



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Forestales -Programa de Doctorado en Ciencias Forestales



**EVALUACIÓN DEL ÉXITO ECOLÓGICO DE LA RESTAURACIÓN DE
ECOSISTEMAS Y PAISAJES FORESTALES EN EL CENTRO-SUR DE CHILE**

Tesis para optar al grado de doctor en Ciencias Forestales

PAULA LORENA GATICA SAAVEDRA

CONCEPCIÓN-CHILE

2017

Profesor Guía: Cristian Echeverría Leal
Dpto. de Manejo de Boques y Medio Ambiente,
Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Concepción



“Una cosa es correcta cuando tiende a preservar la integridad, estabilidad y belleza de la comunidad biótica. Es incorrecto cuando tiende a lo contrario” Aldo Leopold.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco de corazón a toda mi familia (Roque, Mercedes, Mariela, Jorge, Ingrid, Maxi), pololo (Francisco) y a mis amigos y amigas (Paula, Hector, Cata, Felipe, Coni) por su constante preocupación, apoyo, paciencia y sabiduría durante este largo periodo que rápidamente pasó.

Les doy las gracias a todos los profesores que me han formado durante esta etapa. A mi profesor guía el Dr. Cristian Echeverría, por su exigencia, sabiduría y por darme la oportunidad de desempeñarme en diversos trabajos. A mi evaluador externo el Dr. José María Rey Benayas por su excelente disposición y dedicación durante el desarrollo de mi tesis. Además, agradezco a la Dra. Cecilia Smith y al Dr. Alfredo Saldaña por sus comentarios oportunos durante las etapas clave de mi tesis doctoral. De cada uno de ellos obtuve nuevos conocimientos que me ayudaron y ayudaran en mi crecimiento profesional.

A mis compañeros y amigos de posgrado, les agradezco la amistad y complicidad durante estos cinco años, sin ellos la estancia en la universidad hubiese sido un poco más difícil. A la generación 2012 Pablo, Jin y Samuel por las risas y el apoyo mutuo en los momentos divertidos y duros del doctorado. A las chicas y chicos de la F22 y F5 (Javi, Pati, Pame, Leo, Jocelyn, Andres, Carola) por los momentos de desahogo y el apoyo académico en aquellos días de duda. A las secretarias de la facultad (Margarita y Sra. Pati) que hacen mover el mundo, las cuales solucionaron todas mis dudas académicas, técnicas, existenciales etc.

Al restoration team (Cristian C y Pablo) los cuales me apoyaron en la mayoría de mis terrenos y dejaron todo por la restauración de un pedacito de la Reserva Nonguén. A los chicos y chicas del LEP que en algún momento aportaron de alguna u otra manera a mi tesis.

Agradezco a la beca obtenida de CONICYT ya que me permitió realizar este doctorado y a la beca de postgrado de la facultad de Ciencias Forestales por apoyar completamente mi pasantía en España y así cumplir otro sueño de los tantos que tengo.

Por último, vuelvo a agradecer a las mujeres de mi familia por su ejemplo de perseverancia y fortaleza y a mi pololo el cual apoya cada paso académico y laboral que doy, por su enorme paciencia y amor.

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS.....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	x
RESUMEN.....	xi
ABSTRACT.....	xii
Capítulo I. Introducción general.....	1
1. Restauración de ecosistemas forestales	1
2. Evaluación del éxito de la restauración.....	3
2.1 Evaluación de la restauración a escala local.....	4
2.2 Evaluación de la restauración a escala de paisaje.....	7
3. Implicancias de la tesis.....	9
Literatura citada.....	11
Capítulo II. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review.....	20
Abstract.....	20
Implications for practice.....	21
Introduction.....	22
Materials and Methods.....	23
Results.....	25
Discussion.....	30

Conclusion and recommendations	33
Acknowledgments.....	34
Literature cited.....	34
Capítulo III. Evaluación del éxito ecológico en estudios de restauración temprana en bosques templados. Tres estudios de caso en el Centro-Sur de Chile.....	49
Resumen.....	49
Introducción.....	50
Materiales y métodos.....	52
Resultados.....	58
Discusión.....	68
Conclusiones.....	73
Agradecimientos.....	73
Literatura citada.....	74
Capítulo IV. Acciones de restauración forestal para mejorar la integridad del paisaje.....	80
Resumen.....	80
Introducción.....	81
Métodos.....	83
Resultados	89
Discusión.....	100

Agradecimientos.....	105
Literatura citada	105
Capítulo V. Conclusiones generales.....	112



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla n°	Título de la tabla
2.1	Most frequently (> 30%) used indicators to evaluate the attributes of composition, structure and function during different time-periods after restoration started. Data correspond to the percentage of publications (%) within a time period that used each indicator. Bold font indicates indicators with greater than 25% frequency within a time period. Publications that did not identify the age range were not presented in the table.29
3.1	Descripción de los sitios restaurados en los diferentes tipos de ecosistemas forestales templados en el centro-sur de Chile.....53
3.2	Indicadores y cuantificadores para evaluar los atributos de la biodiversidad en los sitios pre-restaurado, restaurado y referencia.....56
3.3	Riqueza total de especies vegetales, densidad de especies, proporción de especies exóticas y nativas e índice de Shannon y Simpson en cada condición de sitio. Letras diferentes indican diferencias significativas para los índices de diversidad dentro de cada área de estudio según análisis.60
3.4	Cuantificadores del atributo estructural (valores medios \pm ES) de especies arbóreas y arbustivas en cada área de estudio y sitio. Las diferencias entre condición de sitio fueron evaluadas con χ^2 para la altura y diámetro y para la cobertura con un ANOVA factorial. n.s. indica no significativo.63
3.5	Cuantificadores del atributo funcional (valores medios y error estándar) por condición de sitio y área de estudio. Letras diferentes indican diferencias significativas.64

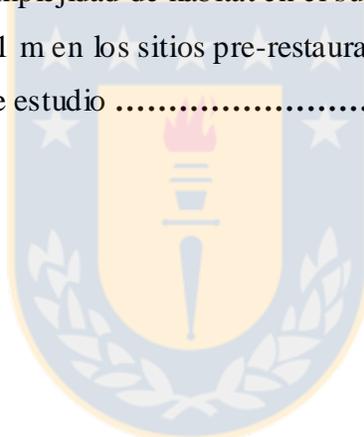
ÍNDICE DE FIGURAS

Figura n°	Título de la figura	
2.1	Area of forest ecosystems by world region and time period (FAO, 2015) and frequency of assessments by world regions from 1990 to 2015.	26
2.2	Percentage of publications according to time period (number of years between start of treatment and data collection) of assessment of ecological outcomes after forest restoration. Percentage do not sum to 100% because some studies included more than one assessment period.....	27
2.3	Number of publications that evaluate ecological success based on three (dark blue), two (blue), and one (light blue) ecosystem attribute. “Com” indicates composition, “Func” indicates function and “Str” indicates structure.	28
3.1	Ubicación de las áreas de estudio en Chile: Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM), Bosque Templado Costero (BTC), Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV).	52
3.2	Escalamiento multidimensional no métrico de la composición arbórea y arbustiva en (a) Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM), (b) Bosque Templado Costero (BTC) y (c) Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV).	61
3.3	Curvas de supervivencia por condición de sitio en (a) Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM) y (b) Bosque Templado Costero (BTC)	66
3.4	Diagrama para la evaluación del desempeño de los proyectos de restauración en (a) Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM), (b) Bosque Templado Costero (BTC) y (c) Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV).	67

4.1	Área de estudio Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, Región de Valparaíso.	84
4.2	Estructura, datos de entrada de LANDIS II y descripción de escenarios utilizados (modificado de Mladenoff 2004).	88
4.3	Usos del suelo correspondiente al escenario 1 (situación actual, sin manejo del área protegida).	89
4.4	Usos del suelo correspondiente al escenario 2 (con manejo del área protegida, áreas restauradas sin especies exóticas).....	90
4.5	Variación espacial y temporal de la superficie incendiada (rojo) durante el periodo de simulación en el escenario 1 y 2.....	91
4.6	Variación espacial y temporal de la riqueza de especies nativas correspondiente al escenario 1 actual.	94
4.7	Variación espacial y temporal de la riqueza de especies nativas correspondiente al escenario 2 con restauración forestal.	95
4.8	Pérdida y ganancia de la superficie ocupada por las distintas especies en el periodo de simulación (0-100 años) para ambos escenarios. Escenario 1: sin manejo. Escenario 2: con manejo (restauración).	96
4.9	Diversidad del paisaje medida a través del índice de diversidad escenarios durante el periodo de simulación.	96
4.10	Variación de las métricas de paisaje a través del periodo de simulación para el escenario 1 y 2: a) Área media de los parches, b) Número de los parches, c) Forma media de los parches, d) Media del área núcleo y e) Índice de cohesión	100

ÍNDICE DE ANEXOS

Artículo 1.	Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review	
Anexo A	Supporting information. Period of assessment, type of forest, and indicators of ecological success used to evaluate the composition in studies of forest restoration.....	40
Artículo 2.	Evaluación del éxito ecológico en estudios de restauración temprana en bosques templados. Tres estudios de caso en el Centro-Sur de Chile	
Anexo A	Categorías de complejidad de hábitat en el suelo y el método de puntuación en cuadrantes de 1x 1 m en los sitios pre-restaurado, restaurado y referencia en las diferentes áreas de estudio	79



RESUMEN

Los bosques nativos son ecosistemas reconocidos mundialmente por tener alto valores biológicos, sociales y económicos. La degradación y pérdida de los bosques nativos es una realidad mundial y la restauración ecológica se ha convertido en una importante disciplina para revertir tales procesos y conservar la biodiversidad. La restauración forestal busca obtener los mejores y más altos resultados de recuperación que sean posibles, para compensar los daños del pasado y mejorar progresivamente la extensión y funcionalidad de los ecosistemas. Por este motivo, es esencial la evaluación de las prácticas que analicen el progreso de la recuperación del ecosistema y que se adopten nuevos tratamientos si fuese necesario.

Actualmente, en Chile no hay suficientes estudios que muestren la integración de diferentes escalas espaciales y temporales en el éxito de la restauración a escala de sitio o local. Lo anterior, conlleva a la utilización de indicadores ecológicos que permitan evidenciar la recuperación del ecosistema y el paisaje. Los objetivos del presente trabajo fueron i) realizar una revisión global de los estudios publicados sobre el éxito ecológico de la restauración forestal para determinar vacíos en la información en los diferentes tipos de ecosistemas forestales durante las etapas de recuperación, ii) Evaluar el éxito ecológico en ensayos de restauración forestal en etapas iniciales, establecidos en tres diferentes tipos de ecosistemas forestales localizados en el centro-sur de Chile y iii) Evaluar estrategias de restauración ecológica para mejorar la integridad de un paisaje forestal degradado, mediante el uso del programa LANDIS II.

Los indicadores reportaron recuperación parcial en las tres áreas de estudio. Sin embargo, algunos indicadores seleccionados no fueron útiles para evaluar a escala de sitio el éxito en proyectos en los cuales habían transcurrido pocos años después de la plantación. La evaluación permitió determinar las limitaciones que presentan las áreas de estudio para la recuperación del ecosistema. Por otra parte, el análisis de las métricas reveló que la estrategia de restauración local fue parcialmente exitosa ya que la integridad del paisaje mejoró en términos de la conectividad y la composición de especies a lo largo de la simulación realizada con el software LANDIS II. Aun así, consideramos sumar otras estrategias de restauración a escala local, para mejorar atributos claves del paisaje.

Finalmente, este estudio contribuye a mejorar los futuros esfuerzos de restauración ecológica que se realicen en Chile, a través de indicadores y metodologías que permitirán avanzar en los compromisos mundiales adquiridos por el país.

ABSTRACT

Native forests are ecosystems recognized worldwide for having high biological, social and economic values. The degradation and loss of native forests is a global reality and ecological restoration has become an important discipline to reverse such processes and conserve biodiversity. Forest restoration seeks to obtain the best and highest recovery results possible, to compensate for the damages of the past and progressively improve the extension and functionality of the ecosystems. For this reason, it is essential to evaluate practices that analyze the progress of ecosystem recovery and to adopt new treatments if necessary.

At present, there are not enough studies in Chile that show the integration of different spatial and temporal scales in the success of the restoration at site or local scale. This leads to the use of ecological indicators that show the recovery of the ecosystem and the landscape. The objectives of the present work were: i) realize an overall review of the published studies on the ecological success of forest restoration to determine information gaps in the different types of forest ecosystems during the recovery stages, ii) to evaluate ecological success in initial forest restoration trials established in three different types of forest ecosystems located in south-central Chile; and (iii) Evaluate ecological restoration strategies to improve the integrity of a degraded forest landscape through the use of the LANDIS II program.

The indicators reported a partial recovery in the three study areas, however some selected indicators were not useful to evaluate the success in young projects at site level. The assessment allowed to determine the limitations that the study areas present for the recovery of the ecosystem. On the other hand, the analysis of the metrics revealed that the local restoration strategy was partially successful since the integrity of the landscape improved in terms of connectivity and species composition throughout the simulation carried out with the LANDIS II software.

