

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**PROPUESTA DE ZONAS PRIORITARIAS PARA LA RECUPERACIÓN DE
BOSQUE NATIVO DEGRADADO EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS, CHILE**

**PROPOSAL FOR PRIORITY AREAS FOR THE DEGRADED NATIVE FORESTS
RECOVERY IN THE REGION OF LOS RÍOS, CHILE.**

CAROLINA ANDREA LIZANA MARTINEZ

Santiago, Chile
2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**PROPUESTA DE ZONAS PRIORITARIAS PARA LA RECUPERACIÓN DE
BOSQUE NATIVO DEGRADADO EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS, CHILE**

Memoria para optar al Título Profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

CAROLINA ANDREA LIZANA MARTINEZ

Profesor Guía	Calificaciones
Sr. Álvaro G. Gutiérrez I. Ingeniero Forestal, Dr.	6,8
Profesores Evaluadores	
Sr. Mauricio Galleguillos T. Ingeniero Agrónomo, M.S. Dr.	7,0
Sr. Juan Manuel Uribe M. Ingeniero Agrónomo.	7,0

Santiago, Chile
2017

Todos mis éxitos se los debo y dedico a dos personas:
Leonel y Adriana. Los amo por siempre.

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia quisiera agradecer a mi profesor guía Álvaro Gutiérrez, quien depositó su confianza en mí y me ha apoyado en todo el proceso de titulación. También quiero dar las gracias al Fondo de Investigación del Bosque Nativo de CONAF 027/2015 " Monitoreo de la degradación de bosques nativos desde el espacio: implementación de una estrategia territorial para su recuperación" por abrir los espacios para la investigación en Chile y por apoyar económicamente la presente memoria.

Finalmente, quiero agradecer a Marcelo por impulsarme diariamente en terminar la memoria y darme el apoyo incondicional en todos los aspectos de mi vida.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
OBJETIVO GENERAL.....	4
Objetivos Específicos	4
MARCO TEÓRICO	5
DEGRADACIÓN FORESTAL EN EL BOSQUE TEMPLADO LLUVIOSO VALDIVIANO	5
RECUPERACIÓN FORESTAL	5
Conceptos generales sobre recuperación forestal.....	5
Experiencias de recuperación de bosques de gradados	6
MATERIALES Y MÉTODOS	8
ÁREA DE ESTUDIO	8
FUENTES DE INFORMACIÓN PARA LA CONSTRUCCIÓN DE CRITERIOS ECOLÓGICOS.....	9
DEFINICIÓN DE UNIDADES DE ANÁLISIS	10
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Y SELECCIÓN DE CRITERIOS ECOLÓGICOS	11
INFORMACIÓN CUALITATIVA PARA LA VALORIZACIÓN DE CRITERIOS ECOLÓGICOS	12
Tipo de muestreo.....	12
Recolección de datos	13
Codificación y análisis de los datos	14
EVALUACIÓN MULTICRITERIO PARA LA JERARQUIZACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE LOS CRITERIOS ECOLÓGICOS.....	14
Análisis de influencia	15
Construcción de la matriz de comparación por pares (MCP)	15
Normalización de MCP y determinación del vector de prioridad.....	16
Análisis de consistencia	16
Álgebra de mapas para la determinación de sitios prioritarios	17
RESULTADOS	18
UNIDADES DE ANÁLISIS	18
CRITERIOS ECOLÓGICOS	19
Cercanía de la unidad de análisis al área protegida más cercana	20
Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis	21
Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos	23
Tamaño de la unidad de análisis	23
Estructura de la unidad de análisis	23
Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis.....	24
Riqueza de especies claves en la unidad de análisis.	24

Valorización de criterios ecológicos	24
JERARQUIZACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE CRITERIOS ECOLÓGICOS	27
Análisis de influencia	27
Priorización de criterios ecológicos	28
ÍNDICE DE PRIORIZACIÓN Y PROPUESTA DE SITIOS PRIORITARIOS PARA LA RECUPERACIÓN DE BOSQUE NATIVO DEGRADADO	29
Índice ecológico de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos	29
Propuesta de sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo degradado	30
DISCUSION	32
CONCLUSIONES	35
BIBLIOGRAFÍA	36
APÉNDICES	45
APÉNDICE 1: LISTADO DE EXPERTOS PARTICIPANTES	45
APÉNDICE 2: ESTRUCTURA DE CUESTIONARIO APLICADO A EXPERTOS	45
APÉNDICE 3. ANÁLISIS DE INFLUENCIA DE CADA CRITERIO ECOLÓGICO	47
Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana	47
Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis	48
Tamaño de la unidad de análisis	49
Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos	50
Estructura de la unidad de análisis	51
Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis	52
Riqueza de especies claves en la unidad de análisis	53
APÉNDICE 4: RESULTADOS DE LA VALORIZACIÓN DE CRITERIOS ECOLÓGICOS POR EXPERTO	54
ANEXOS	56
ANEXO 1. FUENTES DE INFORMACIÓN PARA LA SELECCIÓN DE CRITERIOS ECOLÓGICOS	56

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Listado de las instituciones a las que pertenecen los expertos participantes en este estudio.	13
Cuadro 2. Variables y tipos de preguntas utilizadas para la recolección de datos.	13
Cuadro 3. Escala de importancia de los criterios para la MCP.	15
Cuadro 4. Superficie de bosque nativo degradado por comuna según datos INFOR (2010).	18
Cuadro 5. Criterios ecológicos seleccionados de acuerdo a la revisión bibliográfica.	20
Cuadro 6. Áreas Silvestres Protegidas del Estado localizadas en la Región de Los Ríos. ...	21
Cuadro 7. Listado de especies de flora y vegetación en categoría de conservación de acuerdo al Reglamento de Clasificación de Especies (Ministerio del Medio Ambiente, noviembre del 2016).	22
Cuadro 8. Analogía de los criterios ecológicos propuestos para la EMC y los indicados por los expertos.	25
Cuadro 9. Rangos de contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado para cada criterio ecológico.	28
Cuadro 10. Peso relativo de cada criterio ecológico de acuerdo a la integración de los juicios individuales.	29
Cuadro 11. Valores de prioridad de las unidades de análisis para la realización del mapa semáforo de sitios prioritarios	30
Cuadro 12. Listado de expertos participantes en la valorización de criterios ecológicos y la institución en que se desempeña.	45
Cuadro 13. Resultados de la valorización de los criterios ecológicos de los doce expertos participantes. En la primera columna se lista cada comparación por par de los criterios ecológicos.	55

Índice de Figuras

Figura 1. Distribución espacial de las unidades de análisis en la Región de Los Ríos y el bosque nativo adulto no degradado.	19
Figura 2. Frecuencia de criterios ecológicos señalados por expertos de acuerdo a la información cualitativa generada para la priorización de criterios ecológicos.	25
Figura 3. Frecuencia de especies claves señaladas por los expertos de acuerdo a la información cualitativa generada para la priorización de criterios ecológicos.	26
Figura 4. Distribución normal de frecuencias de los valores del IEBN. En donde el eje “x” representa los valores del IEBN, y el eje “y”: “Densidad” representa la densidad de frecuencias de los valores del IEBN.	30
Figura 5. Ubicación espacial de los sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos	31
Figura 6. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	47
Figura 7. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	48
Figura 8. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Tamaño de la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	49
Figura 9. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	58
Figura 10. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Estructura de la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	51
Figura 11. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	52
Figura 12. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Riqueza de especies claves en la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.	53

RESUMEN

La Ecorregión del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano es considerada como una ecorregión relevante a nivel mundial debido a su importancia biológica. Sin embargo, los bosques nativos de esta ecorregión han sido históricamente sometidos a disturbios antropogénicos, los que han provocado su degradación progresiva, afectando su funcionalidad, composición y estructura, llevándolo a ser altamente prioritario de recuperar. Debido a lo anterior, es necesario determinar qué zonas son prioritarias para la recuperación de bosque nativo degradado del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano para orientar a los organismos encargados del manejo y protección de los bosques nativos, por lo que en esta memoria se determinaron zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos, Chile. En primera instancia, se realizó una exhaustiva revisión de criterios ecológicos comúnmente discutidos en la literatura, los cuales fueron seleccionados de acuerdo a su aplicabilidad al área de estudio y a la disponibilidad de coberturas para su espacialización. Posteriormente, tales criterios se valoraron y jerarquizaron mediante la aplicación de cuestionarios a diferentes expertos en ecología y conservación de bosques nativos de la Región de los Ríos. Luego, esta información fue integrada a un modelo de evaluación multicriterio a partir de Sistemas de Información Geográfica, permitiendo generar un mapa semáforo de sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo adulto en la Región de Los Ríos. De acuerdo a los juicios de expertos, los principales criterios ecológicos fueron: riqueza de especies en categoría de conservación, tamaño de la unidad de análisis y riqueza de especies claves. Con los pesos relativos de cada criterio en la EMC se identificaron 31 sitios prioritarios, abarcando una superficie total de 6.582 hectáreas, presentándose la mayor cantidad de unidades de análisis en la comuna de Panguipulli. Finalmente, los sitios identificados proporcionan una primera aproximación para dirigir y evaluar futuras acciones de recuperación. Sin embargo, para que estas acciones sean realmente efectivas, se recomienda incorporar otras dimensiones, tales como la social, económica e institucional, buscando soluciones locales para cada área prioritaria, considerando una estrategia de financiamiento y la dinámica natural del bosque a recuperar.

Palabras clave: Datos geográficos, Regeneración natural, Áreas protegidas.

ABSTRACT

The Valdivian rainy temperate rainforest ecoregion it is considered as one of the most relevant ecoregion in the world due to its biological importance. However, the native forests of this ecoregion have been historically subjected to anthropogenic disturbances, which has led to its progressive degradation, affecting its functionality, composition and structure and making it a high priority to recover. Because of this, it is necessary to determine which are the priority zones for the recovery of the degraded forest in the Valdivian Rainforest to guide the organizations responsible for the management and protection of native forests. This report identified the priority areas for the recovery of degraded native forest in the Region of Los Ríos, Chile. In a first instance, an exhaustive review of ecological criteria commonly discussed in the literature was carry out, which were selected according to their applicability to the study field and the availability of coverages for its spatialization. Subsequently, those criteria was rated and hierarchized by the application of questionnaires to different experts in ecology and forest conservation of the Region of Los Rios. This information was integrated into a multicriteria evaluation model from SIG, to generate a semaphore map of priority sites. The main ecological criteria are the species richness in conservation category, the size of the unit of analysis and the richness of key species. With the relative weights of each criterion in the multi-criteria evaluation 31 priority sites were identified, covering a total area of 6.582 hectares, with the highest number of analysis units in the commune of Panguipulli. The identified sites provide a first approximation to guide and evaluate future recovery actions. However. for these actions to be really effective it is recommended to incorporate other dimensions, such as social, economic and institutional, seeking local solutions for each priority area, considering a financing strategy and the natural dynamics of the forest to recover.

Key words: Geographic data, Natural regeneration, Protected areas.

INTRODUCCIÓN

La degradación forestal es un proceso antrópico que genera la pérdida de productividad, biodiversidad y estructura de los bosques (Ghazoul et al., 2015). Para transformar y mejorar paulatinamente la estructura y funciones ecosistémicas de bosques degradados, la recuperación ecológica aparece como práctica orientadora de actividades de manejo (OIMT, 2002). Sin embargo, el alto costo asociado a la recuperación de bosques degradados hace que sea necesario priorizar dónde es urgente ejercer medidas de protección en el contexto territorial en que se insertan los bosques bajo estudio (Fernández et al., 2010). Dentro de este aspecto, los bosques degradados con alto valor de conservación son considerados como prioridades para las actividades que apunten a su recuperación (Bannister et al., 2013).

Chile posee una alta variedad de hábitats y formaciones vegetales (CONAMA, 2008; WWF, 2004), las que conforman doce ecorregiones distribuidas a lo largo del territorio nacional (MMA, 2011). Dos de estas ecorregiones son consideradas relevantes a escala global por su importancia biológica: la Ecorregión de Matorral de Chile Central y la Ecorregión del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano (MMA, 2011; Myers et al., 2000). Esta última representa una de las cinco ecorregiones de bosques templados lluviosos en el mundo (WWF, 2004) y la única en América del Sur (WWF, 2004; Olson y Dinerstein, 2002). Los bosques nativos de la ecorregión del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano (BTLV) proveen múltiples servicios ecosistémicos, tales como provisión de agua, captura y el almacenamiento de carbono, conservación de los suelos y la mantención de la biodiversidad (Lara et al., 2003; Armesto et al., 1996). Los bosques del BTLV ofrecen oportunidades para el desarrollo de diversas actividades humanas (Lara et al., 2003; Armesto et al., 1996), resultando trascendental para el bienestar social y el desarrollo económico (Oyarzún et al., 2005). Sin embargo, los bosques han sido históricamente sometido a extracción maderera, a deforestación producida por el avance de la frontera agrícola, ganadera y forestal, y a la habilitación de vías de transporte (Camus, 2008; Lara et al., 1999; Armesto et al., 2010), a lo que se agrega la introducción de especies exóticas, que compiten directamente con especies nativas y modifican procesos ecológicos (Quiroz et al., 2009; INFOR, 2012). Tales procesos de degradación conllevan a que su estado actual de conservación sea vulnerable con máxima prioridad (Echeverría et al., 2007; MMA, 2011; Vergara y Gayoso, 2004).

La Región de Los Ríos es una de las regiones administrativas de Chile con mayor superficie de BTLV, presentando un 49,5% de la cobertura de bosque nativo de esta Ecorregión (CONAF, 2014). Por lo tanto, considerando la superficie de bosque nativo primario remanente y sus características ecológicas, es necesario generar mecanismos de detección y acción temprana para detener la degradación de sus bosques nativos. Es por ello que la Región de Los Ríos representa una oportunidad para establecer áreas de recuperación de bosque nativo degradado.

Considerando los antecedentes expuestos anteriormente, el propósito de la presente memoria es orientar a los diferentes organismos encargados de proteger el patrimonio natural de la región, sobre la ubicación espacial de los bosques nativos adultos degradados que debiesen ser prioridad para su recuperación en la Región de Los Ríos.

Objetivo General

Determinar zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos, Chile.

Objetivos Específicos

1. Definir criterios para distinguir el valor ecológico del bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos.
2. Identificar criterios ecológicos prioritarios para la recuperación de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos.
3. Determinar un índice de priorización ecológica del bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos.

MARCO TEÓRICO

Degradación forestal en el Bosque Templado Lluvioso Valdiviano

La degradación forestal del BTLV comenzó con perturbaciones antrópicas desde épocas coloniales (Camus, 2008), en las cuales se habilitaron suelos para la extensión de la frontera agrícola-forestal mediante talas rasas o quemas de las especies forestales nativas (Camus, 2008). Posteriormente, la demanda internacional por productos forestales provocó una fuerte presión sobre los bosques nativos remanentes (Donoso et al., 1999). Esto condujo a que parte del bosque nativo del BTLV fuera reemplazado por monocultivos forestales de especies introducidas de rápido crecimiento como *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp. (Oyarzún et al., 2005), causando el reemplazo de rodales de bosque nativo e impactando directamente en la estructura, composición y extensión geográfica de los ecosistemas forestales nativos (Lara et al., 1997). Por su parte, el pastoreo producido por la actividad ganadera en los bosques nativos del BTLV ha provocado efectos negativos en la regeneración de algunas especies (Zamorano-Elgueta et al., 2014), y a su vez, ha inducido cambios en la composición de los bosques (Zamorano-Elgueta et al., 2012), causando impactos en la riqueza de las plántulas, la diversidad de especies arbóreas y la funcionalidad de las comunidades boscosas (Baraloto et al., 2012). De acuerdo a lo anterior, el bosque nativo del BTLV ha sido sometido a disturbios de diferentes intensidades generando bosques en distintas fases de degradación (Echeverría et al., 2006). Sin embargo, las causas de dicha degradación y las respuestas ecológicas varían según la ubicación y el tipo de bosque estudiado (Altamirano y Lara, 2010; Veblen et al., 2004). Por ejemplo, para el Tipo Forestal Siempreverde, Donoso (1989) expone que las respuestas a las actividades silvícolas son diferentes para bosques ubicados en la Cordillera de la Costa que en la Cordillera de Los Andes principalmente debido a las diferencias en el sustrato y composición del suelo.

Recuperación forestal

Conceptos generales sobre recuperación forestal

La recuperación forestal forma parte de las técnicas de recuperación ecológica, cuya finalidad es fortalecer la resiliencia de los paisajes forestales (Muller-Using et al., 2015), considerando como ecosistemas resilientes a aquellos sistemas naturales que tienen la capacidad de recuperarse tras alguna perturbación (Thompson, 2012), manteniendo sus funciones y estructura original (Filotas et al., 2014). Para el caso de la resiliencia forestal, esta se define como una propiedad ecosistémica emergente que deriva en un aumento de la biodiversidad en múltiples escalas (Thompson., 2012).

