

CAPÍTULO 11: PLANIFICACIÓN SISTEMÁTICA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS APLICADA A LA CORDILLERA DE NAHUELBUTA

Pablo Ramírez de Arellano, Gonzalo Carrasco, Diego Alarcón,
Raúl Briones y Bernardo Reyes

1. PRESENTACIÓN

La especie humana ha logrado capturar para su crecimiento y desarrollo una gran proporción de los recursos de la biósfera (Vitousek *et al.* 1996, Haberl *et al.* 2010). Estimaciones indican que el 83% de la biósfera terrestre tiene algún grado de influencia humana directa (Sanderson *et al.* 2002) y que el 36% de la superficie productiva del planeta está totalmente dominada por el hombre (Hannah *et al.* 1994). A medida que los humanos capturan más recursos del medioambiente y el cambio climático se acelera, es imprescindible contar con una orientación sobre los lugares que debieran tener un tratamiento especial en cuanto a conservación y restauración de su biodiversidad y servicios ecosistémicos. Es poco probable tener éxito en la mantención de la biósfera sin utilizar métodos que faciliten el diálogo transparente entre los distintos actores, conectando las acciones con sus consecuencias. En Chile, el objetivo de diseñar un territorio que mejore las oportunidades de bienestar para esta y las próximas generaciones, requiere de la implementación de

métodos ya probados en diversas iniciativas similares en el mundo. En el presente capítulo se resume el método de planificación sistemática (Margules y Pressey 2000) utilizando como ejemplo la identificación de sitios para conservación de biodiversidad y mantención de un conjunto de servicios ecosistémicos en el territorio de la cordillera de Nahuelbuta. Este territorio desde el año 2008 cuenta con una iniciativa respaldada por organizaciones locales, ONGs, gobierno y privados dispuestos a avanzar en el diseño e implementación de un ordenamiento territorial. Para ello se definió 339 objetos de conservación asociados a la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del área de estudio, se fijó objetivos cuantificables para cada uno de ellos y se propuso un conjunto de sitios que permitirían su conservación a un mínimo costo. Se realizaron además recomendaciones que permitirían hacerse cargo de las brechas para contar con una gestión territorial eficiente de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

2. ANTECEDENTES: PLANIFICACIÓN SISTEMÁTICA DE LA CONSERVACIÓN

2.1 Redes de reservas y atributos esperados

Comúnmente los humanos han ocupado primero la tierra agrícola más productiva, seguido por una consolidación de asentamientos y su posterior crecimiento. Este patrón de ocupación se caracteriza por modificar los sectores más productivos generando pérdida de hábitats y por otro lado, dejando un mayor grado de naturalidad en sectores menos productivos y más lejanos a asentamientos humanos (Turner 1990, Watson *et al.* 2011). Este mismo patrón ha quedado plasmado desde el inicio del establecimiento de áreas protegidas, quedando éstas en sitios menos alterados y poco productivos, generalmente con mayor valor escénico y de recreación, concentradas en terrenos lejanos y altos (Joppa y Pfaff 2009). Por lo tanto, aunque el 13% del planeta se encuentra bajo algún grado de reserva (Jenkins y Joppa 2009), la biodiversidad existente está pobremente representada en el sistema salvo aquella existente en terrenos secos, congelados y de altas pendientes (Pressey *et al.* 1993, Rodrigues *et al.* 2004).

Grado de Representación de la red de reservas

Uno de los principales atributos de una red de reservas es contener ejemplos de cada uno de los elementos de la biodiversidad o los servicios ecosistémicos que se desea proteger. El grado de representación es uno

de los principios fundamentales de la Planificación Sistemática de la Conservación (PSC). Una buena representación ha sido difícil de lograr debido al incompleto conocimiento de la distribución espacial de la biodiversidad (insuficiencia de Wallace) e incluso del número de especies que existen en un determinado lugar (insuficiencia de Linneo) (Brown y Lomolino 1998). Si además se pretende representar usos asociados a la provisión de servicios ecosistémicos, se generan complejidades adicionales para el diseño de sistemas de reservas o procesos de ordenamiento territorial. Para lograr una buena representación, lo ideal es que los elementos de la biodiversidad incluyan una combinación de diversidad genética, especies y comunidades, tanto en composición, estructura como función (*sensu* Noss 1990). La inclusión de diversos componentes de la biodiversidad permite un sistema de reservas que además de representativo sea amplio.

En la práctica, para representar la biodiversidad de manera amplia, es necesario incluir una serie de elementos “sustitutos”. Restricciones en recursos económicos, humanos y de información impiden cuantificar exhaustivamente los diferentes atributos de la biodiversidad, tanto en composición, estructura y función, en los diversos niveles de organización biológica en plazos razonables para la toma de decisiones en un territorio. Por ello, se usan solo ciertos atributos de la biodiversidad, que permitan

reflejar, representar o reemplazar la mayor parte de los componentes aplicables a la región sobre la cual se busque diseñar e implementar PSC. A estos elementos se les denomina “sustitutos de la biodiversidad”. Estos valores sustitutos o subrogados de biodiversidad deben ser cuantificables y contar con representación espacial, a partir de registros de campo, sensores remotos o modelos. Pueden tratarse de especies de mayor prioridad o amenazadas de extinción, especies indicadoras de estados de conservación ambiental, especies clave en funciones o procesos ecológicos, especies paraguas que reflejen el estado de conservación del ecosistema, especies carismáticas o de alto valor cultural o incluso especies conspicuas o notables que por ello cuenten con mejor información. Otros parámetros útiles como sustitutos incluyen parámetros de diversidad filogenética del área, criterios de importancia comercial o de sustento local, comunidades vegetacionales o bien categorías ambientales o bioclimáticas (Rodrigues y Brooks 2007, Margules y Sarkar 2009). La representación de una red de reservas se beneficia al incorporar una amplia gama de elementos sustitutos, basados tanto en conocimiento científico como en saberes locales de la comunidad asociada al área de estudio. La incorporación temprana de la comunidad local, como se verá más adelante, favorece la aplicabilidad y validez de las prioridades a la hora de establecer nuevas reservas o un plan de ordenamiento territorial o más recientemente denominado “infraestructura ecológica” (Snäll *et al.* 2016).

Chile, con casi el 21% de su superficie en áreas protegidas públicas, destaca por estar por sobre los umbrales tradicionales de conservación que recomiendan proteger el 10% o 17% de los territorios según el Convenio sobre la Diversidad Biológica (UNEP/CBD 2010). Al igual que en el resto del mundo, las áreas protegidas chilenas fueron asignadas sin mayores criterios biológicos resultando en un sesgo hacia las altas cumbres y regiones extremas del país (Armesto *et al.* 1998, Pauchard y Villarroel 2002). Como consecuencia, el sistema de áreas protegidas está lejos de ser una muestra representativa de la biodiversidad chilena (Pauchard y Villarroel 2002, Tognelli *et al.* 2008, Pliscoff y Fuentes-Castillo 2011, Durán *et al.* 2013). Las evaluaciones del grado de representación del sistema de áreas protegidas concuerdan en que es insuficiente y que para muchos elementos este aún se desconoce (Squeo *et al.* 2003, Luebert y Pliscoff 2006, Ramírez de Arellano 2007, Squeo *et al.* 2010, Alarcón y Cavieres 2015). Por ejemplo, Tognelli *et al.* (2008) encontraron que más del 13% de los rangos de vertebrados no están representados en ningún área protegida existente en Chile y muchos de los vertebrados restantes tienen una pequeña proporción de sus rangos geográficos bajo protección. Del mismo modo, Luebert y Pliscoff (2006) indicaron que el 18% de los pisos de vegetación (127 definidos para Chile continental) no están representados en las áreas protegidas actuales y que el 66% de estos pisos de vegetación tienen menos de 10% de su superficie representada en áreas protegidas. Al analizar la representación de los hábitats de una muestra de plantas de

bosques templados en Chile, Alarcón y Cavieres (2015) evaluaron un 50% de sus especies como adecuadamente representadas bajo un umbral mínimo de 10%, mientras que bajo un umbral de 17%, esta cifra disminuía a solo un 30% de estas especies. Esta falta de representatividad es común a varios estudios regionales y grupos taxonómicos (Pressey y Tully 1994, Castro Parga *et al.* 1996, Scott *et al.* 2001, Ceballos 2007, Coad *et al.* 2009, Runge *et al.* 2015).

Eficiencia de la red de reservas

En un escenario real de planificación territorial, es necesario lograr minimizar el impacto o conflicto que las acciones de conservación tienen en la sociedad actual y sus múltiples intereses (*e.g.* costo de implementación) de manera que el plan de conservación tenga una mayor y más amplia aceptación social. La eficiencia es la capacidad de un sistema de reservas de lograr los objetivos de conservación a un mínimo costo (Pressey 1999, Kukkala y Moilanen 2013). Este costo se puede entender de varias maneras, desde los costos financieros de implementar y manejar las reservas, hasta la pérdida de oportunidades económicas de usos alternativos de desarrollo o costo de oportunidad (Moore *et al.* 2004, Naidoo *et al.* 2006, Ban y Klein 2009). El costo también puede asociarse a la factibilidad de implementar algunos sitios o incluso, a las amenazas a la biodiversidad que tendrán que ser controladas en cada lugar (Pressey y Bottrill 2008). Desde el punto de vista de la conservación, la eficiencia permite maximizar el resultado de la conservación, sujeto a restricciones

presupuestarias (Ando *et al.* 1998, Naidoo *et al.* 2006, Boyd *et al.* 2015) e incluso puede guiar la secuencia en que se incorporan nuevos sitios (Wilson *et al.* 2007). Adicionalmente, la incorporación de servicios ecosistémicos de manera explícita en la planificación, y su compatibilidad con distintos usos potenciales, permitiría una mayor eficiencia además de permitir capturar más recursos y aprobación social de la propuesta de reservas (Daily *et al.* 2009, Nelson *et al.* 2009, Moilanen *et al.* 2011).

Compacidad/Conectividad de la red de reservas

En los inicios de la planificación de reservas para la conservación de la biodiversidad se utilizaron conceptos de la teoría de biogeografía de islas (Wilson y MacArthur 1967). Se asumió que una reserva grande podría contener más especies que una pequeña, y que reservas conectadas tendrían un mayor número posible de especies que unas aisladas (Simberloff *et al.* 1992, Whittaker *et al.* 2005). Sin embargo, en la práctica, la distribución de los elementos de la biodiversidad y la diferencia dada por el costo de implementar las distintas opciones de reserva, tiene un mayor peso en la configuración espacial del sistema que simples consideraciones de tamaño y conectividad (Ramírez de Arellano 2007). Por lo general, las consideraciones de conectividad se pueden realizar en una etapa posterior o de manera iterativa en el proceso de selección, evaluando en cada caso la probabilidad de persistencia de los elementos representados en cada una de las reservas seleccionadas.

Al favorecer la conectividad en un sistema de reservas, se debe tener en cuenta el efecto en el costo global de implementación del sistema, conocer los elementos de la biodiversidad que aumentarán su probabilidad de persistencia y también aquellos elementos que eventualmente no podrán ser incorporados debido al aumento del costo. Un completo ejercicio de PSC, que además incorpora un análisis de conectividad *a posteriori* en Perú, fue desarrollado por Fajardo *et al.* (2014).

Flexibilidad de los escenarios de redes de reservas

Una propuesta de reservas debe ser flexible, vale decir, proponer varias alternativas a los planificadores de manera de poder aprovechar las oportunidades de implementación que surjan en el proceso (Kukkala y Moilanen 2013). Por lo general, es posible contar con varias alternativas para configurar un sistema de reservas que cumplan con los objetivos de conservación acordados, esto es especialmente válido cuando se trabaja con elementos de la biodiversidad ampliamente distribuidos (Wilson *et al.* 2005, Rondinini *et al.* 2006). La flexibilidad es relevante si una propuesta de nuevas reservas debe ser aceptada por un amplio número de actores y pasar los filtros de distintas consideraciones políticas, legales y económicas (Watson 2011). La flexibilidad es deseable dado que las condiciones socioeconómicas y políticas son muy poco predecibles y continuamente cambiantes, y un plan territorial debe considerar esta incertidumbre y ser capaz de

readecuarse rápidamente a los cambios, aprovechando las oportunidades en la medida que aparecen y reevaluar constantemente nuevas alternativas (Kukkala y Moilanen 2013).

Idoneidad-persistencia de la biodiversidad en la red de reservas

El objetivo de representar la biodiversidad en un sistema de reservas es inefectivo si no se asegura la persistencia de ésta (Sarkar *et al.* 2002), por lo tanto, el diseño de las áreas de conservación debe contemplar la maximización de la persistencia de los elementos clave que contienen. Un caso común es que la superficie de la reserva seleccionada no sea lo suficientemente grande para asegurar la persistencia de algunas de las especies por las que fue seleccionada (Margules y Pressey 2000). Por lo tanto, el diseño debe contemplar elementos como conectividad y el tipo de matriz que las rodea, siempre considerando los elementos que es prioritario hacer persistir (McIntyre y Hobbs 1999, Lindenmayer y Franklin 2002). Además, es imprescindible un adecuado conocimiento de los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad en estas reservas (Soulé *et al.* 2004).

2.2 ¿Qué es Planificación Sistemática de la Conservación?

La planificación sistemática de la conservación (PSC) es hoy reconocida como una sub-disciplina dentro de la Biología de la Conservación y constituye un estándar para la confección de redes de reservas, más recientemente denominadas

áreas de conservación (Sarkar 2014). El concepto área de conservación incluye todas las categorías en que comúnmente se clasifican estas áreas, por ejemplo, de conservación estricta, de uso restringido y de uso sustentable *sensu* Dudley (2008), e incluso en el último tiempo, incorpora algunos usos productivos bajo la premisa de que éstos sean compatibles con la persistencia de al menos un elemento que se desee conservar (Watts *et al.* 2009). PSC ha sido definido como **un método estructurado e iterativo para diseñar redes de áreas de conservación, que considera retroalimentación, revisión y reiteración en cada una de sus etapas** (Margules y Sarkar 2007). Las técnicas de planificación de la conservación, desarrolladas desde principios de 1980 (*e.g.* Kirkpatrick 1983) se basan en algoritmos de selección eficiente de reservas que permitan alcanzar colectivamente un conjunto explícito de objetivos de conservación de una región de interés (Margules y Pressey 2000). Las redes de reservas son manejadas principalmente para conservar biodiversidad, pero en la última década se han ampliado para incluir otros valores asociados a servicios ecosistémicos y selección de sitios para restauración ecológica (Snäll *et al.* 2016). La planificación sistemática de la conservación tiene varias ventajas sobre las decisiones tradicionales *ad hoc* (Pressey 1999, Cabeza y Moilanen 2001). En particular, los métodos de planificación sistemática de la conservación son explícitos, transparentes y flexibles, por lo que tienen el potencial de mejorar la coordinación entre las partes interesadas con objetivos contrastantes (Ferrier *et al.* 2000).

PSC es un proceso iterativo que puede ser separado en etapas, dependiendo de los autores, entre 6 y 14 etapas (Margules y Pressey 2000, Groves *et al.* 2002, Sarkar 2014). Todas las propuestas coinciden en que PSC tradicionalmente abarca las siguientes etapas:

A) Proceso participativo, reconociendo e identificando las partes interesadas y proponiendo y validando objetivos generales para el proceso de planificación. Del buen desarrollo de este paso depende el éxito del proceso en su globalidad.

B) Recopilación y preparación de información. Proceso que por lo general requiere de múltiples actores dispuestos a compartir información, además de capacidad técnica para generar mapas o coberturas en SIG de los distintos objetos de conservación. Los objetos de conservación mapeados deben representar los objetivos generales diseñados mediante consensos con partes interesadas. Se debe preparar además coberturas de costo (entendiendo por costo a distintas aproximaciones a la gestión de amenazas) que se utilizarán para encontrar las soluciones eficientes de menor costo y compilar las áreas protegidas existentes.

C) Análisis de vacíos de conservación. Consiste en evaluar la proporción que queda de cada uno de los objetos en las áreas protegidas. Esto permite detectar brechas de representatividad en el sistema actual y que el proceso de planificación intenta abarcar.

D) Definición de metas cuantitativas. Se acuerda una proporción de representación esperada para cada objeto de conservación en relación a su ocurrencia total en la zona a planificar. Este proceso requiere validación por las partes interesadas y representa el centro del proceso de planificación sistemática.