Finally, this study contributes to improving the future ecological restoration efforts in Chile, through indicators and methodologies that will allow progress in the global commitments acquired by the country.



Capítulo I

Introducción General

Los bosques representan una fuente importante de bienes y servicios. Ellos contienen aproximadamente el 50% del stock de carbono, proveen hábitat para más del 50% de especies animales y vegetales del mundo y suministran más del 75% del agua dulce de las cuencas forestales (Shvidenko et al., 2005). Se estima que en la última década el promedio anual de desaparición de los bosques llegó a los 5,2 millones de hectáreas (FAO, 2015). América del Sur reportó la mayor pérdida neta de bosques seguido por África. Esta cifra alarmante conduce a una fuerte pérdida de hábitat para las especies y degradación de la biodiversidad en todos sus niveles (genes, población, comunidad, paisaje), provocando una disminución en la resiliencia de los ecosistemas forestales. Todas las consecuencias negativas nombradas anteriormente, hacen que sea más difícil enfrentar las cambiantes condiciones ambientales.

Las acciones de restauración de ecosistemas forestales son una prioridad en varias regiones del mundo, de acuerdo con las múltiples iniciativas y compromisos que se han decretado, tales como el Convenio de la Diversidad Biológica (sobre la diversidad biológica, 1992), el Desafío de Bonn (Challengue, 2011), la Declaración de Nueva York sobre los bosques (Summit, 2014), la Iniciativa 20x20 en Latinoamérica (WRI, 2014) y la Iniciativa de Restauración del Paisaje Forestal Africano (AFR100) (WRI,2015). Para lograr cumplir de manera exitosa todas estas iniciativas, los esfuerzos de restauración forestal deben implementarse de forma efectiva y eficiente en todo el mundo.

1. Restauración de ecosistemas forestales

La restauración ecológica se define como el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Es una actividad intencional que trata de retornar un ecosistema a su trayectoria histórica, por lo tanto las condiciones históricas son el punto de partida ideal para diseñar la restauración (Hobbs, 2007).

La restauración de los ecosistemas forestales es capaz de revertir la pérdida y degradación de los bosques (Chazdon, 2008) y restablecer los atributos del ecosistema, tales como la composición, estructura y función, que existían antes de la degradación (Hobbs & Norton,

1996; Higgs, 1997). Además, la restauración forestal permite aumentar la integridad (calidad o condición de un ecosistema cuando sus características ecológicas ocurren dentro del rango natural de variación), la resiliencia del ecosistema (Urbanska & Fattorini, 2000; Clewell et al., 2004) y la provisión de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Wright et al., 2006; Rey Benayas et al., 2009).

La restauración de bosques puede ser llevada a cabo a diferentes escalas con implicancias en diferentes niveles organizacionales. La escala o extensión de operación va desde lo local a lo regional. Se considera restauración a escala local la de un área relativamente pequeña (hasta unas pocas centenas de hectáreas) centrada en los componentes individuales de los ecosistemas. Por el contrario, la restauración a escala de paisaje se refiere a grandes superficies, sin que ello signifique la recuperación de la integridad ecológica del paisaje ni el bienestar humano (Hobbs & Cramer, 2008).

La restauración a gran escala no es necesariamente restauración de paisaje. Por ejemplo, la restauración a gran escala puede enfocarse solamente en el restablecimiento de una cobertura del suelo sin considerar las consecuencias estructurales y funcionales de un paisaje. La restauración del paisaje, debe ser enfocada a través de la perspectiva de la ecología de paisaje. Esta última considera el paisaje como un mosaico heterogéneo, con elementos característicos (patrones espaciales) estructurados jerárquicamente (Forman & Godron, 1986). La *restauración del paisaje forestal* (RPF) se define como un proceso planificado a escala de paisaje que pretende recuperar la integridad ecológica y el bienestar humano en los bosques deforestados o degradados (Mansourian et al., 2005; Maginnis et al., 2012). La RPF también considera la influencia de la estructura del paisaje circundante sobre las acciones y resultados de restauración local (Metzger & Brancalion, 2013b). Este último enfoque será utilizado de aquí en adelante para hacer referencia a la restauración del paisaje.

Hoy en día, realizar prácticas eficaces y eficientes de restauración es un desafío para los científicos y practicantes, debido a la urgencia con la que se requieren las prácticas para mantener la biodiversidad y las funciones críticas del ecosistema y paisaje (Funk et al., 2008). Diversos autores señalan la necesidad de monitorear y evaluar el éxito ecológico para que estas prácticas sean eficientes y eficaces y puedan incluirse en políticas de manejo de recursos naturales (Lake, 2001; Hobbs, 2007; Wortley et al., 2013). Más aun el monitoreo y la

evaluación son un componente crítico de un enfoque de manejo adaptativo para la restauración (Aronson & Vallejo, 2006).

2. Evaluación del éxito de la restauración

Ya que la restauración ecológica puede ser llevada a cabo a diferentes escalas, es necesario comprender el éxito de la restauración a escala local y de paisaje para determinar apropiadamente el monitoreo y las evaluaciones de esta. Se entiende que la restauración a escala local es ecológicamente exitosa, cuando un ecosistema contiene suficientes recursos bióticos y abióticos como para continuar su desarrollo sin ayuda y el ecosistema presenta capacidad de resiliencia dentro de los límites normales de estrés y alteración ambiental (SER, 2004). Por otra parte, el éxito de la restauración de paisaje, se puede definir a través del mejoramiento de la integridad ecológica y del bienestar humano. La integridad del paisaje puede ser el resultado de complejas interacciones entre los ecosistemas, la cual se logra a través de la relación entre la estructura, función y cambio del paisaje (Liu & Taylor, 2002).

Para la práctica general de la restauración ecológica, la evaluación del éxito ayuda a los practicantes a aprender de los esfuerzos de restauración del pasado y adaptarse a las estrategias y técnicas de restauración en respuesta a la variación espacial y temporal en las condiciones ambientales y socio-económicas (Bautista & Alloza, 2009). Sin embargo, investigaciones sobre las evaluaciones que determinan el éxito (o el fracaso) ecológico de la restauración son reducidas (Bautista & Alloza, 2009; Suding, 2011). Esto se debe principalmente a la dificultad para evaluar el éxito, ya que evaluaciones más profundas y efectivas de las acciones de restauración requieren más trabajo en desarrollar, poner a prueba y armonizar herramientas de evaluación y criterios (Aronson & Vallejo, 2006). Por otra parte, solo pocos estudios han determinado criterios para evaluar el éxito y pocos monitorean cuantitativamente los resultados del proyecto y la escasa información que se recoge a menudo es difícil de obtener (Suding, 2011).

Las estrategias de restauración y las evaluaciones del éxito ecológico principalmente se realizan a escala local (Aronson & Vallejo, 2006). Sin embargo, el éxito de la restauración a esta escala no asegura la recuperación de la integridad ecológica del paisaje (Newton et al., 2012). Por lo tanto, hay que considerar que el éxito de la restauración para recuperar la integridad ecológica a escala local y de paisaje depende también del contexto de paisaje.

La teoría de jerarquía reconoce que los sistemas biológicos están estructurados jerárquicamente, es decir se encuentran limitados por los comportamientos potenciales de sus elementos y por las restricciones ambientales impuestas por niveles más altos (O'Neill et al., 1989). Por ejemplo, con respecto a los niveles organizacionales las limitaciones en las dinámicas de población pueden estar impuestas por la comunidad y el ecosistema. De manera similar es lo que ocurre a través de las diferentes escalas (local, paisaje, regional etc.). Las acciones de restauración a escala de paisaje pueden tener efectos sobre atributos a escala local y los niveles inferiores (población, comunidad, ecosistema) (Tambosi & Metzger, 2013). Por lo tanto, al momento de planificar, implementar y posteriormente evaluar el éxito de proyectos de restauración es necesario considerar diferentes escalas espaciales.

Las evaluaciones del éxito ecológico a escala local se han documentado de una manera relativamente satisfactoria mediante indicadores, pero es reducido el conocimiento del efecto del paisaje sobre el éxito de la restauración a escala local (Kouki et al., 2012). Debe considerarse la importancia que tiene la configuración espacial del hábitat a nivel de paisaje en la persistencia de las especies y cómo esto podría afectar el éxito de la restauración (Fahrig, 2003; Lindenmayer et al., 2006). Por otra parte, no se han identificado los indicadores apropiados para evaluar la restauración en términos de la configuración y composición del paisaje, componentes esenciales asociados con la recuperación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos a gran escala (Ewers & Didham, 2006).

Hoy en día la demanda de prácticas de restauración a gran escala está en aumento, siendo necesario que éstas se basen en los principios de la ecología de paisaje (Metzger & Brancalion 2013). Por lo mismo, es imprescindible crear nuevas herramientas que permitan evaluar su efectividad a través de indicadores ecológicos. Los parámetros locales y de paisaje deben ser considerados como posibles limitaciones para el éxito de la restauración, que deben ser tenidos en cuenta en la planificación y evaluación de las acciones de restauración. Por este motivo, es esencial trabajar en restauración de ecosistemas a través de un enfoque que combine ambas escalas: local y de paisaje (de Souza Leite et al., 2013).

2.1 Evaluación de la restauración a escala local

Determinar el éxito ecológico es una tarea compleja pero necesaria en los programas de restauración y la utilización de indicadores apropiados son un componente fundamental para

su evaluación. La selección de indicadores que se han utilizado para la evaluación del éxito ecológico no considera el tiempo transcurrido desde que se inicia el proceso de restauración, es decir, si el ecosistema a evaluar se encuentra en una etapa inicial o avanzada del proceso de restauración. Se ha descrito que durante los primeros años del proceso de restauración, el ecosistema es muy dinámico en términos de riqueza de especies y diversidad (Kellogg & Bridgham, 2002). Debido a ello, la evaluación de la restauración en los estados iniciales resulta ser de gran importancia, ya que si las condiciones son adecuadas durante los primeros estados (colonización y establecimiento de las especies), es probable que las comunidades vegetales alcancen las etapas posteriores en concordancia con el ecosistema de referencia (Reay & Norton, 1999). A pesar de lo anterior, un gran número proyectos de restauración evalúan el éxito ecológico durante los estados avanzados de la restauración, superando los 10 años de edad desde su implementación (p.ej. Wilkins et al., 2003; Yang et al., 2010; Jiao et al., 2012; Wortley et al., 2013; Meli et al., 2007). Esto se fundamenta en que los estados iniciales de la restauración es un tiempo insuficiente para evaluar el resultado de las prácticas de restauración (Cortina et al., 2011). De acuerdo con lo anterior, el tiempo transcurrido desde el inicio de la restauración es reconocido como un factor importante para la selección de indicadores apropiados. Surge así la necesidad de seleccionar y proponer indicadores ecológicos adecuados para aumentar las evaluaciones enfocadas en los primeros años de la restauración. Ello permitiría a los practicantes identificar o decidir sobre la necesidad de modificar una trayectoria de sucesión no deseada y así evitar pérdidas costosas (González et al., 2013).

Para evaluar los principales atributos de un ecosistema en proceso de restauración a escala local y así determinar el éxito ecológico, es necesaria la utilización de indicadores ecológicos. Un indicador ecológico es una característica medible de la estructura (p.e. genética, poblacional, hábitat), composición (p.e. genética, especies, comunidad y tipos de paisaje) o función (p.e. genética, demográficos/ historia de vida, ecosistemas y procesos) de los sistemas ecológicos (Noss, 1990; Young & Sanzone, 2002). La información recogida por los indicadores se puede utilizar para predecir futuros cambios en el entorno, para identificar acciones de remediación o si se monitorea a través del tiempo, para identificar los cambios o tendencias de los atributos (Niemi & McDonald, 2004). La selección de estos indicadores

debe ser realizada cuidadosamente para representar la información clave sobre los atributos del ecosistema (Dale & Beyeler, 2001). Además, los indicadores deben ser relativamente fáciles y de bajo costo de medición, no tener ninguna dificultad taxonómica o incertidumbre de medida y que pueda ser replicado por otros investigadores (reproducibilidad) (Lake, 2001). Sin embargo, la marcada ausencia de procedimientos para seleccionar los indicadores adecuados, conlleva a un gran desafío por delante en identificar y proponer los mejores indicadores para determinar el éxito de la restauración.