La recuperación forestal es una práctica que busca rehabilitar o restaurar alguna unidad espacial definida previamente (Thompson., 2012). En particular, la rehabilitación forestal se utiliza cuando los bosques degradados se insertan adyacentes a ecosistemas que aún mantienen su composición y función (Muller-Using et al., 2015). Por otra parte, cuando los bosques son fuertemente modificados y no es posible recolonizar naturalmente con especies originales de bosques adyacentes, se tiende a utilizar técnicas de restauración cuyo objetivo principal es devolver un bosque degradado a un estado original, reestableciendo la estructura, productividad, funciones ecosistémicas y diversidad de especies (Muller-Using et al., 2015).

La restauración de los ecosistemas forestales puede ser de tipo pasiva o activa (Van Andel y Aronson, 2006). La restauración pasiva se centra en eliminar aquellos agentes de degradación que dificultan el proceso de regeneración natural del bosque, facilitando la sucesión ecológica (Van Andel y Aronson, 2006). En cambio, la restauración activa involucra acciones específicas y de mayor envergadura, debido a que el estado del bosque presenta considerables dificultades para iniciar el proceso de sucesión al exhibir un importante nivel de degradación. Dichas acciones normalmente se orientan a eliminar los causantes de la degradación, así como también a mejorar el estado del suelo mediante el control de la erosión, la fertilización, el enriquecimiento del sustrato, control del ganado, la relocalización y reintroducción de fauna (Hobbs y Norton, 1996). Además, se establecen medidas de protección ante actividades antrópicas que puedan degradar el bosque, y medidas para acelerar la recuperación natural (Gilmour y Lamb, 2003).

Por otra parte, el tiempo que demoren las acciones de recuperación dependerá de la disponibilidad de propágulos desde rodales de bosque adyacentes, así como de otros agentes de disturbio, de la resiliencia del ecosistema y del potencial de regeneración natural de éste (Lobos, 2013; Clewell y Aronson, 2007). De acuerdo a lo anterior, conocer el estado y tendencia sucesional de los bosques ayudaría a definir la estrategia de recuperación ecológica de comunidades y ecosistemas (Fernández et al., 2010). Por ejemplo, para el BTLV las etapas iniciales e intermedias de la sucesión vegetal toman cursos diferentes de acuerdo al tipo de intervención o alteración natural que ocurra, es decir, tales alteraciones determinarán las condiciones iniciales de regeneración y dinámica de bosques, y, por consiguiente, las especies dominantes de dichos estados sucesionales (Donoso, 1989; Ruger et al., 2007; Gutiérrez y Huth, 2012).

Experiencias de recuperación de bosques degradados

Bannister et al. (2013) sugieren que, tanto la restauración como la habilitación, son alternativas válidas para ser implementadas en los bosques nativos chilenos, ya que ambas prácticas tienen como objetivo recuperar la estructura, productividad y funciones del ecosistema boscoso. Bajo este contexto, Chile es uno de los países que ha liderado el proceso de recuperación de bosque nativo mediante la restauración ecológica dentro de América Latina, encontrándose aproximadamente 60 iniciativas en el país por parte de

organismos no gubernamentales (ONG), sector privado y academia (Smith-Ramírez et al., 2015). Dentro de estas iniciativas, se destacan las realizadas dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), ya que abarcan una amplia extensión espacial y temporal, combinando diferentes técnicas y procedimientos de recuperación de bosque nativo (Smith-Ramírez et al., 2015).

Bannister et al. (2013) indicaron que existen diversas experiencias en recuperación de bosque nativo, específicamente en coníferas con problemas de conservación, así como también en propiedades privadas o consorcios público-privadas con presencia de bosque nativo degradado, las cuales buscan ejercer medidas concretas para contrarrestar los procesos de degradación, ya sea en el largo plazo o mediante acciones urgentes. Por ejemplo, existen experiencias de recuperación en bosques de araucaria (*Araucaria araucana*), donde se han realizado labores de rehabilitación utilizando técnicas de siembra de semillas y plantación de especies nativas. Sin embargo, estos experimentos, que datan de la década de 1960, no tuvieron éxito porque no se disminuyeron ni se limitaron las causas de degradación del bosque (Bannister et al., 2013). En segunda instancia, se realizaron acciones de restauración ecológica en bosques relictos de araucaria en la Cordillera de la Costa, específicamente en la localidad de Villa Araucaria, mediante un completo programa de restauración, que incluyó la participación de la comunidad y de las empresas forestales cercanas (Bannister et al., 2013).

La recopilación de estas experiencias concluye que se debe detener de forma urgente los procesos de degradación del bosque nativo, promoviendo la restauración ecológica y asegurando el bienestar social a través de la provisión de los servicios ecosistémicos (Bannister et al., 2013). En este mismo contexto, las principales falencias identificadas por Smith-Ramírez et al. (2015) en las experiencias de restauración ecológica en Chile, está el escaso liderazgo ejercido por las comunidades locales en los proyectos, el desconocimiento de la inversión y el tamaño de las superficies a restaurar. Por lo tanto, los desafíos apuntan a generar planes nacionales y regionales de restauración ecológica incluyendo financiamiento e involucramiento social (Smith-Ramírez et al., 2015)

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde al Bosque Templado Lluvioso Valdiviano de la Región de Los Ríos, cuya distribución se determinó mediante la reclasificación de las coberturas de bosque nativo identificadas por el Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de la Región de Los Ríos (CONAF, 2014).

De acuerdo a Di Castri y Hajek (1976), la región se encuentra circunscrita en una zona de transición climática, ya que presenta clima templado cálido lluvioso con influencia mediterránea en sector de altitud baja y media de la región, y un clima templado frío lluvioso con influencia mediterránea en el sector precordillerano. A lo anterior se agrega que el territorio regional sufre de cambios topográficos en su extensión, permitiendo el desarrollo de diversos hábitats (Lara et al., 2014; CONAMA, 2010).

En cuanto a los suelos de la Región de Los Ríos, éstos presentan diferentes grados de evolución y génesis, encontrándose algunos de origen fluvio-glaciares y volcánicos (Urbina, 1965). En estos últimos, se destacan los “trumaos” que corresponden a suelos profundos formados por ceniza volcánica, los que se distribuyen entre la pre-cordillera andina y la depresión intermedia (Urbina, 1965). Estos suelos son altamente productivos ya que contienen una alta cantidad de materia orgánica, poseen una actividad biológica intensa, y además tienen una alta capacidad de retención de agua, producto de la porosidad y la baja densidad aparente (Armesto et al., 1996; Gerding, 2010).

En la Región de Los Ríos habitan al menos 1.023 especies de plantas vasculares nativas pertenecientes al Bosque Templado Lluvioso Valdiviano (CONAMA, 2010). Además, se encuentran representados ocho tipos forestales: Alerce, Ciprés de las Guaitecas, Araucaria, Ciprés de la Cordillera, Roble-Raulí-Coigue, Coigue-Raulí-Tepa, Lengua y Siempreverde (CONAF, 2014; Donoso, 1981). En particular, el 28% de especies de plantas vasculares y el 29,3% de plantas no vasculares de la ecorregión son endémicas de Chile y Argentina, agregándose a esto un elevado número de géneros monotípicos (Arroyo et al., 1996, Aizen y Ezcurra, 1998).

Finalmente, el Bosque Templado Lluvioso Valdiviano en la Región de Los Ríos ha sido sometido a diferentes disturbios naturales y antrópicos. Dentro de este aspecto, los primeros corresponden a eventos naturales discretos en el tiempo, cuya acción puede dañar parcial o totalmente un ecosistema forestal (Baldini y Pancel, 2000; Pickett y White, 1985). Los disturbios naturales que ocurren a escalas espaciales mayores, son comúnmente el vulcanismo y los movimientos sísmicos, los cuales originan deslizamientos de tierra, inundaciones y coladas de lava. Ambos tipos de disturbios afectan la estructura, composición, distribución y variabilidad de los bosques nativos (Baldini y Pancel, 2000;

Tacón, 2004; Armesto et al, 1996). En tanto, los disturbios antrópicos en la región, tales como la actividad agro-ganadera y forestal, han provocado una fuerte transformación del BTLV, llevándolos a presentar distintos niveles de degradación (Armesto et al., 1994; Vergara y Gayoso, 2004).

Fuentes de información para la construcción de criterios ecológicos

Datos de estructura de bosques: Insumo disponible en Global Index of Vegetation plot Databases (SA-CL-002, 2016), el cual otorgó información geográfica relacionada con la estructura y composición de bosques primarios en la Región de Los Ríos. Estos datos se usaron para crear y espacializar los siguientes criterios: riqueza de especies nativas, riqueza de especies claves y riqueza de especies en categoría de conservación.

Inventario forestal del Instituto Forestal (INFOR): Se utilizó la información proveniente de la capa del inventario continuo de bosques nativos (INFOR, 2010), para identificar la presencia de especies arbóreas en las unidades de análisis, la cual proporcionó información para la construcción de los siguientes criterios: riqueza de especies nativas, riqueza de especies claves y riqueza de especies en categoría de conservación. Por otra parte, este insumo también sirvió para la construcción de las unidades de análisis mediante la espacialización del estado de degradación del bosque nativo primario.

Información geoespacial: Para la construcción de los mapas temáticos de los criterios se utilizaron las coberturas bases disponibles en el sitio web de Infraestructura de Datos Geoespaciales (IDE) del Ministerio de Bienes Nacionales del Gobierno de Chile, descargadas el 03 de octubre del 2016, las cuales se detallan a continuación:

1. Cobertura de divisiones administrativas para Chile y la Región de Los Ríos provenientes de la Dirección General de Aguas (DGA)
2. Catastro de Bosque Nativo para la Región de Los Ríos (CONAF, 2014), de donde se obtuvo la cobertura del bosque nativo en la región.
3. Cobertura del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas, donde se pueden ubicar los parques, reservas y monumentos naturales otorgado por el Ministerio de Bienes Nacionales.
4. Cobertura de áreas protegidas de propiedad privada.
5. Cobertura de los santuarios de la naturaleza para la Región de Los Ríos.

Información espacial de especies amenazadas: Se solicitó información geográfica de las especies amenazadas para la Región de Los Ríos a través de una solicitud de Acceso a la Información Pública de la Oficina de Informaciones, Reclamos y Sugerencias (OIRS) del Ministerio del Medio Ambiente. Para el cual se adjuntaron registros georreferenciados

disponibles en las bases de datos del Ministerio del Medio Ambiente. Tales registros se presentaron contenidos en dos archivos de formato Excel, uno de ellos con datos obtenidos en el marco de un proyecto de digitalización de colecciones efectuado el año 2012, y otro con registros provenientes de la recopilación de la información obtenida en el Inventario Nacional de Especies. Dicha información fue utilizada en la elaboración del criterio riqueza de especies en categoría de conservación.

Finalmente, se utilizó un software de Sistema de Información Geográfica (SIG) para realizar todo el procesamiento cartográfico y para el diseño de las cartografías temáticas.

Definición de unidades de análisis

En este estudio, las Unidades de Análisis (UA) corresponden a rodales de bosque nativo adulto degradado ubicados en la Región de Los Ríos. Para la construcción de las UA, se utilizaron dos fuentes de información geográfica: el Catastro de Bosque Nativo (CONAF, 2014) y el Inventario Forestal (INFOR, 2010), las cuales se describen a continuación:

1. Rodales de bosque nativo adulto en la Región de Los Ríos: Unidad geográfica mínima definida en el Catastro de Bosque Nativo (CONAF, 2014), en el cual se describe como bosque nativo a un bosque cuyo estrato arbóreo está constituido por especies arbóreas nativas que presentan una altura mayor a dos metros y una cobertura de copas mayor al 25%. Considerando los rodales descritos anteriormente, se seleccionaron las estructuras únicas de bosque nativo adulto y se homogeneizaron sus niveles de densidad (abierto, denso o semi-denso), resultando tres clasificaciones definidas como:
 - 1.1. Bosque adulto: Corresponde a un bosque adulto, en general heterogéneo en cuanto a estructura vertical, tamaño de copas, distribución de diámetros y edades. Puede poseer además un estrato arbustivo de densidad variable y la eventual presencia de un estrato de regeneración.
 - 1.2. Bosque adulto / renoval: Formación muy heterogénea compuesta por la mezcla de rodales de bosque adulto y renoval, los cuales no se pueden representar cartográficamente en forma independiente debido a la escala de trabajo empleada en CONAF (2014).
 - 1.3. Bosque achaparrado: Estos bosques tienen una altura entre 2 y 8 metros, y se caracterizan por el limitado crecimiento en altura o el crecimiento reptante por efectos ambientales del sitio.
2. Estado de degradación de bosque nativo adulto de la Región de Los Ríos: Corresponden a rodales de bosque nativo adulto, en los cuales se ha evaluado *in situ* el grado de intervención antrópica según el protocolo de muestreo del Inventario Forestal continuo del Instituto Forestal (INFOR, 2010). Según este inventario, el grado de intervención antrópica para cada muestra se refiere a efectos visibles de la intervención del hombre sobre el recurso forestal, tales como: manejo, incendios, pastoreo, producción de

carbón, etc. Se asumió que esta variable tenía relación con el estado de degradación de los bosques, de manera que si el rodal presentaba algún grado de intervención también existía degradación. Bajo este contexto, los bosques degradados tuvieron valor 1 en su grado de intervención antrópica, y, por otro lado, los bosques no degradados presentaron valor 0 en el mismo ítem.

Finalmente, se clasificaron los mapas de rodales de bosque nativo y el mapa del estado de degradación para facilitar el establecimiento de las unidades de análisis resultando como unidad mínima píxeles de 590 m².

Revisión bibliográfica y selección de criterios ecológicos

Un criterio ecológico es cualquier variable, atributo o componente de un bosque y su entorno, que puede ser utilizado para inferir el estado actual de degradación de un bosque (Navarro et al., 2008), y que permite la priorización ecológica de las unidades espaciales del paisaje. Considerando la definición anterior, se establecieron criterios ecológicos mediante la revisión de literatura científico-técnica sobre criterios ecológicos que han sido comúnmente utilizados para establecer áreas prioritarias para la conservación, preservación y/o recuperación de bosque nativo, además de zonificaciones o valorizaciones ecológicas. Para esto, se realizó una búsqueda exhaustiva utilizando palabras claves, ya sea aisladas o en conjunto, tales como: recuperación, bosque nativo, conservación, priorización, degradación de bosque nativo, zonificación ecológica, zonificación ambiental, entre otras, en publicaciones científicas, publicaciones técnicas de instituciones gubernamentales y no gubernamentales, así como en tesis de pregrado, magister o doctorado de carreras profesionales afines. La búsqueda se realizó tanto por internet, como por revisión de catálogos físicos de las principales bibliotecas técnicas forestales y de recursos naturales. Se enfatizaron documentos que tuvieron relación con la determinación de zonas para recuperación o restauración de componentes ambientales, específicamente para vegetación y flora nativa, revisándose 13 documentos en total (Anexo 1). De acuerdo a lo anterior, los criterios ecológicos seleccionados que tuvieron directa relación con la riqueza de especies presentes en la unidad de análisis fueron dirigidos a las especies de flora y vegetación.

Todos los criterios seleccionados se definieron mediante una variable espacial representativa para cada uno de ellos, la cual permitió definir los insumos cartográficos y las metodologías asociadas para su construcción espacial. Posteriormente, cada uno fue precisado conceptual y espacialmente en los resultados considerando las fuentes bibliográficas expuestas anteriormente (Anexo 1), detallando: a) La definición y descripción del criterio en la Región de Los Ríos, (b) el argumento técnico de la selección de cada uno de los criterios de priorización ecológica y (c) cómo estos influyen en la determinación de zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo.

Información cualitativa para la valorización de criterios ecológicos

Posterior a la selección de criterios ecológicos, se identificaron aquellos criterios que serían prioritarios para la Evaluación Multicriterio mediante la aplicación de un cuestionario a diferentes expertos.

Tipo de muestreo

De acuerdo a Hernández et al. (2010), el muestreo de juicio o a propósito, es un tipo de muestreo no probabilístico empleado frecuentemente en estudios cualitativos y exploratorios, que comúnmente se subdivide en una muestra de expertos vinculados con el objetivo principal de la investigación. De esta forma, a causa de que es un muestreo del tipo no probabilístico, la selección y el número de los participantes no depende de la probabilidad, sino de las características de la investigación.

Según lo anterior, la unidad de análisis de muestreo fueron expertos relacionados con las ciencias ambientales y ecológicas con énfasis en bosque nativo de la Región de Los Ríos. Los expertos fueron profesionales, investigadores y/o académicos con al menos cinco años de experiencia en instituciones públicas, privadas, centro de investigación, organizaciones no gubernamentales (ONG) o académicas, con reconocido prestigio en las áreas relacionadas con esta investigación. Las áreas de “expertise” seleccionadas fueron ciencias forestales, conservación de los recursos naturales, ecología y medio ambiente, y con conocimiento del bosque nativo de la Región de Los Ríos.

