorial Gráfica Metropolitana.
- » Cerda, C., Barkmann, J. & Marggraf, R. 2014. Non-market economic valuation of the benefits provided by temperate ecosystems at the extreme south of the Americas. *Regional Environmental Change*. DOI 10.1007/s10113-014-0591.2.
- » Cerda, C. & Losada, T. 2013. Assessing the value of species: A case study on the willingness to pay for species protection in Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, DOI 10.1007/s10661-013-3346-5.
- » Cerda, C., Ponce, A. & Zappi, M. 2013. Using choice experiments to understand public demand for the conservation of nature: A case study in central Chile. *Journal for Nature Conservation* 21: 143-153.
- » Cerda, J. 2008. Experiencia piloto de control del visón en Aisén. En: Gecele and Moreira (eds). *Actas del Seminario Taller Vertebrados Dañinos en Chile: Desafíos y Perspectivas*. Universidad Santo Tomás.
- » Chile, Ministerio de Agricultura, 2014. Decreto 104. Fija tabla de valores que determina monto máximo de las bonificaciones para las actividades a que se refiere el artículo 22° de la Ley 20.283, sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal.
- » Chile, Ministerio de Agricultura. 2013. Decreto N° 4. Establece tabla de costos para el año 2013, que fija los valores de las actividades que se bonificarán en el marco del Sistema de Incentivos para la sostenibilidad agroambiental de los suelos agropecuarios.
- » Chile, Ministerio de Agricultura. 2008. Ley N° 20.283. Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal y sus reglamentos.
- » Chile, Ministerio de Agricultura. 1974. Fija régimen legal de los terrenos forestales o preferentemente aptos para la forestación, y establece normas de fomento de la materia
- » Chile Prunes, 2015. 2014 cierra con ventas por más de USD800 millones para las exportaciones de frutos secos y deshidratados chilenos. Consulta en línea: <http://www.chileprunes.cl/noticias/2014-cierra-con-ventas-por-mas-de-usd800-millones-para-las-exportaciones-de-frutos-secos-y-deshidratados-chilenos/>
- » Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R. & Hyde, T. 2006. Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics* 58: 304-317.
- » CONAMA-PNUD-GEF. 2009. Creación de Un Sistema Nacional Integral de las Áreas Protegidas para Chile: Documentos de trabajo (CONAMA-PNUD-GEF 2009).
- » CONAF, 2014a. DL701: Bonificaciones Forestales.
- » CONAF, 2014b. Ley del Bosque Nativo: Bonificaciones Concurso Fondo de Conservación.
- » CONAF, 2014c. Plantaciones Forestales 1970-2014.
- » CONAF, 2014d. Registran positiva restauración ecológica en isla Choros. Corporación Nacional Forestal. www.conaf.cl.

-
- » CONAF, 2011a. Costos de forestación, recuperación de suelos degradados, estabilización de dunas, poda, y raleo, por hectárea y establecimiento de cortinas cortavientos por kilómetro. Oficio N° 283.
 - » CONAF, 2011b. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile, Monitoreo de cambios y actualizaciones, Período 1997- 2011.
 - » CONAF. 2011c. Decreto 283. Fija costos de reforestación, recuperación de suelos degradados, estabilización de dunas, poda y raleo, por hectárea, y establecimiento de cortinas cortavientos por kilómetro, al 31 de julio de 2011, para los efectos del Decreto Ley N° 701 y sus modificaciones posteriores.
 - » CONAF, 2005. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile, Monitoreo de cambios y actualizaciones, Período 1997- 2005.
 - » CONICYT, 2015. Control integrado del insecto urbano rural *Vespula germanica*.
 - » Coronato A., Escobar, J., Mallea, C., Roig, C. & Lizarralde, A. 2003. Características geomorfológicas de ríos de montaña colonizados por *Castor canadensis* en Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral (Argentina)* 13: 15-26.
 - » Craik, C. 2008. Sex ratio in catches of North American mink – how to catch the female. *Journal of Nature Conservation* 16: 56 – 60.
 - » Crawley, M. J. 1990. Rabbit grazing, plant competition and seedling recruitment in acid grassland. *Journal of Applied Ecology*, 27 (3): 803-820
 - » Crego, R., Jiménez, J., Soto, C., Barroso, O. & Rozzi, R. 2014. Tendencias poblacionales del visón norteamericano invasor (*Neovison vison*) y sus principales presas nativas desde su arribo a isla Navarino, Chile. *Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de Especies Invasoras* 4: 4–18.
 - » Crego, R. 2015. Comunicación personal. Respuesta a entrevista realizada en julio 2015.
 - » Cuevas, J.G. & VanLeersum, G. 2001. Project “Conservation, Restoration and Development of the Juan Fernández Islands, Chile”. *Revista de Historia Natural* 74: 899-910.
 - » Curkovic, T. & Arraztio, D. 2015. Importancia económica de *Vespula germanica* F. (Hymenoptera: Vespidae) en producción de frutales y apícola, y distribución geográfica en Chile. Informe preparado para la consultoría Valoración económica del impacto de un grupo de especies exóticas invasoras sobre la biodiversidad en Chile en el marco del proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF.
 - » Danton, P. 2006. The “myrtisylva” of the Juan Fernández Archipiélago (Chile), a threatened forest. *Acta Botanica Gallica* 153: 179-199.
 - » Davis, E., Anderson, C., Valenzuela, A., Cabello, J. & Soto, N. 2012. American mink (*Neovison vison*) trapping in the Cape Horn Biosphere Reserve: enhancing current trap systems to control an invasive predator. *Annales Zoolgy Fennici* 49: 18-22.
 - » De la Maza, C.L. & Torres, J.C. 1998. Contingent valuation applied to value endangered heritage of La Campana national park of Chile. *Forest Economics Research* 4(3): 26-30.