E) Diseño de sistemas de reservas que cumplan con todas las metas a un mínimo costo. Para ello se utiliza los objetos de conservación definidos y metas explícitas asociadas a cada uno de éstos. Alternativamente, ante limitaciones de presupuesto, el problema se puede plantear como alcanzar el máximo de cada una de las metas, con un costo máximo del sistema de reservas definido previamente. En esta etapa de diseño suelen utilizarse algoritmos de optimización matemática, que permiten una mayor eficiencia al diseño y evaluar múltiples configuraciones de reservas, además de permitir múltiples iteraciones de los pasos anteriores (Underhill 1994).

F) Implementación y posterior monitoreo de las nuevas reservas. En esta etapa se capitaliza los esfuerzos de todo el proceso de planificación y sin éste los pasos anteriores no tienen gran sentido.

Todas las etapas del proceso son iterativas por lo que en la medida que se implementan, se va reevaluando la configuración del sistema que falta completar para conseguir las metas explícitas de manera eficiente.

La planificación sistemática de la conservación es relativamente reciente, con la gran mayoría de publicaciones posteriores a 2006 y con autores en más de 107 países (Kukkala y Moilanen 2013). PSC en poco tiempo se ha convertido en un estándar para diseñar y evaluar iniciativas de nuevas reservas para biodiversidad, restauración ecológica y planificación territorial, incluyendo en el último tiempo, provisión de servicios ecosistémicos (Sarkar *et al.* 2006, Snäll *et al.* 2016). La mayoría de los países sudamericanos ha desarrollado al menos un ejercicio de planificación sistemática (Lourival *et al.* 2009, Izquierdo y Clark 2012, Squeo *et al.* 2012, Saenz *et al.* 2013, Fajardo *et al.* 2014, Godoy-Bürki *et al.* 2014, Lessmann *et al.* 2014, Pinto *et al.* 2014), además de evaluaciones para distintas regiones y ambientes (Balmford 2003, Ban *et al.* 2009), incluyendo aplicaciones a nivel global (*e.g.* Rodrigues *et al.* 2004, Ceballos *et al.* 2005, Venter *et al.* 2014).

En el último tiempo, es cada vez más común buscar representación de biodiversidad y provisión servicios ecosistémicos en el mismo ejercicio de PSC (Egoh *et al.* 2008, Cimon-Morin *et al.* 2013). Sin embargo, la elección de los servicios ecosistémicos en un ejercicio de planificación sistemático debe evitar aquellos que se correlacionan negativamente con la biodiversidad (Chan *et al.* 2006). Esta relación entre distintos componentes de la biodiversidad, o entre servicios ecosistémicos y el tipo de manejo que permite representar cada uno de ellos, ha hecho necesario incorporar modificaciones al tipo de solución que ofrece PSC, pasando de una solución

binaria (reserva o no reserva) a uno que utiliza “zonas” o tipos de manejo (Watts *et al.* 2009).

El caso chileno

Chile tiene una larga tradición de conservación *in situ*, con la primera reserva nacional creada en 1907 (Muñoz *et al.* 1996), con una lista actualizada de las especies amenazadas (Glade 1988, Benoit 1989), los procesos del Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) desarrollados por el Ministerio de Medio Ambiente de Chile (MMA 2012) y varias iniciativas que definen sitios prioritarios para la conservación de biodiversidad (Glade 1988, Benoit 1989, Muñoz *et al.* 1996, Squeo *et al.* 2010). Sin embargo, los parques y reservas nacionales fueron diseñados de manera *ad hoc*, y las listas de especies amenazadas son parciales y no aseguran una protección efectiva. Incluso, los sitios prioritarios, si bien es cierto surgieron de un proceso de participación ciudadana, en la práctica fueron definidos con criterios heterogéneos al comparar distintas regiones administrativas, incluso contradictorios en ciertos casos, y no siempre explícitos, lo cual sumado al hecho que se trata de terrenos en su mayoría privados, ha llevado a una baja implementación. Como resultado, la Estrategia Nacional para la Conservación de la Biodiversidad (ENCB) chilena es todavía ineficiente y en la práctica, aún no han sido definidos sus objetivos explícitos ni herramientas que le brinden una capacidad de reaccionar a los nuevos escenarios.

En Chile, el primer ejercicio formal de PSC fue desarrollado por Squeo *et al.*

(2003) para todo el territorio continental. En el estudio se propuso una lista de sitios que en su conjunto representaba el 10% de las comunidades vegetales (*sensu* Gajardo 1994) identificadas en base a la información del Catastro de Bosque Nativo (CONAF - CONAMA - BIRF 1999). El conjunto de sitios propuestos minimizó el costo, el cual se estimó en base a un índice que incluyó caminos, ciudades y lugares poblados y la cobertura de uso del suelo en categorías de antropización del Catastro de Bosque Nativo. Squeo *et al.* (2003) señalan que el ejercicio está “limitado a la fortaleza de las fuentes de información utilizadas”, lo cual implicó problemas de uso de escalas distintas, con alta incertidumbre sobre la distribución espacial de las comunidades en la zona norte. Por otra parte, la meta del 10% para todas las comunidades no tomó en consideración el grado de intervención de cada una de ellas. Como era de esperar, el estudio señaló un bajo grado de representación del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), con solo el 16% de las comunidades representadas en más de un 10% de su superficie en áreas protegidas e indica el potencial de utilizar este tipo de herramientas incorporando otros elementos relevantes de conservar en Chile.

En el transcurso de una década, se desarrolló en Chile numerosas aproximaciones utilizando PSC, abarcando distintos conjuntos de objetos de conservación y extensiones geográficas. Tognelli *et al.* (2005) evalúa conjuntos mínimos de bandas latitudinales para representar 265 especies de vertebrados marinos y ejemplos de cómo un grupo taxonómico

puede servir de sustituto para otro. Wilson y Newton (2007) desarrollan un ejercicio de PSC incorporando un índice de vulnerabilidad como costo para representar los tipos forestales en el área comprendida por las provincias de Valdivia, del Ranco, de Osorno y de Llanquihue, para aportar al diseño de una nueva red de reservas para Chile. Ramírez de Arellano (2007) realizó un análisis de sensibilidad de las soluciones para Chile continental evaluando el efecto de distintos costos en la función objetivo, la extensión del análisis (Chile continental completo y dos subsecciones anidadas de la zona central), el tamaño de las unidades de planificación y los siguientes objetos de conservación: 641 rangos de distribución de vertebrados, 66 tipos de flora común y dominante, registros de 64 especies de flora amenazada, 127 pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2006) y tres tipos de humedales costeros. Luego, Tognelli *et al.* (2008) se enfocan en la representatividad de 653 rangos de distribución de vertebrados tanto del SNASPE como de los sitios prioritarios de la estrategia nacional de biodiversidad, indicando, al igual que los otros estudios a esa fecha, la necesidad de incorporar este tipo de análisis en el diseño de sitios para la conservación en Chile. A escala regional, Ramírez de Arellano *et al.* (2008) señalan el ineficiente aporte que realizan los sitios prioritarios en Atacama para representar los vertebrados además de indicar que la flora por sí sola no es un buen “subrogante” para los vertebrados, reforzando la idea de utilizar varios tipos de objetos de conservación al realizar ejercicios de planificación con miras a una implementación real. Un

análisis regional similar, pero para la Región de los Ríos, fue realizado posteriormente por Gómez (2010).

Meynard *et al.* (2009) evalúa una solución en que se utiliza por primera vez para Chile modelos de distribución potencial, en este caso para aves, además de tipos forestales, evaluando al igual que Squeo *et al.* (2003) y Ramírez de Arellano (2007), Tognelli *et al.* (2008), Ramírez de Arellano *et al.* (2008) el aporte del SNASPE y los sitios prioritarios de la ENCB. El concepto de cambio climático en el análisis de representatividad de distribuciones potenciales especies y ecosistemas es introducido en el trabajo de Marquet *et al.* (2011), si bien no se llega a plantear un sistema de reservas que considere las modificaciones presentadas en la distribución de especies y ecosistemas, indica la relevancia de generar un sistema de reservas conectado que mejore o pueda mejorar las oportunidades adaptativas y evolutivas de especies, comunidades y ecosistemas.

Squeo *et al.* (2010) realizan el análisis de vacíos de conservación con el mayor número y diversidad de objetos de conservación para Chile continental e insular (1433), incluyendo ambientes terrestres y marinos además de objetos relevantes a escalas ecorregionales, ecosistemas, comunidades, especies y algunos procesos biológicos y ecológicos relevantes. Se destaca que las soluciones obtenidas, a pesar del número de elementos considerados, son dependientes de disponer de información de mejor calidad, cosa que se puede ajustar de manera dinámica en el curso de la implementación de

los sitios. Señalan, al igual que el resto de los estudios, que no todos los sitios prioritarios de la ENCB son parte de las soluciones óptimas y por ende deben ser revisados. Squeo *et al.* (2010), proponen una serie de sitios que pueden servir de guía para los procesos de definición a nivel regional de los sitios prioritarios. Un nuevo análisis utilizando parte importante de la misma información fue publicado por Squeo *et al.* (2012), reforzando la idea de incorporar a los privados a la implementación del sistema de reservas en la zona mediterránea, un llamado a mejorar la información disponible para este tipo de análisis y a la incorporación de partes interesadas en las distintas etapas, para vencer la brecha de implementación de nuevos sitios.

Estudios más recientes se han enfocado en ciertos objetos de conservación, áreas geográficas específicas o aplicación parcial de PSC. Rozas-Vásquez *et al.* (2014) se concentraron en humedales costeros de la Región de la Araucanía, incorporando la dinámica histórica de estos elementos. Duarte *et al.* (2014) utilizan PSC para cactus endémicos y evalúan el grado de incertidumbre taxonómica en las reservas resultantes, destacando la necesidad del tratamiento geográficamente explícito en conservación de especies con pequeños rangos de distribución. Fernández y Morales (2015) destacan la necesidad de utilizar PSC para priorizar sitios para la restauración ecológica y ocupan como ejemplo dos especies de flora en Chile Central. Ulloa *et al.* (2013) zonifican áreas marinas protegidas de uso múltiple en Mejillones, mientras que Vila *et al.* (2015) lo hacen para la región de los fiordos. Schutz (2015) destaca el rol que pueden

tener las áreas privadas de conservación en el norte de Chile, a pesar que las actuales áreas privadas siguen teniendo los mismos sesgos que el sistema de áreas protegidas del estado.

2.3 Críticas a la Planificación Sistemática de la Conservación

El principal problema de los métodos de PSC es el relativamente alto requerimiento de información de calidad adecuada, para lograr resultados que asistan las decisiones a nivel territorial. Generalmente, la información inapropiada genera resultados que siembran dudas en los implementadores y los ejercicios quedan en el plano metodológico y académico. Prendergast *et al.* (1999) señalan además, que una de las limitantes ha sido el bajo conocimiento y capacidad de los tomadores de decisiones o los encargados de manejar los territorios para lograr utilizar las técnicas de PSC. Hacen un llamado a un mayor diálogo entre los expertos en este tipo de herramientas y los distintos actores territoriales para aprovechar todo su potencial. Ante la ausencia de mayor capacidad para utilizar PSC, se tiende a utilizar métodos de puntuación/ranking para el diseño de redes de reservas. El problema de dichos métodos alternativos es que no utilizan el concepto “el todo es mayor que la suma de las partes”, perdiéndose la capacidad de eficiencia y de escalar adecuadamente las soluciones.

Otro elemento común es la gran brecha que existe en implementación. La gran mayoría de los ejercicios de PSC no llegan a ver su implementación en terreno. Claramente nuestras

capacidades para detectar dónde generar reservas eficientes exceden con creces nuestra capacidad de implementarlas (Knight *et al.* 2009). Una causa probable es que se suele ignorar la complejidad de las relaciones humanas y por ende, se pierden oportunidades para generar involucramiento de las partes interesadas a lo largo de todo el proceso de planificación. Varios escollos provienen de diferencias de valores y perspectivas de los actores en un territorio, pero además existen barreras institucionales, conflictos de poder, falta de espacios para la participación e incertidumbre entre otras (Biggs *et al.* 2011). Es fundamental en este tipo de procesos, no perder de vista que estas técnicas serán efectivas solo si permiten un mayor involucramiento en las decisiones de un conjunto amplio y diverso de partes interesadas. El realizar ejercicios con un sesgo hacia lo exclusivamente académico resultará en un bonito mapa y diagnóstico que por lo general no producirá efectos en el territorio. Un adecuado tránsito del proceso de conservación efectivo es un proceso social informado por la ciencia, y no, como ocurre muchas veces, un proceso científico que luego se vincula con la sociedad (Knight *et al.* 2009, Charnley *et al.* 2007).

También se ha criticado estos métodos en que se basan en una visión estática de los componentes que desean representar (Pressey *et al.* 2007). Sin embargo, existen métodos que permiten incluir procesos dinámicos como cambio climático y dinámica de especies. Por otra parte, estos métodos se plantean como un proceso de mejoramiento continuo, en que de forma dinámica se está obteniendo soluciones con la mejor

información disponible.

Las aproximaciones sistemáticas, basadas en algoritmos, erróneamente se postulan como una alternativa a la designación de sitios basada en conocimiento experto. En la práctica, rara vez ambos métodos son utilizados de manera complementaria desde el inicio del proceso de planificación de un territorio (Cowling *et al.* 2003). El conocimiento experto incluye información subjetiva acerca de la persistencia de la biodiversidad y la factibilidad de implementación y gestión, que no siempre se incorporan explícitamente en la configuración matemática del problema a resolver en base a planificación sistemática de la conservación (Cowling *et al.* 2003). Por otro lado, los enfoques sistemáticos son una poderosa herramienta que puede complementar la opinión de expertos.

2.4 El futuro de la Planificación Sistemática de la Conservación

Los métodos de planificación sistemática han ido evolucionando en la última década incorporando parcialmente componentes dinámicos y computacionalmente limitantes, como la posibilidad de diseñar reservas ante escenarios de cambio climático, incorporar la dinámica individual de especies, efectuar análisis de sensibilidad de múltiples parámetros, en definitiva incorporar incertidumbre en la información base (Groves *et al.* 2012). Como señala Moilanen *et al.* 2009, al igual que en otras áreas de modelos ecológicos aplicados, el avance de los métodos de PSC ha buscado un equilibrio entre “una simplicidad elegante pero ingenua” y “la atractiva

y abrumadora complejidad". Dado que para disminuir la brecha de implementación, será necesario incluir más explícitamente factores sociopolíticos en la formulación de los problemas (e.g. Knight *et al.* 2006), será necesario enfocarse en maneras de involucrar a los distintos actores en el proceso desde un inicio.

Más recientemente, dado que los sistemas de reservas son difíciles de implementar en su totalidad y debido a la necesidad considerar los servicios ecosistémicos en un sentido más amplio, se ha buscado formas de generar una "infraestructura ecológica" (Snäll *et al.* 2016) o zonificación que valora el aporte que hace cada tipo de uso en

el territorio. Muchas veces un uso del territorio permite la mantención de algunos servicios, pero es excluyente de otros. Esto ha llevado a que las nuevas herramientas propongan zonas o tipos de uso sugeridos (Macfadyen *et al.* 2012), esto lleva el foco binario de reserva o no reserva a uno en que distintos tipos de uso se coordinan para mantener los servicios ecosistémicos y la biodiversidad de un territorio. Sin embargo, existe un largo camino para contar con un marco conceptual que permita priorizar áreas por servicios ecosistémicos considerando su provisión, proximidad de sus beneficiarios, accesibilidad, demanda y configuración espacial de sus flujos (Maes *et al.* 2012).

3. PROPUESTA METODOLÓGICA

En esta sección se resumen las principales etapas de un proceso de planificación sistemático. Se debe tener en cuenta que PSC es un proceso iterativo y de mejoramiento continuo, por lo que las etapas no deben ser consideradas necesariamente de manera secuencial. Por otra parte, existen distintas propuestas de etapas según distintos autores (Margules y Pressey 2000, Groves *et al.* 2002, Sarkar 2014), aquí se presentan el esquema más general posible de elementos a ser considerados en el proceso de PSC.