La importancia de evaluar los atributos en ecosistemas terrestres a través de indicadores radica en la necesidad de conocer la condición del sistema restaurado con respecto al ecosistema de referencia. Los indicadores de composición informan sobre la diversidad de especies en términos de riqueza y abundancia de organismos e indirectamente sobre la susceptibilidad a las invasiones, la estructura trófica, la idoneidad del hábitat para las especies y la resiliencia de los ecosistemas (Nichols & Nichols, 2003). Los indicadores de estructura determinan la idoneidad del hábitat para las especies animales y la productividad del ecosistema, la resistencia a la erosión y además permite predecir la dirección de la sucesión vegetal junto con los indicadores de composición de especies (Jones et al., 2004; Silver et al., 2004). Por último, los indicadores del atributo funcional proveen información cuantitativa del desempeño del ecosistema en términos de ciclaje de nutrientes, secuestro de carbono, materia orgánica del suelo y niveles de fertilidad entre otros (Aronson, 1994; Hobbs & Norton, 1996; Grayson et al., 1999), esenciales para que los ecosistemas sean auto-sostenibles en el tiempo. Otro parámetro igualmente importante que se debe evaluar es el establecimiento de las especies sembradas o plantadas (por ejemplo, la tasa de supervivencia), para hacer cambios en la trayectoria de sucesión si es considerado necesario (Kanowski & Catterall, 2007).

Sin embargo, la mayoría de los estudios de restauración en ecosistemas terrestres, incluyendo los ecosistemas forestales, consideran solamente la evaluación de la composición y la estructura de la comunidad (Wortley et al., 2013) por ser los atributos mejor y con mayor frecuencia estudiados, ignorándose la importancia del componente funcional. Las funciones y los procesos ecosistémicos son raramente incluidos en las evaluaciones de restauración (Meli et al., 2017), siendo estos los que determinan la persistencia de las comunidades vegetales restauradas (Herrick et al., 2006).

Sí bien la utilización de indicadores permite la evaluación del éxito ecológico en los proyectos de restauración (Ruiz-Jaen & Mitchell Aide, 2005; Wortley et al., 2013), todavía existe una fuerte necesidad para identificar y seleccionar los indicadores adecuados que sean aplicables a escala local y proporcionen información robusta sobre el éxito de los proyectos de restauración en ecosistemas forestales (Niemi & McDonald, 2004; Suding, 2011). Más aún, es necesario que el tiempo de la restauración sea considerado para la selección de estos indicadores, es decir si el proceso de restauración se encuentra en sus estados iniciales (≤ 5 años) o avanzados (≥ 10 años).

2.2 Evaluación de la restauración a escala de paisaje

La composición y la estructura del paisaje (patrones espaciales) son factores que influyen el éxito de la restauración (Leite et al., 2013). La composición como indicador de la heterogeneidad espacial, expresa las características asociadas a la variedad y abundancia de los parches dentro del paisaje (Forman & Godron, 1986). Esto tiene especial importancia en lo relativo a la disponibilidad de hábitats requeridos por las diversas especies (Monedero & Gutiérrez, 2001). La estructura se refiere a la disposición espacial de cada tipo de parche a lo largo del paisaje, su ubicación relativa, bordes o límites de hábitats y paisajes, que expresa algunos de los procesos ecológicos fundamentales tales como: conectividad o aislamiento (Frohn, 1997). Entre las características del paisaje consideradas más importantes para el éxito de las acciones de restauración, se encuentra el aislamiento de las áreas restauradas, la cantidad de hábitat remanente y la composición del paisaje, debido que estos pueden afectar procesos ecológicos y la distribución de especies (Leite et al., 2013; Crouzeilles et al., 2016).

Es necesario considerar las características recién descritas de paisaje en las decisiones de restauración de los bosques a escala local. Ello se debe a la necesidad de mejorar la integridad del paisaje. **La integridad del paisaje** es el resultado de complejas interacciones entre diversos ecosistemas, ocurriendo dentro de un rango natural de variación (Liu & Taylor, 2002), donde se despliegan los procesos ecológicos y con ellos la diversidad correspondiente. Estos procesos tienen impacto directo o indirecto sobre el bienestar humano. En este estudio se considerará el éxito de la restauración del paisaje forestal como el mejoramiento de la integridad ecológica enfocándose en los componentes mencionados anteriormente (estructura, composición y cambio del paisaje).

Comprender la estructura del paisaje es relevante para mejorar la integridad de este, a través del mantenimiento y el aumento de la conectividad en ambientes fragmentados, donde juega un rol importante ya que la conectividad interviene en procesos claves que influyen en la biodiversidad. Estos incluyen la persistencia de las poblaciones y su recuperación después de una perturbación, el movimiento de los individuos y los genes en una población y la colonización de diferentes lugares dentro del paisaje (Lindenmayer et al., 2010). Todos estos son procesos de gran importancia que influyen en la efectividad de la restauración (Rodríguez et al., 2009). Además, estudios recientes sugieren que la estructura del paisaje específicamente la conectividad, puede estar relacionada con la resiliencia del paisaje (Tambosi et al., 2014). Lo anterior, son algunas de las razones para comprender los patrones espaciales del paisaje y la importancia que tienen sobre el éxito ecológico de la restauración a escala local.

Son reducidos y poco implementados los métodos o herramientas que evalúen el éxito de las prácticas de restauración de paisaje. Por lo tanto, surge la necesidad de generar nuevos conocimientos a través del uso de modelos espacialmente explícitos de la dinámica de la vegetación, que permitan identificar atributos de composición y estructura enfocados en la configuración espacial (conectividad) del paisaje con el fin de proteger la integridad ecológica de los ensambles de especies (Herrmann et al., 2005; Piessens et al., 2005). Los sensores remotos apoyados con modelos espaciales son algunas herramientas que sirven para evaluar la integridad ecológica del paisaje en las prácticas de restauración, aunque su utilidad sigue siendo limitada (van Leeuwen et al., 2010).

Los modelos espacialmente explícitos utilizan variables, entradas o procesos que tienen localizaciones espaciales bien definidas. Estos pueden dilucidar los efectos potenciales de las estrategias de manejo y las interacciones de perturbación en la composición del bosque y la estructura del paisaje a través de grandes escalas y por largos periodos de tiempo (Mladenoff, 2005). Específicamente el modelo LANDIS-II está diseñado para simular la dinámica de paisajes forestales a través de la incorporación de procesos ecológicos incluyendo sucesión, disturbio y dispersión de semillas (He & Mladenoff, 1999; Mladenoff, 2004; Scheller et al., 2007).

LANDIS-II ha sido usado para explorar la dinámica del paisaje forestal en distintas regiones del mundo (Scheller et al., 2007; Newton et al., 2011; Zhao et al., 2013). Este permite simular un rango de diferentes tipos de disturbios durante largos periodos de tiempo, como daños por insectos, fuego, huracanes, especies invasoras y otras amenazas ambientales. De esta forma es posible explorar las interacciones recíprocas entre la estructura del bosque y una variedad de disturbios naturales (Xi et al., 2007). A pesar de estas ventajas, este modelo no ha sido utilizado para evaluar el impacto de las acciones de restauración que buscan mejorar la integridad ecológica a escala de paisaje en el largo plazo (Xi et al., 2008; Birch et al., 2010).

Para determinar si las prácticas de restauración de paisaje mejora la integridad ecológica en términos de estructura y conectividad del paisaje, se sugiere utilizar indicadores que entreguen información sobre el mejoramiento de estos componentes. Se considerarán como indicadores las métricas descriptivas del paisaje como sustitutos a los indicadores de biodiversidad (Martensen et al., 2008; Aguilar-Garavito & Ramírez, 2015), los cuales pueden ser vinculadas a funciones ecológicas (McGarigal & Cushman, 2002). La descripción y cuantificación de la estructura del paisaje se pueden llevar a cabo a través de programas gratuitos (p.e. FRAGSTATS, CONEFOR) que permiten calcular métricas de paisaje (McGarigal & Marks, 1995; Saura & Torne, 2009).

3. Implicancias de la tesis

En Chile, la mayoría de las prácticas de restauración ecológica se han realizado en el ecosistema mediterráneo de Chile Central (V-VII Región) y la zona templada (VIII-XII), debido a la gran pérdida de hábitat y biodiversidad que ha ocurrido en estos ecosistemas caracterizados por ser hotspots con altos niveles de endemismo (Myers et al., 2000). La mayor parte de la superficie forestal original del centro-sur de Chile ha sido reemplazada por otros tipos de paisaje (Echeverría et al., 2006) como el agrícola, ganadero y de plantaciones forestales. Específicamente la V y VIII (Región de Valparaíso y del Biobío) presentó en el pasado una fuerte actividad agrícola (fines del siglo XIX y comienzo del siglo XX), que han conducido a fuertes cambios en los patrones espaciales de los bosques originales (Fuentes & Hajek, 1979).

En este contexto, el presente estudio aportará conocimientos sobre: i) indicadores ecológicos para la evaluación de las estrategias de restauración en ecosistemas forestales, ii) la

importancia de evaluar estrategias de restauración durante los primeros años del proceso, iii) la integración de la escala local y de paisaje en el éxito de la restauración y iv) el uso de herramientas útiles para planificar y evaluar las acciones de la restauración a escala de paisaje y la mejora de la integridad de este. Lo anterior contribuye con indicadores y metodologías para avanzar en los compromisos adquiridos por Chile en los diferentes convenios y estrategias mundiales (ej. Iniciativa 20x20, Desafío de Bonn, Metas Aichi, Declaración de los Bosques etc.)

El presente estudio presenta las siguientes hipótesis y objetivos incluidas desde el capítulo 2 hasta el capítulo 4.

Hipótesis

Capítulo II: La selección de indicadores de éxito ecológico basados en la efectividad del costo, facilidad de medición y la reproducibilidad, son suficientemente informativos y generales para evaluar el impacto de los tratamientos de restauración respecto al ecosistema de referencia y al control.

Capítulo III: Los indicadores ecológicos utilizados en la evaluación de los tratamientos de restauración, permiten evidenciar la recuperación de los atributos del ecosistema a corto plazo.

Capítulo IV: La integridad ecológica de paisajes forestales fragmentados se mejora mediante la restauración a escala local de aquellos ecosistemas que contribuyen a mejorar la conectividad estructural y el reemplazo de especies exóticas.

Objetivo general

Evaluar el éxito ecológico de la restauración de ecosistemas forestales a escala local y de paisaje mediante el uso de indicadores que entreguen suficiente información sobre la recuperación del ecosistema y de la integridad ecológica del paisaje.

Objetivos específicos

1. Realizar una revisión global de estudios publicados sobre el éxito ecológico de la restauración forestal para determinar: 1) el número de evaluaciones del éxito de la restauración forestal por tipo de bosque y región, 2) los atributos ecológicos y los

indicadores utilizados para evaluar el éxito, y 3) los indicadores específicos utilizados en las diferentes etapas del proceso de recuperación.

2. Evaluar el éxito ecológico en ensayos de restauración forestal en etapas iniciales, establecidos en tres diferentes tipos de ecosistemas forestales localizados en el centro-sur de Chile, mediante un conjunto de indicadores de composición estructura y función del ecosistema.
3. Evaluar estrategias de restauración ecológica para mejorar la integridad de un paisaje forestal degradado, mediante el uso del programa LANDIS II. La integridad ecológica del paisaje fue evaluada en términos de la composición de especies (riqueza e índice de diversidad), la estructura y el cambio de paisaje forestal durante un periodo de 100 años.

Literatura citada

Aguilar-Garavito, M., and W. Ramírez 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Editorial Alexander von Humboldt.

Aronson, J. 1994. Experimental and clinical experience with distraction osteogenesis. The Cleft palate-craniofacial journal **31**:473-482.

Aronson, J., A. F. Clewell, J. N. Blignaut, and S. J. Milton 2006. Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. Journal for Nature Conservation **14**:135-139.

Aronson, J., and R. Vallejo. 2006. Challenges for the practice of ecological restoration. Oxford: Blackwell.

Bautista, S., and J. A. Alloza 2009. Evaluation of forest restoration projects. Land restoration to combat desertification. CEAM, Valencia.

Birch, J. C., A. C. Newton, C. A. Aquino, E. Cantarello, C. Echeverria, T. Kitzberger, I. Schiappacasse, and N. T. Garavito 2010. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:21925-21930.

Clewell, A., J. Aronson, and K. Winterhalder 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Sociedad Internacional para la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América.

Cortina, J., B. Amat, V. Castillo, D. Fuentes, F. T. Maestre, F. M. Padilla, and L. Rojo 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* **75**:1377-1384.

Challenge, B. 2011. The Challenge: a global effort, www.bonnchallenge.org.

Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458-1460.

Crouzeilles, R., and M. Curran 2016b. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology* **53**:440-448.

Dale, V. H., and S. C. Beyeler 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* **1**:3-10.

De Souza Leite, M., L. R. Tambosi, I. Romitelli, and J. P. Metzger 2013. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. *Natureza & Conservação* **11**:108-118.

Echeverria, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara, and A. Newton 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* **130**:481-494.

Ewers, R. M., and R. K. Didham 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* **81**:117-142.

- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487-515.
- Forman, R. T., and M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. Wiley and sons New York etc.
- Frohn, R. C. 1997. *Remote sensing for landscape ecology: new metric indicators for monitoring, modeling, and assessment of ecosystems*. CRC Press.
- Fuentes, E. R., and E. R. Hajek 1979. Patterns of landscape modification in relation to agricultural practice in central Chile. *Environmental Conservation* **6**:265-271.
- Funk, J. L., E. E. Cleland, K. N. Suding, and E. S. Zavaleta 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends Ecol Evol* **23**:695-703.
- González, E., L. Rochefort, S. Boudreau, S. Hugron, and M. Poulin 2013. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators* **32**:232-238.
- Grayson, J., M. Chapman, and A. Underwood 1999. The assessment of restoration of habitat in urban wetlands. *Landscape and Urban Planning* **43**:227-236.
- He, H. S., and D. J. Mladenoff 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology* **80**:81-99.
- Herrick, J. E., G. E. Schuman, and A. Rango 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* **14**:161-171.
- Herrmann, H., K. Babbitt, M. Baber, and R. Congalton 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation* **123**:139-149.
- Higgs, E. S. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation biology* **11**:338-348.
- Hobbs, R. J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology* **15**:354-357.

Hobbs, R. J., and V. A. Cramer 2008. Restoration Ecology: Interventionist Approaches for Restoring and Maintaining Ecosystem Function in the Face of Rapid Environmental Change. *Annual Review of Environment and Resources* **33**:39-61.

Hobbs, R. J., and D. A. Norton 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**:93-110.

Jiao, J., Z. Zhang, W. Bai, Y. Jia, and N. Wang 2012. Assessing the Ecological Success of Restoration by Afforestation on the Chinese Loess Plateau. *Restoration Ecology* **20**:240-249.

Jones, E. R., M. H. Wishnie, J. Deago, A. Sautu, and A. Cerezo 2004. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal Watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *Forest Ecology and Management* **191**:171-183.

Kanowski, J. J., and C. Catterall. 2007. Monitoring Revegetation Projects for Biodiversity in Rainforest Landscapes. Toolkit Version 1, Revision 1. <http://www.rrrc.org.au/publications/>.

Kellogg, C. H., and S. D. Bridgham 2002. Colonization during early succession of restored freshwater marshes. *Canadian Journal of Botany* **80**:176-185.

Kouki, J., E. Hyvärinen, H. Lappalainen, P. Martikainen, and M. Similä 2012. Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions* **18**:348-355.

Lake, P. S. 2001. On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration* **2**:110-115.

Leite De Souza, M., L. R. Tambosi, I. Romitelli, and J. P. Metzger 2013. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. *Natureza & Conservação* **11**:108-118.

Lindenmayer, D. B., J. F. Franklin, and J. Fischer 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* **131**:433-445.

Lindenmayer, D. B., W. Steffen, A. A. Burbidge, L. Hughes, R. L. Kitching, W. Musgrave, M. Stafford Smith, and P. A. Werner 2010. Conservation strategies in response to rapid climate change: Australia as a case study. *Biological Conservation* **143**:1587-1593.

Liu, J., and W. W. Taylor. 2002. Integrating landscape ecology into natural resource management. Cambridge University Press.

Maginnis, S., J. Rietbergen-McCracken, and A. Sarre. 2012. The forest landscape restoration handbook. Routledge.

Mansourian, S., D. Vallauri, and N. Dudley. 2005. Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer.

Martensen, A. C., R. G. Pimentel, and J. P. Metzger 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* **141**:2184-2192.

McGarigal, K., and S. A. Cushman 2002. The Gradient Concept of Landscape Structure: Or, Why Are There So Many Patches. Available at the following website: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html>.

McGarigal, K., and B. J. Marks 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Meli, P., K. D. Holl, J. M. R. Benayas, H. P. Jones, P. C. Jones, D. Montoya, and D. M. Mateos 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PloS one* **12**:e0171368.

Metzger, J. P., and P. H. Brancalion 2013. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: A powerful approach to Shape

Neolandscapes. *Nat a Conserv* **11**:103-107.

Mladenoff, D. J. 2004. LANDIS and forest landscape models. *Ecological Modelling* **180**:7-19.

Mladenoff, D. J. 2005. The promise of landscape modeling: successes, failures, and evolution. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK:90-100.

Monedero, C., and M. Gutiérrez 2001. Análisis cuantitativo de los patrones espaciales de la cobertura vegetal en el geosistema montañoso tropical El Ávila. *Ecotrópicos* **14**:19-30.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, and J. Kent 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.

Newton, A. C., R. F. Del Castillo, C. Echeverría, D. Geneletti, M. González-Espinosa, L. R. Malizia, A. C. Premoli, J. M. Rey Benayas, C. Smith-Ramírez, and G. Williams-Linera 2012. Forest Landscape Restoration in the Drylands of Latin America. *Ecology and Society* **17**.

Newton, A. C., C. Echeverría, E. Cantarello, and G. Bolados 2011. Projecting impacts of human disturbances to inform conservation planning and management in a dryland forest landscape. *Biological Conservation*.

Nichols, O. G., and F. M. Nichols 2003. Long-Term Trends in Faunal Recolonization After Bauxite Mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* **11**:261-272.

Niemi, G. J., and M. E. McDonald 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*:89-111.

Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology* **4**:355-364.

O'Neill, R. V., A. R. Johnson, and A. W. King 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology* **3**:193-205.

Piessens, K., O. Honnay, and M. Hermy 2005. The role of fragment area and isolation in the

conservation of heathland species. *Biological Conservation* **122**:61-69.

Reay, S. D., and D. A. Norton 1999. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand forest. *Restoration Ecology* **7**:298-308.

Rey Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Diaz, and J. M. Bullock 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* **325**:1121-1124.

Rodrigues, R. R., R. a. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**:1242-1251.

Ruiz-Jaen, M. C., and T. Mitchell Aide 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569-577.

Saura, S., and J. Torne 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* **24**:135-139.

Scheller, R. M., J. B. Domingo, B. R. Sturtevant, J. S. Williams, A. Rudy, E. J. Gustafson, and D. J. Mladenoff 2007. Design, development, and application of LANDIS-II, a spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. *Ecological Modelling* **201**:409-419.

SER 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ, USA.

Shvidenko, A., C. V. Barber, R. Persson, P. Gonzalez, R. Hassan, P. Lakyda, I. McCallum, S. Nilsson, J. Pulhin, and B. Van Rosenburg 2005. Forest and woodland systems. *Ecosystems and human well-being* **1**:585-621.

Silver, W. L., L. M. Kueppers, A. E. Lugo, R. Ostertag, and V. Matzek 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* **14**:1115-1127.

Sobre La Diversidad Biológica, C. 1992. Cumbre de la Tierra. Río de Janeiro. Brasil.

Suding, K. N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. Pages 465-487 in D. J. Futuyma, H. B. Shaffer and D. Simberloff, editors. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 42.

Summit, U. C. 2014. New York Declaration on Forests. United Nations, New York, NY. <http://www.un.org/climatechange/summit/wp-content/uploads/sites/2/2014/07/New-York-Declaration-on-Forest-%E2%80%93-Action-Statement-and-Action-Plan.pdf>.

Tambosi, L. R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro, and J. P. Metzger 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* **22**:169-177.

Tambosi, L. R., and J. P. Metzger 2013. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. *Natureza & Conservação* **11**:152-157.

Urbanska, K. M., and M. Fattorini 2000. Seed Rain in High-Altitude Restoration Plots in Switzerland. *Restoration Ecology* **8**:74-79.

Van Leeuwen, W. J., G. M. Casady, D. G. Neary, S. Bautista, J. A. Alloza, Y. Carmel, L. Wittenberg, D. Malkinson, and B. J. Orr 2010. Monitoring post-wildfire vegetation response with remotely sensed time-series data in Spain, USA and Israel. *International Journal of Wildland Fire* **19**:75-93.

Wilkins, S., D. Keith, and P. Adam 2003. Measuring success: evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland on the Cumberland Plain, Sydney, Australia. *Restoration Ecology* **11**:489-503.

Wortley, L., J.-M. Hero, and M. Howes 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* **21**:537-543.

WRI 2014. <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20>

WRI 2015. <http://www.wri.org/our-work/project/african-restoration-100>

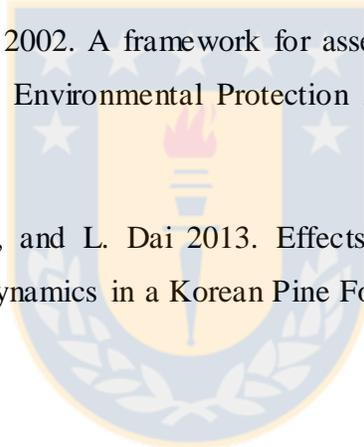
Wright, J. P., S. Naeem, A. Hector, C. Lehman, P. B. Reich, B. Schmid, and D. Tilman 2006. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecology Letter* **9**:111-120.

Xi, W., R. N. Coulson, J. D. Waldron, M. D. Tchakerian, C. W. Lafon, D. M. Cairns, A. G. Birt, and K. D. Klepzig 2008. Landscape modeling for forest restoration planning and assessment: Lessons from the southern Appalachian Mountains. *Journal of Forestry* **106**:191-197.

Yang, Z., H. Jin, and G. Wang 2010. An assessment of restoration success to forests planted for ecosystem restoration in loess plateau, Northwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment* **164**:357-368.

Young, T. F., and S. Sanzone 2002. A framework for assessing and reporting on ecological condition: An sab report. US Environmental Protection Agency Science Advisory Board, Washington, DC.

Zhao, F., J. Yang, H. S. He, and L. Dai 2013. Effects of Natural and Human-Assisted Regeneration on Landscape Dynamics in a Korean Pine Forest in Northeast China. *PloS one* **8**:e82414.



Capítulo II

Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review

Paula Gatica-Saavedra^{1*}, Cristian Echeverría^{1,2}, Cara R. Nelson³

¹Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Laboratorio de Ecología de Paisaje, Concepción, Chile. ²Millennium Nucleus Center for the Socioeconomic Impact of Environmental Policies (CESIEP), Santiago, Chile. ³Department of Ecosystem and Conservation Sciences, W.A. Franke College of Forestry and Conservation, University of Montana, Montana, USA.

Publicado en *Restoration Ecology*. Vol. 25, No. 6, pp. 850–857

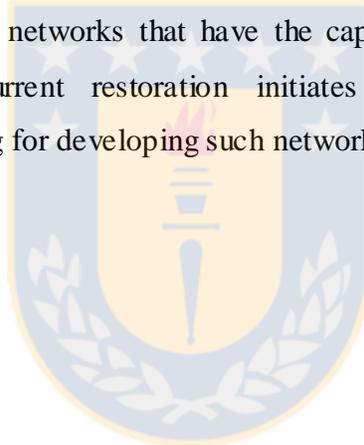
Abstract

Restoration is increasingly being used to reverse degradation and destruction of forest ecosystems. With increasing investment in restoration, there is an urgent need to develop effective programs to assess treatment efficacy and effects. We conducted a global review of forest restoration assessments, in order to identify geographic trends in the locations where assessments have been implemented and the specific ecological attributes (ecosystem composition, structure, and function) and indicators being used to measure effects. We found that the number of forest restoration assessments varied by region and was not related to degree of degradation or restoration need. Some regions, like Africa, which have experienced high rates of forest loss and degradation, had few assessments. The majority (43%) of assessments included indicators for only two of three key ecological attributes (composition-structure or composition-function) and assessments on average used less than three indicators per attribute. The most commonly employed indicators for composition were richness and abundance of plant species and for structure were height and diameter of trees, variables that are generally relatively easy to measure. The use of functional indicators has been increasing over time and they are now more commonly used than structural indicators. The most common functional indicators were soil functions. Most investigators evaluated treatment effects for 6-10 years after implementation. Our findings related to gaps in analysis of ecological indicators can serve as a guide for developing monitoring and assessment protocols for current global forest restoration initiatives by 2020-2030.

Key words: community composition, community structure, ecosystem functions, evaluation, monitoring, verification.

Implications for practice

- Given the scale and scope of forest restoration, there is a need for additional assessments of the effectiveness of treatments, especially in regions with high forest degradation and loss.
- Because forest ecosystems are highly complex, assessments of the efficacy of forest restoration should include multiple variables related to composition, structure, and function, rather than the rather limited number currently being used. In addition to using a larger overall number of indicators, we recommend increasing the focus on functional diversity and spatial pattern analysis. These are key metrics for understanding ecosystem complexity and integrity that have been rarely measured.
- The fact that individual assessments have used too few indicators suggests the need for developing assessment networks that have the capacity for synthetic efforts across multiple projects. Current restoration initiatives should reserve a portion of implementation funding for developing such networks.