 - » De la Maza, C.L. 1997. Beneficios Monetarios en Áreas Silvestres Protegidas. Aplicación de los métodos de valorización contingente y costo de viaje. Editor(es): Proyecto CONAF/PNUD/Chi/89/003. Editorial: CONAF/PNUD. Santiago, Chile, 25 pp.
 - » De la Maza, C.L. 1996. Valorización contingente y su aplicación al parque nacional La Campana: una discusión metodológica. *Ciencias Forestales* 11(1-2): 37–43.
 - » De la Maza, C.L. & Rodríguez, M. 1994. Valoración del patrimonio natural de la reserva nacional Río Clarillo, Región Metropolitana, Chile. En: SEMINARIO INTERNACIONAL, Valoración y contabilidad nacional de recursos naturales y ambientales: 25 y 26 de agosto de 1994. Concepción. Chile Universidad de Concepción y Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 8 p.
 - » Delgado, C., Iturra, H., Morales, R., Hernández, G., Haro, C., Levineri, J. & Seguel, C. 2002. Estudio producción de madera aserrada de lenga (*Nothofagus pumilio*) utilizando trozos de diámetros menores. Sociedad Cerro Castillo Ltda.
 - » Delibes-Mateos, M., Díaz-Ruiz, F., Caro, J. & Ferreras, P. 2014. Caracterización de la comunidad de mamíferos de un área remota del sur de Chile mediante el uso combinado de metodologías. *Galemys* 26: 65-75.

- » Dirección ChileCompra, Ministerio de Hacienda. Gobierno de Chile. 2015. Dirección ChileCompra [WWW Document]. URL <http://www.chilecompra.cl/> (accessed 11.25.15).
- » Diario Austral. 2013. Carlos Mollenhauer Director regional SAG en declaraciones a DIARIO AUSTRAL de fecha 29 junio 2013 pp2-3.
- » Diario El Austral. 2011. "Pica pica" generará electricidad [WWW Document]. El Austral. URL http://www.australtemuco.cl/prontus4_noticias/site/artic/20110414/pags/20110414011819.html (accessed 11.24.15).
- » Díaz, C. 2013. Control de chaqueta Amarilla (*Vespula germanica*) en el Parque Nacional La Campana 2014 (Informe Final), Conservación ambiental/Acciones de reducción de amenazas. Corporación Nacional Forestal, Chile.
- » Díaz, I. 2012. Análisis de la evolución espacio temporal de la invasión de *Rubus ulmifolius*, *Aristotelia chilensis* y *Ugni molinae* en la Isla Robinson Crusoe. Tesis Ingeniero en Recursos Naturales. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 53 pp.
- » Díaz, M. 2012. Reporte funcionario Miguel Díaz CONAF RN Río Clarillo, Región Metropolitana 10 de enero 2012. Documentación sistema de control de chaqueta amarilla. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- » Dirnböck, T., Greimler, J., López, P. & Stuessy, T.F. 2003. Predicting future threats to the native vegetation of Robinson Crusoe Island, Juan Fernández Archipiélago, Chile. *Conservation Biology* 17(3): 1650-1659.
- » Domínguez, J., Clark, M., Vargas, A., Poblete, M., León, J. 2010. Desarrollo de un sistema de información de costos para los pequeños productores hortofrutícolas (Informe Final). Universidad Católica de Chile, ODEPA, Santiago de Chile.
- » Dörre, M. 2015. Trapping social wasps, in Apple orchards and vineyards with synthetic volátiles and live yeast culture in Scania, Scandinavia. Publicación online: <http://stud.epsilon.se>. pp. 9-19.
- » Espinoza, J. 1999. Valoración recreacional del parque nacional Laguna del Laja. Proyecto de Título Ingeniero de Ejecución Forestal. Concepción, Instituto Profesional Virginio Gómez de la Universidad de Concepción. 71 p. 57.
- » Espinosa, N. 2009. Zarzamora: Ecología y control. INIA. Tierra Adentro, N° 83. Santiago. 50-52p.
- » Espinosa, N. 2010. Análisis de rentabilidad del aprovechamiento de biomasa de *Ulex europaeus* existente en la Región de la Araucanía. 47pp.
- » Estay, P., Ripa, R., Gerding, M.; Araya, J. & Curkovic, T. 2008 Manejo integrado de la Avispa chaqueta amarilla *Vespula germanica* Fabricius (Hymenoptera Vespidae). Santiago, Chile. Instituto de investigaciones agropecuarias. Boletín INIA N°174, 74 pp.
- » Fasola, L., Muzio, J., Chehébar, C., Cassini, M. & Macdonald, D. 2011. Range expansion and prey use of American mink in Argentinean Patagonia: dilemmas for conservation. *European Journal of Wildlife Research* 57: 283–294.
- » Faúndez, N. 2012. Revisión de los aspectos cinegéticos del jabalí europeo (*Sus scrofa* L.) en Chile. Universidad de Concepción, Chillan, Chile.
- » Fernandez, A. & Sáiz, F. 2007. The european rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) as seed disperser of the invasive opium poppy (*Papaver somniferum* L.) in Robinson Crusoe island, Chile. *Mastozoología Neotropical* 14(1):19-27.
- » FIA. 2009a. Resultados y Lecciones en Productos Agroindustriales Ricos en Antioxidantes, a Base de Berries Nativos Proyecto de Innovación. Santiago. 51pp.
- » FIA. 2009b. Agenda de Innovación Agraria Territorial de la Región del Maule. 112 p.
- » Figueroa, R. 2009. El castor, sus características y adaptaciones biológicas, impacto sobre el ecosistema patagónico y análisis de la factibilidad de control o erradicación de la especie en la zona austral. Trabajo de titulación para optar al título de Ingeniero ejecución Agropecuario. Universidad de Magallanes, Chile.
- » Figueroa, R.A., Corales, S., Cerda, J. & Saldivia, H. 2001. Roedores rapaces y carnívoros de Aysén. Servicio Agrícola y Ganadero, Chile.