3.1 Partes interesadas, proceso participativo y definición de objetivos generales

Al decidir sobre un territorio es imprescindible que sus habitantes y otras partes interesadas participen activamente (McCall 2003). La

planificación de un territorio debe ser entendida como un proceso de aprendizaje social, en que personas con diversas perspectivas desarrollan un marco común de entendimiento como base para su acción colectiva (Schusler *et al.* 2003) La efectividad de PSC requiere por lo tanto de la participación de las partes interesadas desde el inicio del proceso (Ardrón *et al.* 2010). La participación de partes interesadas permite intercambiar y aunar visiones sobre lo que se espera del territorio, se fomenta el compartir información, se facilita la toma de decisiones en conjunto y se logra apoyo al proceso, debido a una mayor comprensión de las partes interesadas sobre cada una de las etapas. Desde el punto de vista de los que lideran el proceso, se logra un mayor grado de responsabilidad sobre los compromisos que se adquieren (Ardrón *et al.* 2010). La clara

identificación de quiénes participan y qué necesitan es clave para el éxito de todo el proceso (Knight *et al.* 2009).

PSC requiere de la definición de objetivos generales y específicos, los cuales luego se transforman en metas cuantitativas. Por ello, es imprescindible primero identificar a las principales partes interesadas del territorio. Luego, en base a talleres u otro formato, se logra establecer preliminarmente objetivos de protección y restauración de distintos elementos, desde especies y poblaciones particulares hasta servicios ecosistémicos, manteniendo siempre una noción de la prioridad que los actores le dan a cada uno de ellos. Además, se identifican objetivos socioeconómicos para "proteger e incrementar intereses sociales y económicos para la región y sus habitantes" (Ardrón *et al.* 2010). Se evalúa además las oportunidades para la implementación y potenciales conflictos (Knight y Cowling 2007). Idealmente, en esta etapa se esboza una estrategia de implementación (*sensu* Knight *et al.* 2006), identificando las acciones requeridas para lograr los objetivos planteados. Esta estrategia es la base que facilitará la acción colectiva y colaborativa, previniendo el desgaste de los actores en el proceso.

3.2 Recopilación y preparación de información

El objetivo de esta etapa es preparar la información cartográfica necesaria para el análisis sistemático, desde el limitar y dividir el territorio a planificar en unidades de planificación, hasta la incorporación de información de objetos de conservación y costos a estas

unidades. Por ello se cartografía un conjunto de objetos de conservación que represente los objetivos esbozados con partes interesadas en el proceso participativo. En esta etapa además se compila información geográfica de los usos humanos de la tierra, incluida tenencia de la tierra, áreas protegidas, tipos de uso, centros poblados, red de caminos y otra infraestructura, información que puede traducirse en índices de amenaza y costo de implementar y mantener la red de reservas. Con toda esta información, será posible responder para cada unidad de planificación si pertenece o no al nuevo sistema de reservas propuesto.

Unidades de planificación

Se trata de las unidades en que se divide el territorio a planificar y sobre las cuales se toma la decisión de incorporarlas o no al nuevo sistema de reservas. El tamaño, número y forma de las unidades de planificación que se utilicen en PSC obedece a varias consideraciones. El tamaño depende de la resolución de la información que se utilice, pues no puede ser menor que la información más gruesa. Tamaños muy grandes harán menos eficiente el resultado final del ejercicio, obteniendo una solución de mayor costo para conseguir los mismos objetivos (Nhancale y Smith 2011). El tamaño del territorio a planificar puede ser determinante como factor también, con más unidades de planificación mientras más grande sea, manteniendo los otros factores constantes. En cuanto al número de unidades, por lo general, los algoritmos funcionan adecuadamente hasta las 30.000

unidades de planificación, aunque el desempeño depende de varios otros factores. La forma de la unidad de planificación dependerá aún más de la naturaleza del ejercicio; unidades regulares y de la misma forma, tales como hexágonos son comúnmente utilizados porque reducen el sesgo potencial que inducen distintos tamaños y formas en el resultado final. Sin embargo, unidades administrativas o basadas en topografía, si se tiene el cuidado de normalizar su información (e.g. por área y por perímetro), hacen más fácil la traducción de la solución a las partes interesadas. Para más detalles y ejemplos, es recomendable revisar Ardrón *et al.* (2010).

Objetos de conservación

Los objetos de conservación son componentes espacialmente definidos y que serán representados en alguna proporción en el sistema de reservas propuesto. Tradicionalmente los objetos han sido componentes de la biodiversidad a distintos niveles, desde poblaciones y especies hasta tipos de hábitats y ecosistemas. En la última década, se ha buscado complementar los ejercicios de PSC integrando objetos de conservación relacionados a algunos servicios ecosistémicos. Al incorporar objetos de conservación, se debe tener en cuenta que se está trabajando con el supuesto de compatibilidad entre el manejo de distintos objetos de conservación en una misma unidad. Esto puede restringir la incorporación de algunos objetos de conservación, cuyo manejo no es compatible con la gran mayoría de los objetos planificados (Chan *et al.* 2011).

En el ámbito terrestre, comúnmente se ha utilizado registros de especies y modelos de distribución espacial como objetos de conservación. A falta de buena información de especies se ha incorporado aproximaciones como clasificaciones ambientales (tipos de clima/suelo/geología) o clasificaciones de tipos de vegetación o ecosistemas. También hay objetos asociados a procesos (e.g. dispersión) en que se utilizan gradientes altitudinales, refugios locales o sectores con potencialidad de conectividad entre remanentes de bosque o sistemas hidrológicos. Muchos de los objetos de conservación son estáticos, y como señala Cawardine *et al.* (2009), el debate continúa sobre las formas más apropiadas de incluir información de especies, diversidad filogenética, tipos de hábitat o vegetación, clasificaciones ambientales, conectividad y atributos físicos que pudieran estar asociados a procesos ecológicos.

En cuanto a servicios ecosistémicos como objetos de conservación, se han ido utilizando cada vez más en ejercicios de PSC, sin embargo, como ya se ha señalado, agrega un grado de complejidad mayor. Servicios de provisión (e.g. leña, madera, agua para uso doméstico), de regulación (e.g. de crecidas de ríos, almacenamiento de carbono), de soporte (e.g. polinización, control de plagas) y culturales (e.g. recreación e interés turístico), se han planteado con objetos de conservación que pueden dar mayor factibilidad de implementación a ejercicios de planificación territorial (Chan *et al.* 2011, Snäll *et al.* 2016).

Costos y amenazas

En PSC, los elementos seleccionados serán representados de acuerdo a metas cuantitativas a un mínimo costo. El costo de las unidades de planificación es determinante en el resultado de reservas y además, en la factibilidad de implementación de un sistema (Naidoo *et al.* 2006). Hay varias formas de incorporar el costo a un ejercicio de PSC, todas ellas obedecen a los objetivos para los cuales se propone el ejercicio. Tradicionalmente se utilizan variables que se aproximen al costo real de implementar cada una de las unidades de planificación como una reserva individual. Esto puede ir desde el costo estimado de adquirir y administrar la unidad de planificación, estimaciones de pérdidas de producción de los propietarios hasta estimaciones de amenazas. En el caso de usar amenazas, los indicadores deben tener por objetivo estimar el costo de prevenirlas y mitigarlas. En el caso de costos asociados a producción (e.g. ganadera, agrícola o forestal), el costo de transporte podría influir significativamente en la solución, privilegiando unidades que se encuentran más lejanas de los centros de consumo y caminos, cosa que correlaciona con el nivel de amenaza (Wilson *et al.* 2005). En general, deben privilegiarse costos llevados a medidas monetarias y respaldadas por teoría económica (Naidoo *et al.* 2006).

3.3 Definición de metas cuantitativas.

Las metas cuantitativas de conservación especifican qué cantidad o porción de cada objeto de conservación,

tales como especies y tipos de hábitat, debe ser protegida dentro de la red (Ardrón *et al.* 2010). Estas metas deben reflejar los objetivos más amplios definidos con partes interesadas en la primera etapa, por ello es necesario fijar metas para elementos tan disímiles como especies, tipos de hábitat, comunidades, ecosistemas y distintos servicios ecosistémicos. En general, las metas cuantitativas se relacionan al concepto de umbrales ecológicos (e.g. Huggett 2005), que asume que, debido a interacción de variables ecológicas no lineales, existen puntos en que hay cambios relativamente rápidos entre una condición ecológica y otra (Radford *et al.* 2005). El caso más tradicional es que, ante una disminución del hábitat disponible para una especie, existe una cantidad a partir de la cual la especie aumenta rápidamente su probabilidad de extinción (Huggett 2005). Existen revisiones sobre cómo abordar estos umbrales (e.g. Svancara *et al.* 2005), que separan las metas cuantitativas entre definiciones “políticas” hasta aquellas definidas en base a evidencia. Metas “políticas” como “10% de los ecosistemas más relevantes”, definidas sin evidencia empírica, si bien han resultado buenos puntos de partida en el pasado, han sido fuertemente criticados desde el punto de vista de su relevancia ecológica (Pressey *et al.* 2003, Rondinini y Chiozza 2010).

La necesidad de definir metas cuantitativas en PSC implica tener datos sobre biodiversidad, que en la mayoría de los casos son incompletos y no cubren toda la región de interés. Sin embargo, esta desventaja aparente presenta varias formas de ser superada, si se piensa en un método iterativo que

en cada momento va mejorándose y permitiendo tomar mejores decisiones (Carwardine *et al.* 2009). Rondinini y Chiozza (2010) revisan la forma en que se han definido las metas cuantitativas, así como ventajas y desventajas de distintos métodos y los clasifican en:

1) *Relación especie-área*. Se basa en estimar el número de especies en base a la proporción de hábitat original remanente. Utiliza solo información general pero adolece de especificidad para distintos tipos de hábitat. Propone metas sobre el mínimo de 20% de área de cada hábitat, especialmente en planificación de reservas marinas ante escasa información biológica.

2) *Relación hábitat específico de especie y área*. Similar al anterior, pero asigna distintas curvas de acumulación de especies para distintos hábitats, reflejando las diferencias en número de nichos ecológicos por unidad de área, o en definitiva, el input energético en cada tipo de hábitat (Gaston 2000). Inventarios de especies por tipo de hábitat permiten estimar curvas de acumulación de especies específicas, lo que requiere de bastante información. Ejemplos de aplicación de este método (*e.g.* Desmet y Cowling 2006), han utilizado metas de 14 a 30% de cada hábitat para representar del 70 al 80% de las especies.

3) *Principios heurísticos de los patrones y procesos de biodiversidad*. Consiste en reglas basadas en conocimiento experto, asignando mayores o menores metas cuantitativas a elementos en función de su relevancia y grado de amenaza, ante la ausencia

de evaluaciones más formales (*e.g.* Pressey *et al.* 2003 o Rodrigues *et al.* 2004). Ejemplos para especies van desde "todas las ocurrencias de especies en peligro crítico o en peligro (Chan *et al.* 2006) hasta un cierto número de registros o localidades con presencia (Pressey *et al.* 2003).

4) *Principios heurísticos asociados a provisión de servicios ecosistémicos*. Los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas son clasificados por Hassan *et al.* (2005) en cuatro categorías. Aunque altamente subjetivas, ejemplos de metas para servicios ecosistémicos pueden ser 50% del carbono almacenado sobre y bajo el suelo, proporción de casas que puede afectar el deslizamiento de un terreno, 75% de áreas ganaderas, 40% de la producción de agua en macrocuencas (Chan *et al.* 2006).

5) *Compromiso entre la meta cuantitativa y el tamaño del área protegida*. Se basa en un análisis costo-beneficio entre cantidad de elementos en el sistema de reservas y costo del mismo (*e.g.* área total del conjunto de reservas). Si bien debe ser utilizado complementando los otros métodos, posee la ventaja de no requerir más información que la distribución de los elementos a conservar. Este método es más bien un análisis de sensibilidad entre las metas cuantitativas que se logra cubrir a un costo determinado, siendo útil identificar si pequeños incrementos en el área reservada pueden generar ganancias relativamente grandes en biodiversidad protegida.

6) *Análisis de viabilidad poblacional espacialmente explícitos*. Los análisis de

viabilidad poblacional utilizan modelos para identificar requerimientos de hábitat, incluyendo superficie y conectividad, para que una especie o población persista en un determinado período de tiempo (Boyce 1992). Al modelar de manera espacialmente explícita y se integran al análisis de selección de reservas, permiten evaluar umbrales de tamaño y conectividad que pueden transformarse en metas cuantitativas. Requieren gran cantidad de información de alta calidad para producir resultados útiles, por lo que su uso se limita a asesorar los otros métodos ya descritos (Cabeza y Moilanen 2001).

Como es de esperar, no existe un método ideal, por ello, la recomendación es utilizar más de un método para definir metas que permitan iniciar el ejercicio de planificación sistemático, reconociendo que las metas definidas deben ser revisadas de manera iterativa y permanente, integrando nueva información.

3.4 Evaluación de aporte de reservas existentes

Al contar con una serie de objetos de conservación geográficamente explícitos, es relativamente simple conocer la proporción de cada uno de ellos dentro de áreas de conservación ya establecidas (*Gap analysis, sensu* Scott *et al.* 1993). Este análisis permite dimensionar la brecha de implementación existente respecto a los objetivos planteados en la etapa anterior, sirviendo incluso de guía para reevaluar la factibilidad de las metas cuantitativas. Ejemplos de esta etapa son el análisis de proporción

de tipos forestales en el SNASPE (CONAF-CONAMA-BIRF 1999) o el análisis de representación realizado por Pliscoff y Fuentes-Castillo (2011) para ecosistemas terrestres de Chile, utilizando distintos escenarios de áreas de conservación.

3.5 Propuesta de nuevas reservas

En este paso se proponen redes de reservas que cubren las brechas de conservación identificadas en el paso anterior. Más específicamente, se generan diseños alternativos de reservas que cumplen con los objetivos cuantitativos acordados a un mínimo costo. Otra forma de ver el mismo problema es maximizar el logro de objetivos, sujeto a una restricción presupuestaria. En este punto los algoritmos de priorización contenidos en herramientas de apoyo a la toma de decisiones como Marxan o Zonation pueden ser de gran ayuda (Ball *et al.* 2009, Moilanen *et al.* 2009).

3.6 Implementación y monitoreo

La implementación pasa por un adecuado conocimiento y reconocimiento de los actores territoriales, especialmente del conocimiento ecológico local y tradicional y de la forma en que los actores utilizan los servicios ecosistémicos de acuerdo a valores y creencias. El éxito de un programa de implementación y posterior monitoreo pasa por generar un puente permanente entre las distintas miradas existentes al territorio. La implementación depende de personas y grupos interactuando estrechamente para tomar decisiones y

esas personas y grupos influyen y son influidos por factores institucionales, políticos y económicos así como por los valores y necesidades de las partes interesadas (Cowling y Pressey 2003, Knight *et al.* 2009). Los resultados de técnicas relativamente sofisticadas como las presentadas en este capítulo puede que nunca sean implementadas, mientras que técnicas simples pueden llegar a ser altamente atractivas y efectivas, aunque poco eficientes.

Para mejorar la implementación, el mapa de sitios para conservación debe ser desarrollado en paralelo con una estrategia de implementación, para lo cual existen numerosas técnicas asociadas a marketing social, facilitación y resolución de conflictos, mapas mentales y otras (Bercovitch y Jackson 2009, Biggs *et al.* 2011). Adicionalmente, el proceso de priorización de sitios debe entregar productos a la medida de los distintos usuarios, un mapa no es el único ni el mejor producto para todos los usuarios. Por ello se debe identificar otros productos complementarios, útiles y amistosos para los potenciales usuarios (*e.g.* material interpretativo de entrenamiento y capacitación, interfaces para priorización, seguimiento de implementación y estimación de impactos específicos para partes interesadas, difusión en medios de comunicación), el diseño de estos productos puede tomar más tiempo que el de la priorización misma (Knight *et al.* 2009). Son los usuarios de los espacios del territorio a priorizar los que deben protagonizar las propuestas, la lógica científica debe buscar permanentemente generar una conexión con la lógica local.

Finalmente, la implementación pasa por contar con grupos humanos y productos que velen por la implementación (Knight *et al.* 2006). Primero, es necesario que las agencias gubernamentales y otras relacionadas con conservación y manejo territorial se familiaricen con las técnicas de planificación sistemática y tengan personal capacitado en su uso. Así se evita que la agenda de implementación esté guiada principalmente por las oportunidades que surgen solo a partir de las voluntades de los propietarios del territorio. Segundo, es necesario que existan encargados de ir sistematizando y actualizando la información, reconociendo que las aproximaciones sistemáticas son dinámicas por naturaleza. Y tercero, espacios regulares para la interacción entre los encargados de implementar y la academia relacionada con el desarrollo de técnicas de priorización espacial de los territorios (*e.g.* consejo técnico con encargados de implementación en empresas forestales, sector público, organizaciones territoriales y ONGs, y académicos expertos en técnicas de conservación y manejo de servicios ecosistémicos a nivel territorial). El funcionamiento de este conjunto de grupos humanos y productos dependerá de expertos en conservación, ávidos de aprender de los encargados de implementación y manejo en el territorio y no solo a ser fuente de respuestas a las inquietudes de los implementadores. Por otro lado, dependerá de que exista siempre una priorización actualizada y funcionando y por último, que el aprendizaje se sintetice, se identifiquen mejores prácticas y se publique la experiencia, no solo los logros científicos (Knight *et al.* 2009).