El número de participantes finales fue de doce expertos (Apéndice 1), lo que corresponde al 80% de la población de expertos identificada en Chile, por lo tanto, se consideró un tamaño muestral suficiente (Hernández et al., 2010), que supera el número mínimo recomendado para estudios de Evaluación Multicriterio (Vicent et al., 2002). La muestra de expertos incorporó diversos tipos de instituciones, es decir, academia, servicio público, centros de investigación, asociación privada y una organización no gubernamental (Cuadro 1).

Cuadro 1. Listado de las instituciones a las que pertenecen los expertos participantes en este estudio.

Tipo de institución	Nombre de la institución
Servicio público	CONAF Los Ríos SEREMI MMA Los Ríos
Academia	Universidad de La Frontera (UFRO) Universidad Austral de Chile (UACH – campus Isla Teja)
Academia-Centro de investigación	INFOR-UACH
Centro de investigación	INFOR Los Ríos
Academia-Centro de investigación	IEB-UACH
Asociación privada	A122probosque AG
Organización no gubernamental (ONG)	WWF-Chile The Nature Conservancy

Recolección de datos

El cuestionario se define como un conjunto de preguntas ordenadas de una o más variables a medir (Brace, 2008), en el cual pueden coexistir dos tipos de preguntas, las que se clasifican como abiertas o cerradas. La primera de ellas tiene como objetivo recolectar información global y sirve cuando se pueden generar respuestas variables debido a la carencia de información o cuando la información es insuficiente (Hernández et al., 2010). Por el contrario, las preguntas cerradas contienen categorías delimitadas previamente e incluyen varias opciones de respuesta.

Para la presente investigación, se aplicó el cuestionario como método de recolección de datos (Apéndice 2), el que contuvo tres preguntas: las primeras de ellas fueron de índole abierta y la última cerrada. Tanto las variables utilizadas en esta metodología, como los tipos de preguntas y justificación de ellas se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Variables y tipos de preguntas utilizadas para la recolección de datos.

Variable	Tipo de pregunta	Justificación
Criterios ecológicos considerados por el experto.	Abierta	Variabilidad potencial de las respuestas
Especies claves del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano.	Abierta	Información disponible insuficiente
Criterios ecológicos seleccionados por la revisión bibliográfica.	Cerrada	Agregación de juicios por expertos para la MCP.

Por otra parte, el contexto de la recolección de datos fue del tipo presencial o por envío a través de correo electrónico. La diferencia en la aplicación de cada uno de ellos se determinó de acuerdo a la disponibilidad de los expertos para ser encuestados en las fechas establecidas, que fueron el 29 y 30 de noviembre del 2016 en la ciudad de Valdivia. Además, se dejó expuesta la posibilidad de realizar la encuesta individual en la ciudad de Santiago durante el mes de noviembre. Para aquellos expertos que respondieron el cuestionario por correo electrónico, se les envió una carta con las instrucciones, el cuestionario y el proyecto de memoria.

Codificación y análisis de los datos

A continuación, se presentan las preguntas abiertas que fueron expuestas en el cuestionario y el objetivo de cada una de ellas con la investigación:

Pregunta 1: Describa brevemente qué criterios ecológicos consideraría usted relevante para priorizar la recuperación de bosque nativo siempreverde degradado. El objetivo de esta pregunta es reconocer criterios ecológicos que no fueron señalados en la revisión bibliográfica y que son atingentes al territorio.

Pregunta 2: ¿Qué especies forestales del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano usted consideraría claves ecológicamente?: El propósito de esta pregunta fue generar un mapa regional con las especies forestales claves del BTLV mediante el listado de ellas.

Luego de obtenidas las respuestas, se listaron y se calculó la frecuencia de cada una de ellas, para luego elegir aquellas que tuvieron mayor frecuencia con el propósito de obtener un patrón general de respuestas.

Por otra parte, la única pregunta cerrada denominada “Ponderación de criterios” corresponde a la Agregación de Juicios Individuales mediante la valorización de los criterios ecológicos por experto. El objetivo de esta pregunta recae en que cada experto valorizara y jerarquizara cada criterio ecológico seleccionado en la revisión bibliográfica, mediante su análisis en Matriz de Comparación por Pares perteneciente al método de Evaluación Multicriterio para la jerarquización y priorización de los criterios ecológicos, según la metodología que se detalla a continuación.

Evaluación Multicriterio para la jerarquización y priorización de los criterios ecológicos

El método de Evaluación Multicriterio se llevó a cabo aplicando el Proceso de Análisis Jerárquico (Saaty, 2008), que consiste en determinar la preferencia de criterios a través de la asignación de valor para cada uno de ellos, mediante la comparación de éstos con

respecto a los demás, en donde se asignan valores que van desde $\frac{1}{9}$ a 9 según su importancia con el objetivo general (Giordano y Riedel, 2008; Saaty, 2008). Esta metodología integra un conjunto de técnicas que se orientan a asistir el proceso de la toma de decisión (Gómez y Barredo, 2005), las que son detalladas a continuación:

Análisis de influencia

Se estableció una escala numérica para cada variable con relación a la contribución que éste tuvo sobre la priorización ecológica de bosque nativo degradado, mediante rangos claramente definidos cualificados como alto, medio o bajo para cada uno de los criterios.

Construcción de la matriz de comparación por pares (MCP)

Se analizó el grado de importancia de cada criterio con respecto a los demás a partir de la cuantificación de importancia relativa entre ellos, según la escala de importancia detallada en el Cuadro 3, basada en Gomez y Barredo (2005). Esta escala de importancia de los criterios, fue utilizada como insumo para la agregación de juicios individuales durante el cuestionario a los expertos.

Cuadro 3. Escala de importancia de los criterios para la MCP.

Escala	Descripción de escala
9	El criterio “x” es extremadamente más importante que el criterio “y”
7	El criterio “x” es fuertemente más importante que el criterio “y”
5	El criterio “x” es notablemente más importante que el criterio “y”
3	El criterio “x” es levemente más importante que el criterio “y”
1	El criterio “x” es igualmente importante que el criterio “y”
1/3	El criterio “x” es levemente menos importante que el criterio “y”
1/5	El criterio “x” es notablemente menos importante que el criterio “y”
1/7	El criterio “x” es fuertemente menos importante que el criterio “y”
1/9	El criterio “x” es extremadamente menos importante que el criterio “y”

Debido a que se presentaron múltiples valorizaciones de los criterios, se condensó la información mediante la metodología de la Agregación de Juicios Individuales (Forman y Peniwati, 1998), que consiste en agregar las opiniones individuales de cada experto a un conjunto de comparaciones por pares de los criterios seleccionados mediante la Matriz de Comparación por Pares (MCP), produciendo una jerarquía agregada (pesos relativos) (Forman y Peniwati, 1998). Esta metodología se realizó utilizando la mediana como medida de centralización, ya que la escala de importancia de los criterios fue del tipo ordinal.

Normalización de MCP y determinación del vector de prioridad

Se generó la matriz suma, que corresponde a la suma de cada columna de la MCP. Ella permitió conocer el valor de consistencia de los juicios y sirvió como insumo para la construcción de un vector de prioridad. Posteriormente, para construir la matriz normalizada, se dividió cada columna de la MCP por el valor de la suma de cada columna perteneciente a la matriz suma. Después, se determinó el vector de prioridad para cada criterio (o peso relativo w) a través de la división entre la suma ponderada de cada fila de la matriz y el número de criterios comparados, que en este caso corresponden a siete.

Análisis de consistencia

Finalmente, se realizó el análisis de consistencia que permitió conocer si la agregación de los juicios emitidos por los expertos fue consistente, así como también si los valores del vector prioridad fueron coherentes. Para conocerlo, el valor del Cociente de Consistencia (RC) debe ser menor o igual a 0,1 (Ver Ecuación 1).

$$RC = \frac{\text{índice de consistencia (CI)}}{\text{índice aleatorio}},$$

Si $RC > 0,1$: Inconsistencia en los juicios,

$RC \leq 0,1$: Consistencia razonable en los juicios

Ecuación 1. Cálculo del cociente de consistencia (RC) (Saaty, 2008).

En la Ecuación 1, el índice aleatorio corresponde a un índice de consistencia generado aleatoriamente dependiendo del número de criterios que son comparados en la MCP. El cual fue calculado mediante la siguiente fórmula (Saaty, 2008):

$$\text{Índice aleatorio} = \frac{1,98(n-2)}{n},$$

Dónde: n , es el número de criterios

Ecuación 2. Cálculo del índice aleatorio.

Así mismo, el cálculo del índice de consistencia (CI) depende del número de criterios y del valor del vector suma:

$$CI = \frac{\alpha_{\max} - n}{n - 1},$$

Dónde: n , es el número de criterios

α_{\max} , es el vector suma

Ecuación 3. Cálculo del índice de consistencia (Saaty, 2008)

De la misma forma, el vector suma (α_{\max}) se calculó de acuerdo al producto entre el vector del valor de cada par (x) y el vector de prioridad (o peso relativo, w), los que fueron establecidos en la MCP.

$$\alpha_{\text{máx}} = (x_1 \ x_2 \ \dots \ x_n) \begin{pmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{pmatrix},$$

Dónde: x , es el valor de cada par por columna
 w , es peso relativo

Ecuación 4. Cálculo del vector suma (Saaty, 2008)

Álgebra de mapas para la determinación de sitios prioritarios

Luego de realizar el análisis de influencia, se generaron las variables geográficas del estudio utilizando como base las unidades de análisis pertenecientes a la Región de Los Ríos. Cada variable se estandarizó con valores discretos que oscilaron entre 1 y 3, siendo el 1 las contribuciones más altas para la priorización de criterios, 2 los valores medios y 3 las contribuciones más bajas (Eastman, 2006).

Se construyó el índice ecológico para la priorización de bosque nativo degradado usando un Sistema de Información Geográfica (SIG), ingresando como insumos las coberturas reclasificadas (x) y sus pesos relativos (w), según la siguiente ecuación:

$$\text{IEBN: } \sum_{i=1}^n (w_i \cdot x_i)$$

Ecuación 5. Ecuación para la elaboración del índice de ecológico para la priorización de bosque nativo degradado.

Los valores de priorización se determinaron a partir de la re-clasificación de los valores del índice mediante rangos cualificados como alto, medio o bajo. Los valores mínimos y máximos de cada rango se establecieron según los cuantiles de los valores del índice. El establecimiento de rangos a partir de terciles de distribución se realizó luego de aplicar el test de Shapiro-Wilk y de definir que los valores del índice poseían una distribución normal (Taucher, 1999).

Finalmente, con los valores de prioridad se generó un mapa semáforo con zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos, cuya escala fue de 1:50.000.

RESULTADOS

Unidades de análisis

Se distinguieron 85 unidades de análisis pertenecientes al BTLV, es decir, rodales con estructura de bosque nativo adulto degradado, las cuales se distribuyeron principalmente en la Pre-Cordillera Andina de la región, seguido por la Cordillera de la Costa y una menor superficie en la Depresión Intermedia. A nivel local, la comuna con mayor superficie con bosque nativo adulto degradado fue Panguipulli (44,96), luego Futrono (27,18%) y Lago Ranco (5,86%) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Superficie de bosque nativo adulto degradado por comuna según datos INFOR (2010).

Comuna	Superficie ha	Porcentaje de superficie regional %
Corral	99,68	0,18
Futrono	14791,23	27,18
La Unión	2781,50	5,11
Lago Ranco	3187,75	5,86
Lanco	251,33	0,46
Loncoche	3,41	0,01
Los Lagos	2515,12	4,62
Mariquina	942,74	1,73
Paillaco	771,45	1,42
Panguipulli	24468,36	44,96
Puyehue	5,50	0,01
Río Bueno	3094,68	5,69
Valdivia	1514,13	2,78
Total	54426,93	100

Las UA cubrieron una superficie de 54.484 hectáreas, por lo tanto, el 82,5% del total del bosque nativo adulto de la Región de Los Ríos presentó degradación (Figura 1). Cabe destacar, que el bosque nativo adulto no degradado no fue considerado dentro de las unidades de análisis, y que éste representó el 17,5% del bosque nativo adulto de la región.

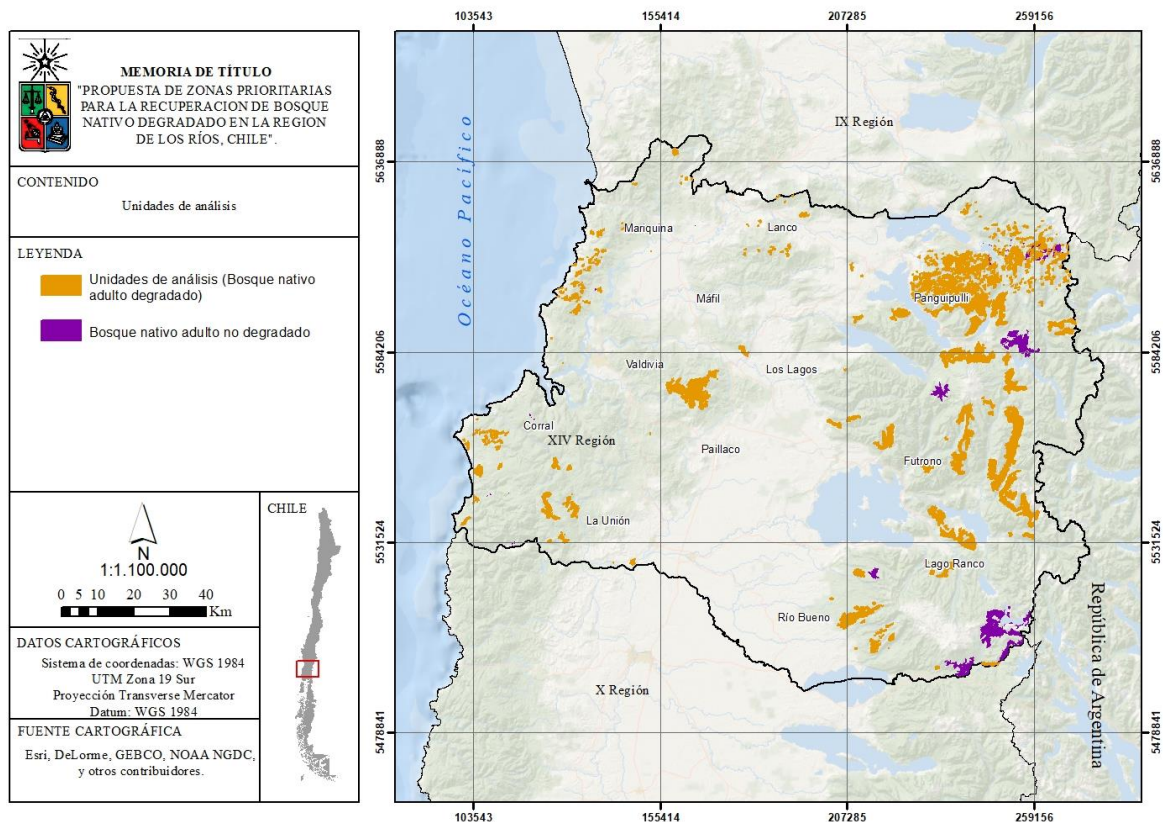


Figura 1. Distribución espacial de las unidades de análisis en la Región de Los Ríos y el bosque nativo adulto no degradado.

Criterios ecológicos

Los criterios ecológicos que han sido comúnmente utilizados para establecer áreas prioritarias para la conservación, preservación y/o recuperación de bosque nativo, además de zonificaciones o valorizaciones ecológicas y la respectiva variable cartográfica de cada uno de ellos, se presentan en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Criterios ecológicos seleccionados de acuerdo a la revisión bibliográfica.

Criterios ecológicos	Variable	Estudios de referencia (Anexo 1)
Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana	Distancia entre la unidad de análisis al área protegida más cercana.	Díaz, 2006; Orsi <i>et al.</i> , 2011; Orsi y Geneletti, 2010.
Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis	Número de especies de vegetación y flora nativa en categoría de conservación en la unidad de análisis.	Branquart <i>et al.</i> , 2008; Díaz, 2006; Lachat y Butler, 2009; Moreira-Muñoz, 1996; Orsi <i>et al.</i> , 2011.
Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos	Distancia entre la unidad de análisis y el bosque nativo más cercano.	Díaz, 2006; Orsi <i>et al.</i> , 2011; Orsi & Geneletti, 2010; Uribe <i>et al.</i> , 2014.
Tamaño de la unidad de análisis	Superficie cubierta por la unidad de análisis	Branquart <i>et al.</i> , 2008; Díaz, 2006; Franco, 2011; Orsi <i>et al.</i> , 2011.
Estructura de la unidad de análisis	Perfil vertical del dosel de acuerdo a CONAF (2014)	Bannister <i>et al.</i> , 2013; Branquart <i>et al.</i> , 2008; Collado <i>et al.</i> , 2008; FSC-Chile, 2014; Orsi <i>et al.</i> , 2011; Rojas, 2011.
Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis	Número de especies de vegetación y flora nativa presentes en la unidad de análisis	Bannister <i>et al.</i> , 2013; Franco, 2011; Moreira-Muñoz, 1996; Orsi <i>et al.</i> , 2011; Orsi & Geneletti, 2010; Phua y Minowa, 2005.
Riqueza de especies claves en la unidad de análisis	Número de especies forestales claves presentes en la unidad de análisis	Branquart <i>et al.</i> , 2008; Díaz, 2006; Orsi <i>et al.</i> , 2011.