- » Figueroa, R., Corales, S. Cerda, J. & Saldivia, H. 2000. Roedores, rapaces y carnívoros de Aysén. Servicio Agrícola y Ganadero SAG, Gobierno de Chile.
- » Fleury, M., Marcelo, W., Vásquez, R., González, L. & Bustamante, R. 2015. Recruitment Dynamics of the Relict Palm, *Jubaea chilensis*: Intricate and Pervasive Effects of Invasive Herbivores and Nurse Shrubs in Central Chile. *PLoS ONE* 10(7): e0133559. doi:10.1371/journal.pone.0133.

-
- » FPA, Ministerio de del Medio Ambiente. 2013. Resultados concurso FPA 2014. Santiago
 - » Fuentes, E. & Hajek, E.R. 1979. Patterns of landscape modification in relation to agricultural practices in Central Chile. *Environmental Conservation* 6: 265-271.
 - » Fuentes, E. & Simonetti, J. 1982. Plant patterning in the Chilean matorral: Are the role of native and exotic mammals different? Paper presented at the symposium on dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems, San Diego California.
 - » Fuentes, E., Jaksic, F. & Simonetti, J. 1983. European rabbits versus native rodents in Central Chile: effects on shrub seedlings. *Oecología* 58: 411-414.
 - » Fuentes, N., Sánchez, P. Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres, L. & Maticorena, A. 2014 Plantas Invasoras del Centro- Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile. Texto disponible en el sitio web www.lib.udec.cl.
 - » García, E., Mora, L., Torres, P., Jercic, M. & Mercado, R. 2005. First record of human trichinosis in Chile associated with consumption of wild boar (*Sus scrofa*). *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz* 100: 17-18.
 - » Gay, C. 1862 *Historia Física y Política de Chile*. París, Agricultura, Tomo I, 482 pp.
 - » Gaze, P. & Clout, M. 1983. Honeydew and its importance to birds in beech forest of South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 6: 33-37.
 - » González, L., Bustamante, R., Navarro, R., Herrera, M. A. & Toral, M. 2009. Ecology and management of the Chilean Palm (*Jubaea chilensis*): history, current situation and perspectives. *Palms* 53: 68-74
 - » Gompertz, G. 2011. Informe estudio caracterización de los productores lecheros, usando bases de datos disponibles. Consorcio lechero.
 - » Gosling, L.M. & Baker, S.J. 1989. The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society* 38: 39-51.
 - » Graells, G., Corcorán, D. & Aravena, J. 2015. Invasion of North American beaver (*Castor canadensis*) in the province of Magallanes Southern Chile: comparison between dating sites through interviews with the local community and Dendrochronology. *Revista Chilena de Historia Natural* 88:3.
 - » Greimler, J., Stuessy, T.F., Swenson, U., Baeza C.M. & Matthei, O. 2002. Plant invasions on an oceanic archipiélago. *Biological Invasions* 4:73-85.
 - » Gutiérrez, H. 2014. Análisis del control actual de las especies invasoras *Rubus ulmifolius* y *Aristotelia chilensis* y propuestas de mejora. Consultoría para el Proyecto GEF N°83266. GEF/MMA/PNUD. "Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández", Ministerio del Medio Ambiente PNUD. Santiago. 28p.
 - » Haaverstad, O., Hjeljord, O. & Wam, H.K. 2014. Wild boar rooting in a northern coniferous forest – minor silviculture impact. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29: 90–95. doi:10.1080/02827581.2013.865781
 - » Hagen, E., Odum, P., Johow, F. & Wainstein, M. 2005. Conservación del picaflor de Juan Fernández *Sephanoides fernandensis*, especie endémica en peligro de extinción. Informe Interno CONAF. American Bird Conservancy. 10 pp.
 - » Harrington, L.A., Harrington, A.L., Moorhouse, T., Gelling, M., Bonesi, L. & Macdonald, D.W. 2009. American mink control on inland rivers in southern England: An experimental test of a model strategy. *Biological Conservation* 142: 839-849.
 - » Harrington, L.A., Harrington, A.L., Macdonald, D.W. 2008. Estimating the relative abundance of American mink *Mustela vison* on lowland rivers: evaluation and comparison of two techniques. *European Journal of Wildlife Research* 54: 79-87.
 - » Hensher, D., Rose, J., & Greene, W. 2005. *Applied choice methods – A primer*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
 - » Hermosilla, M. 1978. Comparación entre aplicación aérea de herbicidas y desbroce manual de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don (Pino Insigne). Tesis. Fac. Cs. Forestales, Universidad de Chile 118p.
 - » Holmberg, G., Siebald, E., De La Barra, R. & Duboid, D. 2007. Estrategia para el control del Espinillo. Instituto de Investigaciones Agropecuarias – Centro Regional de Investigación Remehue. Chile. Informativo. 58: 1-4.

- » INE. 2016. Anuarios de Turismo desde el 2001 al 2013.
- » INE. 2014. Medio ambiente (Informe anual). INE, Santiago de Chile.
- » INE, ODEPA, Ministerio De Agricultura. 2007. Censo agropecuario 2007 15: 3–5.
- » Innova. 2008. Estudio de Factibilidad de Erradicar el Castor Americano en la Patagonia. 71pp.
- » INDAP. 2007. Pomaceas exportación, región de O'Higgins. Consulta en línea: http://www.indap.gob.cl/extras/estrategias-por-rubro_2007/ohiggins/PomaceasExportacion-VIR_EstrategiasRegionalXRubro.pdf
- » INDAP. 2005. Producción y mercado de la Miel. Consulta en línea: <http://www.indap.gob.cl/extras/estrategias-por-rubros-2005/8region/7Miel-Produccion.Mercado.pdf>
- » Isla, M. & Katunaric, M. 2006. El conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*): De plaga a subsidio de la naturaleza. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- » Island Conservation, Torres Asociado Limitada, 2011. Resumen ejecutivo del estudio de impacto ambiental del proyecto "Erradicación del conejo europeo en islas Chañaral y Choros."