4. CASO DE ESTUDIO: NAHUELBUTA

4.1 Nahuelbuta y el proceso participativo de planificación territorial

Área de Estudio

El área de estudio se delimitó mediante los principales ríos y la costa del océano Pacífico. Por el norte el límite es la desembocadura del río Biobío, avanzando hacia el sureste por su rivera y luego por el río Vergara para finalmente utilizar el río Rehue hacia Angol en su brazo que llega hasta las cercanías de Los Sauces. Por el sur se utilizó el río Imperial, avanzando por sus afluentes el río Cholchol con dirección hacia Lumaco y hasta la divisoria entre con la cuenca del Biobío en las cercanías de Los Sauces. La superficie del territorio es de 1.189.000 ha, de las cuales 541.800 ha (46,6%) corresponde a plantaciones forestales y 359.472 a bosques naturales o nativo (30,2%). Las restantes 287.728 ha (23,2%) corresponden a agricultura, pastizales, centros urbanos y otros usos (CONAF-CONAMA-BIRF 1999). Dentro de esta área se encuentran diversos tipos geológicos o materiales parentales: sedimentos marinos (16,6%), graníticos (27,6%) y metamórficos (38,9%) y otros materiales (SERNAGEOMIN 2003). Gran parte de la superficie posee una morfología del terreno ondulada con presencia de humedales, lagos y otros cuerpos de agua de interés. Las precipitaciones anuales fluctúan entre 1.000 y 2.000 mm, con una temperatura media anual entre los 8 y 14°C. Además, existe la presencia de especies vegetales y fauna de gran interés de conservación.

La degradación de los ecosistemas boscosos de la Cordillera de Nahuelbuta es de larga data (Aguayo *et al.* 2009, Miranda *et al.* 2015) y los factores que impulsaron el cambio de uso de suelos comienzan con la expansión de la agricultura y culminan con el establecimiento de plantaciones forestales en suelos degradados y sustituyendo bosque nativo (Miranda *et al.* 2015). Los incentivos tributarios asociados con el Decreto Ley 701 de 1978 aceleraron el aumento de las plantaciones con el objetivo de consolidar y ampliar la materia prima para la industria forestal y principalmente para celulosa (Frêne *et al.* 2010). Estudios señalan que las tasas de sustitución en la cordillera de la Costa en la Araucanía norte, incluso se habrían acelerado, fluctuando entre 1,7% (1973-1987) y 2,2% (1987-1999), alcanzando 4,9% (1999-2008), afectando principalmente a pequeños parches remanentes de bosque, en propiedad de medianos y pequeños propietarios. El acelerado cambio de uso en Nahuelbuta ha modificado el paisaje escénico, la biodiversidad y varios servicios ecosistémicos asociados tales como la provisión de agua (Little *et al.* 2009). La degradación de los ecosistemas ha motivado la constitución del Comité Iniciativa por la Recuperación de Nahuelbuta (CIN) que ha sostenido que es necesario contar con propuestas de priorización territorial para coordinar acciones que permitan conservar la biodiversidad y mejorar la dotación de servicios ecosistémicos del territorio.

Comité Iniciativa por la Recuperación de Nahuelbuta (CIN)

En la década del '90, ONGs ambientalistas diseñaron una campaña orientada a mercados de exportación de madera para frenar la sustitución de bosques nativos por plantaciones industriales. En 2001, ONGs chilenas y estadounidenses llevaron esta campaña a mercados exteriores de madera chilena, instando a las empresas forestales Arauco y CMPC, a incorporar una política de no-sustitución del bosque nativo, mediante campaña publicitaria en el New York Times en 2002. Luego de meses de reuniones, en 2003 se logró un histórico acuerdo en el que ambas empresas se comprometen a no sustituir bosque nativo, ni comprar ni arrendar predios sustituidos, ni incentivar la sustitución por terceros.

Tras auditorías por casi cuatro años, un "Acuerdo de Soluciones Conjuntas" comprometió a ambas empresas a catastrar y evaluar la biodiversidad en sus propiedades e identificar áreas de alto valor de conservación. Esto permitió integrar una mirada más ecosistémica de conservación y protección de la biodiversidad en la Cordillera de Nahuelbuta, luego que Universidades de Bío-Bío y Araucanía (2005 a 2008) brindaran bases científicas para dejar atrás la sustitución del bosque nativo. Hacia 2008, supervisiones, visitas a predios y estudios, permiten definir áreas de alto valor, proponiendo planes de conservación y corredores biológicos mediante acuerdos de medidas para su protección (Pauchard *et al.* 2007), sensibilizando por la conservación de los ecosistemas y sus servicios ecosistémicos y facilitando la decisión de las empresas de adoptar la certificación FSC. Entre Arauco y CMPC, los predios con bosque nativo identificados en Nahuelbuta suman más de 34 mil hectáreas con importantes bosques antiguos, como el sitio prioritario de Caramávida y hábitat de especies en peligro, como el zorro de Darwin.

En 2007, la ONG Forest Ethics, el Instituto de Ecología Política, Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB) y la Universidad de Concepción, convocaron a un seminario que analizó el estado de conservación, amenazas a la biodiversidad y las oportunidades para la conservación en la Cordillera de Nahuelbuta. Se ratifica su altísima relevancia y da cuenta de la alta tasa de sustitución y fragmentación de bosque nativo, acordando iniciar acciones conjuntas para proteger su biodiversidad. Se constituyó así una inédita alianza entre ONGs locales e internacionales, empresas forestales, universidades, oficinas regionales y gubernamentales de turismo, medio ambiente y agricultura para coordinar acciones de protección de este patrimonio ecológico y cultural, creándose el Comité Iniciativa por la Recuperación de Nahuelbuta (CIN). El rol protagónico del CIN ha facilitado la identificación participativa de objetos de conservación, mejorar la información de iniciativas, instituciones y organizaciones, capacitación y protección del patrimonio natural e histórico-cultural y económico que sustenta este territorio.

CIN ha permitido identificar objetos de conservación en talleres participativos y focalizar atención en especies paraguas, como el zorro de Darwin (Moreira-Arce *et al.* 2015), priorizando estudios y monitoreo, permitiendo delinear el plan de conservación para esta especie en Nahuelbuta con énfasis en identificar y reducir amenazas. Igualmente, CIN ha potenciado proteger los remanentes de bosque primario en la Quebrada de Caramávida a través de una propuesta de plan de manejo para su conservación que incluyó las comunidades aledañas y grupos de interés (Aguayo *et al.* 2013).

La certificación bajo estándares del FSC por las empresas forestales ha permitido dinamizar y mantener un diálogo con las comunidades y partes interesadas, en especial con la red CIN, para generar aprendizajes, acuerdos y promover prácticas forestales que mitiguen los impactos y protejan de manera efectiva la biodiversidad de Nahuelbuta.

El denominado Diálogo Forestal Nacional (DFN) en relación con el CIN, ha aportado en establecer metas priorizadas en talleres territoriales en siete comunas de la Cordillera de Nahuelbuta. Así surgieron demandas por una restauración socio-ambiental, integrando el resguardo y restauración de servicios ecosistémicos ligados al agua y restauración del paisaje. Acciones en tal sentido incluyen restaurar algunos *xen-xen*, *menokos* y nacientes de agua de valor cultural y biológico para las comunidades vecinas. Ejemplos de acciones producto del proceso son los acuerdos para la restauración en predios El Natri y San Ernesto de propiedad de empresas Forestales. Esta restauración de sitios creó una demanda por plantas de origen genético de Nahuelbuta, incorporando así comunidades locales quienes han formado la primera Cooperativa de Restauradoras de Nahuelbuta, con apoyo del CIN para producir plántulas de especies nativas.

Desde el CIN y la Seremi de Medio Ambiente del Bío-Bío se han impulsado también otras acciones que apuntan a la conservación de las áreas de alto valor, mediante el Acuerdo bi-regional por la biodiversidad de Nahuelbuta, estableciendo prioridades y compromisos como: a) evaluar la ampliación de las áreas protegidas del estado y áreas de amortiguación hacia la futura creación de una Reserva de la Biósfera Nahuelbuta, b) declarar a Nahuelbuta un territorio bioproductivo para la sustentabilidad, c) prevención y sistema de alerta temprana ante incendios, d) plan conjunto de educación ambiental para fortalecer una ciudadanía ambiental empoderada y activa en la protección del patrimonio natural.

4.2 Recopilación y preparación de información

Unidades de planificación

El territorio se dividió en macro y microcuencas, las cuales fueron definidas mediante una herramienta de delimitación de cuencas (*ArcHydro Tools*) en ArcGis (versión 10.2), utilizando un modelo de elevación

digital escalado a 5 m proveniente de información de tipo LIDAR de propiedad de Forestal Arauco. Las microcuencas se utilizaron como unidades de planificación mientras que las macrocuencas se utilizaron para subdividir algunos de los elementos a ser representados en el presente ejercicio, de manera de poder contar con procesos locales de decisión. Fueron 48 macrocuencas de un tamaño promedio

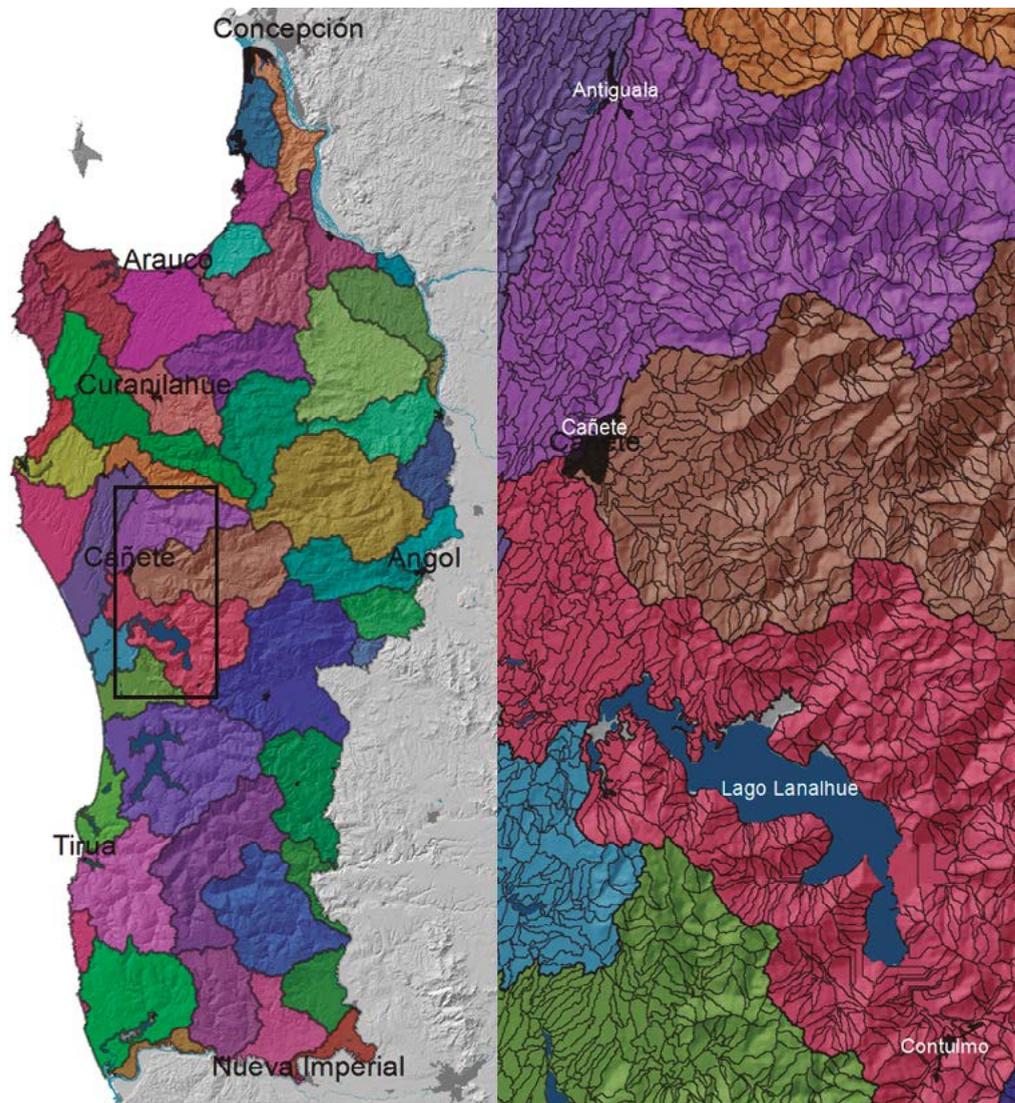


Figura 1. . Macro y microcuencas utilizadas para subdividir el área de estudio

de 24.300 ha y 23.518 microcuencas o unidades con un tamaño promedio de 50 ha (Figura 1).

Objetos de conservación

Se seleccionaron objetos de conservación asociados a algún servicio ecosistémico o elemento de la biodiversidad señalado por partes interesadas y que a la vez contaran con suficiente información disponible como para generar mapas (ver recuadro “Comité Iniciativa por la Recuperación de Nahuelbuta (CIN)” para detalles del proceso de involucramiento).

Estos objetos de conservación basados en servicios ecosistémicos incluyen presencia de especies de flora y fauna, bosque nativo, sectores propensos a deslizamientos, humedales, corredores biológicos, zonas visibles desde caminos públicos y cuencas de suministro de agua para uso doméstico.

Registros y distribución potencial de flora: Se colectó información de registros para 22 especies de flora amenazadas o casi amenazada del área de estudio. Luego se modeló su distribución espacial utilizando el método descrito en metodología de Guisan *et al.* (2006) generando 9 tipos de modelos usando 8 técnicas estadísticas o algoritmos de modelamiento disponibles a través del paquete estadístico BIOMOD (Thuiller *et al.* 2009). Las variables ambientales utilizadas fueron rango de temperatura media diaria, índice de estacionalidad de la temperatura, temperatura máxima del mes más cálido y temperatura mínima del mes más frío, precipitación anual, índice de estacionalidad de las precipitaciones, precipitación del trimestre más cálido y

precipitación del trimestre más frío. La fuente de esta información fueron los raster globales de WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). El resultado gráfico de los modelos se presenta en la Figura 2.

Registros y distribución potencial de fauna

En el territorio se definió utilizar 5 especies con máximo grado de amenaza para el área de estudio, tres en peligro (*Pseudalopex fulvipes*, *Alzodes vanzolinii*, *Rhinoderma darwini*); 2 vulnerables y un casi amenazada (Figura 3). Los registros se obtuvieron de diversas fuentes, tanto registros de las empresas como colectas de museo y proyectos específicos (Moreira-Arce *et al.* 2015).