Introduction

In recent years, there has been increasing interest in forest restoration as a means for improving ecological sustainability and increasing delivery of ecosystem goods and services (Rey Benayas et al., 2009; Blignaut et al., 2014). For instance, many countries have already begun to implement large-scale restoration programs (e.g., Alexander et al. 2011; Schoennagel & Nelson 2011) and initiatives such as the Bonn Challenge (IUCN 2011), the New York Declaration on Forests (Summit, 2014), and the 20x20 Initiative (Hildebrandt & Poggi 2014) challenge nations to develop programs to meet large-scale forest restoration targets over short time frames. However, the efficacy and effects of most practices for repairing these forests remain largely unknown (DellaSala et al., 2003), limiting the ability to determine the overall impact of current investments in restoration. Despite a critical need to assess the outcomes of forest restoration, the global forest restoration community lacks standards for evaluation and verification of restoration efficacy and effects, although efforts are currently underway to develop these (FAO 2015). To contribute to these ongoing efforts, we reviewed and evaluated the indicators used to monitor forest restoration to provide guidance to the global forest restoration community as it works to develop and adopt verification standards.

Given the large investment of time, effort and money in forest restoration initiatives, it is imperative that standards of practice for assessing the effectiveness of forest restoration are in place (Hobbs 2003). Without adequate assessment of restoration outcomes, managers will not be able to determine if proposed objectives were met and, equally as important, if there were any unintended consequences, positive or negative. In addition, knowledge gained from assessments allows managers to utilize adaptive management strategies and to make mid-course corrections or large-scale changes in management direction (Lake, 2001; Hobbs, 2003; Wortley et al., 2013).

Restoration aims to repair multiple facets of an ecosystem, including its composition, structure, and function (SER, 2004; McDonald et al., 2016). Composition refers to the identity and variety of elements in a collection and includes species diversity and abundance (Noss, 1990). Structure refers to the physical organization or patterns of a system and determines the suitability of the habitat (Franklin et al., 1981). Function refers to ecological and evolutionary

processes and provides information on the resilience of the restored ecosystem (Franklin et al., 1981).

Although previous investigators have synthesized information on indicators that are used to evaluate restoration success in general across all ecosystems (Ruiz-Jaen & Aide 2005; Wortley et al. 2013), measures or indicators of success have not yet been specifically identified or summarized for forest ecosystems. The dynamics and processes of forests differ from those of rivers or other terrestrial ecosystems such as grassland, as do the drivers of these dynamics and processes. Therefore, the indicators of responses to management should be tailored specifically to the type of ecosystem being restored. For this reason, there is a need for ecosystem-specific synthetic information about methods for measuring treatment effectiveness (Vallauri et al., 2002; Suding, 2011), including ecological indicators and the frequency and duration (time since treatment) of assessments within and among regions. To date, investigators have assessed indicators to measure the effects of restoration in certain types of ecosystems, such as rivers (Palmer et al., 2005; Morandi et al., 2014) and wetlands (Doren et al., 2009a), but not forests.

Understanding trends in past assessments of forest restoration will allow managers to target gaps in information for specific forest ecosystem types and stages of recovery. In addition, knowledge of the specific indicators used in the past may inform development of future assessment programs. Towards these ends, we conducted a global review of published studies of ecological success of forest restoration in order to determine: 1) the number of assessments of forest restoration success by forest type and region, 2) the ecological attributes and indicators used to assess success, and 3) the specific indicators used in different stages of the recovery process.

Materials and Methods

Literature search

To identify published studies on the efficacy and effects of forest restoration, we searched two databases, one global, "Web of Science" (WoS), and the other regional, "SciELO". SciELO is a Latin American and Caribbean search engine that includes ISI and non-ISI journals but also includes countries like South Africa, Portugal and Spain. We included it to capture

publications from Latin America, because of the large percentage of forest restoration projects being implemented in this region (Meli et al., 2017). We pooled the WOS and SCIELO articles for our analyses of attributes and indicators, but did not combine data from these databases for assessment of geographic trends, in order to avoid bias by the inclusion of a region-specific database.

The literature searches in both databases were restricted to articles published between January 1980 and February 2016. For WoS, we searched for the following keywords in the abstracts or title: “restor* OR recov* OR rehab*” AND “assess* OR evaluat*” AND “indicators OR measures OR variables” AND “forest*”. By using the partial key word “forest”, we included in the search all types of forest ecosystem, including native and indigenous ecosystems in any region of the world. For SciELO, we used the keywords “ecological restoration” and “restauración ecológica” in the abstract or title, because this search engine does not recognize specific compound operators. Then, we screened each article and excluded any that did not meet the following criteria: (i) the main objective of the study was assessment of either active (management intervention to initiate the process of restoration) or passive (natural recovery of the ecosystem after a disturbance or abandonment) restoration, (ii) the restored sites were compared to either reference ecosystem (s) (forest similar to the project site but that was never degraded) or control(s) (degraded forest without restoration treatments), and (iii) the articles included information on the specific ecological attributes and indicators used for assessment.

For each selected publication, we recorded the region, type of forest and time period of the assessment (time span from the start of treatment implementation until the first year of assessment). The time period was recorded as one of the following: 0–5, 6–10, 11–15, 16–20, and greater than 20 years. There were 13 chronosequence studies that included more than one assessment period; for these, we recorded each of the time periods assessed. Besides these chronosequence studies, no other articles evaluated data in more than one of our time-period categories.

We classified the ecological indicators used in each publication according to the three ecosystem attributes originally proposed by Noss (1990) and adapted by Ruiz-Jaen and Aide (2005) and Wortley et al. (2013): composition, structure, and function. For composition, we included variables related to diversity (including richness, similarity, evenness, dominance and

others) and abundance of flora and fauna. For structure, we included variables related to changes in vegetation structure, including height, diameter, weight, vegetation cover, and canopy closure. For function, we included all indicators that directly or indirectly measure ecosystem processes and functions, including soil parameters (soil pH, soil nutrient content, and others), as indicators of nutrient dynamics, soil formation and carbon storage, the diversity (including species and functional richness) and abundance of bioindicators, trophic interactions and functional diversity. Finally, we recorded whether survival or growth of planted species was assessed; these metrics were not included in the analysis of ecosystem attributes.

Results

We found a total of 1227 publications from the Web of Science search. Of these, only 78 (6.4%) met our selection criteria. The SciELO search resulted in 120 publications, of which only 16 (13.3%) met selection criteria. Thus, we used a total of 94 publications for analysis.

The greatest number of assessments were conducted in tropical forests (45% of articles identified in WoS and 63% of those in SciELO). Temperate forest accounted for 29% and 31% of articles in WoS and SciELO, respectively. Within WoS, we found 6 articles (8%) on restoration of Mediterranean forest and 5 (6%) on boreal forest (there were no articles on either of these forest types in SciELO).

We found assessments of forest restoration in 25 countries. In both WoS and SciELO, there were more assessments of forest restoration conducted in South America and the Caribbean (32% and 69%, respectively) than in other continents, although North America was also well represented (23% and 25%, respectively). Europe and Africa had the fewest assessments (12% and 3%, respectively in WOS; and no studies in SciELO).

Few assessments were published between 1990 and 2004; however, published assessments increased considerably between 2010 and 2015 in all regions of the world (Fig. 2.1). South America had a higher rate of increase in the frequency of assessments compared to all the other regions.

The most frequent time period of assessment was 6-10 years after project implementation; over a quarter of assessments were done in this time period (Fig. 2.2). The next most frequent

time period was 0-5 years after project implementation, with 28% of the assessments implemented in this period. Fewer assessments were implemented between 16 and 20 years after treatment. Twelve publications did not indicate the time period of assessment.

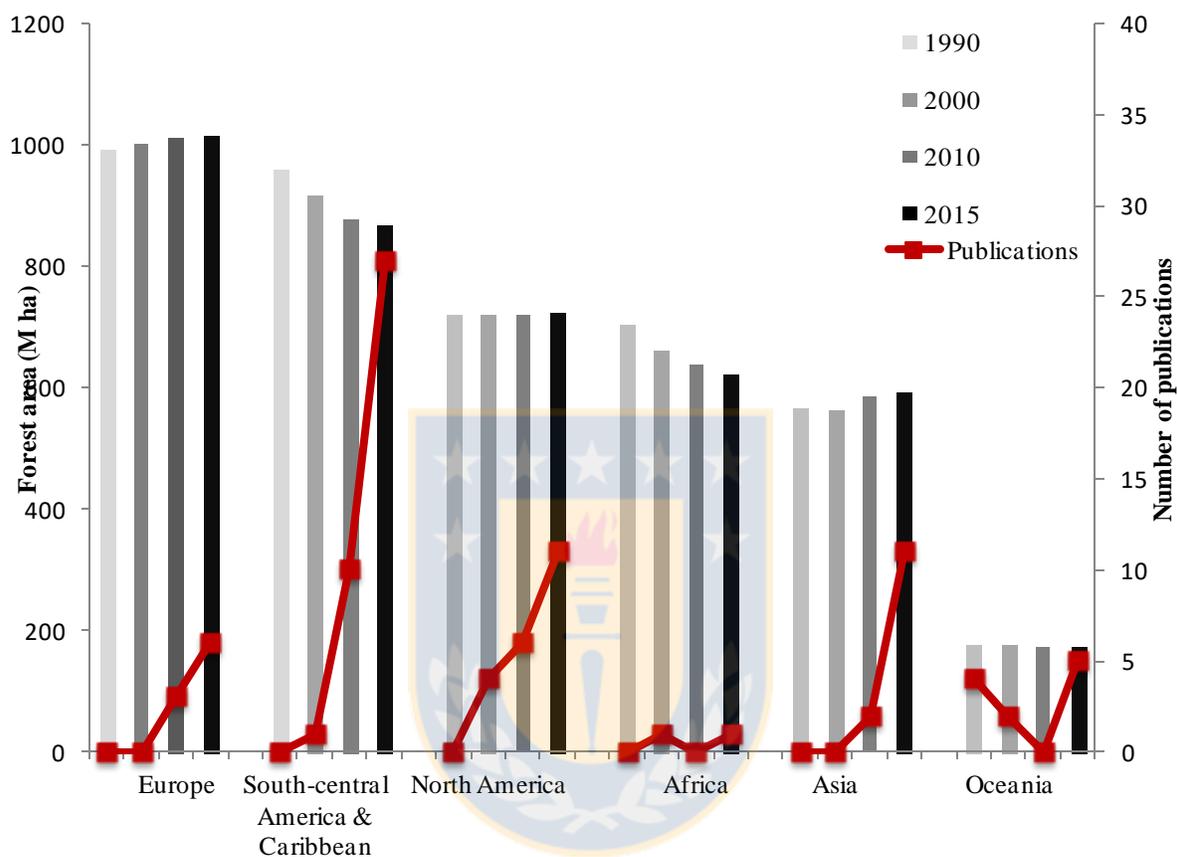


Figure 2.1. Area of forest ecosystems by world region and time period (FAO, 2015) and frequency of assessments by world regions from 1990 to 2015.

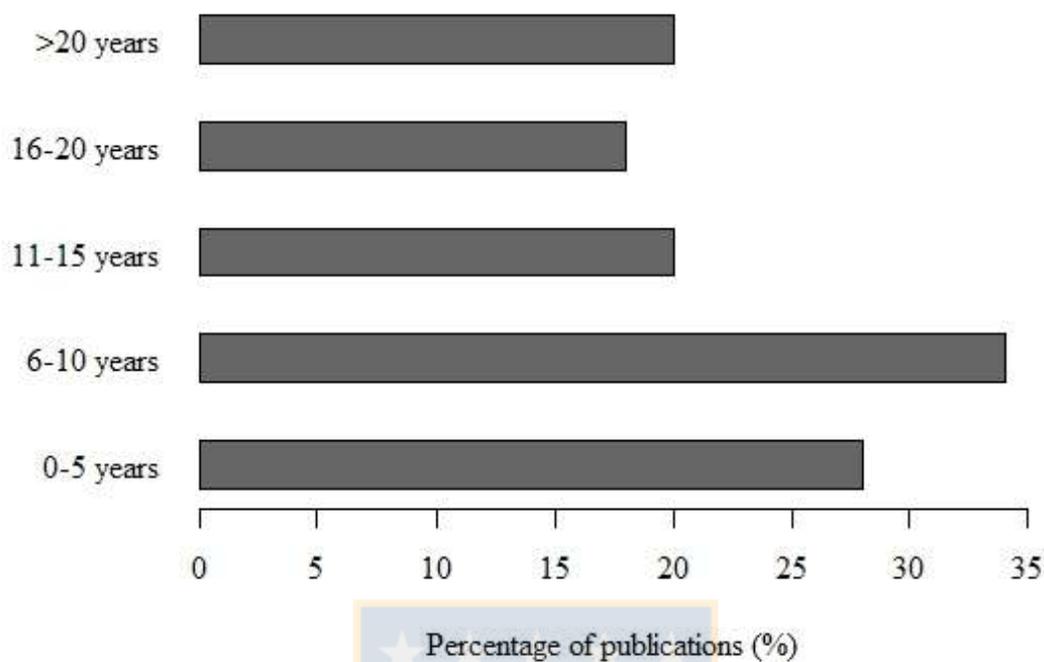


Figure 2.2. Percentage of publications according to time period (number of years between start of treatment and data collection) of assessment of ecological outcomes after forest restoration. Percentage do not sum to 100% because some studies included more than one assessment period.