Los argumentos técnicos y la influencia del criterio ecológico en la determinación de zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo son detallados a continuación:

Cercanía de la unidad de análisis al área protegida más cercana

Las áreas protegidas son porciones de territorio, delimitadas geográficamente y establecidas mediante un acto administrativo de autoridad competente, colocadas bajo protección oficial con la finalidad de asegurar la diversidad biológica, tutelar la preservación de la naturaleza o conservar el patrimonio ambiental (MINSEGPRES, 2001). En la Región de Los Ríos

existen 4 unidades protegidas por el Estado: una Reserva Nacional y tres Parques Nacionales (según definiciones de la Ley 19.300), las cuales se listan en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Áreas Silvestres Protegidas del Estado localizadas en la Región de Los Ríos.

Nombre	Categoría	Superficie en la región ha
Villarrica	Parque Nacional	15.362
Puyehue	Parque Nacional	50.543
Mocho-Choshuenco	Reserva Nacional	7.655
Alerce costero	Parque Nacional	25.000

Adicionalmente en la Región de Los Ríos solo existe un área categorizada como Santuario de la Naturaleza (de acuerdo a definición de MINEDUC, 1970), que corresponde a Río Cruces y Chorocomayo, ubicado en la Provincia de Valdivia. Este Santuario, cuenta con 4.880 ha en la región (CONAMA, 2010).

Por otra parte, existen las áreas protegidas privadas que corresponden a sitios con administración privada que tienen como objetivo la protección de la biodiversidad. En la Región de Los Ríos existen 79 unidades catalogadas como áreas protegidas privadas, para los cuales el objeto de conservación es el bosque nativo, sumando una superficie total de 136.420 ha aproximadamente.

Las áreas protegidas se orientan a conservar y proteger una muestra adecuada de los elementos representativos de la diversidad natural del territorio nacional. De acuerdo a los estudios de referencia para este criterio (Cuadro 5), las acciones de recuperación cercanas a áreas protegidas provocarían un efecto sinérgico que potencia la conservación de ecosistemas cercanos a dichas áreas protegidas. En consecuencia, la carencia de protección oficial genera un impacto negativo sobre la conservación de la biodiversidad, es por ello que las unidades de análisis que se encuentren más lejanas a un área protegida tendrán mayor prioridad recuperación que una unidad más cercana.

Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis

Otra estrategia comúnmente usada para proteger la diversidad biológica es entender el grado de amenaza a la extinción que presentan las poblaciones de una especie a nivel nacional y/o regional producto de las presiones ejercidas, ya sea directa o indirectamente, por las actividades humanas. De acuerdo a Altamirano et al. (2007), la deforestación y fragmentación pueden producir cambios significativos sobre el hábitat de las especies amenazadas.

En particular, las especies que se encuentran en categoría de conservación (también conocidas como “especies amenazadas”) se caracterizan por estar en riesgo de extinción en el mediano plazo, esto quiere decir que tienen al menos 10% de probabilidad de extinción

en 100 años (MMA, 2011). Ésta característica hace a estas especies vulnerables frente a disturbios, por lo que su protección y recuperación es prioritaria. Es por ello que las especies en categoría de conservación presentes en las unidades de análisis permiten enfocar y/o dirigir las acciones de recuperación en tales parches de bosque nativos degradados (ver citas indicadas en Cuadro 5).

Para la presente investigación, se consideraron aquellas especies catalogadas en el duodécimo proceso de clasificación de especies según el Decreto Supremo 29 del Ministerio del Medio Ambiente, como: En peligro crítico (CR), En peligro (EN), Rara (R), Preocupación Menor (LC), Casi Amenazada (NT) y Vulnerable (VU), ya que estas seis enfrentan un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre. El cuadro 7 detalla las especies de plantas clasificadas en alguna de las categorías mencionadas anteriormente para la Región de Los Ríos.

Cuadro 7. Listado de especies de flora y vegetación en categoría de conservación de acuerdo al Reglamento de Clasificación de Especies (Ministerio del Medio Ambiente, noviembre del 2016).

Nombre científico	Categoría vigente
<i>Adiantum scabrum</i>	LC
<i>Araucaria araucana</i>	VU
<i>Blechnum corralense</i>	VU
<i>Chloraea cuneata</i>	CR
<i>Corynabutilon ochsenii</i>	NT
<i>Elaphoglossum fonki</i>	VU
<i>Fitzroya cupressoides</i>	EN
<i>Grammitis patagónica</i>	NT
<i>Hymenophyllum ferrugineum</i>	LC
<i>Hymenophyllum secundum</i>	LC
<i>Hymenophyllum umbratile</i>	VU
<i>Lepidothamnus fonkii</i>	LC
<i>Lobelia bridgesii</i>	VU
<i>Pellaea ternifolia</i>	LC
<i>Pilularia americana</i>	LC
<i>Rhodophiala pratensis</i>	VU
<i>Schizaea fistulosa</i>	LC
<i>Scutellaria valdiviana</i>	EN
<i>Serpyllopsis caespitosa</i> var. <i>caespitosa</i>	EN
<i>Sticherus litoralis</i>	NT
<i>Valdivia gayana</i>	VU-R

De las especies presentadas en el Cuadro 7, 15 se pudieron cartografiar con los materiales utilizados y seis no, debido a la carencia de información geográfica. Estas últimas son: *Adiantum scabrum*, *Chloraea cuneata*, *Grammitis patagónica*, *Lepidothamnus fonkii*, *Scutellaria valdiviana* y *Valdivia gayana*.

Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos

La proximidad entre áreas de bosque nativo permite una mayor conectividad entre estos, facilitando para la dispersión de semillas de especies de bosque nativo, lo que promueve la regeneración (Rovere y Premoli, 2005; Sanguineti y Kitzberger, 2009). De esta forma, los fragmentos no conectados con bosque nativo primario tendrían una menor abundancia de especies dispersoras de semillas, específicamente de animales mutualistas, repercutiendo en el éxito reproductivo de las especies mediante una disminución en la producción de frutos y un aumento en la depredación de semillas (Aizen et al., 2002). Por lo tanto, considerando que la lluvia de semillas es dependiente de la distancia a la fuente de semillas (Utsugi et al., 2006) y la dispersión de semillas se ve afectada por la distancia del sotobosque con otros bosques nativos (García et al., 2016), se decidió que los parches de bosque nativo que se encuentren más lejanos a otro parche de bosque serán más prioritarios de recuperar que aquellos que no presenten dicha condición, debido a que las unidades de análisis que se encuentran más aisladas tienen mayores dificultades de regenerarse y mantener la biodiversidad (Rovere y Premoli, 2005; Sanguineti y Kitzberger, 2009; Ghazoul, 2005).

Tamaño de la unidad de análisis

El tamaño del parche de bosque nativo se relaciona con la extensión de hábitat que tienen las especies (ver estudios de referencia para el criterio en el Cuadro 5). Por ejemplo, en extensas superficies de bosque nativo se disminuyen las restricciones a la dispersión de semillas y el establecimiento de nuevas especies, reduciendo la probabilidad de extinción local (Aizen et al., 2002). Por el contrario, en poblaciones pequeñas y aisladas existe mayor endogamia en comparación a poblaciones grandes y conectadas, lo que repercute negativamente en la diversidad genética del ecosistema (Ghazoul, 2005). Por consiguiente, las unidades de análisis de menor tamaño tendrán una mayor prioridad ecológica de recuperación en comparación con áreas mayores, debido al aislamiento que presentan sus hábitats y sus consecuencias sobre la biodiversidad.

Estructura de la unidad de análisis

La estructura de los bosques está definida por el perfil vertical del dosel, la distribución de las copas de las especies arbóreas, sus distribuciones, área basal por unidad de superficie y la densidad en número de árboles (Donoso et al., 1984). En esta investigación, se optó por analizar los bosques adultos, ya que son los que presumiblemente incorporan a los bosques primarios, es decir, bosques que han seguido el curso natural de la sucesión primaria (Gutiérrez et al., 2009).

Los bosques adultos albergan una mayor diversidad en comparación con los bosques jóvenes, además de representar un reservorio importante de carbono a través de su biomasa forestal y de proveer múltiples servicios ecosistémicos (Armesto et al., 2009; Gutiérrez, 2011). A su vez, la pérdida y sustitución de los bosques primarios puede afectar la

permanencia de diversas especies de flora y vegetación, así como de la fauna que alberga (Aizen et al., 2002). Por lo tanto, debido a su importancia biológica estos bosques presentarían una alta prioridad ecológica para su conservación (Gutiérrez et al., 2009).

Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis.

Las unidades de análisis caracterizadas por un mayor número de especies son el objetivo principal de un proceso de recuperación dirigido a la conservación de la biodiversidad (ver estudios de referencia para el criterio en el Cuadro 5). Por ello, las unidades de análisis que presentaron mayor riqueza de especies, se les asignó mayor prioridad para su recuperación.

Riqueza de especies claves en la unidad de análisis.

La degradación forestal también afecta la biodiversidad del BTLV debido a la ruptura de las relaciones mutualistas entre especies. Específicamente, la tala de los bosques primarios y su reemplazo por vegetación del tipo arbustiva ha provocado una carencia o disminución de especies claves en la Ecorregión del BTLV (Aizen et al., 2002).

Una especie clave es aquella que su pérdida o continua disminución puede impactar directamente sobre otras especies en determinados hábitats (Mills et al., 1993; Muñoz et al., 2013). De acuerdo a los estudios de referencia para el criterio presentados en el Cuadro 5, tales características provocan que los ecosistemas que presentan especies claves sean altamente prioritarios de recuperar, ya que la afectación a estas especies hace a los ecosistemas vulnerables. Debido a lo anterior, las unidades de análisis que presentaron mayor riqueza de especies claves fueron más prioritarios que las unidades de análisis con menor cantidad de especies claves.

Valorización de criterios ecológicos

La información cualitativa para la priorización de criterios ecológicos recopilada a través de las preguntas abiertas, es presentada a continuación:

Primera pregunta: Describa brevemente qué criterios ecológicos consideraría usted relevante para priorizar la recuperación de bosque nativo siempreverde degradado.

En esta pregunta se señalaron 30 criterios diferentes, de los cuales 9 tuvieron una frecuencia de respuesta mayor a dos, es decir, que a lo menos dos expertos sostuvieron que este criterio es relevante al momento de priorizar un sitio para la recuperación del bosque nativo degradado (Figura 2).

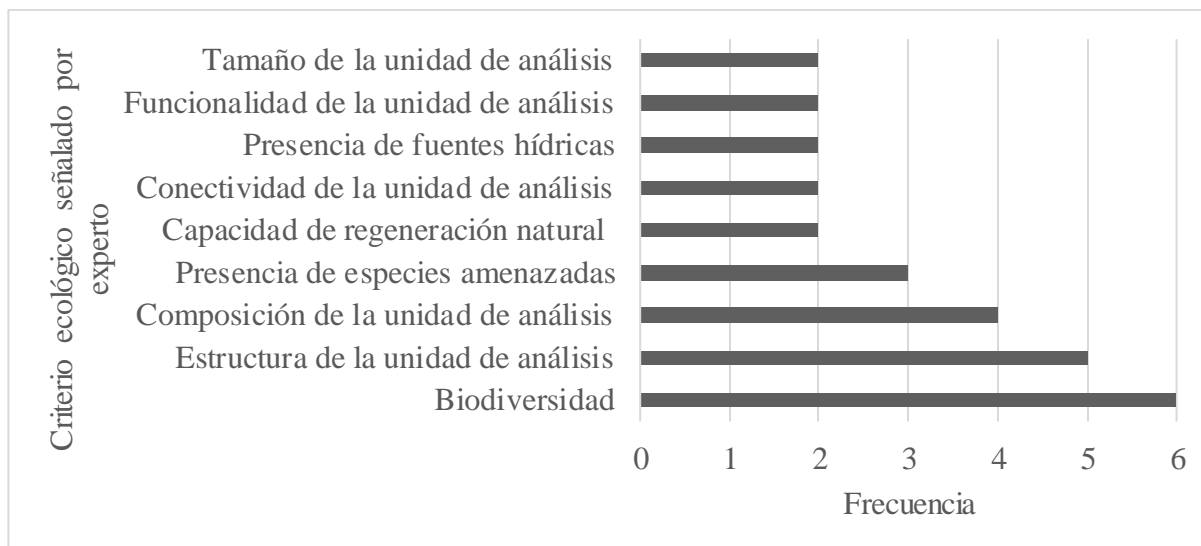


Figura 2. Frecuencia de criterios ecológicos señalados por expertos de acuerdo a la información cualitativa generada para la priorización de criterios ecológicos.

En relación con la Figura 2, existen ciertos criterios que son integrados en la Evaluación Multicriterio debido a que fueron documentados en la literatura y que son validados por los expertos participantes, estos criterios fueron: estructura de la unidad de análisis, presencia de especies amenazadas, conectividad de la unidad de análisis y tamaño de la unidad de análisis. Los criterios ecológicos seleccionados para la EMC y que son análogos a los criterios indicados por los expertos se presentan en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Analogía de los criterios ecológicos propuestos para la EMC y los indicados por los expertos.

Criterio ecológico señalado por experto	Criterio ecológico seleccionado para la EMC
Estructura de la unidad de análisis	Estructura de la unidad de análisis
Presencia de especies amenazadas	Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis. Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos.
Conectividad de la unidad de análisis	Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana.
Tamaño de la unidad de análisis	Tamaño de la unidad de análisis

Aquellos criterios que se indicaron en el cuestionario por los expertos pero que no se seleccionaron para la EMC tuvieron relación con la capacidad de cartografiarse de acuerdo a la información pública disponible, tales criterios son: la funcionalidad de la unidad de análisis, capacidad de regeneración natural, biodiversidad y composición de la unidad de análisis.

Por otra parte, se evidenció por los expertos participantes que la presencia de fuentes

hídricas, tales como cursos o cuerpos de agua, es relevante al momento de priorizar un bosque nativo, sin embargo, en la literatura utilizada no se señalaba como un criterio ecológico.

Segunda pregunta: ¿Qué especies forestales del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano usted consideraría claves ecológicamente?

Las especies claves mencionadas en los cuestionarios suman un total de 14, sin embargo, sólo seis de ellas fueron seleccionadas para la construcción del criterio “Riqueza de especies en la unidad de análisis”, debido a que se presentaban con mayor frecuencia en las respuestas (Figura 3). Las especies claves identificadas por los expertos fueron: Laurel (*Laurelia sempervirens*), Tineo (*Weinmannia trichosperma*), Tapa (*Laureliopsis philippiana*), Lingue (*Persea lingue*), Olivillo (*Aextoxicon punctatum*) y Ulmo (*Eucryphia cordifolia*).

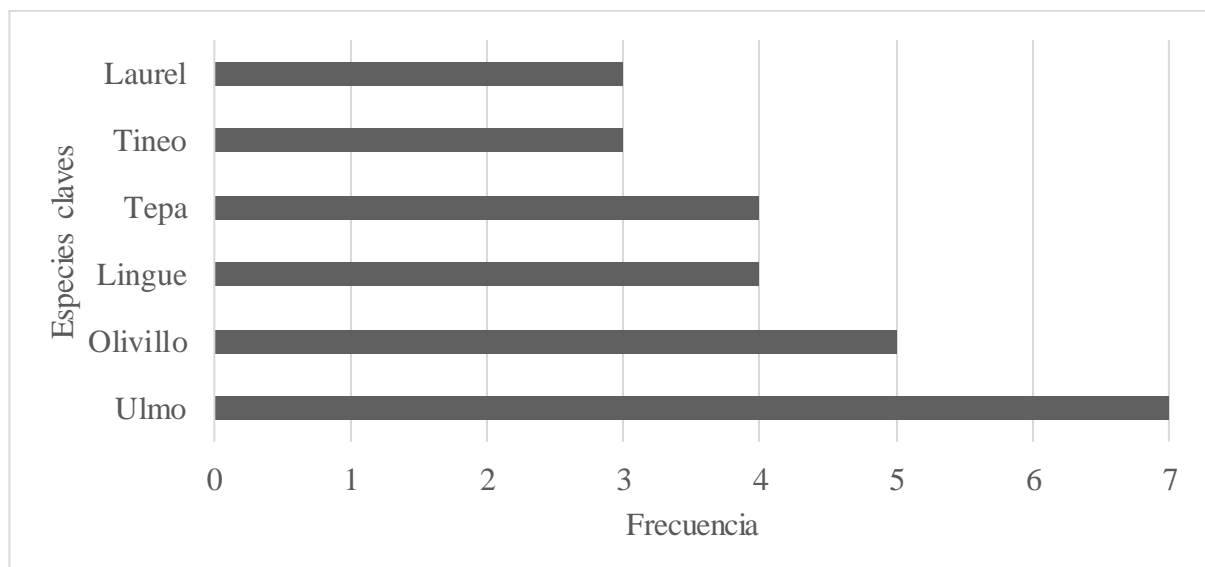


Figura 3. Frecuencia de especies claves señaladas por los expertos de acuerdo a la información cualitativa generada para la priorización de criterios ecológicos.