Para identificar la distribución potencial se construyeron modelos mediante el algoritmo de máxima entropía a través del software MaxEnt 3.3.3k (Phillips *et al.* 2006). El algoritmo relaciona registros de las especies y variables ambientales indicando la verosimilitud en cada una de las celdas de las condiciones ambientales idóneas para el establecimiento de las especies. Para la configuración del MaxEnt se introdujo 1000 como número máximo de interacciones, límite de convergencia en 0,00001 y valor de regulación en 0,0001. De acuerdo con Phillips *et al.* (2006) estos valores garantizan la convergencia del algoritmo. Las variables utilizadas para modelar fueron: Elevación (modelo de elevación digital basado en LIDAR), distancia a la costa, precipitación, días frío, latitud, longitud, radiación, tipo de suelo, anegamiento, temperaturas (máxima, mínima, media), categorías de vegetación del Catastro de Bosque

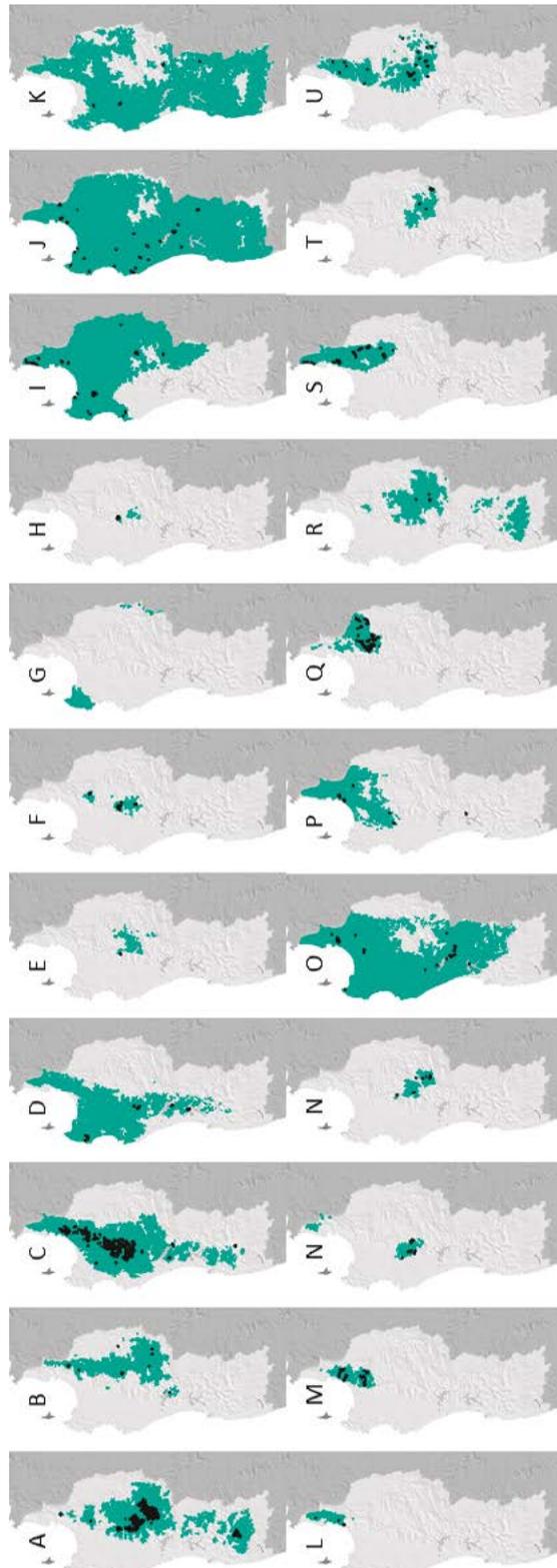


Figura 2. Registros y distribución potencial de especies de flora consideradas y estado de conservación según RCE. A: *Araucaria araucana* (VU), B: *Austrocedrus chilensis* (VU), C: *Berberis negriana* (EN), D: *Berberis neriifolia* (EN), E: *Bipinnula volckmannii* (EN), F: *Chloraea cuneata* (CR), G: *Chloraea discoides* (CR), H: *Chloraea volckmannii* (CR), I: *Citronella mucronata* (NT), J: *Clinochloa multiflora* (NT), K: *Corynabutilon ochsenii* (NT), L: *Eucryphia cordifolia* (NT), M: *Gaultheria renjifoana* (CR), N: *Gomortega keule* (EN), Ñ: *Isoetes araucaniana* (EN), O: *Myrceugenia leptospermoides* (EN), P: *Myrceugenia pinifolia* (VU), Q: *Nothofagus alpina* (VU), R: *Nothofagus pumilio* (VU), S: *Pitavia punctata* (EN), T: *Prumnopitys andina* (VU), U: *Ribes integrifolium* (VU).

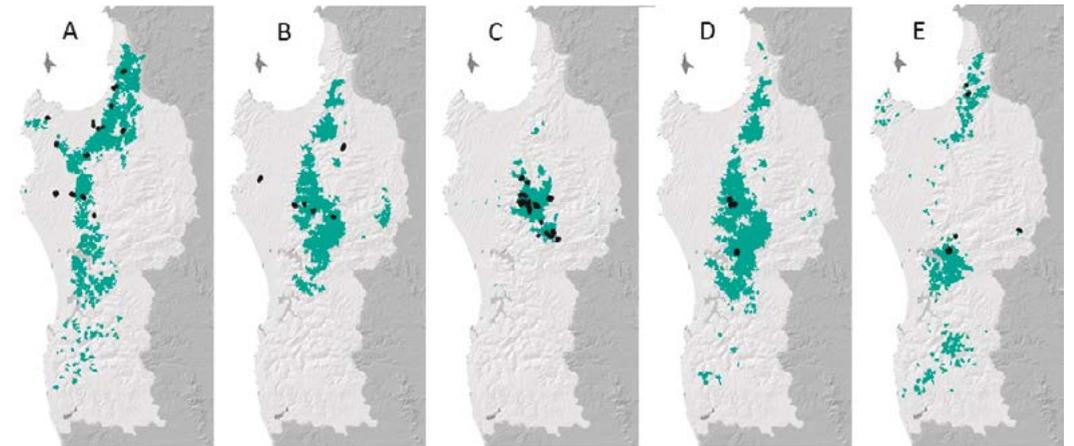


Figura 3. Registros y distribución potencial de especies de fauna consideradas y estado de conservación según RCE. A: *Alsodes vanzolinii* (EN), B: *Dromiciops gliroides* (NT), C: *Pseudalopex fulvipes* (EN), D: *Rhinoderma darwini* (EN), E: *Telmatobufo bullocki* (VU).

Nativo (CONAF-CONAMA-BIRF 1999). Las fuentes de información de registros de fauna incluyen archivos de museo y diversos proyectos específicos, así como registros de los programas de monitoreo de empresas forestales.

Previo a la generación de los modelos, se evaluó la correlación entre las variables ambientales mediante el software ENMTools (Warren *et al.* 2010). En el caso de variables correlacionadas, se eliminaron aquellas altamente correlacionadas ($r > 0,8$). Para la evaluación de los modelos se utilizó el método del área bajo la curva (AUC) el cual deriva de la curva ROC (Phillips *et al.* 2006), con valores de AUC 0.5-0.7 indican un bajo poder predictivo; 0.7-0.9 regular y $> 0,9$ alto poder predictivo.

Para evaluar la robustez de los modelos, se dividieron los datos de presencia en datos de entrenamiento (70%) y prueba (30%). En el caso de especies con un número de registros inferior a 10, se utilizó el proceso de validación cruzada *K-fold* (Phillips *et al.* 2006).

Se seleccionó la salida Logística de MaxEnt para cada modelo por especie, el cual representa un índice de idoneidad ambiental, cuyo rango va desde 0 (no idóneo) a 1 (muy idóneo). Así mismo, dado que los modelos entregan una predicción continua de idoneidad se transformó cada predicción en modelos binarios (presencia-ausencia) utilizando el umbral más bajo de presencia (*Lowest Presence Threshold*, LPT) (Pearson *et al.* 2007), aplicable a modelos con un número bajo de registros (Pearson *et al.* 2007).

Vegetación nativa: Se empleó la clasificación de uso de suelos del Catastro de Bosque Nativo (CONAF-CONAMA-BIRF 1999) que posteriormente fue modificada en las áreas donde Forestal Arauco posee cartografía producto del mayor detalle y precisión de la información. Posteriormente, con la altura de la vegetación derivada de LIDAR (modelo de altura de vegetación) se separó toda la superficie de vegetación superior a 2 m de altura para clasificar ésta como la

vegetación nativa existente (Figura 4A). La superficie total de vegetación nativa existente en el territorio es de 359.472 ha.

Laderas propensas a deslizamientos: Se generó una estimación de la susceptibilidad de derrumbes en función del tipo de suelo, pendiente, profundidad, temperatura de la superficie y la

intensidad de precipitaciones del área (McGlynn *et al.* 2004). Para el tipo de suelo se utilizó su cantidad de arcilla, entre más alto el contenido de arcilla, mayor la cantidad de humedad retenida por el suelo aumentando la probabilidad de deslizamientos. La pendiente también se relaciona directamente con la propensión a deslizamientos y pérdida de suelo. La profundidad, que influye

en la cantidad de agua que se puede retener, aumenta la probabilidad de deslizamientos. La temperatura se utilizó junto con la topografía para estimar la evaporación del agua acumulada superficialmente mediante el índice de calor de McCune (2007), laderas con más evapotranspiración son menos propensas a deslizamientos. Finalmente, la intensidad de precipitaciones incide la saturación del suelo aumentando la probabilidad de deslizamientos del terreno mientras más alta sea la dicha intensidad. En el territorio existen 38.843 ha con una alta probabilidad de deslizamientos y pérdida de suelo producto de la erosión en zonas frágiles si se encuentran sin una cubierta boscosa (Figura 4B).

Humedales: Se utilizó el algoritmo MRVBF (Gallant y Dowling 2003) para detectar zonas de depósitos aluviales. Se empleó un modelo de elevación digital para la zona con una resolución de 30 m permitiendo identificar las áreas más susceptibles de formarse humedales en el territorio. La superficie identificada de humedales es de 61.038 ha (Figura 4C).

Conectividad biológica: Se obtuvo el modelo de altura de vegetación haciendo la diferencia en el modelo de elevación de superficie y el de elevación del terreno. A partir de este se seleccionaron las áreas que tuvieron una altura de vegetación superior a 4 m. Posteriormente se aislaron los núcleos que tiene una superficie superior a 100 ha los cuales representan las áreas mínimas para persistir en el paisaje y servir de hábitat a varias especies. Esto resultó en 224 núcleos boscosos con una superficie total de 142.071 ha. Después se diseñó una matriz de fricción o resistencia para los diferentes componentes del paisaje que afectan la conectividad de los núcleos. Las principales variables fueron: vegetación nativa (clasificada en mayor y menor a 4 metros de altura), plantación, praderas, matorral, humedales, ríos, caminos y centros poblados. En cada una de estas variables se aplicó un valor o ponderación según expectativa de uso por la fauna promedio asociada (Cuadro 1).

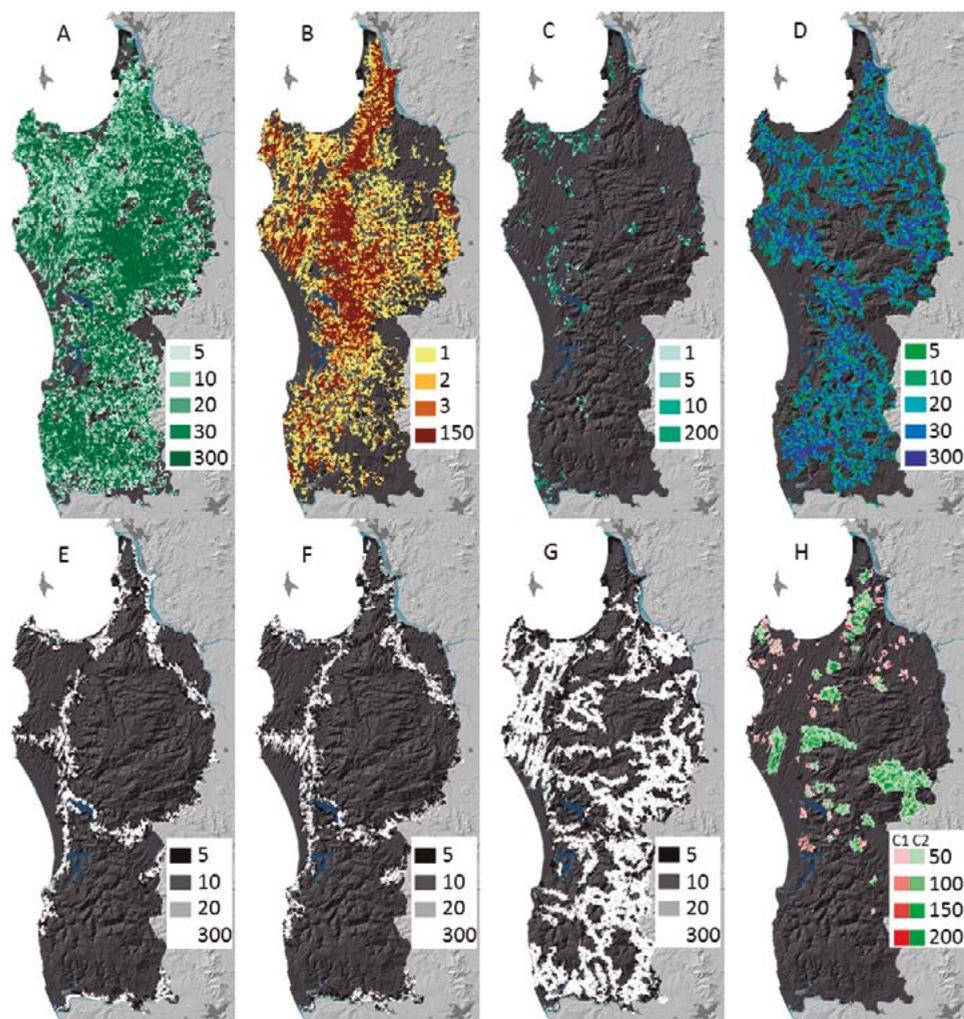


Figura 4. A: Vegetación nativa, B: laderas propensas a deslizamientos, C: humedales, D: conectividad biológica, E: zonas visibles desde caminos pavimentados con mayor valor de paisaje escénico, F: zonas visibles desde caminos públicos, G: zonas visibles desde caminos no pavimentados y H: cuencas de suministro de agua para uso doméstico (C1: Cuencas menores o iguales a 300 ha, C2: Cuencas mayores a 300 ha) La leyenda de cada figura indica las hectáreas (límite superior del rango) presentes de cada elemento en cada a unidad de planificación.

Cuadro 1. Valores de resistencia de movimiento según componente del paisaje.

Componente paisaje	Valor
Bosque nativo superior 4 m.	0
Bosque nativo	5
Ríos	10
Humedales	20
Matorral	25
Plantaciones	35
Cultivos o herbáceas	100
Caminos públicos	5000
Zonas pobladas	10000

Para los 224 núcleos boscosos se empleó un algoritmo que determina las rutas óptimas o de menor costo (McRae *et al.* 2011). La resolución del análisis fue de 30 m con el objetivo de determinar las zonas críticas o barreras de conectividad, incorporar la vegetación de los cursos de agua que son factibles de utilizar por la fauna y los caminos junto con los centros poblados que actúan como máxima barrera. Se seleccionó la superficie de conectividad que contiene 10% de menor costo de la solución como zonas con una alta probabilidad de conectividad. Esa superficie se utilizó como objeto de conservación "zona de mayor conectividad" para el territorio y abarca 16.649 ha (Figura 4D).

Visibilidad en rutas escénicas: En el territorio existen zonas altamente visibles desde caminos públicos y que impactan directamente en la calidad del paisaje. Se emplearon los caminos públicos pavimentados y no pavimentados y se determinó las áreas que se ven desde estos caminos a la distancia de un kilómetro y el tiempo estimado al que están expuesto al ir desplazándose en un vehículo. Se clasificó su importancia en tres categorías: 1) áreas altamente visibles y expuestas desde caminos pavimentados y de mayor valor de paisaje (VIS_01), 2) áreas visibles y expuestas desde caminos pavimentados (VIS_02) y 3) áreas visibles y expuestas desde caminos no pavimentados (VIS_03). Las superficies implicadas para cada clase dentro del territorio corresponden a 72.730 ha, 65.554 ha y 34.620 ha respectivamente (Figura 4E, 4F, 4G).

Cuencas de suministro de agua: Se seleccionaron cuencas a partir del punto donde se encuentra la bocatoma o extracción de agua para el consumo doméstico. Esta información fue proporcionada por las principales empresas forestales, que poseen registros en su área de influencia, tanto dentro como fuera de sus predios. Las cuencas se clasificaron en dos categorías arbitrarias dependiendo si eran mayores o menor a 300 ha. La separación se debe al supuesto que los caudales de salida de cuencas de menor tamaño pueden ser más susceptibles a cambios de tipo de uso. Para una introducción al tema de cuencas, escala y tipo de uso revisar Rogger *et al.* (2017). De esta forma se seleccionaron 143 cuencas menores de 300 ha, que abarcaron una superficie de 7.430 ha en total, y 33 cuencas superiores a 300 ha que comprendieron una superficie de 77.680 ha (Figura 4H).