- » Iriarte, A. 2008 Mamíferos de Chile. Lynxedicions. Barcelona, España 420 pp.
- » Iriarte, A. 2000. Impacto de la fauna silvestre sobre la flora nativa de Chile. In Baldini A, L Pancel eds. Agentes de daño en el bosque nativo. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 319-350.
- » Jaksic, F. & Castro, S. 2014. Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales. Ediciones Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- » Jaksic, F., Iriarte, J., Jiménez, J. & Martínez, D. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4: 157–173.
- » Jaksic, F. & Fuentes, E. 1988. El conejo español: un convidado de piedra. En: *Ecología del paisaje en Chile central: estudios sobre espacios montañosos*. Fuentes E & S Prenafeta (Eds.) Edic. Universidad Católica, Santiago. Pp 88- 101.
- » Jaksic, F. & Yáñez, J. 1983 Rabbit and fox introductions in Tierra del Fuego: history and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. *Biological Conservation* 26: 367-374.
- » Jaksic, F. 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1427- 1445.
- » Jaksic, F. & Soriguer, R. 1981. Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: A comparative analysis. *Journal of Animal Ecology* 50: 269-281.
- » Jaksic, F. & Fuentes, E. 1980. Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: microclimate or grazing? *Journal of Ecology* 68:665-669.
- » Jaksic, F., Fuentes, E. & Yáñez, J. 1979. Spatial distribution of the Old World rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in central Chile. *Journal of Mammalogy* 60: 207-209.
- » Jiménez, J., Crego, R., Soto, G., Román, I., Rozzi, R. & Vergara, P. 2014. Potential impact of the Alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navarino Island, Southern Chile. *Biological Invasions* 16:961–966.
- » Johnston, C., & Naiman, R. 1987. Boundary dynamics at the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology* 1: 47-57.
- » Julio, G. & Giroz, G. 1975. Notas sobre el comportamiento del fuego y su aplicación en el control de incendios forestales. *Bosque* 1(1): 18-27.
- » Kerr, G.N. & Sharp, B.M.H. 2008: Biodiversity management: Lake Rotoiti choice modelling study. Research Report 310. Agribusiness & Economics Research Unit, Lincoln University, Lincoln. 37 pp.
- » King, C.M., McDonald, R.M., Martin, R.D. & Dennis, T. 2009. Why is eradication of invasive mustelids so difficult? *Biological Conservation* 142: 806-816.
- » Kogan, M. 1992. Malezas, ecofisiología y estrategias de control. Colección en Agricultura. Santiago, Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía. 402 p.

-
- » Kogan, M., Fuentes, R. & Espinoza, N. 1992. Biología de malezas, herbicidas y estrategias de control en el sector forestal. Concepción, Chile. Fundación Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile. 195 p.
 - » Kogan, M. & Figueroa, R. 1999. Control químico de malezas leñosas en plantaciones de pino. *Agronomía y Forestal UC* 1 (3): 6-10.
 - » Kolstad, Charles D. 2000. *Environmental Economics*. New York: Oxford University Press.
 - » Liendo, S. 1998. Valoración económica de tres áreas silvestres protegidas de la I Región. Universidad de Tarapacá. Tesis Ingeniería Comercial. 91 pp
 - » Lizarralde, M., Escobar, J. & De Ferrari, G., Escobar, J. & Álvarez, S. 1996. Effects of Beaver (*Castor canadensis*) on the nutrients dynamics of the Southern Beech forest of Tierra del Fuego. *Ecología Austral* 6: 101-105.
 - » Lizarralde, M., Escobar, J. & De Ferrari, G. 2004. Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystems. *Interciencia* 29: 352-355.
 - » Long, J. 2003. *Introduced mammals of the world. Their history, distribution and influence*. CSIRO Publishing, Collingwood Australia. 589 pp.
 - » Loomis, J. B. & White, D.S. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18: 197-206.
 - » Looser, G. 1927. La zarzamora (*Rubus ulmifolius* *Rubus ulmifolius* Schott) en Juan Fernández. *Revista Chilena de Historia Natural* 31: 84-85.
 - » Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp.
 - » Luebert, F. & Pliscoff, P. 2006. *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria.
 - » Macdonald, D.W. & Harrington, L.A. 2003. The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology* 30: 421-441.
 - » MacIntyre, P. & Hellstrom, J. 2015. An evaluation of the costs of pest wasps (*Vespula* species) in New Zealand. Department of Conservation and Ministry for Primary Industries, Wellington. 44 pp.
 - » Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
 - » Magunacelaya, J.C., Chiappa, E. & Ojeda, P. 1984. Biología, problemas y control de la avispa chaqueta amarilla. Programa de control de Plagas y Enfermedades Forestales. Convenio CONAF-UCV. V región. 19p.
 - » Martín-López, B., Montes, C. & Benayas, J. 2007. Economic Valuation of Biodiversity Conservation: the Meaning of Numbers. *Conservation Biology* 22(3): 624-635
 - » Martínez Pastur, G., Lencinas, V., Escobar, J., Quiroga, P., Malmierca, L. & Lizarralde, M. 2006. Understory succession in areas of *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Journal of Applied Vegetation Science* 9: 143-154.
 - » Marienberg. 2015. *Cotización protección de plantas para conejos*.
 - » Matthei, J. 1995. *Manual de las malezas que crecen en Chile*. Alfabet Impresores, Santiago, Chile
 - » Medina-Vogel, G., Barros, M., Monsalve, R. & Pons, D.J. 2015. Assessment of the efficiency in trapping North American mink (*Neovison vison*) for population control in Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 88: 9. DOI 10.1186/s40693-015-0040-8.