Ecosystem attributes assessed

Of the three ecosystem attributes that we evaluated, composition and function were the most frequently evaluated, with 79% and 68% of publications, respectively. Structure was assessed in 56% of publications (Fig. 2.3). Only 31% of publications assessed all three attributes (composition, structure and function) (Fig. 2.3); 43% of publications assessed two of the three attributes (Fig. 2.3); and 27% publications assessed only one of the three (Fig. 2.3). The publications that assessed two of the three attributes focused mainly on composition and function and to a lesser extent on function and structure (Fig. 2.3). Publications that assessed a single attribute mostly included either function (11) or composition (10) (Fig. 2.3).

The majority of assessments that included indicators of composition and function were implemented 6-10 years or ≥ 20 years after the start of restoration process. Studies that

included structural attributes were started more frequently between 0-5 years and 6-10 years after project implementation (Table 2.1).

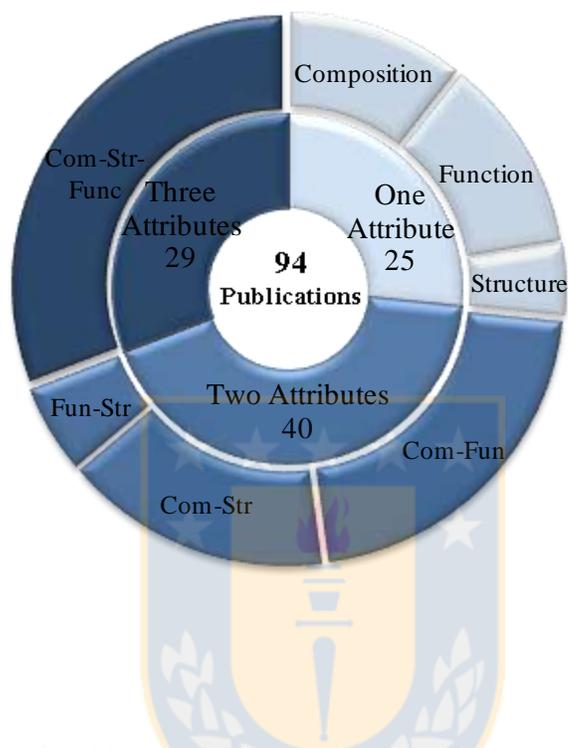


Figure 2.3. Number of publications that evaluate ecological success based on three (dark blue), two (blue), and one (light blue) ecosystem attribute. “Com” indicates composition, “Func” indicates function and “Str” indicates structure.

Indicators assessed by attribute

Composition- A total of 12 indicators were used to evaluate effects of restoration activities on forest composition, with an average of three indicators per assessment. The most commonly used indicators (each used in over 30% of studies) were plant species richness or abundance or diversity of animal species (Table 2.1). Compositional variables that were used, but with lower frequency (less than 7% of studies), include functional group composition, absolute and relative density of animal species and importance value index (IVI) (Table S1, Supporting information).

Structure- A total of 16 indicators were used to assess effects of restoration on forest structure, with an average of two indicators per publication. The main indicators used for structure were total coverage of vegetation by life form (in temperate forests), and height and diameter at of trees (tropical forests) (Table 2.1; Table S2, Supporting Information). Less frequently used indicators were structure of litter and number of fallen and standing dead trees.

Function- We found 13 indicators of ecosystem function, with an average of two per publication. The three most commonly used were all related to soils: chemical composition and physical characteristics, and assemblage of bioindicators (soil organisms that are indicators of ecosystem processes) (Table 2.1). Other indicators that were used, but were less frequent, include biotic interactions (e.g., pollination) and soil enzyme activity (e.g., urease, phosphatase). Bioindicators, were used more frequently in assessments of tropical forests than in assessments of other forest types (Table 2.1; Table S3, Supporting Information).

Table 2.1. Most frequently (> 30%) used indicators to evaluate the attributes of composition, structure and function during different time-periods after restoration started. Data correspond to the percentage of publications (%) within a time period that used each indicator. Bold font indicates indicators with greater than 25% frequency within a time period. Publications that did not identify the age range were not presented in the table.

	Indicators	0-5 years	6-10 years	11-15 years	16-20 years	>20 years
Composition	Plant species richness	13	30	9	11	26
	Absolute or relative abundance of animal species	23	27	12	19	8
	Evenness index	13	35	4	17	26
	Richness of animal species	17	17	22	17	17
Vegetation Structure	Coverage by life forms	21	29	8	13	18
	Total height of trees	24	36	4	8	20
	Diameter at breast height (dbh)	17	33	13	13	21
	Canopy cover	13	38	6	19	25
Function	Chemical soil parameters	22	22	9	13	30
	Physical parameters of soil	18	23	5	18	32
	Bioindicators	32	26	21	16	0

Assessment of planted species

Six publications included survival rate of planted species as an indicator of restoration success. All of these took place in the years immediately after restoration treatment. In addition, one study included height growth of planted species as an assessment metric.

Discussion

Trends in assessment of forest restoration success

This global review is the first to analyze the metrics used to evaluate the efficacy and effects of restoration specifically for forest ecosystems.

Although the number of assessments increased over time in all regions of the globe, there was high variability among regions. South America was the region with the most assessments. This continent has had a particular focus on using restoration to reverse declines in forest area (FAO 2015). The number of assessments was particularly high in Brazil, which leads South America in public policies and legislation aimed at increasing the effectiveness of forest restoration. For instance, Brazil passed legal requirements to improve forest restoration, such as requiring the use of native species and requiring practitioners to have knowledge about restoration (Aronson et al., 2011). In contrast to South America, other regions that have also experienced high rates of forest loss had few assessments. For instance, we found few assessments in Africa, despite the rapid decline in forest area on this continent (FAO 2015). A low number of assessments for this region was also reported by Ruiz-Jaen & Aide (2005) and Wortley et al. (2013) in their reviews of restoration in all ecosystems types. Thus, conducting additional assessments in Africa should be a priority. Recent programs, such as the African Forest Landscape Restoration Initiative (AFR100), which aims to restore 100 million hectares by 2030 (African Union, 2015), may lead to increases in assessment activities.

Other areas of the world in which restoration is a priority due to high rates of deforestation (e.g., Indonesia, Nigeria, Myanmar and Paraguay) also may be priorities for assessing the efficacy and effect of forest restoration. The development of national and international networks of ecological restoration scientists and practitioners may promote such efforts.

Ecological attributes assessed in forest restoration

The majority of assessments were not comprehensive in terms of assessing all three ecological attributes. Composition and function were assessed slightly more frequently than structure, a result that is consistent with Wortley et al. (2013) and Kollmann et al. (2016), but contrary to the 2005 study by Ruiz-Jaen & Aide. The difference in finding between the 2005 and more recent evaluations is indicative of changes in the field. Recovering the functions of ecosystems is now an explicit objective of restoration (McDonald et al. 2016), due in part to increased interest in restoration of ecosystem services that are maintained by these functions (Herrick et al., 2006; Rey Benayas et al., 2009). Previous restoration projects were mainly designed based on compositional and structural targets (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Brudvig, 2011), and practitioners assumed that recovery of ecological functions would follow changes in composition and structure (Majer & Nichols, 1998; Young, 2000). Today, there are a greater number of restoration projects that focus on recovery of highly disturbed landscapes (Antunes et al., 2009; Banning et al., 2011); these projects more often use soil variables that are related to below-ground functions (e.g. soil properties as indicators) to assess success.

The focus on ecological functions as an indicator of success, however, was not consistent among forest types. Function was assessed less frequently in temperate forests than in other forest types, perhaps because functional attributes, such as carbon storage and litter decomposition (Heneghan et al., 1999; Balvanera et al., 2006) recover more slowly in temperate forests. Investigators working in temperate forests tended to select indicators that change relatively rapidly in these forest types, such as the composition of the herbaceous layer and changes in growth and diameter of seedlings (Swanson et al., 2011).

Indicators used in assessments of forest restoration success

To facilitate inference about the degree of ecosystem recovery, there are clear advantages to using ecological indicators that are easily measured, cost effective and easily interpretable by lay people (Dale & Beyeler, 2001; Dey & Schweitzer, 2014). Some of the highly used indicators in the studies we reviewed met these criterion. For instance, richness and abundance of plant species, both of which are relatively easy to measure indicators of plant species diversity (Lindenmayer et al., 2000), were widely used. Similarly, the most frequently used

indicators of vegetation structure, height and diameter of the trees in the forest canopy, are metrics that are relatively easy and quick to measure (Ruiz-Jaen & Aide, 2005). In addition to being cost-effective, these indicators are useful for showing relationships between structural complexity and the recovery of fauna and ecosystem processes (Swanson et al., 2011). We also found, however, that some of the selected composition indicators were not simple or inexpensive to measure. A good example is the richness and abundance of animal species (Dale & Beyeler, 2001).

We found that the most commonly used functional indicators were soil variables (pH, bulk density, soil moisture), although nutrient content and biomass of litter, were also widely used—a result which was also reported by Kollmann et al. (2016). These indicators also are relatively expensive to measure; the fact that they are widely used suggests that the cost is offset by the quality of the information provided. Bioindicators also were frequently used as a proxy for ecosystem function, due to their contributions to seed dispersal, decomposition, nutrient cycling, geomorphic and other processes (Heneghan et al., 1999; Nichols et al., 2008). For instance, certain families of epigeous arthropods (e.g., dung beetles) were commonly used as bioindicators in tropical forests assessments, because they are broadly distributed, their taxonomy and ecology are relatively well known, they are tightly linked to ecosystem processes (Gerlach et al., 2013; Araújo et al., 2015) and they are highly sensitive to ecosystem changes. Despite the advantages of using bioindicators, they can be expensive to sample if specialists are required for identification, which could limit the feasibility of their use.

Most forest restoration assessments used too few indicators to reliably determine changes in composition, structure and function of the ecosystem. On average, there were less than three indicators per ecological attribute. Given that forest ecosystems are inherently complex, we suggest the use of multiple indicators for each attribute. In particular, we recommend prioritizing function groups in future assessments. Although assessment and, specifically, quantification of functional diversity (functional richness, functional divergence or functional evenness) can help managers understand the overall recovery trajectory of the target area and may help explain effects on ecosystem processes and resilience (Pywell et al., 2003; Díaz et al., 2007), only 16% of the publications reported functional traits or functional diversity as an

indicator of ecological success in forest ecosystems. In addition, indicators related to spatial patterns (e.g., coefficient of variation of distance to nearest neighbor tree) within forest stands have been rarely used, despite the critical importance of spatial patterns to forest ecosystem processes (Franklin & Van Pelt, 2004; McIntire & Fajardo, 2009; Churchill et al., 2013). Future assessments would benefit greatly by inclusion of spatial pattern analysis.

Time period of assessment

There were more ecological assessments of forest restoration performed 6 to 10 years after treatments were implemented than any other time-period, a trend which Wortley et al. (2013) also reported for assessments performed across all types of terrestrial ecosystems. It is critical to monitor the early stages after restoration, to assess whether there is adequate colonization of native species, the initial successional trajectories and equilibrium dynamics, and any priority effects (Reay & Norton, 1999; Curran et al., 2014); therefore, assessments in the early stages of recovery are needed to trigger adaptive management and to provide information on any unintended consequences (Murray & Marmorek, 2003; González et al., 2013).

It is also important to measure success of forest restoration in later stages of the restoration process, 10 or more years since restoration implementation, because conditions in the short-term may not be predictive of long-term ecosystem responses or successional trajectories (Cortina et al., 2011).

Although there was some variation in selection of indicators based on the time period of the assessment, most indicators were used in multiple time periods. Bioindicators were the only indicators that were not used in all time periods. Their use was restricted to the early stages of restoration, when they may be especially useful due to their sensitivity to detection of environmental change (Maleque et al., 2009; Araújo et al., 2015).

Conclusion and recommendations

Determining the efficacy and effects of forest restoration is a complex task, but one that is essential both for documenting returns on restoration investments, as well as for improving the quality of future efforts to repair degraded forests. Currently, nations across the globe are working to develop restoration plans to meet ambitious targets set forth in regional and

national forest restoration policies (e.g., Sao Paulo State Resolution SMA 32/2014, Brazil; Environmental Protection Law, China) as well as global commitments (e.g., Aichi Biodiversity Targets). As these restoration plans are developed, it is imperative that monitoring, assessment and verification plans are adopted simultaneously. The quality of restoration assessments, however, will be driven by the selection of indicators. Our assessment of the types of indicators that have been used in previous studies of the effects of forest restoration, as well as variation by region and age of recovery, highlight some important gaps in previous assessments. One of our most significant findings is the need for use of a greater number of indicators of the effects of forest restoration. Unless a greater number are used, investigators may not be able to understand the extent to which management activities are contributing to restoring ecological complexity and integrity in forest ecosystems and contributing to achieving global conservation goals

The fact that too few indicators were used suggests the need to increase awareness about the importance of assessing composition, structure, and function using multiple metrics of success for each and potentially to increase available funding for monitoring and assessment. In addition, there is a need for standardized methods for assessments across multiple projects that will allow for more generalizable inference and learning than will individual monitoring efforts implemented at the project level and for free-access publication of results. As forest restoration programs are developed at the national and international levels, allocating a percentage of implementation funds for assessment activities might help with developing effective monitoring networks.