Costo de las unidades de planificación: Se utilizó tres costos distintos para las unidades de planificación. El costo base fue asignar un valor unitario e idéntico a todas las unidades de planificación. El segundo utilizó el valor del índice de huella antrópica de Venter *et al.* (2016) del centroide de cada unidad de planificación. El tercer costo consistió en el valor neto presente (VPN) del suelo como indicador del costo de cada unidad basado en un uso forestal, que es el mayoritario en el territorio (Figura 5). El VPN se calculó en base a la estimación de la productividad del territorio empleando el modelo 3-PG, que es un modelo de crecimiento basados en procesos fisiológicos. Una descripción completa del modelo original del 3PG se encuentra en Landsberg y Waring

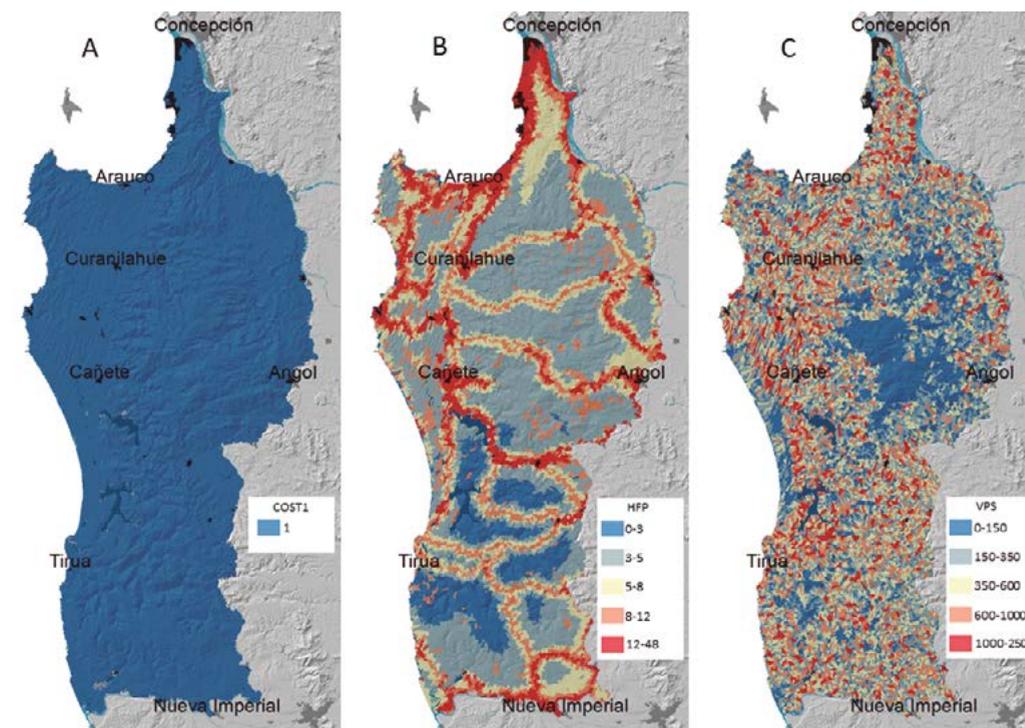


Figura 5. Costos de incorporar unidades de planificación al territorio. A) Cada unidad de planificación tiene costo unitario idéntico, B) costo en base a Human Footprint de Venter *et al.* (2016) y C) costo estimado en base a Valor Neto Presente máximo de pino o eucalipto, en éste último las zonas que ya poseen bosque nativo tienen valor cero.

(1997). Actualmente este modelo está siendo utilizado ampliamente para modelar tanto a nivel de rodal (Dye 2001) como de grandes superficies (Tickle *et al.* 2001).

Para el VPN se empleó el crecimiento potencial de las especies comerciales *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* que corresponde a las de mayor presencia en el territorio. En el caso de pino radiata se estimó el volumen a los 23 años, se consideraron 2 raleos a la edad y se aplicó una función de productos para determinar con mayor precisión el VPN que se puede extraer de cada unidad. En el caso de *Eucalyptus globulus* se estimó el volumen a los 13 años de edad. El cálculo del VPN

no considera el costo de transporte debido que en el presente ejercicio no se definió el destino de procesamiento de la madera.

4.3 Definición de metas cuantitativas

Para cada uno de los 339 objetos de conservación se asignó una superficie mínima que debe estar contenida en la red de reservas. En el caso de las cuencas abastecedoras de agua, la visibilidad y la conectividad biológica se asignó metas cuantitativas específicas dentro de cada macrocuenca, permitiendo así distribuir espacialmente la solución en el territorio y ajustarlas a futuro en base a los requerimientos de las

distintas comunidades y los procesos participativos locales. En el caso de vegetación nativa, flora y fauna, sectores propensos a deslizamientos, se establecieron metas cuantitativas para todo el territorio. Las metas cuantitativas propuestas deberán ser discutidas y revisadas en un proceso más amplio y permanente de consulta, generando además información que sostenga los valores propuestos. Muchos de los valores propuestos reflejan las aspiraciones relativas expresadas en las consultas realizadas al alero del CIN y de los procesos de consulta de empresas forestales asociados al sello de FSCR.

En el caso de fauna y flora, se dividió en dos tipos de objetos, unidades de planificación con presencia confirmada de estas especies (FA_PRE, FL_PRE) y distribuciones potenciales de especies (FA_POT, FL_POT). En el caso de la presencia confirmada, se estableció que el 100% de la fauna y flora amenazada (CR, EN, VU) quedarán incluidas en el sistema de reservas. En el caso de las otras especies de flora y fauna (NT, LC) se definió que un 10% de los sitios con presencia confirmada quedarían en el sistema de reservas. Para la presencia potencial de fauna (FA_POT), se propuso un 50% para las especies de fauna, con una superficie máxima de 10.000 ha. Sin embargo, la superficie máxima de 10.000 ha se aumentó en caso que no lograra al menos un 10% de la superficie con presencia potencial para especies en categoría CR o EN y de 5% para las en categoría VU. Para las otras especies de fauna no se definió un porcentaje mínimo y mantuvieron el 50% o 10.000 ha como meta. Cuando se trató FL_POT en peligro crítico,

se definió un 80% de su distribución potencial en lugar de un 30% que se utilizó para todas las demás (EN, VU, NT, LC). Para todas las especies de flora con presencia potencial en categoría de amenaza (CR, EN, VU) se aseguró que la representación nunca fuera menor al 10%. Como ya se señaló, en futuras actualizaciones de este ejercicio estas metas tendrán que ser sensibilizadas y discutidas, además de complementadas con nueva información.

Para el bosque nativo actual y las zonas propensas a deslizamiento se definió un 25% y un 50% de sus superficies respectivamente. Estos valores declaran el interés por identificar el 25% de los bosques nativos con más interés de conservación y sectores que si su suelo no es protegido con bosque nativo y ausencia de caminos, puedan desencadenar deslizamientos que afecten infraestructura, en particular, sectores habitados y su abastecimiento de agua

Los humedales se dividieron por macrocuencas, entonces, para los humedales presentes dentro de cada una de las macrocuencas se propuso representar al menos el 15% de esa superficie en la solución óptima. Esto permitió distribuir la conservación de humedales en el territorio y no concentrar los esfuerzos solo en unos pocos. Por otro lado, para concentrar esfuerzos en aquellas macrocuencas que presentan humedales de manera más abundante y evitar la dispersión de la solución óptima por todo el territorio (muchas reservas aisladas), se filtró aquellas cuya meta era de menos de 100 ha. De esta manera, de las 42 macrocuencas con presencia de

humedales, solo 19 contaron con una meta de superficie en que el 15% era superior a 100 ha. Las metas propuestas deben ser evaluadas en base a categorías de amenaza para estos ecosistemas, evaluación que para los humedales está pendiente en Chile utilizando, por ejemplo, criterios IUCN.

Para los corredores se eligió un conjunto de 9 macrocuencas que logran mejorar la conectividad de la solución que se obtiene de representar solo a las especies, el bosque nativo y los sectores propensos a deslizamientos. Se estableció que al menos el 50% de su superficie quedara protegida en cada una de las 9 macrocuencas. Por ende, además de las 3 macrocuencas que no presentaron corredores, se excluyó a otras 36 que quedaron sin meta de conectividad. El problema de la conectividad entre sistemas de reservas se debiera evaluar como un ejercicio con posterioridad a la identificación de los principales núcleos, cosa que tendrá que ser implementada en futuras versiones del presente ejercicio.

Para las zonas visibles, se asignó un 50% para las zonas más visibles de las macrocuencas en el sector del lago Lanalhue (VIS_01, VIS_01, VIS_03) y para las subidas al Parque Nacional Nahuelbuta tanto desde Angol como desde Cayucupil (VIS_03). Para los otros sectores altamente visibles (VIS_01, VIS_01, VIS_03) se definió un 10% por macrocuenca, siempre y cuando esa superficie superara las 100 ha lo cual determinó que otras 10 macrocuencas en VIS_3 se incorporaran a la solución óptima. Así se espera que en sectores relevantes para los actores del territorio, el paisaje escénico contenga elementos

nativos tanto en sectores más cercanos como a mediana distancia de caminos públicos.

En el caso de las bocatomas, se asignó proporciones distintas si se trataba de cuencas pequeñas (C1: 30% de su superficie a ser parte del sistema de reservas) o cuencas grandes, mayores a 300 ha (C2: 15% de su superficie a ser contenida en el sistema de reservas). Además, como en todos los casos en que se subdividió los elementos utilizando macrocuencas, se incorporó la meta solo cuando ésta superó las 100 ha. El valor asignado obedece más bien a la superficie de zona de protección esperada en cada una de las zonas con presencia de bocatomas más que a un análisis de balance hídrico. La inclusión del consumo humano, los tipos de uso de cada cuenca y el efecto del clima tendrá que ser abordado en futuras versiones de este tipo de planificaciones.

Cada una de las metas propuestas representan una primera propuesta en el proceso de coordinar esfuerzos en el territorio con una mirada global y como tal, deben ser revisadas, actualizadas y sensibilizadas de manera permanente para asistir la toma de decisiones territoriales.

4.4 Propuesta de nuevas reservas

Se propuso una serie de sistemas de reservas en función de ir incorporando de manera secuencial los distintos elementos, partiendo por lo más biológico y avanzando hacia lo más social (Figura 6).

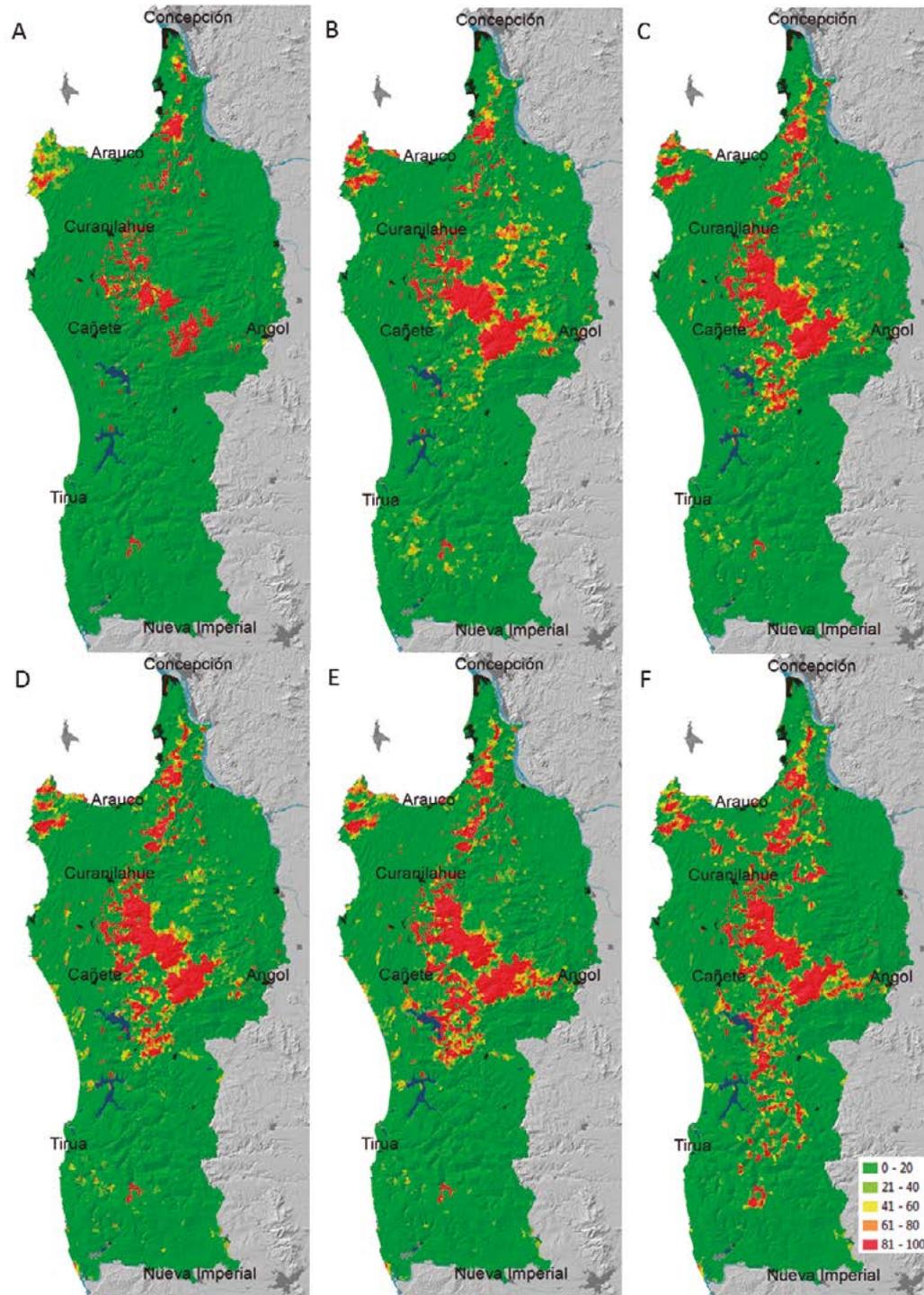


Figura 6. Frecuencia de selección para soluciones que incorporan un conjunto creciente de metas. A: solo especies, B: especies y vegetación nativa, C: especies, vegetación nativa y laderas propensas a deslizamientos, D: especies, vegetación nativa, laderas propensas a deslizamientos y humedales, E: todas las anteriores más inclusión de zonas visibles, F: todas las anteriores más la inclusión de la conectividad biológica.

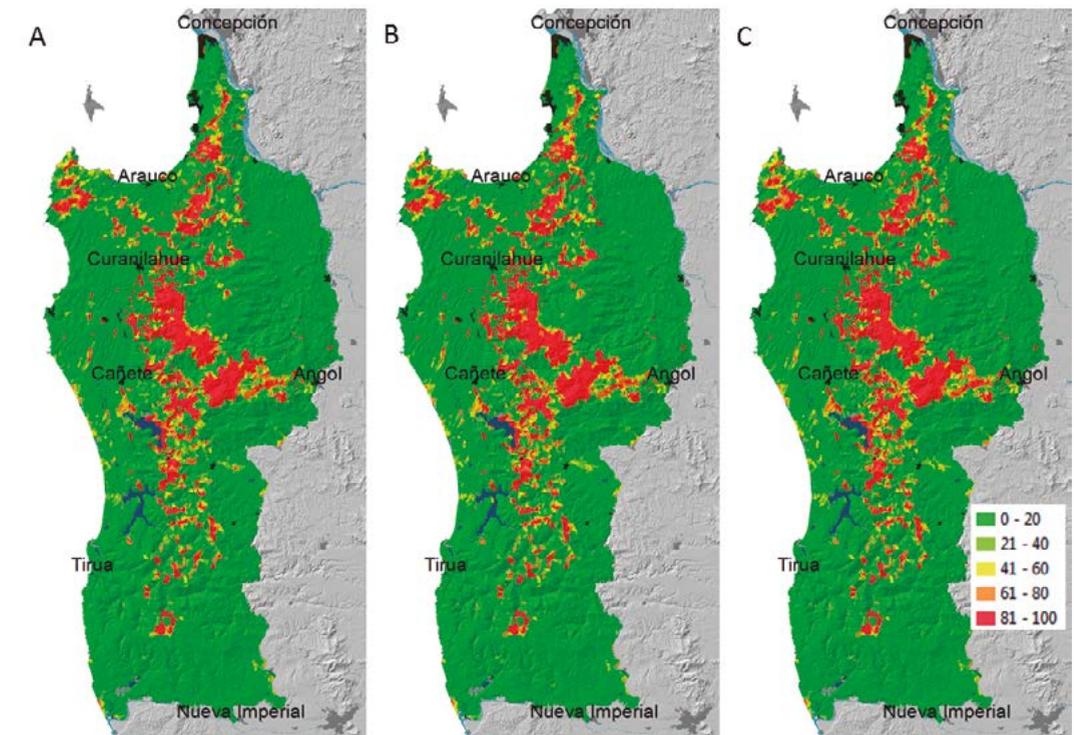


Figura 7. Frecuencia de selección para soluciones óptimas considerando los tres tipos de costo. A: Costo unitario B: Human Footprint C: Valor Presente Neto.