De acuerdo a la Figura 3, la especie clave que obtuvo una mayor frecuencia fue el Ulmo (*Eucryphia cordifolia*). Su elección se justificó a que la especie cumple un importante rol en los bosques templados como sostenedor de la biodiversidad para especies nativas (González et al., 1997; Díaz et al., 2010a; Díaz et al., 2010b; Smith-Ramírez et al., 2014; Godoy et al., 1981). Además, es reconocida por su rápida capacidad de regenerarse vegetativamente a partir de tocones (Harmon et al., 1986; Donoso, 1989), por lo que esta especie se perfila como promisorio para el manejo silvicultural del bosque (Donoso, 1989), permitiendo dirigir las acciones de recuperación del bosque en el que está presente (Armesto y Smith-Ramírez, 1994).

Otras de las especies claves señaladas son el Laurel (*Laurelia sempervirens*) y el Olivillo

(*Aextoxicon punctatum*), para las cuales también se menciona un rol ecológico importante (González et al., 1997), debido a que conforman el bosque de especies tolerantes o de tolerancia media-baja a la sombra en las etapas iniciales de la sucesión forestal (Donoso, 1989), y la rica asociación con especies epífitas que tienen sus bosques (Sempe, 1981; Díaz et al., 2010b). Para el caso del Olivillo, la condición de sostenedor de biodiversidad epífita lo posiciona como una especie ecológicamente relevante en los Bosques Templados Valdivianos (Díaz et al., 2010b), ya que en estas comunidades se refugia una importante biodiversidad de fauna vertebrada e invertebrada (Díaz et al., 2005), además que la especie establece interacciones mutualistas con fauna nativa (Salvande et al., 2011; Smith-Ramírez et al., 2005). Díaz et al. (2010b) señala que la presencia de Olivillo en los bosques nativos no sólo contribuye a la productividad de estos ecosistemas, sino que también provee de importantes servicios ecosistémicos.

En el caso de Lingue (*Persea lingue*) se ha descrito que la reducción de su distribución geográfica se debe particularmente por la habilitación de tierras agrícolas y ganaderas (San Martín et al., 1991). Desde el punto de vista ecológico, la importancia del Lingue se releva a las interacciones mutualistas que mantiene con especies de fauna nativa, como por ejemplo con el zorzal patagónico (*Turdus falcklandii*) y el ratoncito lanudo (*Abrothrix olivaceus*) (Gho-Illanes et al., 2015).

Finalmente, la especie Tineo se destaca por su importante capacidad de regeneración vegetativa (Harmon et al., 1986; Donoso, 1989), por lo que la presencia de la especie en unidades de análisis facilita la recuperación del bosque (Armesto y Smith-Ramírez, 1994).

Jerarquización y priorización de criterios ecológicos

Análisis de influencia

En el Cuadro 9 se pueden apreciar los rangos de valores de cada criterio y su contribución para la priorización ecológica. La contribución alta fue representada numéricamente con valor uno, la media con un dos y la baja con valor tres. La representación espacial para cada criterio se detalla en el Apéndice 3.

Cuadro 9. Rangos de contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado para cada criterio ecológico.

Criterio	Contribución a la priorización ecológica		
	Alta	Media	Bajo
Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana (metros)	7.619 – 22.588	2.581 – 7.618	0 – 2.580
Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis.	4 especies	1 especies	0 especies
Tamaño de la unidad de análisis (hectáreas)	0 – 79	80 - 436	437 – 4.234
Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos (metros)	2.921 – 12.735	1 – 2.920	0
Estructura de la unidad de análisis	Bosque nativo adulto	Bosque nativo achaparrado	Bosque nativo adulto-renoval
Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis	11 – 29 especies	10 – 8 especies	7 – 1 especie(s)
Riqueza de especies claves en la unidad de análisis	6 – 5 especies	4 especies	3 – 0 especie(s)

Priorización de criterios ecológicos

Posterior a la integración de los juicios individuales de cada experto (Apéndice 4), se calcularon los valores del vector prioridad dando como resultado el peso relativo para cada criterio y el valor del cociente de consistencia (RC), los cuales son presentados a continuación:

Cuadro 10. Peso relativo de cada criterio ecológico de acuerdo a la integración de los juicios individuales.

N° Criterio	Criterio	Peso relativo (%)
C1	Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana	12
C2	Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis.	25
C3	Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos	9
C4	Tamaño de la unidad de análisis	20
C5	Estructura de la unidad de análisis	11
C6	Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis	9
C7	Riqueza de especies claves en la unidad de análisis.	14

Según lo anterior, los criterios con mayor peso fueron las especies en categoría de conservación presentes en la unidad de análisis, le sigue el tamaño de la unidad de análisis y la riqueza de especies claves en la unidad de análisis. Por el contrario, los criterios con menor contribución fueron la cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos y la riqueza de especies nativas en la unidad de análisis.

Se obtuvo un valor de consistencia de 0,1 indicando una consistencia razonable de los juicios, por lo que se validaron los pesos relativos de cada criterio ecológico.

Índice de priorización y propuesta de sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo degradado

Índice ecológico de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos

De acuerdo al peso relativo de cada criterio ecológico se pudo establecer el siguiente índice de priorización:

$$\text{IEBN: } C1*0.12 + C2*0.25 + C3*0.9 + C4*0.2 + C5*0.11 + C6*0.9 + C7*0.14$$

Ecuación 6. Índice ecológico para la priorización de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos.

Los valores del IEBN permitieron estimar que la muestra tuvo una distribución normal (Shapiro-Wilk, $p = 0.4767$, Figura 4). Tales valores al ser re-clasificados de acuerdo a tres cuantiles, proporcionaron los valores de priorización que se presentan en el Cuadro 11.

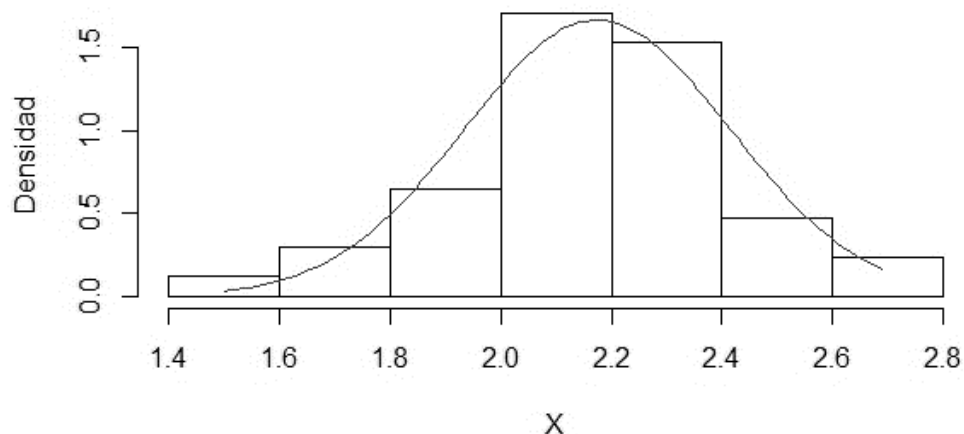


Figura 4. Distribución normal de frecuencias de los valores del IEBN. En donde el eje “x” representa los valores del IEBN, y el eje “y”: “Densidad” representa la densidad de frecuencias de los valores del IEBN.

Cuadro 11. Valores de prioridad de las unidades de análisis para la realización del mapa semáforo de sitios prioritarios

Rango de valor de la unidad de análisis	Valor de reclasificación
Entre 1,5 y 2,08	1 (Prioridad alta)
Entre 2,1 y 2,27	2 (Prioridad media)
Entre 2,28 y 2,69	3 (Prioridad baja)

Propuesta de sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo degradado

A partir de los resultados de los valores de prioridad estimados por el IEBN la Región de Los Ríos se pudo establecer que, de las 85 unidades de análisis: 31 tienen una alta prioridad a ser recuperadas, 25 prioridad media y 29 con prioridad baja, cuyas superficies son de 6.582, 20.150 y 27.750 hectáreas respectivamente. La superficie con máxima prioridad corresponde al 12% de la superficie total de las unidades de análisis, la cual se distribuye principalmente en las comunas de Panguipulli, La Unión y Mariquina (Figura 5).

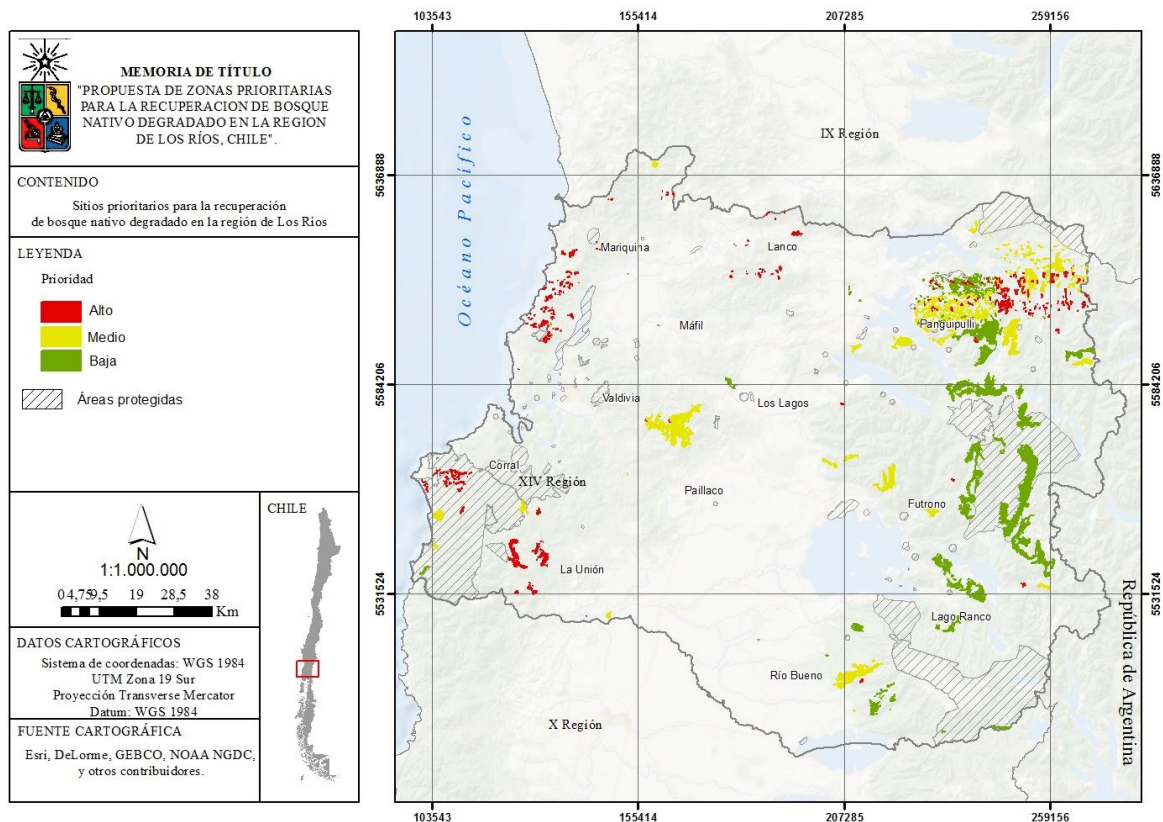


Figura 5. Ubicación espacial de los sitios prioritarios para la recuperación de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos

En relación con la protección legal que tienen los sitios prioritarios, 29 de ellos se ubicaron dentro de un área protegida, siendo el 34% de las unidades de análisis. De estas 29 unidades de análisis, ocho tienen máxima prioridad de recuperar, abarcando una extensión de 664,6 hectáreas, lo que significa que el 10% de la superficie con máxima prioridad se emplaza bajo una figura de protección legal.

DISCUSION

La priorización de sitios para recuperación de bosque nativo degradado utilizando Evaluación Multicriterio permite una aproximación objetiva de sitios potenciales a priorizar, ya que las propuestas se basan en alternativas que pueden ser medidas de acuerdo al valor de consistencia (Phua y Minowa, 2005).

En la presente investigación se determinó a través de la EMC que los criterios con mayor prioridad fueron la riqueza de especies en categoría de conservación y el tamaño de la unidad de análisis. El primer obtuvo la mayor prioridad de acuerdo a la agregación de los juicios por expertos (peso relativo del 25%), debido a que este tipo de especies son altamente vulnerables a los procesos de degradación forestal (Altamirano et al., 2007), por lo tanto, a medida que las unidades de análisis presentaban una mayor riqueza de especies amenazadas, las unidades tendrían mayor prioridad. En este contexto, la presencia de especies claves en la unidad a recuperar se exhibe como opción complementaria para dirigir las acciones de protección debido a la importancia de estas especies para los ecosistemas (Muñoz et al., 2013). Sin embargo, es relevante destacar que las especies amenazadas no forman parte de las especies claves listadas por los expertos, por lo tanto, las acciones de recuperación debiesen integrar ambos criterios. Para el segundo criterio: tamaño de la unidad de análisis (peso relativo del 20%), Sutherland et al. (2006) señala que a medida que los parches de bosque son más grandes, habría una mayor conectividad en comparación con parches más pequeños, por lo que las unidades de análisis con superficies reducidas tendrían una mayor prioridad de recuperación debido a su aislamiento. Además, los impactos de los agentes de degradación serían mayores en superficies de bosques nativos menos extensas (Zamorano-Elgueta, 2014), lo que se vería reflejado en que la regeneración de especies nativas disminuiría rápidamente en superficies de menor tamaño (Zamorano-Elgueta, 2014).

La metodología de EMC también fue utilizada por Zamorano-Elgueta (2014) quien identifica áreas prioritarias a restaurar en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos utilizando datos espaciales, incluyendo variables de suelo y provisión de agua en el contexto de áreas prioritarias. Por lo tanto, las principales diferencias con este estudio son la inclusión de variables socioeconómicas, además de la definición de la viabilidad de actividades de restauración de mediano a largo plazo, tanto para áreas deforestadas como en bosques degradados de la zona costera de la Región de Los Ríos.

Otro estudio en la región es el presentado por Gómez (2010), quien integró los criterios de riqueza de especies amenazadas y riqueza de especies claves para establecer sitios prioritarios para la conservación en la Región de Los Ríos, mediante la elaboración de mapas de distribución de especies luego de identificar objetos de conservación a nivel de microcuenca. Las áreas prioritarias ubicadas en la comuna de Panguipulli concuerdan con los resultados presentados en esta investigación, además del porcentaje de sitios prioritarios legalmente protegidos (menor al 20%).

En relación con el criterio cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana, Orsi y Geneletti (2010) indicaron que las áreas protegidas funcionan como zonas de protección frente a disturbios externos y que, además, son una fuente de biodiversidad, por lo que la distancia a dichas áreas es considerada como una variable clave al momento de proponer sitios ecológicamente prioritarios. Según los resultados, el 10% de los sitios con mayor prioridad se encuentran cercanas a un área protegida, por lo que el resto de las unidades de análisis con alta prioridad requieren medidas urgentes para su recuperación y así evitar una mayor degradación forestal.

En cuanto a los resultados de los cuestionarios, la cercanía a la fuente hídrica se menciona como un criterio relevante al momento de priorizar un bosque por parte de los expertos, pero éste no se consideró en la EMC ya que no se presentó como un criterio ecológico en las referencias bibliográficas consultadas. Sin embargo, las unidades de análisis con presencia de fuentes hídricas debiesen ser prioritarias, ya que los bosques ribereños aumentan la conectividad entre los paisajes, son un refugio de fauna y regulan la temperatura y productividad del agua (Romero et al., 2014), por lo que se recomienda que estudios posteriores integren este criterio dentro de la EMC.

Las áreas con máxima prioridad conforman el 12% de los bosques nativos adultos degradados, las que se encuentran ubicadas principalmente en las comunas de Panguipulli, La Unión y Mariquina. En Panguipulli, se pudo identificar que existe una matriz en el extremo noreste de la comuna que engloba las tres prioridades (alta, media y baja). Estos patrones de distribución se pueden explicar por la calidad y la cantidad de las fuentes de información geográficas del criterio riqueza de especies en categoría de conservación. En este sentido, la escasa información pública sobre las localidades donde ocurren especies en categoría de conservación sugiere que podrían presentarse áreas prioritarias sub-valoradas. Por lo tanto, se reconoce la necesidad de realizar un monitoreo *in situ* para expandir y validar los resultados obtenidos de riqueza de especies presentes en las unidades de análisis.