 - » Medina-Vogel, G., Barros, M., Organ, J., & Bonesi, L. 2013. Evidence of competition between the Southern river otter and the alien invasive North American mink in marine habitats of southern Chile. *Journal of Zoology* 290: 27-34.
 - » Mella, J. & Saavedra, B. 1995. *Castores*. Comité Científico Proyecto Río Cóndor. Estudio de Línea de Base. Informe del SubProyecto 94-14 (16).
 - » Meza, J. 1989. Informe anual del proyecto "Conservación del Picaflor de Juan Fernández "Sephanooides fernandensis". Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.

- » Ministerio De Agricultura, ProChile. 2012. Informativo de mercado de berries frescos y congelados 2011/12. Arándano-Frambuesa-Frutilla-Mora (Boletín No. 14). Santiago.
- » Ministerio de Desarrollo Social, Gobierno de Chile, 2013. Estimación precio social del Carbono.
- » Moller, H. & Tilley, J.A. 1989. Beech honeydew: Seasonal variation in use by wasp, honey bees and other insects. *New Zealand Journal of Zoology* 16: 289-302.
- » Moller, H. & Tilley, J.A. 1986. Honeydew, a South Island beech forest resource. Department of Scientific and Industrial Research Alpha no. 58.
- » Moore, B. 2005. Alien Invasive Species: Impacts on Forests and Forestry: A Review. Forest Health and Biosecurity Working Papers. Rome, Italy. FAO, Forestry Department. 36 p.
- » Moss, G. 1959. The gorse seed problem. *Proceedings of the New Zealand Weed and Pest Control Conference* 12: 59-64.
- » Muñoz, E. 2009. El Espinillo (*Ulex europaeus* L. 1753). Un invasor biológico en el sur de Chile: Estado de su conocimiento y alternativas de control. *Gestión Ambiental* 17: 23-44.
- » Muñoz, A. & Yáñez, J. 2009. Mamíferos de Chile: Segunda edición. Cea Ediciones. Valdivia, Chile, 571 pp.
- » Myers, K., Parer, I., Wood, D. & Cooke, D. 1994. The Rabbit in Australia. En (págs. 108-157) Thompson, H.V. & King, C.M. (Eds.). *The European Rabbit: The History and Biology of a Successful*. Oxford University Press, New York.
- » Murúa, F. & Prutzmann, C. 2003. Competitividad de la piel de Castor elaborada en la duodécima región de Magallanes en el mercado Español. Tesina para optar al grado de Licenciado en Administración. Universidad Austral de Chile.
- » Norambuena, H. & Escobar, S. 2007. Un proyecto piloto de 18 meses de duración coordina esfuerzos del INIA y el SAG en el combate biológico del espinillo mediante la utilización de la polilla del brote y el ácaro del espinillo. INIA. Tierra Adentro, N° 75. Santiago. 50-52p.
- » Nordstrom, M., Hogmander, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation* 109: 359-368.
- » Novoa, P. 2013. Hallazgo de una población de *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm. (Lauraceae) en Reñaca. *Boletín del Jardín Botánico Nacional* 6: 12.
- » ODEPA 2015a. Exportaciones de Frutas frescas. Enero - 7 de Agosto 2015. <http://www.odepa.cl/avance-por-grupos-de-productos/> (Consulta 06/agosto 2015).
- » ODEPA. 2015b. Producción apícola, avance por grupos de productos, Reporte de exportaciones de miel Enero -15 a Noviembre 15. Consulta en línea: <http://www.odepa.cl/avance-por-grupos-de-productos/>
- » ODEPA. 2015c. Frutales y superficie de producción (ha). Consulta en línea: <http://www.odepa.cl/frutales-superficie-y-produccion-2/>
- » ODEPA. 2015d. Superficie de frutales por región. Revisión en línea: <http://www.odepa.cl/superficie-de-frutales-por-region-2/>
- » ODEPA, CIREN. 2014a. Catastro Frutícola Principales Resultados.
- » ODEPA, 2014b. Agricultura orgánica nacional a junio 2014. Cultivos y superficie orgánica, hortalizas, frutales, cereales, hierbas medicinales, semillas, viveros, praderas, ovinos, bovinos, caprinos, uva vinífera, recolección silvestre. Santiago. 9 p.
- » ODEPA, CIREN. 2012. Catastro Frutícola Principales Resultados.
- » ODEPA. 2011. Mercados agropecuarios N°231. Consulta en línea: <http://www.odepa.cl/odepaweb/servicios-informacion/Mercados/oct-11.pdf>
- » Ojeda, P., González, H. & Araya, G. 2003. Informe Técnico n° 48 "Erradicación del conejo europeo *Oryctolagus cuniculus* Linnæus, 1758 desde la isla Santa Clara archipiélago de Juan Fernández" Chile, diciembre de 2003.
- » Paillacar, O. 2007. Rendimiento cárnico de Castor *canadensis* de isla Tierra del Fuego. Tesis para optar al título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 58 pp.

-
- » Pauchard, A., García, R., Langdon, B. & Nuñez, M. 2014. Invasiones de plantas en ecosistemas forestales: bosques y praderas invadidas. En: *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Donoso, C., Gonzalez, M. & Lara, A. (ed). pp 673-691. Ediciones Universidad Austral de Chile.
 - » Pauchard, A. & Jiménez, A. 2012. Invasiones de plantas exóticas en áreas protegidas: Entendiendo un proceso. *Revista Parques*. V.1, <http://revistaparques.net/2013-2/estudios/invasiones-de-plantas-exoticas-en-areas-protegidas-entendiendo-un-proceso/> (Accedido julio 2015).
 - » Pavez, M. 2013. Análisis prospectivo de las plantas invasoras y su repercusión en la vegetación endémica de la zona mediterránea del país. Escuela de pregrado. Carrera de geografía Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 148pp.
 - » Pavez, E.F., Lobos, G.A. & Jaksic, F.M., 2010. Long-term changes in landscape and in small mammal and raptor assemblages in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 99–111.