Acknowledgments

We appreciate the comments of the anonymous reviewers for their great contribution to the paper and to the National Commission for Scientific and Technological Research (CONICYT) that financed the doctoral thesis. In addition, Cara R. Nelson was supported through a United States Department of State Fulbright Scholarship.

Literature cited

African Union 2015. <http://www.wri.org/our-work/project/african-restoration-100> (accessed on 10 November 2016)

Alexander, S., Nelson CR, Aronson J, Lamb D, Cliquet A, Erwin KL, Finlayson CM, De Groot RS, Harris JA, Higgs ES 2011. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. *Restoration Ecology* 19:683-689

Antunes, SC., Curado N, Castro BB, Gonçalves F 2009. Short-term recovery of soil functional parameters and edaphic macro-arthropod community after a forest fire. *Journal of Soils and Sediments* 9:267-278

Araújo, ASF., Eisenhauer N, Nunes LaPL, Leite LFC, Cesarz S 2015. Soil Surface-Active Fauna in Degraded and Restored Lands of Northeast Brazil. *Land Degradation & Development* 26:1-8

Aronson, J., Brancalion PH, Durigan G, Rodrigues RR, Engel VL, Tabarelli M, Torezan J, Gandolfi S, De Melo AC, Kageyama PY 2011. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology* 19:690-695

Balvanera, P., Pfisterer AB, Buchmann N, He JS, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9:1146-1156

Banning, NC., Gleeson DB, Grigg AH, Grant CD, Andersen GL, Brodie EL, Murphy D 2011. Soil microbial community successional patterns during forest ecosystem restoration. *Applied and environmental microbiology* 77:6158-6164

Blignaut, J., Aronson J, De Groot R 2014. Restoration of natural capital: A key strategy on the path to sustainability. *Ecological Engineering* 65:54-61

Brudvig, LA 2011. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? *Am J Bot* 98:549-558

Cortina, J., Amat B, Castillo V, Fuentes D, Maestre FT, Padilla FM, Rojo L 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* 75:1377-1384

Curran, M., Hellweg S, Beck J 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24:617-632

Churchill, DJ., Larson AJ, Dahlgreen MC, Franklin JF, Hessburg PF, Lutz JA 2013. Restoring forest resilience: from reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *Forest Ecology and Management* 291:442-457

Dale, VH., Beyeler SC 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10

Dellasala, D., Martin A, Spivak R, Schulke T, Bird B, Criley M, Van Daalen C, Kreilick J, Brown R, Aplet G 2003. A citizen's call for ecological forest restoration: Forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration* 21:15

Dey, DC., Schweitzer CJ. 2014 Restoration for the future: endpoints, targets, and indicators of progress and success. *Journal of sustainable forestry* 33:S43-S65

Díaz, S., Lavorel S, Chapin III FS, Tecco PA, Gurvich DE, Grigulis K 2007. Functional diversity—at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. Pages 81-91. *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer.

Doren, RF., Trexler JC, Gottlieb AD, Harwell MC 2009. Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological Indicators* 9:S2-S16

FAO 2015. *Global Forest Resources Assessment*. FAO Forestry paper No.1 UN Food and Agriculture Organization, Rome

Franklin, JF., Denison W, Mckee A, Maser C, Sedell J, Swanson F, Juday G 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests

Franklin, JF., Van Pelt R 2004. Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry* 102:22-28

Gerlach, J., Samways M, Pryke J 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview

of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17:831-850

González, E., Rochefort L, Boudreau S, Hugron S, Poulin M 2013. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators* 32:232-238

Gpflr, wri, south Dakota state university & IUCN. 2011 The Bonn Challenge: A world of opportunity [brochure]. Bonn, Germany

Heneghan, L., Coleman D, Zou X, Crossley D, Haines B 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical–temperate comparisons of a single substrate. *Ecology* 80:1873-1882

Herrick, JE., Schuman GE, Rango A 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14:161-171

Hildebrandt, A., Poggi J 2014. El reto de la Cop 20 para el Perú. *Saber y Hacer* 1:78-87

Hobbs, RJ., (2003) Ecological management and restoration: Assessment, setting goals and measuring success. *Ecological Management & Restoration* 4:S2-S3

Lake, PS., 2001. On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration* 2:110-115

Lindenmayer, D., Margules C, Botkin D 2000. Indicators of forest sustainability biodiversity: the selection of forest indicator species. *Conservation biology* 14:941-950

Majer, Nichols 1998. Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology* 35:161-182

Maleque, MA., Maeto K, Ishii HT 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied Entomology and Zoology* 44:1-11

McDonald, T., Gann G, Jonson J, Dixon K 2016. International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological

Restoration, Washington, DC Front cover photo credits:© Marcel Huijser, Errol Douwes,© Marcel Huijser Back cover photo credits:© Marcel Huijser. Soil-Tec, Inc.,© Marcel Huijser, Bethanie Walder

Mcintire, EJ.,Fajardo A 2009. Beyond description: the active and effective way to infer processes from spatial patterns. *Ecology* 90:46-56

Meli, P., Holl KD, Benayas JMR, Jones HP, Jones PC, Montoya D,Mateos DM 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PloS one* 12:e0171368

Morandi, B., Piégay H, Lamouroux N,Vaudor L 2014. How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *J Environ Manage* 137:178-188

Murray, C.,Marmorek D 2003. Adaptive management and ecological restoration. *Ecological Restoration of Southwestern Ponderosa Pine Forests* (Freiderici P, ed). Washington, DC: Island Press:417-428

Nichols, E., Spector S, Louzada J, Larsen T, Amezquita S, Favila M,Network TSR 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141:1461-1474

Noss, RF 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology* 4:355-364

Palmer, M., Bernhardt E, Allan J, Lake P, Alexander G, Brooks S, Carr J, Clayton S, Dahm C,Follstad Shah J 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42:208-217

Pywell, RF., Bullock JM, Roy DB, Warman L, Walker KJ,Rothery P 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40:65-77

Reay, SD.,Norton DA 1999. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand forest. *Restoration Ecology* 7:298-308

Rey Benayas, JM., Newton AC, Diaz A, Bullock JM 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121-1124

Ruiz-Jaen, MC., Mitchell Aide T 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13:569-577

Schoennagel, T., Nelson CR 2011. Restoration relevance of recent National Fire Plan treatments in forests of the western United States. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:271-277

SER 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ, USA.

Suding, KN 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. Pages 465-487 in D. J. Futuyma, H. B. Shaffer and D. Simberloff, editors. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 42.

Summit UC 2014. New York Declaration on Forests. United Nations, New York, NY

Swanson, ME., Franklin JF, Beschta RL, Crisafulli CM, Dellasala DA, Hutto RL, Lindenmayer DB, Swanson FJ 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:117-125

Vallauri, DR., Aronson J, Barbero M 2002. An analysis of forest restoration 120 years after reforestation on badlands in the Southwestern Alps. *Restoration Ecology* 10:16-26

Wortley, L., Hero J-M, Howes M 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21:537-543

Young, TP 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92:73-83

	0-5	6-10	11-15	16-20	>20	No indication	TRO	TEM	SUBTRO	MED	BOR	PSP	CSP	BIO	SNC	SOM	FT	LB	MB	PR	TSD	SP	EA	MY
Ferreira da Nóbrega et al. (2008)				X			X										X			X				
Goldsmith et al. (2007)			X				X							X										
Itioka et al. (2015)					X		X					X												
Jansen A (1997)		X					X							X										
Larison et al. (2001)		X					X							X										
Londe et al. (2015)	X						X																X	
Miranda Neto et al. (2014)					X		X										X	X			X			
Reis Valpassos (2007)			X				X												X					
Suganuma & Durigan (2015)					X		X										X					X		
Rocha et al. (2015)		X					X					X	X											
Wang et al. (2010)					X		X					X						X						
Zeppelini et al. (2009)				X			X							X				X						
Fernandez & Zambrano (2011)						X	X							X										
Miranda Neto et al. (2012)					X		X					X	X				X					X		
Venancio Martins et al. (2008)						X	X																X	
Suganuma & Domingues (2013)	X						X					X			X	X								
Daronco et al. (2013)		X					X										X							
Almeida & Barbosa (2013)		X					X										X					X		
Miranda Neto et al. (2014)		X					X										X	X				X		
Celentano et al. (2011)	X						X						X			X		X						
Yang et al. (2010)					X			X					X		X					X				
Reay & Norton (1999)					X			X				X						X						

Jiao et al. (2010)				X					X			X								
Evans et al. (2013)	X								X			X								
Borchard et al. (2014)	X								X		X									
Ciarkowska et al. (2014)				X					X	X		X								X
Courtney et al. (2009)		X							X	X		X	X	X						
Elliott et al. (2012)	X									X		X	X							
Gollan et al. (2011)		X									X									
Jellinek et al. (2013)			X								X									
Li et al. (2010)				X					X	X										
Waltz et al. (2004)	X								X		X									X
Alanís-Rodríguez et al. (2015)		X							X											
Alanís-Rodríguez et al. (2010)		X						X												X
Heleno et al. (2010)	X																			X
Bertini et al. (2015)			X						X	X		X								



	0-5	6-10	11-15	16-20	>20	No indication	TRO	TEM	SUBTRO	MED	BOR	PSP	CSP	BIO	SNC	SOM	FT	LB	MB	PR	TSD	SP	EA	MY	
Gong et al. (2013)				X					X			X	X		X										
Liu et al. (2012)				X					X										X						
Marcuzzo et al. (2014)		X							X											X				X	
Simoes Macayo & Renison (2015)			X						X														X		
Sun et al. (2014)					X				X				X										X		
Zhang & Jim (2014)					X				X								X					X			
Gomez-Ros et al. (2013)					X					X			X												
Andres & Mateo (2006)			X						X					X											
Antune et al. (2009)	X								X			X	X	X		X				X					
Banning et al. (2011)	X								X			X	X		X					X					
Munro et al. (2012)					X				X			X											X		
Rowland et al. (2009)					X						X				X	X						X			
Catling & Kostiuk				X							X			X											
Morales et al. (2013)		X									X	X	X	X											
Wardle & Jonsson (2014)			X								X	X	X		X				X	X					

Capítulo III

Evaluación del éxito ecológico en estudios de restauración temprana en bosques templados. Tres estudios de caso en el Centro-Sur de Chile

Paula Gatica-Saavedra^{1*}, Cristian Echeverría¹, José María Rey Benayas²

¹Laboratorio de Ecología de Paisaje, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. ²Universidad de Alcalá, Departamento de Ciencias de la Vida, Alcalá de Henares, España.

Enviado a Revista Ecosistemas (ISI) (<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/index>)

Resumen

A pesar de los esfuerzos de restauración en bosques y el gran número de investigaciones realizadas en esta área, la evaluación del éxito ecológico en las prácticas de restauración es insuficiente y pocos estudios consideran el monitoreo y la posterior evaluación durante los primeros años de este proceso. El objetivo de este estudio fue evaluar el éxito ecológico de tres proyectos de restauración forestal en su etapa inicial, establecidos en diferentes tipos de bosques. Se entiende por éxito ecológico cuando un ecosistema contiene suficientes recursos bióticos y abióticos como para continuar su desarrollo sin ayuda. Se utilizaron como criterios de evaluación los atributos de la biodiversidad (composición, estructura y función) y se seleccionaron previamente un grupo de indicadores ecológicos de estos atributos. La evaluación se realizó en tres proyectos ubicados en el Centro-Sur de Chile, comparando sitios pre-restaurados (condición previa al tratamiento), recientemente restaurados (1-8 años) y referencias. La riqueza y abundancia de especies vegetales, junto a los índices de diversidad fue significativamente mayor en los sitios restaurados que en los pre-restaurados. La complejidad estructural en términos de la variación en altura y diámetro, aumentó en los sitios restaurados. El indicador de divergencia funcional (FDvar-LMA), mostró diferencias significativas entre los distintos sitios, presentando los sitios restaurados valores mayores que los pre-restaurados. No obstante, ninguno de estos indicadores alcanzó los niveles de los bosques de referencia. Los indicadores utilizados evidencian que los atributos evaluados en los sitios restaurados parecen estar recuperándose, a pesar de ser proyectos en estados iniciales.

Palabras clave: Atributos de la biodiversidad; diversidad funcional; ecosistema referencia, indicadores ecológicos; restauración activa.