Considerando el alto porcentaje de bosque nativo adulto intervenido encontrado en esta investigación (82,5% del total de bosque nativo adulto), es indispensable evitar el avance del proceso de degradación hacia bosques maduros altamente prioritarios de preservar (12% de la superficie prioritaria), así como también proteger aquellos bosques que no han sido declarados en degradación (17,5% del total de bosque nativo adulto), ya que presentan una importancia ecológica que debe ser resguardada. Además, se debe establecer claramente los actuales causantes de degradación de bosque nativo adulto, y en base a esto, determinar si se puede modelar y espacializar estas causas para integrarlos como limitantes en los modelos de Evaluación Multicriterio. Debido a lo anterior, al momento de decidir el tipo de técnica de recuperación a utilizar, se recomienda buscar alternativas apropiadas al contexto territorial en que se inserta cada unidad de análisis de bosque nativo degradado, particularmente buscando soluciones locales para cada área prioritaria y considerando una clara estrategia de financiamiento, poniendo énfasis en aquellas comunas que presentan mayor superficie prioritaria (Panguipulli y La Unión) y que no presentan alguna figura de protección legal. Además, de acuerdo a Sabogal (2008), se sugiere que cualquier

planificación para las áreas a recuperar sea bajo un paradigma adaptativo y multidimensional, es decir, integrando aquellos actores que son claves para el territorio y considerando el dinamismo del ecosistema forestal. De esta forma, la presente investigación proporciona un “input” para evaluar y dirigir futuras acciones de recuperación hacia aquellos sitios ecológicamente prioritarios.

Finalmente, se destaca que las fuentes de información utilizadas en esta investigación son de carácter público, por lo que los datos geográficos pueden ser integrados por distintos organismos públicos para establecer planes, programas y políticas relacionadas con la conservación y protección de la biodiversidad. De esta forma, la metodología presentada representa una alternativa para la determinación rápida y de bajo costo de áreas prioritarias para la recuperación del bosque nativo degradado en otras regiones del país.

CONCLUSIONES

En la presente memoria de título se determinó que en las comunas de Panguipulli y La Unión existe una mayor superficie de zonas prioritarias para la recuperación del bosque nativo adulto degradado, debido a que se presentan criterios con alto peso relativo dentro de EMC, tales como: la riqueza de especies en categoría de conservación y el tamaño de las unidades de análisis. Estos criterios al ser integrados mediante el índice ecológico sugieren zonas con diferentes prioridades de recuperación, las cuales se caracterizan por su importancia ecológica en base a opinión experta. Esta información, permite orientar espacialmente a los diferentes organismos encargados de proteger el patrimonio natural sobre los sitios que requieren recuperar sus bosques nativos con mayor urgencia. Sin embargo, es necesario considerar que el territorio es multidimensional, por lo que la integración equilibrada de los múltiples usos, espacios públicos, residenciales, actividades productivas, áreas protegidas, entre otros, permitiría que las acciones de recuperación sean realmente efectivas. Es por ello que se propone mantener y extender la participación de los actores atinentes al territorio, así como también integrar aquellos criterios geográficos de otras dimensiones en la EMC, por ejemplo, criterios sociales, económicos e institucionales, para que así las técnicas de recuperación de bosque nativo degradado tengan concordancia con la realidad local.

BIBLIOGRAFÍA

Aizen, M; D. Vásquez y C. Smith-Ramirez. 2002. Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. Revista Chilena de Historia Natural, 75: 79-97.

Aizen, M. y C. Ezcurra. 1998. High incidence of plant-animal mutualisms in the woody flora of the temperate forest of southern South America: biogeographical origin and present ecological significance. Ecología Austral, 8: 217-236.

Altamirano, A. y A. Lara. 2010. Deforestación en ecosistemas templados de la cordillera andina del centro-sur de Chile. Bosque, 31(1): 53-64.

Altamirano, A; C. Echeverría y A. Lara, A. 2007. Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetal de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 80: 27-42.

Armesto J.; D. Manushevich; A. Mora; C. Smith-Ramirez; R. Rozzi, A. Abarzúa et al. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. Land Use Policy, 27(2): 148-16.

Armesto, JJ; C. Smith-Ramírez C; MR. Carmona; JL. Celis-Diez; I. Díaz; A. Gaxiola et al. 2009. Old-growth temperate rain forests of South America: Conservation, plant-animal interactions, and baseline biogeochemical processes (pp. 367-390). En: Wirth C, Gleixner G, Heimann M Old-growth forests: Function, fate and value. Primera edición. Berlin, Alemania: Springer. 512p.

Armesto, J.; M. Villagrán y M. Arroyo. 1996. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: Una isla biogeográfica (cap. 1, pp. 32-46). En: Ecología de los bosques nativos de Chile. Primera edición. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 469p.

Armesto, J y C. Smith-Ramírez. 1994. Criterios ecológicos para el manejo del bosque nativo. Ciencia y Ambiente. 10(3): 64-71.

Arroyo, M; L. Cavieres; A. Peñalosa; M. Reveros y A. Faggi. 1996. Relaciones fitogeográficas y patrones regionales de riqueza de especies en la flora del bosque lluvioso templado de Sudamérica (pp. 71-99). En: Armesto JJ, C Villagrán & MTK Arroyo. Ecología de los bosques nativos de Chile. Primera Edición. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 469p.

Baldini, A. y L. Pancel. 2000. Agentes de daño en el bosque nativo. Primera Edición.

Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 121 p.

Bannister, J.; M. González; C. Little; A. Gutiérrez; P. Donoso; R. Mujica et al. 2013. Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista Bosque Nativo*, 52:35-43.

Baraloto, C; B. Hérault; C.E. Paine; H. Massot; L. Blanc, D. Bonal et al. 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology*, 49: 861-870.

Brace, I. 2008. Questionnaire desing: how to plan, structure and write survey material for effective market research. Segunda edición. Londres, Inglaterra: Kogan-Page. 305p.

Camus, P. 2008. La intervención de la selva austral: Bosques y tierras despejadas en la cuenca del río Valdivia (Siglos XVI-XIX). *Geografía Norte Grande*, 40: 50-22.

Clewell, A. y J. Aronson. 2013. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Segunda Edición. Washington, Estados Unidos: Island Press. 336p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2014. Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Ríos. Universidad Austral de Chile. Laboratorio de Geomática. Instituto de Bosques y Sociedad Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Valdivia, Chile. 43p.

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 2010. Estrategia de Conservación de la Biodiversidad de la Región de Los ríos. 189p.

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 2008. Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos. Segunda edición. Santiago, Chile: ocho Libros editores. 640p.

Di Castri, F., y ER. Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Primera edición. Santiago, Chile: Vicerrectoría Académica, Universidad Católica de Chile.128p.

Díaz, I; C. Correa; M. Peña-Foxon; M. Méndez y A. Charrier. 2010a. First record on an amphibian in the canopy of temperate rainforest of southern South América: *Eupsophus calcaratus* (Cycloramphidae). *Bosque*. 31(2): 165-168.

Díaz, I; K, Sieving; M., Peña-Foxon; J, Larraín y J. Armesto. 2010b. Epiphyte Diversity and biomass loads of canopy emergent tres in Chilean temperate rainforest: A neglected functional component. *Forest Ecology and Management*, 259: 1490-1501.

Díaz, I; J. Armesto; S. Reid. K.E. Sieving y MF. Willson. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloe Island, Chile. *Biological*

Conservation, 123: 91–101.

Donoso, C; P. Donoso; M. González y V. Sandoval. 1999. Los bosques siempreverdes. En Donoso, C, A Lara. *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 421 p.

Donoso, C. 1989. Antecedentes básicos para la silvicultura del tipo forestal siempreverde. *Bosque*, 10(1): 37–53.

Donoso, C.; R. Grez; B. Escobar y P. Real. 1984. Estructura y dinámica de bosques de tipo forestal siempreverde en un sector de Chiloé Insular. *Bosque*, 5: 82-104.

Donoso, C. 1981. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Corporación Nacional Forestal y Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Documento de Trabajo N 38, Santiago, Chile. 70p.

Eastman, J. 2006. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. Worcester, Estados Unidos: Clark Labs, Clark University. 327p.

Echeverría, C.; A. Newton; L. Lara; J. Benayas y D.A. Coomes 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 426-439.

Echeverría, C; D. Coomes; A. Newton; J. Salas; JM. Rey y A. Lara. 2006. Rapid fragmentation and deforestation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservancy*, 130: 481–494.

Fernández, I; N. Morales; L. Olivares; J. Salvatierra; M. Gómez y G. Montenegro. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Santiago, Chile. 162 p.

Filotas E; L. Parrott; P. Burton; R. Chazdon; K. Coates; L. Coll et al. 2014. Viewing forests through the lens of complex systems science. *Ecosphere*, 5 (1): 1-23.

Forman, E. y K. Peniwati. 1998. Aggregating Individual Judgments and Priorities with the Analytic Hierarchy Process. *European Journal of operational Research*. 108:165-169.

García, V; J. Simonetti y P. Becerra. 2016. Lluvia de semillas, depredación de semillas y germinación de especies nativas en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile centro-sur: efecto de la distancia a bosque nativo y presencia de sotobosque. *Bosque*. 37(2): 359–367.

Gerding, V. 2010. Suelos de humedales y trumaos húmedos del sur de Chile. Reunión de trabajo sobre Plantaciones forestales en Chiloé, con énfasis en suelos ñadi. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Dalcahue, Chile. 17p.

- Ghazoul, J; Z. Burivalova; J. García-Ulloa y L. King. 2015. Conceptualizing Forest Degradation. *Trends in Ecology Evolution*, 30(10): 622-632.
- Ghazoul, J. 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biological Reviews*, 80: 413–443.
- Gho-Illanes, D; C. Smith-Ramírez; IA. Vásquez, y I. Díaz. 2015. Frugivory of *Persea lingue* (Lauraceae) and its effect on seed germination in southern Chile. *Gayana Botánica* 72: 250-257.
- Gilmour, D. y D. Lamb. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forest. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland & Cambridge, UK, and World Wildlife Fund, Gland, Switzerland. 122p.
- Giordano, L y P. Riedel. 2008. Multi-criteria spatial decision analysis for demarcation of greenway: a case study of the city of Rio Claro, Sao Paulo, Brazil. *Landscape and Urban Planning*. 84: 301-311.
- Godoy, R; C. Ramirez; H. Figueroa y E. Hauenstein. 1981. Estudios ecosociológicos en Pteridófitos de comunidades boscosas valdivianas, Chile. *Bosque*, 4(1): 12-24.
- Gómez, K. 2010. Análisis de representatividad de la biodiversidad e identificación de sitios prioritarios para la conservación en la XVI Región de Los Ríos. Memoria de Ingeniería en Conservación de los Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 55 p.
- Gómez, M. y J. Barredo. 2005. Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio. 2da Edición. Madrid, España: RA-MA editorial. 279 p.
- González, M; C. Donoso y S. Fraver. 1997. Respuesta inicial de *Eucryphia cordifolia* Cav., *Laurelia sempervirens* R., et *P. Tul.* Y *Aextoxicon punctatum* R. et *P.* en plantaciones mixtas en sectores recientemente florecidos con *Chusquea quila* Kunth en el centro-sur de Chile. *Bosque*. 18(1): 53-59.
- Gutiérrez, A.G. y A. Huth. 2012. Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island. Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14: 243–256.
- Gutiérrez, A.G. 2011. Representatividad de bosques nativos disminuyó en 4.2% en los últimos 15 años. *Bosque nativo*. 49: 17-18.
- Gutierrez, AG; JJ. Armesto; JC. Aravena; M. Carmona; NV. Carrasco; D. Christie et al. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of

northern Chiloe Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management*, 258: 376-388.

Harmon, ME; F. Franklin; FJ, Swanson; P. Sollins; SV. Gregory; JD. Lattin et al. 1986. Ecology of coarse Woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133-302.

Hernández, R; C. Fernández y P. Baptista. 2010. Metodología de la investigación. Quinta edición. D.F., México: McGraw-Hill Interamericana Editores. 613p.

Hobbs, R. y D. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*. 4: 93–110.

INFOR (Instituto Forestal). 2012. [En línea]. Análisis de la degradación forestal en el marco de REDD+. Recuperado en: <http://www.infor.gob.cl/phocadownload/LibroAnalisisDegradacion_REDD.pdf>. Consulta do el: 26 de agosto de 2016.

INFOR (Instituto Forestal). 2010. Los recursos forestales en Chile, Informe final: Inventario continuo de bosques nativos y actualización de plantaciones forestales. Valdivia, Chile. 214p.

Lara, A; M. Amoroso; J. Bannister; C. Donoso; M.E. Gonzalez; R. Vargas et al. 2014. Sucesión y Dinámica de Bosques Templados en Chile. En: Ecología Forestal. Donoso, C., M.E. González y Antonio Lara. Segunda Edición. Valdivia, Chile. Ediciones UACH. 323-397p.

Lara, A; D. Soto; J. Armesto; P. Donoso; C. Wernli; L. Nahuelhual et al. 2003. Componentes científicos claves para un apolítica nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos. Universidad Austral de Chile. Valdivia. Iniciativa Científica Milenio MIDEPLAN. 134p.

Lara, A; JC. Aravena; S. Fraver, y A. Wolodarsky. 1999. Fire and the dynamics of alerce (*Fitzroya cupressoides*) forests of Chile's Cordillera Pelada. *Ecoscience*, 6: 100-109.

Lara, A; C. Donoso y J. Aravena. 1997. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En Armesto J, C Villagrán, M Arroyo. Ecología de los bosques nativos de Chile. Primera edición. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 469p.

Ley N°17.288. Ley de Monumentos Nacionales y Normas Relacionadas. Santiago: MINEDUC, 1970. [Publicada en Diario Oficial el: 4 de febrero de 1970].

Lobos, D. 2013. Evaluación temprana de restauración ecológica de bosques siempreverde en la Reserva Costera Valdiviana. Región de Los Ríos. Memoria Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y

Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 57p.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2011. Biodiversidad. Informe del Estado del Medio Ambiente. Santiago, Chile. 74p.

Muller-Using, S.; C. Bahamondez; M. Martín; Y. Rojas; B. Schlegel y Bannister J. 2015. Aproximación a la recuperación de bosques bajo una mirada ecosistémica. Informe Técnico N°202. Instituto Forestal, Chile. 33p.

Muñoz, F; C. Muñoz; M. Uribe; MA. Martín; JR. Molina; MA. Herrera et al. 2013. Composición, estructura y diversidad de poblaciones de *Nothofagus glauca* ubicadas en la zona mediterránea de Chile. *Gayana Botánica*. 70 (1): 82 – 91.

Myers, N; R. Mittermeier; C. Mittermeier; G. DaFonseca, y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Navarro, G; R. De la Barra; D. Rumiz, y W. Ferreira. 2008. Criterios para evaluar el estado actual de conservación y degradación de los bosques de Bolivia. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*. 22: 01 – 18.

OIMT. 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. Serie de políticas forestales N°13 de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales. 88p.

Olson, D. y E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89: 199-224.

Orsi, F; D. Geneletti, y A. Newton. 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators*. 11:337 – 347.

Orsi, F. y D. Geneletti. 2010. Identifying priority areas for Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning*. 94: 20-30.

Oyarzún, C; L. Nahuelhual y D. Núñez. 2005. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Ambiente y Desarrollo*, 21(1): 88-95.

Pickett, S y P. White. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction (cap.1, pp. 3-13). En: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Primera edición. Orlando, Estados Unidos: Academic Press. 472p.

Phua, M. y M. Minowa. 2005. A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: A case study in the Kinabalu Area,

Sabah, Malaysia. *Landscape and Urban Planning*. 71(2): 207–222.

Quiroz, C; A. Pauchard; A. Marticorena y L. Cavieres. 2009. Manual de plantas invasoras del centro-sur de Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas. Universidad de Concepción. Concepción. 47p.

Reglamento Ley N° 19.300. Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. Santiago: MINSEGPRES, 2001. 48p. [Publicada en Diario Oficial el: 7 de diciembre de 2002].

Reglamento Ley N°20.417. Reglamento para la clasificación de especies silvestres según estado de conservación. Santiago: MMA, 2011. 9p. [Publicada en Diario Oficial el: 12 de marzo de 2012].

Romero, F; M. Cozano; R. Gangas y P. Naulin. 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque*, 35(1): 3-12.

Rovere, A. y A. Premoli. 2005. Dispersión asimétrica de semillas de *Embothrium coccineum* (Proteaceae) en el bosque templado de Chiloé, Chile. *Ecología Austral*. 15: 1-7.

Ruger, N; A.G. Gutiérrez; W. Kissling; J. Armesto y J. Huth. 2007. Ecological impacts of different harvesting scenarios for temperate evergreen rain forest in southern Chile - A simulation experiment. *Forest Ecology and management*, 252: 52-66.

Saaty, T. 2008. Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*, 1(1): 83-98.

Sabogal, C. 2008. Manejo forestal comunitario en América Latina. Experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro. Bogor, Indonesia: César Sabogal, Wil de Jong, Benno Pokorny y Bastiaan Louman. Centro para la Investigación Forestal (CIFOR). 274 p.

SA-CL-002 - SSAForests_Plots_db. Global Index of Vegetation Plot Databases (GIVD). 2016. [En línea]. Sanatiago, Chile: A.G Gutiérrez. Recuperado en: <<http://www.givd.info/ID/SA-CL-002>>. Consultado el: 12 de diciembre del 2016.

Salvande, M; J. Figueroa y J. Armesto. 2011. Quantity component of the effectiveness of seed dispersal by birds in the temperate rainforest of Chiloé, Chile. *Bosque*. 32: 39–45.