 - » Peña, L., Pérez de Arce, R. & Cartagena, R. 1975. La presencia de *Vespula maculifrons* (Hymenoptera: Vespidae) en Chile. *Revista Chilena de Entomología* 9: 197-168.
 - » Pozio, E. 2007. World distribution of *Trichinella* spp. infections in animals and humans. *Veterinary Parasitology* 149: 3-21.
 - » Proulx, G., Cattet, M.R.L. & Powell, R.A. 2012. Human and efficient capture and handling methods for carnivores. In: Boitani L, Powell RA (eds.) *Carnivore ecology and conservation. A handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, USA.
 - » PROTECKTA. 2015. Cotización protección de plantas para conejos.
 - » Quiroz, D. 2007. Distribución natural de especies arbóreas introducidas en la cuenca del cerro San Ramón de la Región Metropolitana. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 59pp.
 - » Quiroz, C., Pauchard, A., Maticorena, A. & Cavieres, L. 2009. *Manual de Plantas Invasoras del Centro- Sur de Chile*. Concepción, Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas. 45pp.
 - » Quiroz, C., Pauchard, A., Cavieres, L. & Anderson, C. 2009b. Análisis cuantitativo de la investigación en invasiones biológicas en Chile: tendencias y desafíos. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 497-505.
 - » Ramírez, C., San Martín, C. & Grüner, C. 2005. Cambios florísticos y vegetacionales con diferentes manejos pecuarios en un suelo Andeptic palehumults (La Unión, X Región, Chile). *Agrosur* 33 (2): 13-28.
 - » Ramírez, C., San Martín, C. & MacDonald, R. 1992. El paisaje vegetal como indicador de cambios ambientales. *Ambiente y Desarrollo* 8: 67-71.
 - » Ramírez, C., Finot, V., San Martín, C. & Ellies, A. 1991. El valor indicador ecológico de las malezas del centro-sur de Chile. *Agro Sur* 19: 94–116.
 - » Recabarren, P.E. 2011. ¿Qué, cuánto y dónde se produce orgánicamente en Chile?
 - » Rejmanek, M. 2015. Invasion of *Rubus praecox* (Rosaceae) is promoted by the native tree *Aristotelia chilensis* (Elaeocarpaceae) due to seed dispersal facilitation. *Gayana Botánica* 72 (19): 27-33.
 - » *Revista del campo, El Mercurio*. 2014. En 21% aumentaron exportaciones de ciruelas secas en 2014. Consulta en línea: <http://impresa.elmercurio.com/Pages/NewsDetail.aspx?dt=24-11-2014%200:00:00&NewsID=36495&dtB=31-10-2015%200:00:00&BodyID=0&Paginald=2&SupplementId=6>
 - » *Revista Red agrícola*. 2012. Las cifras de la industria chilena de la ciruela deshidratada. Consulta en línea: <http://www.redagricola.com/reportajes/frutales/las-cifras-de-la-industria-chilena-de-la-ciruela-deshidratada>.
 - » Ripa, R. 2014. Entrevista vía Skype con Renato Ripa.
 - » Rodríguez, J. 1988. Alternativas de control de lagomorfos, en plantaciones forestales. *Ciencia e Investigación Forestal* 2: 74–85.
 - » Romero, F.I., Cozano, M.A., Gangas, R.A., Naulin, P.I. 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque* 35: 3–12. doi:10.4067/S0717-92002014000100001.
 - » Romero, J. 2007. Cuantificación, caracterización y análisis de la comercialización de leña en Puerto Williams, Isla Navarino, XII Región. Universidad de Chile, Santiago de Chile.

- » Roy, M.S., Torres-Mura, J.C., Hertel, F., Lemus, M. & Sponer, R. 1999. Conservation of the Juan Fernandez Precrown and its island habitat. *Oryx* 33: 223-232.
- » Rozzi, R. & Sherriffs, M. 2003. El visón (*Mustela vison* Schreber, Carnivora: Mustelidae), un nuevo mamífero exótico para la isla Navarino. *Anales Instituto Patagonia* 31:97-104.
- » Ruiz, J., Schlatter, R. & Bücher, D. 1996. Estudio de la situación del visón (*Mustela vison*, Schreber 1777) y su impacto sobre las comunidades autóctonas de la X región, como aporte a la protección y recuperación de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Corporación Nacional Forestal X región, Chile. 65pp.
- » Ruiz-Esqüide Enríquez, M.J. 2009. Propuesta de ordenación multipropósito para los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. Endl.) Reiche) y coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst.) en Isla Navarino, Región de Magallanes y la Antártica Chilena. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- » Saíz, F. & Ojeda, P. 1988. *Oryctolagus cuniculus* L en Juan Fernández: problema y control. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso (Chile)* 19: 91-98.
- » SAG. 2015. Decreto Exento N° 389 del 14 de noviembre del 2014. Lista de enfermedades de denuncia obligatoria (EDO) al SAG. Servicio Agrícola y Ganadero SAG, Ministerio de Agricultura, www.sag.cl.
- » SAG. 2013. Catastro Vitícola Nacional. Consulta en línea: <http://www.sag.cl/noticias/sag-presenta-informe-del-catastro-viticola-nacional-2013>
- » SAG. 2013a. Resolución exenta N° 7017/2013.
- » SAG. 2013b. Resolución exenta N°3439/2013.
- » SAG. 2014. Informe ejecutivo: Producción de vinos 2014. Consulta en línea: http://www.sag.cl/sites/default/files/informe_ejecutivo_cosecha_2014.pdf
- » SAG. 2014. Resolución exenta N° 3137/2014.
- » Sagoff, M. 1996. On the value of endangered and other species. *Environmental Management* 20(6): 897-911.