Las zonas prioritarias considerando todos los elementos se presenta en la Figura 7. Dada la cantidad de elementos utilizados y su distribución espacial, se observa que el costo utilizado para encontrar soluciones de mínimo costo no tiene una mayor influencia en la distribución espacial de las soluciones.

4.5 Implementación y monitoreo

La labor de lograr implementar una red de reservas en el territorio ha tenido por actores más relevantes a las empresas forestales certificadas con el sello FSC™, las que cuentan con protocolos de identificación de valores ambientales y culturales así como designación de AAVC y esquemas de monitoreo asociado. Es probable que

al alero de las mismas empresas pueda implementarse nuevas reservas. Sin embargo, quedan muchos desafíos pendientes, entre ellos, contar con una institucionalidad que garantice la permanencia y crecimiento de la red de reservas y que motive a otros actores a ser parte de ésta. Por otra parte, el desafío de gestionar los servicios ecosistémicos y la biodiversidad requerirá nuevos métodos, como aquellos que reconocen el aporte que tienen los distintos usos del territorio en el aporte de estos servicios, y no solo de los sitios considerados reservas. Es así como la implementación de un sistema de reservas no debe ser visto como zonas de exclusión, sino más bien zonas en que solo se permiten los tipos de uso compatibles con la persistencia

de los elementos por los cuales se seleccionó cada reserva. Este análisis más detallado de los usos compatibles, delimitación más fina de las reservas dentro de cada unidad de planificación y de las implicancias para cada uno

de los actores, no fue considerado en el presente ejercicio, sin embargo, es el paso siguiente en el proceso que mantienen los integrantes del Comité Iniciativa por la Recuperación de Nahuelbuta.

5. RECOMENDACIONES PARA LA PLANIFICACIÓN DE LA CONSERVACIÓN EN CHILE

En los últimos 15 años se han realizado varios ejercicios de planificación sistemática en Chile, la mayoría de ellos, adolecen de un proceso participativo amplio en todas sus etapas, además de la consideración tanto de elementos de la biodiversidad como servicios ecosistémicos y por sobre todo, mecanismos claros de implementación y mantención de las reservas propuestas. Si bien este ejercicio no resuelve las falencias mencionadas, intenta avanzar hacia su solución, principalmente por contar con ONGs activas y un estándar de certificación forestal que abarca más del 40% del territorio. Adicionalmente, este ejercicio propone una serie de métodos que, utilizando la información disponible, permiten contar con soluciones adecuadas para la propuesta e implementación de un ordenamiento territorial o “infraestructura ecológica” que permita conservar la biodiversidad además de mantener y mejorar los servicios ecosistémicos.

En un escenario de escasos recursos para generar una infraestructura de reservas que representen la biodiversidad y algunos servicios ecosistémicos asociados, es imprescindible trabajar con metas explícitas y una evaluación cuantitativa de los avances. Es imperativo lograr

un diálogo a nivel país o en cada uno de sus territorios que incorpore el conocimiento experto y local, pero a la vez, traduciendo dicho conocimiento en una propuesta de reservas u ordenamiento territorial basado en indicadores que los distintos actores entiendan y puedan ir mejorando y complementando.

Elementos clave a mantener en una planificación sistemática efectiva a nivel territorial:

1. Contar con procesos de participación permanentemente activos en que se discuten los objetivos y requerimientos para un territorio sostenible, incluyendo la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. El modelo implementado mediante el CIN ha demostrado ser una herramienta efectiva. Sin embargo, hasta ahora ha dependido de las voluntades individuales, lo cual impide una participación más amplia y efectiva. Esto podría lograrse por ejemplo, destinando recursos desde el Fondo Nacional de la Biodiversidad a la generación de espacios regulares para la interacción entre los encargados de implementar, habitantes locales y la academia relacionada con el desarrollo de técnicas de priorización espacial de los territorios (e.g. consejo técnico

con encargados de implementación en empresas forestales, sector público, organizaciones territoriales y ONGs, y académicos expertos en técnicas de conservación y manejo de servicios ecosistémicos a nivel territorial). El funcionamiento de estos grupos dependerá de expertos en conservación ávidos de aprender de los encargados de implementación y manejo, no quedándose solo en el rol de ser fuente de respuestas a las inquietudes de los implementadores.

2. Un sistema información sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos nacional único y que se alimente de las distintas fuentes, incluyendo por ejemplo proyectos que han generado información con fondos públicos, estudios de impacto ambiental e información pública de procesos de certificación ambiental de privados. Este repositorio de información actualizada y revisada permitiría además contar permanentemente con indicadores de la gestión de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los territorios y a nivel nacional. Experiencias como el Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA) podrían ser tremendamente fortalecidas si se pone énfasis en el rol del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas como ente coordinador para la generación de información relevante para gestión de biodiversidad. Esta sistematización debe reconocer que las aproximaciones de planificación sistemática son dinámicas por naturaleza, todo plan debe ser revisado periódicamente y retroalimentarse con la información proveniente de su implementación.

3. Una base de indicadores de gestión de biodiversidad, partiendo por un análisis de vacíos de conservación. Esto incluye mantener buenos mapas de distribución potencial de especies y registros, incluyendo proyecciones debido a cambio climático, así como el rol de las áreas protegidas públicas y privadas en representar dichos elementos.

4. Definición de metas cuantitativas de conservación para los distintos elementos de la biodiversidad y servicios ecosistémicos a nivel nacional y escalable a divisiones administrativas y territorios definidos por los mismos habitantes.

5. Propuestas de sistemas de reservas y de ordenamiento territorial para conservar biodiversidad y servicios ecosistémicos que incluyan el costo de implementación y gestión además de las implicancias de dichas propuestas en los distintos actores del territorio, incluidos los propietarios privados.

6. Mecanismos amplios de implementación de los sistemas de reservas y uso sustentable. Esto implica reconocer el rol de los distintos usos del territorio en la mantención de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, sin caer en la dualidad, reserva versus no reserva como únicas alternativas, cuando en la práctica existe una gradualidad en la función de conservación de otros usos del territorio. Asimismo, fortalecer un sistema de monitoreo que identifique el rol de los distintos actores y los mecanismos para facilitar la confección de un sistema de información unificado.

7. Todo lo anterior dependerá del aprendizaje que surja de la implementación de los elementos clave, esto implica identificar mejores prácticas y de publicar la experiencia, no solo los logros científicos, sino que apuntando a una comunicación efectiva hacia y entre los distintos actores.

Un requisito para que los métodos expuestos en este ejercicio sean implementados es que las agencias gubernamentales y otras relacionadas con conservación y manejo territorial se familiaricen con las técnicas de planificación sistemática y tengan personal capacitado en su uso. De esta forma se puede romper una forma

de operar que viene del inicio de las áreas protegidas en Chile y el mundo: Que la agenda de implementación de conservación territorial esté guiada principalmente por el oportunismo, con muchas de las implementaciones más recientes obedeciendo a voluntades no coordinadas de los propietarios privados del territorio. Hoy en día Chile cuenta con mejor información, mejores tecnologías, mejores canales y vías de comunicación, mejor comprensión de nuestro entorno, mejores voluntades de varios sectores de nuestra sociedad. Tal vez solo falte sentarse a conversar con los vecinos en cada territorio y manos a la obra.



5. BIBLIOGRAFÍA

AGUAYO M, A PAUCHARD, G AZÓCAR y O PARRA (2009) Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 361-374.

AGUAYO M, C VANLERBERGHE, K GARCÍA, E SMITH, JL BRETÓN y G BREDA (2013) Plan de gestión del Área de Alto Valor de Conservación de Caramávida, Región del Biobío. Centro de Ciencias Ambientales EULA - Universidad de Concepción, Chile.

ALARCÓN D y LA CAVIERES (2015) In the right place at the right time: habitat representation in protected areas of South American Nothofagus-dominated plants after a dispersal constrained climate change scenario. *PLoS One* 10: e0119952.

ANDO A, J CAMM, S POLASKY y A SOLOW (1998) Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279: 2126-2128.

ARDRON JA, HP POSSINGHAM y CJ KLEIN (2010) *Marxan Good Practices Handbook. Version 2.* Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria.

ARMESTO JJ, R ROZZI, C SMITH-RAMÍREZ y MTK ARROYO (1998) Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282: 1271-1272.

BALL IR, HP POSSINGHAM y ME WATTS (2009) Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. En: A Moilanen, KA Wilson y HP Possingham (Eds) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools.* Oxford University Press, Oxford: 185-195.

BALMFORD A (2003) Conservation planning in the real world: South Africa shows the way. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 435-438.

BAN NC, GJA HANSEN, M JONES y ACJ VINCENT (2009) Systematic marine conservation planning in data-poor regions: Socioeconomic data is essential. *Marine Policy* 33: 794-800.

BAN NC y CJ KLEIN (2009) Spatial socioeconomic data as a cost in systematic marine conservation planning. *Conservation Letters* 2: 206-215.

BENOIT I (1989) *Libro rojo de la flora terrestre de Chile.* Corporación Nacional Forestal, Santiago.

BERCOVITCH J y RDW JACKSON (2009) *Conflict resolution in the twenty-first century principles, methods, and approaches.* University of Michigan Press, Ann Arbor.

BIGGS D, N ABEL, AT KNIGHT, A LEITCH, A LANGSTON y NC BAN (2011) The implementation crisis in conservation planning: could “mental models” help? *Conservation Letters* 4: 169-183.

BOYCE MS (1992) Population viability analysis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 23: 481-506.

BOYD J, R EPANCHIN-NIELL y J SIIKAMAKI (2015) Conservation planning: a review of return on investment analysis. *Review of Environmental Economics and Policy* 9: 23-42.

BROWN JH y MV LOMOLINO (1998) *Biogeography*. Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.

CABEZA M y A MOILANEN (2001) Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 242-248.

CARWARDINE J, CJ KLEIN, KA WILSON, RL PRESSEY y HP POSSINGHAM (2009) Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters* 2: 4-11.

CASTRO PARGA I, JCM SAIZ, CJ HUMPHRIES y PH WILLIAMS (1996) Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121: 189-206.

CEBALLOS G (2007) Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17: 569-578.

CEBALLOS G, PR EHRLICH, J SOBERO, I SALAZAR y JP FAY (2005) Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-607.

CHAN KM, L HOSHIZAKI y B KLINKENBERG (2011) Ecosystem services in conservation planning: targeted benefits vs. co-benefits or costs? *PLoS One* 6: e24378.

CHAN KM, MR SHAW, DR CAMERON, EC UNDERWOOD y GC DAILY (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4: e379.

CHARNLEY S, AP FISCHER y ET JONES (2007) Integrating traditional and local ecological knowledge into forest biodiversity conservation in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 246: 14-28.

CIMON-MORIN J, M DARVEAU y M POULIN (2013) Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: a review. *Biological Conservation* 166: 144-154.

COAD L, ND BURGESS, C LOUCKS, L FISH, JPW SCHARLEMANN, L DUARTE y C BESANÇON (2009) The ecological representativeness of the global protected areas estate in 2009: progress towards the CBD 2010 target. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK

CONAF/CONAMA/BIRF (1999) *Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago.

COWLING RM, RL PRESSEY, R SIMS-CASTLEY, A LE ROUX, E BAARD, CJ BURGERS y G PALMER (2003) The expert or the algorithm?—comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation* 112: 147-167.

DAILY GC, SPOLASKY, J GOLDSTEIN, PM KAREIVA, HA MOONEY, L PEJCHAR, TH RICKETTS, J SALZMAN y R SHALLENBERGER (2009) Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 21-28.

DESMET P y RM COWLING (2004) Using the species–area relationship to set baseline targets for conservation. *Ecology and Society* 9: 11.

DUARTE M, PC GUERRERO, G CARVALLO y RO BUSTAMANTE (2014) Conservation network design for endemic cacti under taxonomic uncertainty. *Biological Conservation* 176: 236-242.

DUDLEY N (2008) *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. IUCN, Gland.

DURAN AP, S CASALEGNO, PA MARQUET y KJ GASTON (2013) Representation of ecosystem services by terrestrial protected areas: Chile as a case study. *PLoS One* 8: e82643.

DYE PJ (2001) Modelling growth and water use in four *Pinus patula* stands with the 3-PG model. *The Southern African Forestry Journal* 191: 53-63.

EGOH B, B REYERS, M ROUGET, DM RICHARDSON, DC LE MAITRE y AS VAN JAARSVELD (2008) Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127: 135-140.

FAJARDO J, J LESSMANN, E BONACCORSO, C DEVENISH y J MUNOZ (2014) Combined use of systematic conservation planning, species distribution modelling, and connectivity analysis reveals severe conservation gaps in a megadiverse country (Peru). *PLoS One* 9: e114367.

FERNANDEZ IC y NS MORALES (2015) Prioritization of sites for plant species restoration in the Chilean biodiversity hotspot: a spatial multi-criteria decision analysis approach. *bioRxiv preprint*: 1-28.

FERRIER S, RL PRESSEY y TW BARRETT (2000) A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93: 303-325.

FRÊNE C y M NÚÑEZ ÁVILA (2010) Hacia un nuevo modelo forestal en Chile. *Bosque Nativo* 47: 25-35.

GAJARDO R (1994) La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

GALLANT JC y TI DOWLING (2003) A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas. *Water Resources Research* 39: 1-13.

GASTON KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.

GLADE A (1988) Libro rojo de los vertebrados terrestres chilenos. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.

GODOY-BÜRKI AC, P ORTEGA-BAES, JM SAJAMA y L AAGESEN (2013) Conservation priorities in the Southern Central Andes: mismatch between endemism and diversity hotspots in the regional flora. *Biodiversity and Conservation* 23: 81-107.

GÓMEZ KL (2010) Análisis de representatividad de la biodiversidad e identificación de sitios prioritarios para la conservación en la XIV Región de Los Ríos. Tesis Ing. Cons. Rec. Nat. Universidad Austral de Chile, Valdivia.

GROVES CR, ET GAME, MG ANDERSON, M CROSS, C ENQUIST, Z FERDAÑA, E GIRVETZ, A GONDOR, KR HALL, J HIGGINS, R MARSHALL, K POPPER, S SCHILL y SL SHAFER (2012) Incorporating climate change into systematic conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 21: 1651-1671.

GROVES CR, DB JENSEN, LL VALUTIS, KH REDFORD, ML SHAFFER, JM SCOTT, JV BAUMGARTNER, JV HIGGINS, MW BECK y MG ANDERSON (2002) Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *BioScience* 499-512.

GUISAN A, A LEHMANN, S FERRIER, M AUSTIN, JMC OVERTON, R ASPINALL y T HASTIE (2006) Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology* 43: 386-392.

HABERL H, T BERINGER, SC BHATTACHARYA, KH ERB y M HOOGWIJK (2010) The global technical potential of bio-energy in 2050 considering sustainability constraints. *Current opinion in environmental sustainability* 2: 394-403.

HANNAH L, D LOHSE, C HUTCHINSON, JL CARR y A LANKERANI (1994) A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *AMBIO* 23: 246-250.

HASSAN R, RJ SCHOLES y N ASH (2005) Ecosystems and human well-being: current state and trends. Island Press, Washington.

HIJMANS RJ, SE CAMERON, JL PARRA, PG JONES y A JARVIS (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

HUGGETT AJ (2005) The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124: 301-310.

IZQUIERDO AE y ML CLARK (2012) Spatial analysis of conservation priorities based on ecosystem services in the Atlantic forest region of Misiones, Argentina. *Forests* 3: 764-786.

JENKINS CN y L JOPPA (2009) Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142: 2166-2174.

JOPPA LN y A PFAFF (2009) High and far: biases in the location of protected areas. *PLoS One* 4: e8273.

KIRKPATRICK JB (1983) An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: An example from Tasmania. *Biological Conservation* 25: 127-134.

KNIGHT AT y RM COWLING (2007) Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. *Conservation biology* 21: 1124-1126.

KNIGHT AT, RM COWLING y BM CAMPBELL (2006) An Operational Model for Implementing Conservation Action. *Conservation biology* 20: 408-419.

KNIGHT AT, RM COWLING, HP POSSINGHAM y KA WILSON (2009) From theory to practice: designing and situating spatial prioritization approaches to better implement conservation action. En: Moilanen A, KA Wilson y HP Possingham (Eds) *Spatial conservation prioritization. Quantitative methods & computational tools*. Oxford University Press, Oxford: 249-259.