San Martín, C; C. Ramírez; H. Figueroa y N. Ojeda. 1991. Estudio sinecológico del bosque de roble-laurel-lingue del centro-sur de Chile. *Bosque*, 12(2): 11-27.

Sanguinetti, J. y T. Kitzberger. 2009. Efecto de la producción de semillas y la heterogeneidad vegetal sobre la supervivencia de semillas y el patrón espacio-temporal de establecimiento de plántulas de *Araucaria araucana*. *Revista Chilena de Historia Natural*. 82: 13-31.

- Sempe, J. 1981. Las asociaciones vegetales nativas y antropogénicas del Isote Rupanco, Osorno, Chile. Memoria para Profesor de Biología-Química. Valdivia, Chile, Facultad de Letras y Educación, Universidad Austral de Chile. 56p.
- Smith-Ramírez, C; M. González; C. Echeverría, y A. Lara. 2015. Estado actual de la Restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto Patagonia*. 43(1): 11-21.
- Smith-Ramírez, C; R. Ramos-Jiliberto; F. Valdovinos; P. Martínez. J. Castillo y J. Armesto. 2014. Decadal trends in the pollinator assemblage of *Eucryphia cordifolia* in Chilean rainforests. *Oecologia*, 176: 157–169.
- Smith-Ramírez, C; J.J. Armesto; J. Rodríguez; A.G. Gutiérrez; D. Christie y M. Núñez. 2005. Aextoxicon punctatum, el tique u olivillo (pp 278-283). En: C. Smith-Ramírez, J.J. Armesto & C. Valdovinos. Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 708p.
- Sutherland, WJ; S. Armstrong-Brown; PR. Armsworth; T. Brereto; J. Brickland; CD. Campbell et al. 2006. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. *J. Journal of Applied Ecology*, 43: 617–627.
- Tacón, A. 2004. Conceptos generales para la conservación de la biodiversidad. CIPMA, Valdivia, Chile. 28 p.
- Taucher, E. 1999. Bioestadística. Segunda edición. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 310p.
- Thompson, I. 2012. Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasyva*. 238: 25-30.
- Urbina, A. 1965. Relaciones entre algunas características físicas y químicas de suelos derivados de cenizas volcánicas. *Agricultura Técnica*. 25(1): 9-16.
- Utsugi, E; H. Kanno; N. Ueno; M.Tomita; T. Saitoh; M. Kimura et al. 2006. Hardwood recruitment into conifer plantations in Japan: effects of thinning and distance from neighboring hardwood forests. *Forest Ecology and Management*. 237(1): 15-28.
- Van Andel, J. y L. Aronson. 2006. Restoration Ecology: The new frontier. Oxford, Inglaterra: Blackwell Science. 341p.
- Veblen, T; R. Kilzberger y R. Villalba. 2004. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: Arturi, M, J Frangi, J Goya. Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina. La Plata, Argentina: Editorial Universidad Nacional de La Plata. 1-48p.

Vergara, G. y J. Gayoso. 2004. Efecto de factores físico-sociales sobre la degradación del bosque nativo. *Bosque*, 25(1): 43-52.

Vicent, S; B. Wong y W. Cheung. 2002. Group decision making in a multiple criteria environment: A case using the AHP in software selection. *European Journal of Operational Research*. 137: 134-144.

WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza), Estados Unidos. 2004. A Biodiversity Vision for the Valdivian Temperate Rain Forest Ecoregion of Chile and Argentina. David Tecklin, Alejandro Vila, Sue Palminteri y Jaime Cavellier editores. Documento técnico. 234 p.

Zamorano-Elgueta, C. 2014. Definición de áreas prioritarias para la restauración forestal en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos, Chile. Memoria presentada para optar al grado de Doctor por la Universidad de Alcalá. Universidad de Alcalá, España. 168p.

Zamorano-Elgueta, C; L. Cayuela; J. Rey-Benayas; P. Donoso; D. Geneletti y Hobbs, R. 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: A landscape approach. *Ecosphere*, 5(7):1-17.

Zamorano-Elgueta, C.; L. Cayuela; M. González; Espinosa, A. Lara, y M.R. Parra-Vázquez. 2012. Impacts of cattle on the South American temperate forests: challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biological Conservation*, 152: 110-118.

APÉNDICES

Apéndice 1: Listado de expertos participantes

Cuadro 12. Listado de expertos participantes en la valorización de criterios ecológicos y la institución en que se desempeña.

Experto	Nombre de la Institución
Cecilia Smith	IEB-UACH
Gerardo Vergara	Aprobosque AG
Christian Little	INFOR-UACH
Juana Palma	INFOR Los Ríos
Jorge Velasco	CONAF Los Ríos
Mauro Gonzalez	UACH
Trevor Walter	WWF-Chile
Adison Altamirano	UFRO
Carlos Zamorano	UACH
Alfredo Almonacid	The Nature Conservancy
Pablo Donoso	UACH
Leonardo Alarcón	SEREMI MMA Los Ríos

Apéndice 2: Estructura de cuestionario aplicado a expertos

Cuestionario para memoria de título: “Propuesta de zonas prioritarias para la recuperación de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos, Chile”

Fecha: - -16

Hora Aprox:

Información del experto

Nombre:

Profesión:

Correo Electrónico:

Teléfono de contacto:

Institución:

Favor, enviar CV corto actualizado, donde se dé cuenta de su formación de pre y post-grado, como también su experiencia profesional más relevante. Esta información no se divulgará, sino que se usará como antecedentes para el análisis en la memoria de título (enviar al mail: carolinalizana1@gmail.com)

Inducción a la investigación

El presente cuestionario, tiene como objetivo orientar la priorización de criterios ecológicos para la recuperación de bosque nativo degradado de la Región de Los Ríos, entendiéndose como criterio ecológico a **cualquier variable, atributo o componente de un bosque y su entorno, que pueda ser utilizado para inferir su estado actual de degradación** (Navarro et al., 2008). Considerando esta definición se pide contestar las siguientes preguntas.

Pregunta 1: Describa brevemente qué criterios ecológicos consideraría usted relevante para priorizar la recuperación de bosque nativo siempreverde degradado.

Respuesta:

Pregunta 2: ¿Qué especies forestales del Bosque Templado Lluvioso Valdiviano usted consideraría claves ecológicamente?:

Respuesta:

Pregunta 3: Valorización de criterios ecológicos

Instrucciones

A continuación, se presentan los criterios seleccionados de acuerdo a una exhaustiva revisión de fuentes bibliográficas.

Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana
Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis
Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos
Tamaño de la unidad de análisis
Estructura de la unidad de análisis
Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis
Riqueza de especies claves en la unidad de análisis

En la hoja 1 de Excel adjunta al correo, para cada pareja de criterios usted deberá indicar el grado de importancia que le concede al criterio ubicado a la izquierda respecto al criterio de la derecha. Para hacerlo, deberá situar el cursor sobre la casilla en blanco ubicado en medio de cada pareja, y seleccionar el atributo que usted considera más adecuado en la comparación. Debe tener siempre presente que los criterios están relacionados con la priorización de sitios para la recuperación de bosque nativo. Si existen dudas sobre los criterios, en este documento se adjunta una tabla que resume la definición de cada criterio y su contribución con la priorización de áreas para la recuperación de bosque nativo degradado, además se adjunta el proyecto de memoria para resolver dudas generales.

Apéndice 3. Análisis de influencia de cada criterio ecológico

Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana

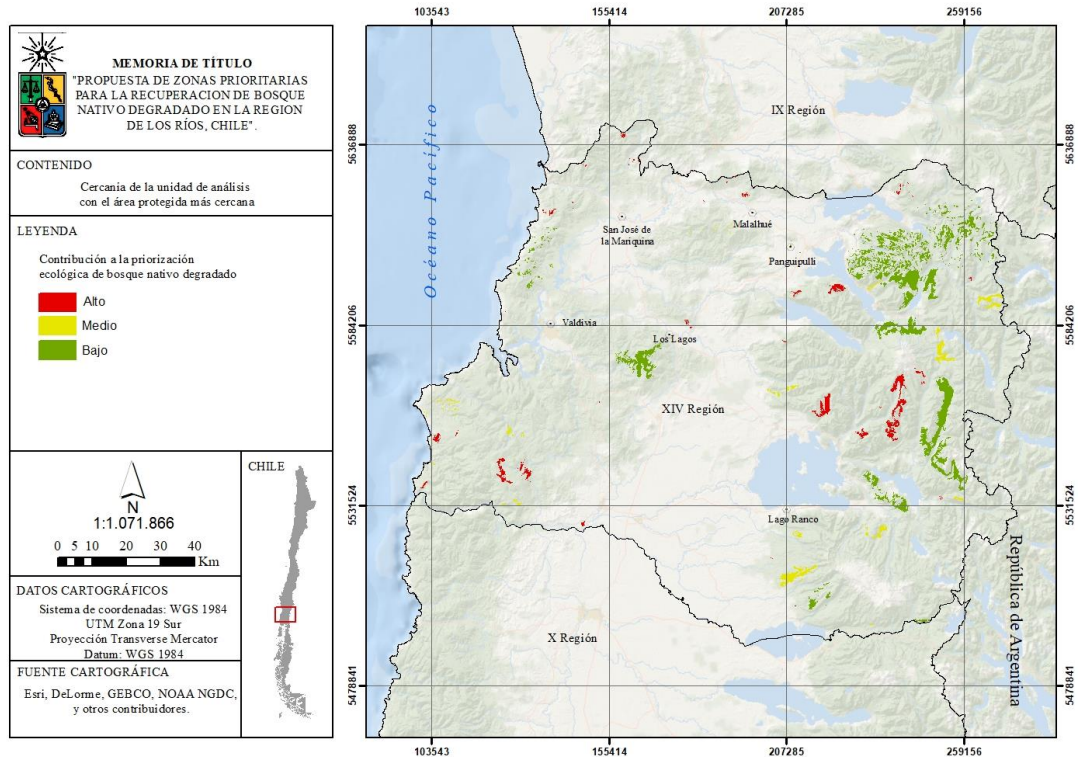


Figura 6. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis

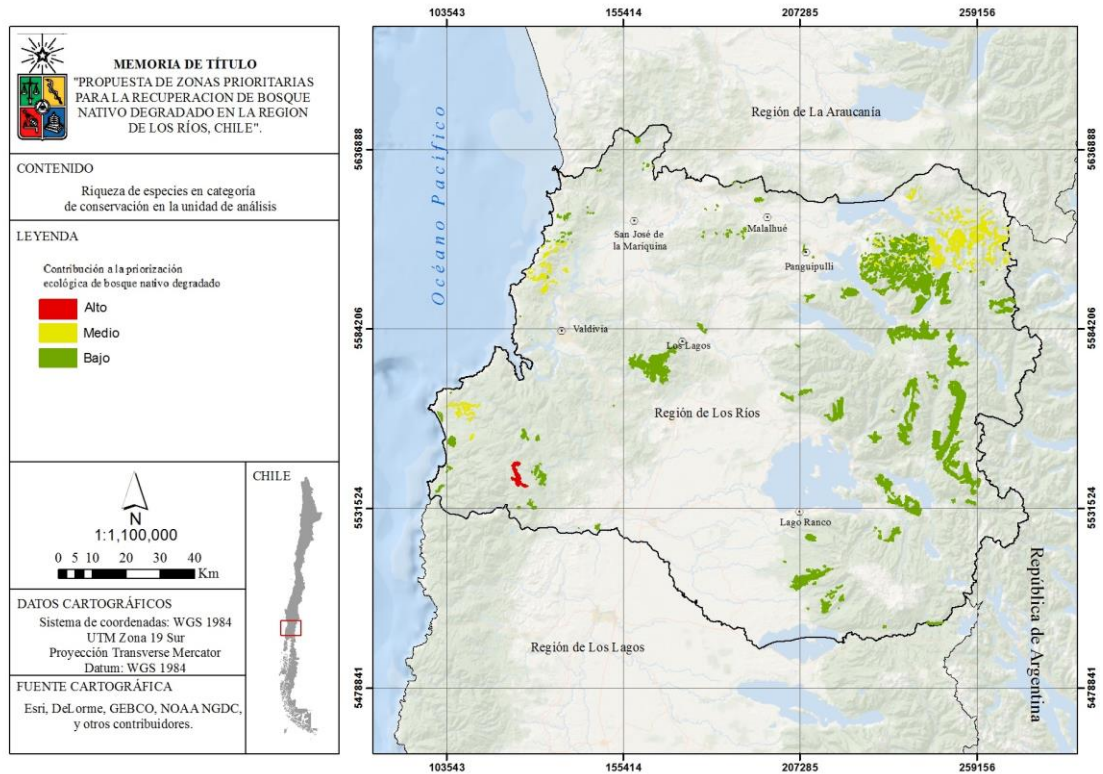


Figura 7. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Tamaño de la unidad de análisis

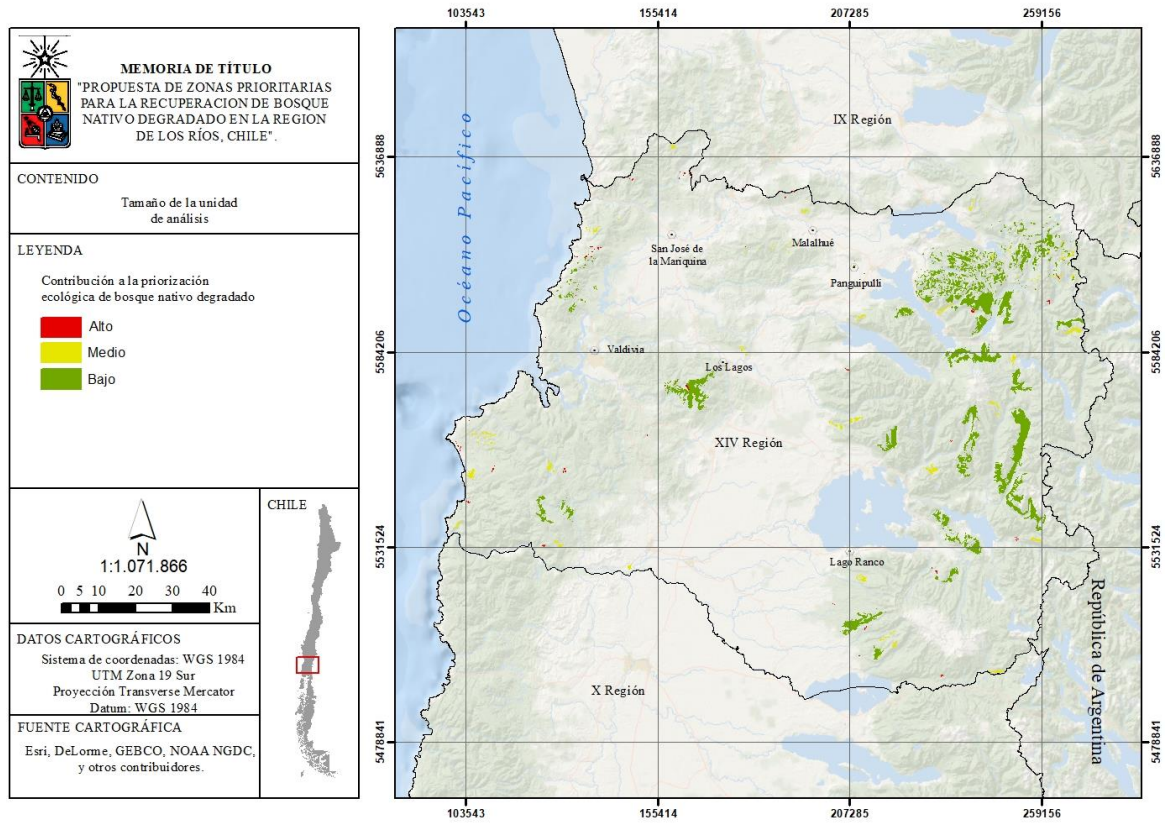


Figura 8. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Tamaño de la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos

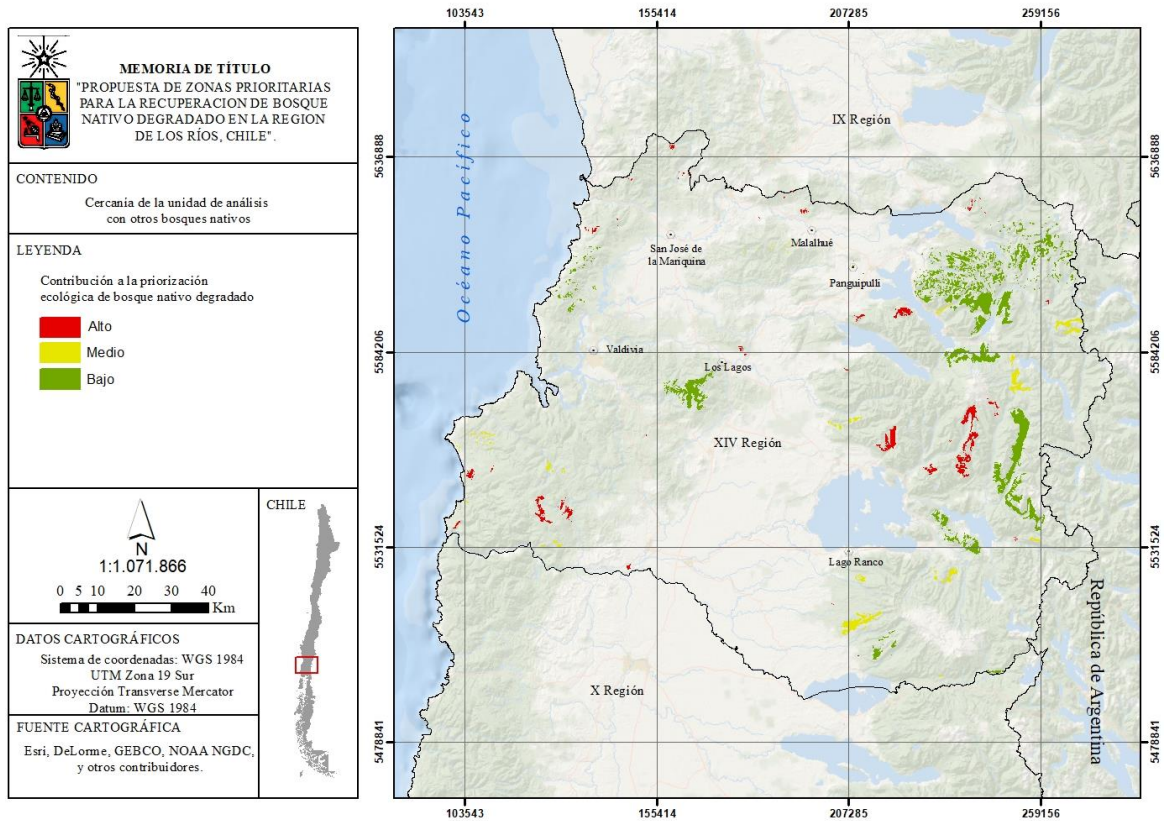


Figura 9. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Estructura de la unidad de análisis

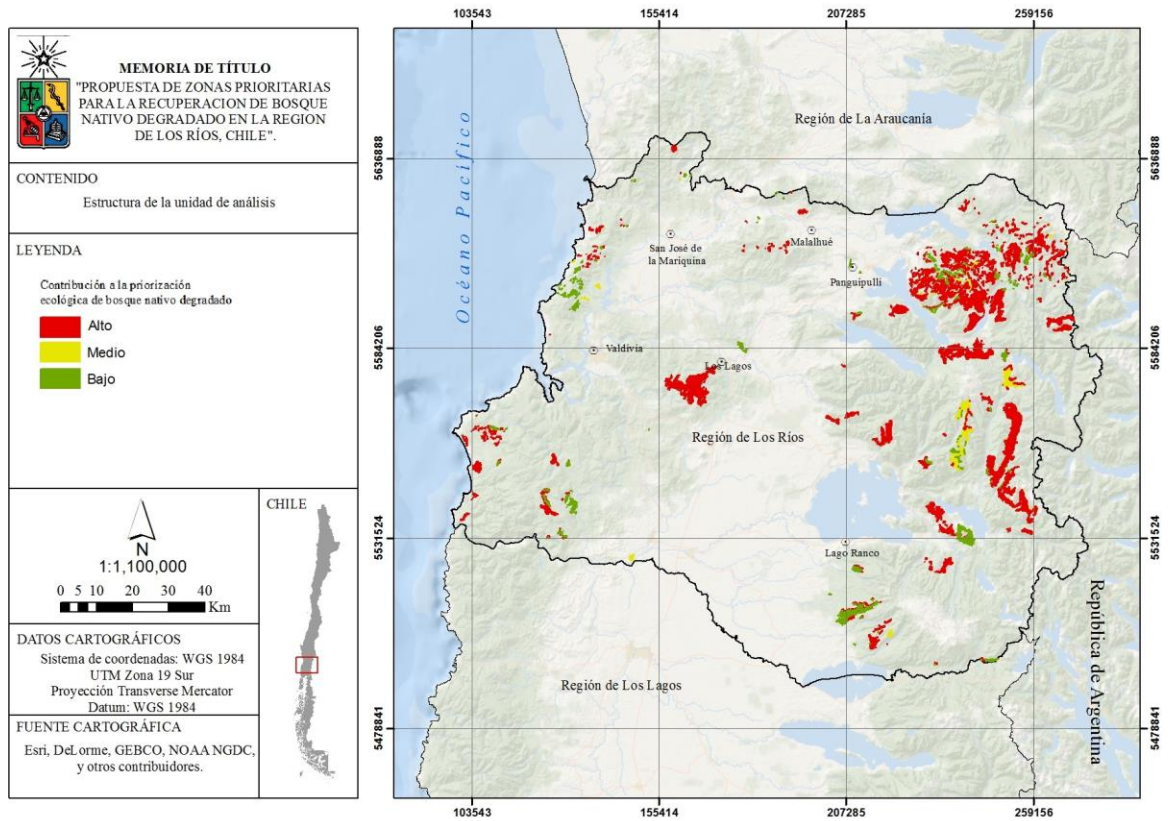


Figura 10. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Estructura de la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis

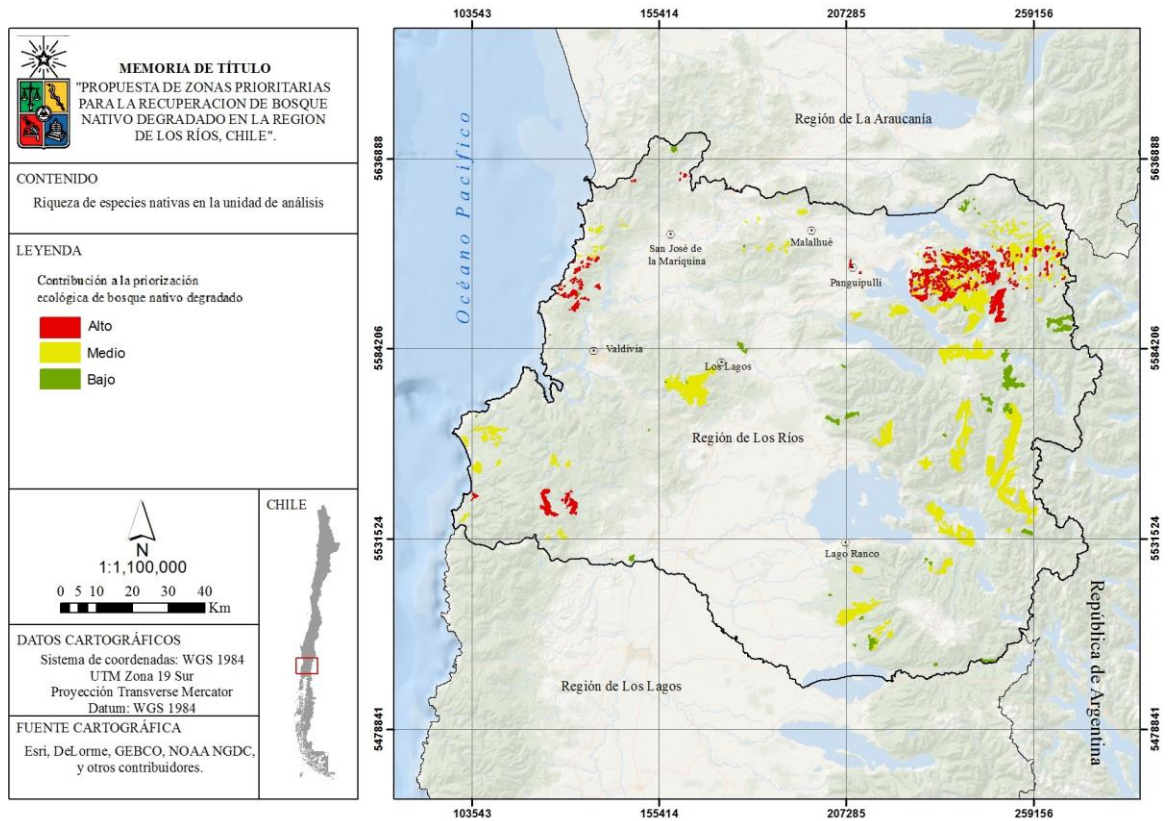


Figura 11. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Riqueza de especies claves en la unidad de análisis

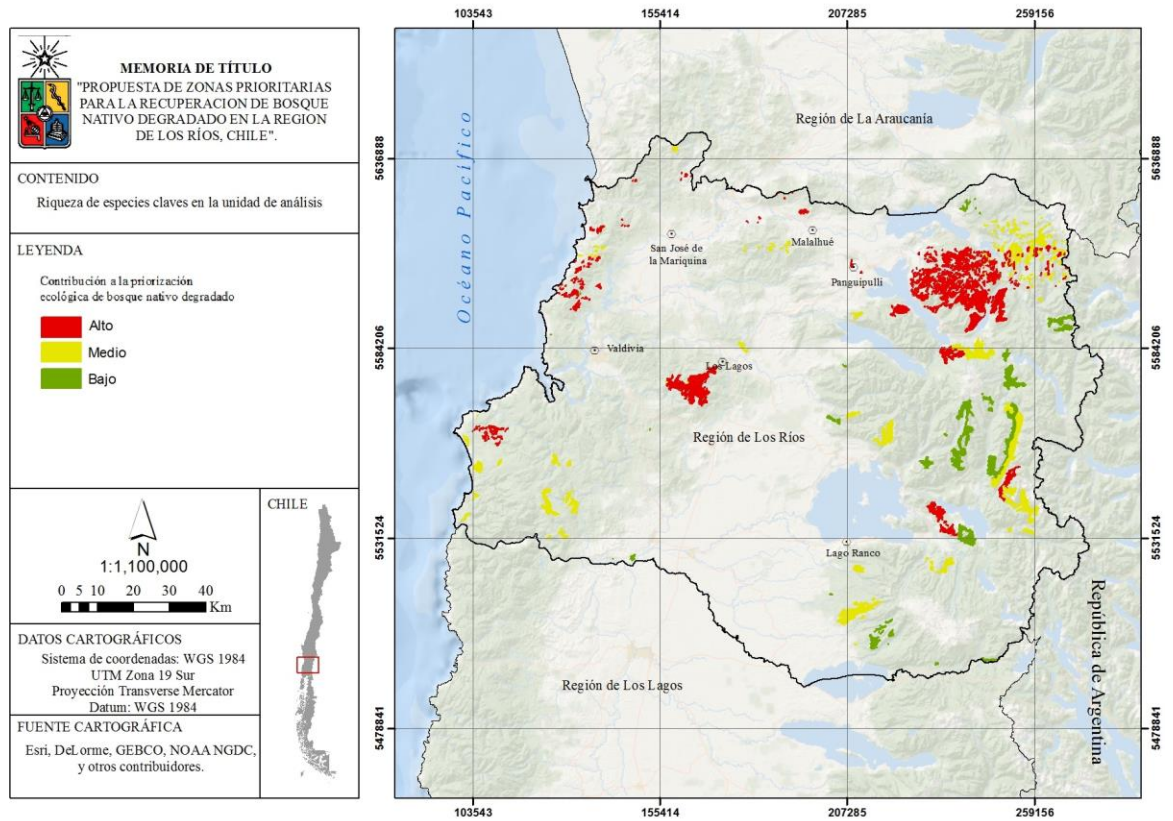


Figura 12. Contribución a la priorización ecológica de bosque nativo degradado en la Región de Los Ríos del criterio Riqueza de especies claves en la unidad de análisis. En rojo se muestran las áreas con máxima prioridad, en amarillo las áreas con prioridad media, y en verde con prioridad baja.

Apéndice 4: Resultados de la valorización de criterios ecológicos por experto

Los nombres de los criterios y sus respectivas siglas se presentan a continuación:

Sigla	Criterio correspondiente
DAP	Cercanía de la unidad de análisis con el área protegida más cercana
SCP	Riqueza de especies en categoría de conservación en la unidad de análisis
TAM	Tamaño de la unidad de análisis
RIQ	Riqueza de especies nativas en la unidad de análisis
EST	Estructura de la unidad de análisis
DDC	Cercanía de la unidad de análisis con otros bosques nativos
PRE	Riqueza de especies claves en la unidad de análisis

Cuadro 13. Resultados de la valorización de los criterios ecológicos de los doce expertos participantes. En la primera columna se lista cada comparación por par de los criterios ecológicos.

Sigla	Exp1	Exp2	Exp3	Exp4	Exp5	Exp6	Exp7	Exp8	Exp9	Exp10	Exp11	Exp12
DAP-SCP	1/7	1	1/5	9	1/7	1	5	3	9	1	1/5	1/3
DAP-DDC	3	5	3	5	1	3	3	1	9	5	1/5	1/3
DAP-TAM	3	5	1	7	1/3	3	1/5	1	5	1/7	1/7	1
DAP-RIQ	1/5	1/3	1/5	9	1/3	1/3	3	1	5	1/5	1/3	3
DAP-EST	1/3	1/9	1/7	3	3	1/5	1	5	1	1/5	3	1/3
DAP-PRE	1/7	1/9	1	3	1	1/5	3	1/3	9	1/5	1/3	1/3
SPS-DDC	9	5	7	9	3	5	1/5	1	1/9	5	7	3
SPS-TAM	7	5	7	7	1	1	1/3	3	1/9	1/3	3	1
SPS-RIQ	5	5	5	7	5	3	1/3	3	1/9	1/5	9	3
SPS-EST	7	1	3	3	5	5	1/3	9	1/9	1/5	5	1
SPS-PRE	3	1	1	1/3	3	1	1	3	1/9	1/5	1/3	3
DDC-TAM	1/3	7	1/3	5	1/3	3	1	1	3	1/9	1/5	1/3
DDC-RIQ	1/7	1/3	1/7	7	1	3	3	1/3	9	1/7	1	1/3
DDC-EST	1/5	1/7	1/7	5	5	3	1	5	1	1/5	3	3
DDC-PRE	1/7	1/7	1	5	1/3	5	3	1/3	9	1/5	1/3	5
TAM-RIQ	1/5	1/7	1/7	9	7	3	5	1/3	5	9	7	1/3
TAM-EST	1/3	1/9	1/5	5	5	1	3	5	1	9	1	5
TAM-PRE	1/9	1/9	1	5	3	1	5	1	9	9	3	3
RIQ-EST	3	1	1	9	5	3	1/3	1/5	1/5	1	5	1
RIQ-PRE	1/3	1	1	7	1	1	1	3	9	1	3	1/3
EST-PRE	1/3	1	7	7	1/3	1	3	1/7	9	1	1/3	1/3

ANEXOS

Anexo 1. Fuentes de información para la selección de criterios ecológicos

Bannister, J.; M. González; C. Little; A. Gutiérrez; P. Donoso; R. Mujica et al. 2013. Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista Bosque Nativo*, 52:35-43.

Branquart, E; K. Verheyen y J. Latham. 2008. Selection criteria of protected forest areas in Europe: The theory and the real world. *Biological conservation*, 141(11): 2795-2806.

Collado, L; S. Farina; F. Jaras y H. Vargas. 2008. Monitoreo del estado de intervención y de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en un plan de manejo forestal en el ecotono estepa-bosque de Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque*, 29(1): 85-90.

Díaz, M. 2006. La zonificación como elemento de planificación y manejo de las áreas del sistema de parques nacionales naturales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Subdirección Técnica. Grupo de Planeación del Manejo. Bogotá, Colombia. 181p.

Franco, C. 2011. Desarrollo de un modelo basado en análisis espacial multicriterio para la determinación de unidades de ordenación forestal. Caso departamento del Casanare. Master en Geomática. Bogotá D.C, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía. 156p.

Forest Stewardship Council (FSC-Chile). 2014. Pautas de restauración ecológica para cumplir con estándares FSC en Chile. Santiago, Chile. 91p.

Lachat, T. y R. Butler. 2009. Identifying Conservation and Restoration Priorities for Saprophytic and Old-Growth Forest Species: A Case Study in Switzerland. *Environmental Management*, 44: 105 – 118.

Moreira-Muñoz, A. 1996. Los Sistemas de Información Geográfica y Sus Aplicaciones en la Conservación de la diversidad Biológica. *Ciencia y Ambiente* 12(2): 80-86.

Phua, M. y M. Minowa. 2005. A GIS-based multicriteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. *Journal Landscape and Urban Planning*. 71: 207-222.

Orsi, F. y D. Geneletti. 2010. Identifying priority areas for Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning*, 94: 20-30.

Orsi, F; Geneletti, D. y A. Newton. 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators*, 11(2): 337-347.

Rojas, Y. 2011. Análisis de la degradación forestal en el marco de REDD+. Instituto Forestal. Santiago, Chile. 141p.

Uribe, D; Geneletti, D; F. del Castillo y F. Orsi. 2014. Integrating Stakeholder Preferences and GIS-Based Multicriteria Analysis to Identify Forest Landscape Restoration Priorities. *Sustainability*, 6:935-951.