- » Sandoval, R. 1994. Estudio ecológico del visón asilvestrado (*Mustela vison*) en la IX región. Tesis de grado para optar al grado de Licenciado en Medicina Veterinarias, Universidad Austral de Chile. 79 p.
- » Sandrock, R. 1994. Control de espino (*U. europaeus*) por medio de roce, quema y aplicación de diferentes herbicidas, en Valdivia. Memoria. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. 128 p.
- » Sanguinetti, J. & Kitzberger, T. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in Araucaria araucana forests: potential effects on seedling establishment *Biological Invasions* 12: 689–706.
- » Sanguinetti, J. 2008. Producción y predación de semillas, efectos A. Araucana, Argentina. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.
- » Santelices, E. 1999. Valoración económica de la reserva nacional Pingüino de Humboldt. Universidad de Talca. Proyecto de título Ingeniero Agrónomo.
- » San Martín, C., Villagra, J. & Novoa, C. 2009. Comparación de manejos pratenses del centro-sur de Chile utilizando valores bioindicadores de Ellenberg. *Gayana. Botánica* 66: 158–170.
- » Schmidt, H., Cruz M, G., Promis, A. & Álvarez, M. 2003. Transformación de los bosques de Lenga vírgenes e intervenidos a bosques manejados. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- » Schöning, J., Cerny, N., Prohaska, S., Wittenbrink, M. & Smith, N. 2013. Surveillance of Bovine Tuberculosis and Risk Estimation of a Future Reservoir Formation in Wildlife in Switzerland and Liechtenstein. *PLoS ONE* 8(1): e54253. doi:10.1371/journal.pone.0054253.
- » Schüttler, E. 2007. Informe intermedio para el SAG sobre el visón en isla Navarino. Documento no publicado.
- » Schüttler, E., Cárcamo, J. & Rozzi, R. 2008. Dieta del visón norteamericano *Mustela vison* y su impacto potencial sobre la fauna nativa de Isla Navarino, Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 585-598.
- » Schüttler, E., Ibarra, J., Gruber, B., Rozzi, R. & Jax, K. 2010. Abundance and habitat preferences of the southernmost population of mink: implications for managing a recent island invasion. *Biodiversity and Conservation* 19: 725-743.
- » Sepúlveda, M., Muñoz-Zanzi, C., Rosenfeld, C., Jara, R., Pelican, K. & Hill, D. 2011. *Toxoplasma gondii* in feral American minks at the Maullín river, Chile. *Veterinary Parasitology* 175: 60–65.

-
- » Sepúlveda, M., Singer, R., Silva-Rodríguez, E., Eguren, A., Stowhas, P. & Pelican, K. 2014. Invasive American Mink: Linking Pathogen Risk Between Domestic and Endangered Carnivores. *Ecohealth* 11(3): 409-19.
 - » SERNAPESCA. 2015. Alto al Didymo. Ministerio de economía Fomento y turismo. Gobierno de Chile. Portal <http://didymo.sernapesca.cl/quees.php>.
 - » Sielfeld, W. & Venegas, C. 1980. Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl, en la Isla Navarino, Chile. *Annales del Instituto de la Patagonia* 11:247-257.
 - » Silva, C. & Saavedra, B. 2008. Knowing for controlling: ecological effects of invasive vertebrates in Tierra del Fuego. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 123-136.
 - » Simberloff, D. 1995. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science* 49: 87-97.
 - » Simberloff, D. 2008. Rats are not the only introduced rodents producing ecosystem impacts on islands. *Biological Invasions* 11(7): 1735-1742.
 - » Simonetti, J. & Fuentes, E. 1983. Shrub preferences of native and introduced Chilean matorral herbivores. *Oecologia Applicata* 4: 269-272.
 - » Skewes, O. 1999a. Investigación, aprovechamiento y control del castor (*Castor canadensis*) en islas Tierra del Fuego y Navarino.
 - » Skewes, O. 1990. Status des Wildschweins, *Sus scrofa* L., in Chile. Dissertation, Dr. Fortwissenschaftlichen. Universitatzu Göttingen, Fachbereichs der Geogog- August.Göttingen, Deutschland.
 - » Skewes, O. & Castro, C. (en prep). Diet adaptation of an invasive species the European wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus *Sus scrofa* Linnaeus 1758) to the neotropical *Nothofagus* forest in Chile.
 - » Skewes, O., González, F., Rubilar, L., Quezada, OM., Olave, R.R., Vargas, V.R. & Ávila, A.C. 1999. Investigación, aprovechamiento y control del castor en islas Tierra del Fuego y Navarino. Punta Arenas, Chile. Servicio de Gobierno Regional XII Región, Magallanes y Antártica Chilena. 185 p.
 - » Skewes, O., González, F., Olave, R., Ávila, A., Vargas, V., Paulsen, P. & König, H. 2006. Abundance and distribution of American Beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research* 52: 292-296.
 - » Skewes, O., & Jaksic, F. 2015. History of the introduction and present distribution of the european wild boar (*Sus scrofa*) in Chile. *Mastozoología Neotropical* 22(1): 113-124
 - » Skewes, O., Moraga, C., Arriagada, P. & Rau, J. 2012. El jabalí europeo (*Sus scrofa*): Un invasor biológico como presa reciente del puma (*Puma concolor*) en el sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 85: 227-232.
 - » Skewes, O., Rodríguez, R. & Jaksic, F. 2007. Ecología trófica del jabalí europeo (*Sus scrofa*) silvestre en Chile. *Revista Chilena de Historia natural* 80(3): 295-307.
 - » Skewes, O. & Rodríguez, R. 1995. Estudio sobre el impacto del jabalí (*Sus scrofa* L.) y su control en el Parque Nacional Vicente Pérez Rosales, X Región, Chile. Informe Final CONAF y Universidad de Concepción. 81 pp.
 - » Soler, C. & Prieto, J. 1997. Valoración económica de la reserva nacional de Río Clarillo. Seminario de Título Ingeniero Agrónomo. Santiago, Pontificia Universidad Católica de Chile, Facultad de Agronomía.