KUKKALA AS y A MOILANEN (2013) Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews Cambridge Philosophical Society* 88: 443-464.

LANDSBERG JJ y RH WARING (1997) A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management* 95: 209–228.

LESSMANN J, J MUNOZ y E BONACCORSO (2014) Maximizing species conservation in continental Ecuador: a case of systematic conservation planning for biodiverse regions. *Ecology and evolution* 4: 2410-2422.

LINDENMAYER DB y JF FRANKLIN (2002) Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington DC.

LITTLE C, A LARA, J MCPHEE y R URRUTIA (2009) Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374: 162-170.

LOURIVAL R, H MCCALLUM, G GRIGG, C ARCANGELO, R MACHADO y HP POSSINGHAM (2009) A systematic evaluation of the conservation plans for the pantanal wetland in Brazil. *Wetlands* 29: 1189–1201.

LUEBERT F y P PLISCOFF (2006) Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

MACFADYEN S, SA CUNNINGHAM, AC COSTAMAGNA y NA SCHELLHORN (2012) Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology* 49: 690-694.

MAES J, B EGOH, L WILLEMEN, C LIQUETE, P VIHERVAARA, JP SCHÄGNER, B GRIZZETTI, EG DRAKOU, AL NOTTE, G ZULIAN, F BOURAOUI, M LUISA PARACCHINI, L BRAAT y G BIDOGLIO (2012) Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1: 31-39.

MARGULES C y RL PRESSEY (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

MARGULES CR y S SARKAR (2007) Systematic Conservation Planning. Cambridge University Press, Cambridge.

MARGULES CR y S SARKAR (2009) Planeación sistemática de la conservación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.

MARQUET PA, AM LABRA, S ABADES y LA CAVIERES (2011) Estudio de vulnerabilidad de la biodiversidad terrestre en la eco-región mediterránea, a nivel de ecosistemas y especies, y medidas de adaptación frente a escenarios de cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente, Santiago.

MCCALL MK (2003) Seeking good governance in participatory-GIS: a review of processes and governance dimensions in applying GIS to participatory spatial planning. *Habitat International* 27: 549-573.

MCCUNE B (2007) Improved estimates of incident radiation and heat load using non-parametric regression against topographic variables. *Journal of vegetation science* 18: 751-754.

MCGLYNN BL, JJ MCDONNELL, J SEIBERT y C KENDALL (2004) Scale effects on headwater catchment runoff timing, flow sources, and groundwater-streamflow relations. *Water Resources Research* 40: 1-14.

MCINTYRE S y R HOBBS (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation biology* 13: 1282–1292.

MCRAE BH y KD M. (2011) Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle, USA. Available at: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.

MEYNARDCN, CA HOWELL y JF QUINN (2009) Comparing alternative systematic conservation planning strategies against a politically driven conservation plan. *Biodiversity and Conservation* 18: 3061-3083.

MIRANDA A, A ALTAMIRANO, L CAYUELA, F PINCHEIRA y A LARA (2015) Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography* 60: 20-28.

MMA (2012) DS 29 Aprueba reglamento para la clasificación de especies silvestres según estado de conservación. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago.

MOILANEN A, BJ ANDERSON, F EIGENBROD, A HEINEMEYER, DB ROY, S GILLINGS, AR ARMSWORTH, KJ GASTON y CD THOMAS (2011) Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecological Applications* 21: 1419–1426.

MOILANEN A, H KUJALA y JR LEATHWICK (2009) The Zonation framework and software for conservation prioritization. *Spatial conservation prioritization*. En: A Moilanen, KA Wilson y HP Possingham (eds) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford: 196-210.

MOILANEN A, HP POSSINGHAM y KA WILSON (2009) Spatial conservation prioritization: past, present and future. En: A Moilanen, KA Wilson y HP Possingham (eds) *Spatial conservation prioritization. Quantitative methods & computational tools*. Oxford University Press, Oxford: 260-268.

MOORE J, A BALMFORD, T ALLNUTT y N BURGESS (2004) Integrating costs into conservation planning across Africa. *Biological Conservation* 117: 343-350.

MOREIRA-ARCE D, PM VERGARA, S BOUTIN, JA SIMONETTI, C BRICEÑO y G ACOSTA-JAMETT (2015) Native forest replacement by exotic plantations triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation* 192: 258-267.

MUÑOZ M, H NÚÑEZ y J YÁÑEZ (1996) Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile. Ministerio de Agricultura - Corporación Nacional Forestal, Santiago.

NAIDOO R, A BALMFORD, PJ FERRARO, S POLASKY, TH RICKETTS y M ROUGET (2006) Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 681-687.

NELSON E, GMENDOZA, JREGETZ, SPOLASKY, HTALLIS, DCAMERON, KMA CHAN, GC DAILY, J GOLDSTEIN, PM KAREIVA, E LONSDORF, R NAIDOO, TH RICKETTS y M SHAW (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4-11.

NHANCALE BA y RJ SMITH (2011) The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodiversity and Conservation* 20: 1821-1835.

NOSS RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

PAUCHARD A, C SMITH-RAMÍREZ y JC ORTIZ (2007) Informe final estudio de diagnóstico del potencial de conservación de la biodiversidad de la empresa Forestal Mininco en la cordillera de Nahuelbuta. CMPC, Universidad de Concepción, Fundación Senda Darwin, Concepción, Chile.

PAUCHARD A y P VILLARROEL (2002) Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. *Natural Areas Journal* 22: 318-330.

PEARSON RG, CJ RAXWORTHY, M NAKAMURA y A TOWNSEND PETERSON (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.

PHILLIPS SJ, RP ANDERSON y RE SCHAPIRE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

PINTO MP, S SILVA-JUNIOR JDE, AA LIMA y CE GRELLE (2014) Multi-scales analysis of primate diversity and protected areas at a megadiverse region. *PLoS One* 9: e105205.

PLISCOFF P y T FUENTES-CASTILLO (2011) Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. *Environmental Conservation* 38: 303-311.

PRENDERGAST JR, RM QUINN y JH LAWTON (1999) The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484-492.

PRESSEY RL (1999) Editorial – systematic conservation planning for the real world. *PARKS* 9: 1-6.

PRESSEY RL y MC BOTTRILL (2008) Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning. *Conservation Biology* 22: 1340-1345.

PRESSEY RL, RM COWLING y M ROUGET (2003) Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape floristic region, South Africa. *Biological Conservation* 112: 99-127.

PRESSEY RL, CJ HUMPHRIES, CR MARGULES, RI VANE-WRIGHT y PH WILLIAMS (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 124-128.

PRESSEY RL y SL TULLY (1994) The cost of *ad hoc* reservation: a case study in western New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 19: 375-384.

PRESSEY RL, M CABEZA, M WATTS, RM COWLING y KA WILSON (2007) Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 583-592.

RADFORD JQ, AF BENNETT y GJ CHEERS (2005) Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124: 317-337.

RAMÍREZ DE ARELLANO PI (2007) Systematic conservation planning in Chile: sensitivity of reserve selection procedures to target choices, cost surface, and spatial scale. ProQuest, Syracuse.

RAMÍREZ DE ARELLANO PI, MF TOGNETTI, C GARIN y PA MARQUET (2008) Vacíos de conservación y sitios prioritarios para la conservación de los vertebrados nativos de la Región de Atacama. En: FA Squeo, G Arancio y JR Gutiérrez (Eds) Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Atacama. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena: 251-266.

RODRIGUES ASL, HR AKÇAKAYA, SJ ANDELMAN, OI BAKARR, L BOITANI, TM BROOKS, JS CHANSON, LDC FISHPOOL, GAB DA FONSECA, KJ GASTON, M HOFFMANN, PA MARQUET, JD PILGRIM, RL PRESSEY, J SCHIPPER, W SECHREST, SN STUART, LG UNDERHILL, RW WALLER, MEJ WATTS y X YAN (2004) Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54: 1092-1100.

RODRIGUES ASL y TM BROOKS (2007) Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 713-737.

ROGGER M, MAGNOLETTI, A ALAOUI, JC BATHURST, G BODNER, M BORGA, V CHAPLOT, F GALLART, G GLATZEL, J HALL y J HOLDEN (2017) Land use change impacts on floods at the catchment scale: Challenges and opportunities for future research. *Water Resources Research* 53(7): 5209-5219.

RONDININI C y F CHIOZZA (2010) Quantitative methods for defining percentage area targets for habitat types in conservation planning. *Biological Conservation* 143: 1646-1653.

ROZAS-VÁSQUEZ D, F PENA-CORTÉS, D GENELETTI y G REBOLLEDO (2014) Scenario Modelling to Support Strategic Environmental Assessment: Application to Spatial Planning of Coastal Wetlands in La Araucanía Region, Chile. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 16: 1450014.

RONDININI C, KA WILSON, L BOITANI, H GRANTHAM y HP POSSINGHAM (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology letters*, 9(10), 1136-1145.

RUNGE CA, JEM WATSON, SHM BUTCHART, JO HANSON, HP POSSINGHAM y RA FULLER (2015) Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science* 350: 1255-1258.

SAENZ S, T WALSCHBURGER, JC GONZALEZ, J LEON, B MCKENNEY y J KIESECKER (2013) Development by design in Colombia: making mitigation decisions consistent with conservation outcomes. *PLoS One* 8: e81831.

SANDERSON EW, M JAITEH, MA LEVY, KH REDFORD, AV WANNEBO y G WOOLMER (2002) The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52: 891-904.

SANTOS T y JL TELLERÍA (2006) Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2).

SARKAR S (2014) Biodiversity and systematic conservation planning for the twenty-first century: a philosophical perspective. *Conservation Science* 2: 1-11.

SARKAR S, A AGGARWAL, J GARSON, CR MARGULES y JZ ZEIDLER (2002) Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Biosciences* 24: 339-346.

SARKAR S, RL PRESSEY, DP FAITH, CR MARGULES, T FULLER, DM STOMS, A MOFFETT, KA WILSON, KJ WILLIAMS, PH WILLIAMS y S ANDELMAN (2006) Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31: 123-159.

SCHUSLER TM, DJ DECKER y MJ PFEFFER (2003) Social learning for collaborative natural resource management. *Society & Natural Resources* 16: 309-326.

SCHUTZ J (2015) A GIS assessment of ecoregion representation in Chile's existing and proposed integrated network of protected areas. Thesis of Master of Science in Resource Conservation, International Conservation and Development. University of Montana, Missoula.

SCOTT JM, F DAVIS, B CSUTI, R NOSS, B BUTTERFIELD, C GROVES, H ANDERSON, S CAICCO, F D'ERCHIA, TC EDWARDS JR., J ULLIMAN y RG WRIGHT (1993) Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 193: 3-41.

SCOTT JM, FW DAVIS, RG MCGHIE, RG WRIGHT, C GROVES y J ESTES (2001) Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications* 11: 999-1007.

SERNAGEOMIN (2003) Mapa Geológico de Chile: versión digital. Publicación Geológica Digital, No. 4 (CD-ROM, versión 1.0). Servicio Nacional de Geología y Minería, Santiago.

SIMBERLOFF D, JA FARR, J COX y DW MEHLMAN (1992) Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-504.

SNÄLL T, J LEHTOMAKI, A ARPONEN, J ELITH y A MOILANEN (2016) Green infrastructure design based on spatial conservation prioritization and modeling of biodiversity features and ecosystem services. *Environmental Management* 57: 251-256.

SOULÉ ME, BG MACKKEY, HF RECHER, JE WILLIAMS, JCZ WOINARSKI, D DRISCOLL, WC DENNISON y ME JONES (2004) The role of connectivity in Australian conservation. *Pacific Conservation Biology* 10: 266-279.

SQUEO FA, E BELMONTE, G ARANCIO, M LEÓN, MTK ARROYO, P BECERRA, A MARTICORENA, LA CAVIERES, C SMITH-RAMÍREZ, O DOLLENZ y R ROZZI (2003) Clasificación revisada de los ecosistemas terrestres del país y sus prioridades de conservación. CONAMA, Santiago.

SQUEO FA, RA ESTÉVEZ, A STOLL, CF GAYMER, L LETELIER y L SIERRALTA (2012) Towards the creation of an integrated system of protected areas in Chile: achievements and challenges. *Plant Ecology & Diversity* 5: 233-243.

SQUEO FA, L LETELIER, CF GAYMER, A STOLL y C SMITH-RAMÍREZ (2010) Estudio de análisis de omisiones y vacíos de representatividad en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en Chile (GAP-Chile 2009). Instituto de Ecología y Biodiversidad, Santiago.

SVANCARA LK, R BRANNON, JM SCOTT, CR GROVES, RF NOSS y RL PRESSEY (2005) Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs. *BioScience* 55: 989-995.

THUILLER W, B LAFOURCADE, R ENGLER y MB ARAÚJO (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.

TICKLE PK, NC COOPS, SD HAFNER y TBS TEAM (2001) Assessing forest productivity at local scales across a native eucalypt forest using a process model, 3PG-SPATIAL. *Forest Ecology and Management* 152: 275-291.

TOGNETTI MF, PI RAMÍREZ DE ARELLANO y PA MARQUET (2008) How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Diversity and Distributions* 14: 148-158.

TOGNETTI MF, C SILVA-GARCÍA, FA LABRA y PA MARQUET (2005) Priority areas for the conservation of coastal marine vertebrates in Chile. *Biological Conservation* 126: 420-428.

TURNER MG (1990) Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4: 21-30.

ULLOA R, A VARGAS, C HUDSON y MM RIVADENEIRA (2013) Zoning of the Mejillones Peninsula marine protected coastal area of multiple uses, northern Chile. *Latin American journal of aquatic research* 41: 506-518.

UNDERHILL LG (1994) Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70: 85-87.

UNEP/CBD (2010) Decisions adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its tenth meeting. Nagoya, Japan. <http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/full/cop-10-dec-en.pdf>.

VENTER O, RA FULLER, DB SEGAN, J CARWARDINE, T BROOKS, SH BUTCHART, M DI MARCO, T IWAMURA, L JOSEPH, D O'GRADY, HP POSSINGHAM, C RONDININI, RJ SMITH, M VENTER y JE WATSON (2014) Targeting global protected area expansion for imperiled biodiversity. *PLoS Biol* 12: e1001891.

VENTER O, EW SANDERSON, A MAGRACH, JR ALLAN, J BEHER, KR JONES, HP POSSINGHAM, WF LAURANCE, P WOOD, BM FEKETE, MA LEVY & JEM WATSON (2016) "Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009". *Scientific data*, 3, 160067

VILA AR, V FALABELLA, M GÁLVEZ, A FARÍAS, D DROGUETT y B SAAVEDRA (2015) Identifying high-value areas to strengthen marine conservation in the channels and fjords of the southern Chile ecoregion. *Oryx* 50: 308-316.

VITOUSEK PM, PR EHRLICH, AH EHRLICH y PA MATSON (1996) Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36: 368-373.

WARREN DL, RE GLOR y M TURELLI (2010) ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography* 33: 607-611.

WATSON JEM, HS GRANTHAM, KA WILSON y HP POSSINGHAM (2011) Systematic conservation planning: past, present and future. En: RJ Ladle y RJ Whittaker (eds) *Conservation biogeography*. Wiley-Blackwell, Oxford: 136-160.

WATTS ME, IR BALL, RS STEWART, CJ KLEIN, K WILSON, C STEINBACK, R LOURIVAL, L KIRCHER y HP POSSINGHAM (2009) Marxan with Zones: software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software* 24: 1513-1521.

WHITTAKER RJ, MB ARAÚJO, P JEPSON, RJ LADLE, JEM WATSON y KJ WILLIS (2005) Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11: 3-23.

WILSON EO y RH MACARTHUR (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton, NJ.

WILSON K, A NEWTON, C ECHEVERRÍA, C WESTON y M BURGMAN (2005) A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation* 122: 9-21.

WILSON KA y AC NEWTON (2007) Identification of Priority Areas for Conservation in South-central Chile. En: AC Newton (eds) *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes. The forests of montane Mexico and temperate South America*. CAB International: 314-334.

WILSON KA, EC UNDERWOOD, SA MORRISON, KR KLAUSMEYER, WW MURDOCH, B REYERS, G WARDELL-JOHNSON, PA MARQUET, PW RUNDEL, MF MCBRIDE, RL PRESSEY, M BODE, JM HOEKSTRA, S ANDELMAN, M LOOKER, C RONDININI, P KAREIVA, MR SHAW y HP POSSINGHAM (2007) Conserving biodiversity efficiently: what to do, where, and when. *PLoS Biol* 5: e223.