 - » Soto, N. 2008. Programa de Control de Especies Dañinas en Magallanes: caso castor (*Castor canadensis*). Pp.: 1 - 29. En: Mann, A. 2008. Vertebrados dañinos en Chile: desafíos y perspectivas. Actas del seminario taller. 8 de enero de 2008. Santiago, Chile. Universidad Santo Tomás. 109 pp
 - » Soto, N. 2006. Construcción de un índice de calidad de hábitat para *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) en la Región de Magallanes, Chile. Tesis presentada para optar al título de Master en Biología de la Conservación. Punta Arenas, Chile.
 - » Soto-Simeone, A. 2011. Cuantificación económica del daño ambiental causado por la introducción del castor en Tierra del Fuego. Trabajo de Titulación Ingeniería Comercial. Facultad de Ciencias Económicas y Jurídicas. Departamento de Administración y Economía.
 - » SOYCHILE 2013) <http://www.soychile.cl/Concepcion/Sociedad/2013/05/17/174744/Los-conejos-silvestres-de-zona-rurales-del-Bio-Bio-estan-muriendo-por-una-enfermedad-viral.aspx>.

- » Stanley, D.I. 2005. Local perception of public goods: recent assessments of willingness to pay for endangered species. *Contemporary Economic Policy* 23: 165-179.
- » Stowhas-Salinas, P. 2011. Análisis del conflicto entre carnívoros silvestres y campesinos en el Sur de Chile. Proyecto de título para optar al grado de licenciado en Medicina Veterinaria y al título de Médico Veterinario Facultad De Ciencias Silvoagropecuarias, Escuela Medicina Veterinaria Universidad Mayor.
- » Suárez, L., Gonzáles, W. & Gianoli, E. 2004. Biología reproductiva de *Convolvulus chilensis* (Convolvulaceae) en una población de Aucó (Centro-Norte de Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 581–591.
- » Tapia, B. & González, C. 2012. Ciruelas secas: proyecciones de sobre stock y precios a la baja. Consulta en línea: <http://www.odepa.cl/odepaweb/publicaciones/doc/6647.pdf>. ODEPA.
- » TEEB. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economics foundations*. London: Earthscan.
- » Teillier, S., Rodríguez, R. & Serra, M.T. 2003. Lista preliminar de plantas leñosas, alóctonas, asilvestradas en Chile Continental. *Chloris chilensis*. Año: 6. N°: 2. <http://www.chlorischile.cl>.
- » Tisdell, C., Swarna Nantha, H. & Wilson, C. 2007. Endangerment and likeability of wildlife species: how important are they for payments proposed for conservation? *Ecological Economics* 60:627-633.
- » Toro, M. & Promis, A. 2014. Regeneración de lenga en micrositios de sectores perturbados y no perturbados por efectos del *Castor canadensis* Kuhl Kuhl en Tierra del Fuego, Chile. VI Trabajo presentado en Congreso Chileno de Ciencias Forestales, Temuco, Chile, 9 – 11 de abril de 2014.
- » Universidad de Concepción, 2013. Facultad de Ciencias Veterinarias, Laboratorio de Diagnóstico, Examen N° 133/13
- » USDA, NRCS. 2003. *National range and pasture handbook*, USDA-NRCS. ed.
- » Valenzuela, A., Anderson, C., Fasola, L. & Cabello, J. 2014. Linking invasive exotic vertebrates and their ecosystem impacts in Tierra del Fuego to test theory and determine action. *Acta Oecologica* 54: 110 118.
- » Vargas, R., Bannister. & Danton, P. 2006. *Myrceugenia fernandeziana* (Hook. & Arn.) Johow. Isla Robinson Crusoe. In: Donoso, C (Editor): *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina*. Marisa Cuneo Ed. Valdivia, Chile. Trama Impresiones S.A., Concepción, Chile.
- » Vera, M. 1989. Pastoreo con caprinos para el control del espino amarillo (*Ulex europaeus*). Tesis. Instituto de Zootecnia. Universidad Austral de Chile. Valdivia 78pp.
- » Vergara, G. & Valenzuela, J. 2015. Presencia de visón americano (*Neovison vison*, Schreber 1777) en Chiloé, Chile: ¿inicio de una invasión biológica? *Ecosistemas* 24(1): 29-31.
- » Wallem, P., Jones, C., Marquet, P. & Jaksic, F. 2007. Identificación de los mecanismos subyacentes a la invasión de *Castor canadensis* (Rodentia) en el archipiélago de Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80 (3): 309–325.
- » Wallem, P., Anderson, C., Martínez-Pastur, G. & Lencinas, M. 2010. Using assembly rules to measure the resilience of riparian plant communities to beaver invasion in subantarctic forests. *Biological Invasions* 12(2): 325-335.
- » Welander, J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology* 252: 263–271. doi:10.1111/j.1469-7998.2000.tb00621.x
- » Whitam, T. 2001. Los castores como ingenieros de ecosistemas en sus hábitats nativos. En: *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México.
- » Willink, A. 1980. Sobre la presencia de *Vespula germanica* (Fabricius) en la Argentina. *Geotrópica* 26: 205-206.
- » Wright, J.P., Jones, C.G. & Flecker, A.S. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* 132: 96-101.
- » Zúñiga, A. & Muñoz-Pedreros, A. 2014. Hábitos alimentarios de Puma concolor (Carnivora, Felidae) en bosques fragmentados del Sur de Chile. *Mastozoología Neotropical* 21(1):157-161.
- » Zuberogoitia, I., González-Oreja, J.A., Zabala, J., Rodríguez-Refojos, C. 2010. Assessing the control/eradication of an invasive species, the American mink, base on field data, how much would cost? *Biodiversity Conservation* 19: 1455-1469.



“ Proyecto GEF/MMA/PNUD EEI AJF ”