Introducción

Los bosques nativos representan una fuente importante de bienes y servicios, contienen aproximadamente el 50% del stock de carbono, proveen hábitat para más del 50% de las especies animales y vegetales del mundo y suministran más del 75% del agua dulce de las cuencas forestales (Shvidenko et al., 2005). A pesar de sus beneficios, se estima que 7,6 millones de hectáreas de bosques naturales desaparecieron en los últimos cinco años (FAO, 2015). Sin embargo, diferentes tratados y políticas internacionales como el Convenio de la Diversidad Biológica (WRI, 1992), el Desafío de Bonn (Challengue, 2011), la Declaración de Nueva York sobre los bosques (Summit, 2014), la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad (UE 2011) y la Iniciativa 20x20 en Latinoamérica (WRI, 2014), entre otros, buscan promover cada vez más la restauración de los ecosistemas forestales destruidos o degradados de aquí al año 2020 o 2030.

A pesar de los esfuerzos de restauración forestal y el gran número de investigaciones realizadas en esta área, la evaluación del éxito ecológico en las prácticas es insuficiente (Curran et al. 2014; Meli et al. 2017). El éxito ecológico de la restauración forestal se entiende como aquella condición de recuperación de la integridad ecológica, que incluye la salud de los ecosistemas forestales, la resistencia y la capacidad de auto-organización (Karr, 1981), excluyendo otras medidas de éxito de tipo social, económico o político. En otras palabras, se considera exitosa la restauración cuando un ecosistema contiene suficientes recursos bióticos y abióticos como para continuar su desarrollo sin ayuda y el ecosistema presenta capacidad de resiliencia dentro de los límites normales de estrés y alteración ambiental (SER, 2004). Muchas veces la evaluación no se lleva a cabo por falta de financiamiento o porque no fue considerada en el diseño del plan de restauración (Hobbs, 2003; Bautista & Alloza, 2009; Cortina et al., 2011; Suding, 2011). La evaluación del éxito ecológico de un plan de restauración es crucial, ya que proporciona alertas para corregir, ajustar o mejorar las estrategias aplicadas al diseño de la restauración y optimizar los esfuerzos técnicos y económicos (Aguilar-Garavito & Ramírez, 2015). De esta manera se pueden evitar o disminuir la pérdida de los esfuerzos invertidos en los proyectos de restauración (Gama et al., 2013).

La evaluación del éxito ecológico debe realizarse de forma oportuna, es decir, en un momento preciso dentro de un programa de restauración con el fin de corregir o ajustar los objetivos a tiempo. Algunos investigadores consideran que la evaluación durante los primeros años es un tiempo insuficiente para evaluar completamente los resultados de las prácticas de manejo (Cortina et al., 2011). Sin embargo, otros autores sostienen que la evaluación temprana permite modificar la trayectoria y el diseño de la restauración y, si es necesario, ajustar o cambiar los objetivos y acciones por otros que mejor se ajusten a la nueva condición para maximizar la eficacia (Gunderson & Holling, 2002; DeLuca et al., 2010). A pesar de estas ventajas, pocas investigaciones han evaluado el éxito ecológico de la restauración de ecosistemas forestales en los primeros años (Reay & Norton, 1999).

Una forma de evaluar el éxito ecológico es mediante indicadores ecológicos que informen sobre la recuperación de los atributos del ecosistema como son la composición, la estructura y la función (Noss, 1990; Ruiz-Jaen & Mitchell Aide, 2005). Para seleccionar los indicadores, estos deben cumplir ciertos criterios tales como facilidad y bajo costo de medición, no tener ninguna dificultad taxonómica o incertidumbre de medida y que pueda ser replicado por otros investigadores (reproducibilidad) entre otros criterios (Dale & Beyeler, 2001). La evaluación permite saber cuánto se ha avanzado desde las condiciones iniciales (es decir, el progreso de la recuperación), comparando el inventario de la línea base (antes de la intervención) con el sitio en proceso de restauración y cuanto falta para llegar al punto deseado (referencia) (Benayas et al., 2016). Es imprescindible que la evaluación del éxito ecológico se enfoque en los atributos claves para la recuperación de un ecosistema y no en solo parte de ellos, ya que esto representará de manera completa la integridad del ecosistema (Reza & Abdullah, 2011; McDonald et al., 2016).

El objetivo del presente estudio fue evaluar el éxito ecológico en ensayos de restauración forestal en etapas iniciales, establecidos en tres ecosistemas forestales localizados en el centro-sur de Chile, un hotspot de diversidad global (Myers et al 2000). La evaluación se realizó mediante la aplicación de un conjunto de indicadores asociados a los atributos de composición de especies, diversidad estructural y funcionalidad ecosistémica, comparando sitios pre-restaurados, restaurados y referencias. Abordamos las siguientes preguntas: (1) ¿Es posible evidenciar cambios en los atributos ecológicos en etapas iniciales de la restauración?

(2) ¿En qué medida los atributos ecológicos del ecosistema restaurado se han recuperado? (3) ¿Es necesario adoptar medidas o acciones de restauración que corrijan las acciones previamente realizadas? y (4) ¿qué indicadores son útiles de aplicar en etapas iniciales?.

Materiales y métodos

Áreas de estudio

La investigación se llevó a cabo en tres ecosistemas forestales templados en el centro-sur de Chile (Fig. 3.1 y Tabla 3.1): Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM) transición hacia el bosque templado con dominancia de *Nothofagus obliqua* y *Cryptocarya alba* en la Región del Biobío ($73^{\circ} 00' O$ y $36^{\circ} 52' S$), Bosque Templado Costero (BTC) con dominancia de *Araucaria araucana* y *Nothofagus antarctica* en la Región de la Araucanía ($73^{\circ}12'O$ y $38^{\circ} 33' S$) y Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV) dominado por *Laurelia sempervirens* en la Región de los Ríos ($72^{\circ}47' O$ y $39^{\circ} 28' S$) (Luebert & Pliscoff, 2006).

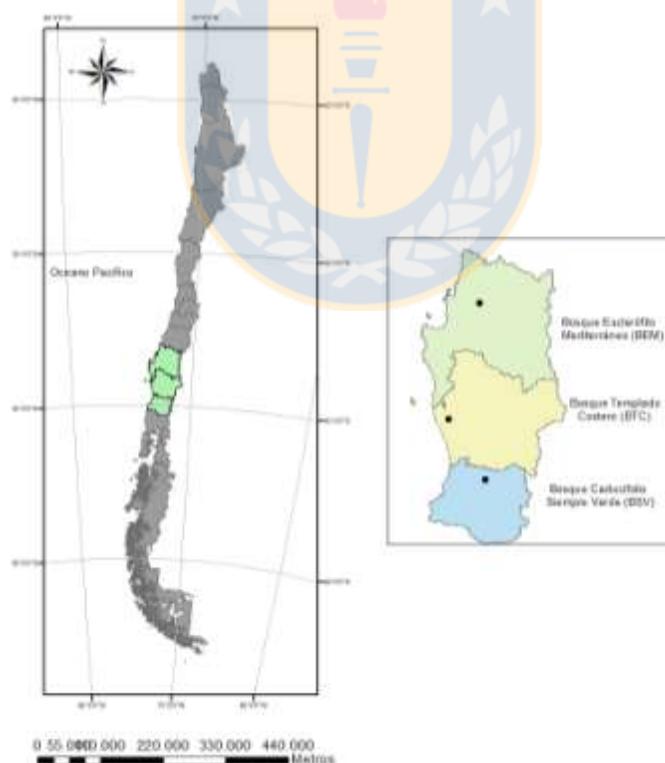


Figura 3.1. Ubicación de las áreas de estudio en Chile: Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM), Bosque Templado Costero (BTC), Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV).

Tabla 3.1. Descripción de los sitios restaurados en los diferentes tipos de ecosistemas forestales templados en el centro-sur de Chile.

Área de estudio	Tipo de bosque y especie dominante	Estrategia de restauración	Especies utilizadas	Edad de la restauración cuando se realizó la evaluación
Bosque siempre verde (BSV)	Caducifolio siempre verde <i>Laurelia sempervirens</i>	Plantación de especies nativas en 4 ha Control de especies comerciales (<i>Eucalyptus globulus</i>)	<i>Aextoxicon punctatum</i> , <i>Drimis winteri</i> , <i>Luma apiculata</i> , <i>L.dentata</i> , <i>L.hirsuta</i> , <i>L. sempervirens</i> , <i>N.obliquay</i> <i>R. spinosus</i>	2 años
Bosque esclerófilo (BE)	Esclerófilo a caducifolio <i>Nothofagus obliqua</i>	Plantación de especies nativas en 2 ha Control de especies invasoras (<i>Acacia dealbata</i> y <i>Acacia melanoxylon</i>)	<i>Nothofagus obliqua</i> , <i>Quillaja saponaria</i> , <i>Cryptocarya alba</i> , <i>Ugni molinae</i> , <i>Aextoxicon punctatum</i> , <i>Persea lingue</i> , <i>Nothofagus alpina</i> y <i>L. sempervirens</i>	4 años
Bosque templado (BT)	Templado costero <i>Araucaria araucana</i>	Plantación de una especie nativa en 1.5 ha Cercado de los sitios a restaurar	<i>Araucaria araucana</i>	8 años

Diseño de muestreo

Se seleccionaron indicadores ecológicos para evaluar el grado de recuperación en términos de la composición de especies, diversidad estructural y funcionalidad ecosistémica, además del establecimiento de las especies plantadas (ver más adelante), en tres diferentes condiciones de cada sitio: (i) pre-restaurado, caracterizado por un bosque degradado sin ningún tipo de intervención; (ii) restaurado, bosque degradado en proceso de restauración con regeneración asistida de especies nativas y sin amenazas y (iii) referencia, bosque primario o secundario maduro de >60 años de edad aledaño a los sitios restaurados. Tres parcelas de 10 x 10 m fueron muestreadas en cada condición de sitio. El número de réplicas estuvo limitado por la disponibilidad de sitios de referencia que quedan en el paisaje y a los costos asociados al muestreo.

Indicadores ecológicos aplicados

Un total 10 indicadores y su respectivo cuantificador (Tabla 3.2) fueron seleccionados a partir de una revisión global de indicadores (Gatica et al., 2017) que identificó aquellos más utilizados durante los primeros años de un proyecto de restauración (0- 10 años) y que cumplieran las siguientes características (i) relevancia, para un propósito específico; (ii) facilidad de ser medido; (iii) sensibilidad a pequeñas variaciones de estrés ambiental; (iv) sensibilidad a las medidas de restauración; (v) portabilidad (repetibles y reproducibles); (vi) universalidad; y (vii) efectividad del costo.

La densidad de planta se obtuvo a través del conteo de todos los individuos arbóreos y arbustivos considerando a los plantados ($dbh < 3$ cm) y remanentes ($dbh > 3$ cm). Con la densidad se calculó la proporción de especies nativas y exóticas en los sitios pre-restaurados y restaurados, para determinar el grado de dominancia e inferir la capacidad de recuperación de las especies nativas o la de invasión de las especies exóticas.

La altura de las especies plantadas se midió con una cinta métrica y las acompañantes de mayor tamaño con un clinómetro. El diámetro de las especies plantadas se midió en la base con un pie de metro y el de las especies de mayor altura a la altura del pecho con una forcípula.

La cobertura del suelo fue estimada semi-cuantitativamente en una sub-parcela de 1 x 1 m, usando porcentajes de coberturas para 10 categorías de vegetación incluyendo: pastos, helechos, musgos, hojarasca y suelo desnudo entre otros. Con todas las categorías de la clasificación se realizó una puntuación de complejidad de hábitat, modificada de Catling & Burt (1995). A cada categoría se le atribuyó un puntaje en una escala de 0 a 3 (Anexo 1). El suelo con un puntaje igual o inferior a 10 puntos, es considerado degradado o pobre y sobre 21 puntos el suelo es considerado estructuralmente complejo. El suelo con una cobertura compleja se asume que permite mayor diversidad de entomofauna y capacidad de regeneración de especies vegetales.

Para inferir las tendencias de los procesos ecosistémicos se utilizó el rasgo funcional Masa Foliar Específica (LMA). Se seleccionó el LMA por ser un rasgo clave en el desempeño de las plantas y porque están relacionado directamente con los procesos del suelo como la descomposición y el ciclaje de minerales (Westoby et al., 2002). El LMA fue medido en todas las especies leñosas y se utilizó para calcular el índice de divergencia funcional (FDvar) y la media ponderada de la comunidad (CWM) (Mason et al., 2005; Díaz et al., 2007). Por cada especie se colectaron 20 hojas frescas, las cuales fueron fotografiadas para obtener el área y luego secadas por 48 hrs para obtener el peso seco. Los índices fueron calculados con el software F-Diversity (Casanoves et al., 2011).

La textura y pH del suelo fueron medidos en tres muestras por parcela y la densidad aparente se midió en otras tres diferentes muestras del suelo. La determinación de la textura radica en las diferentes propiedades electroquímicas y de comportamiento de arcillas, limos y arenas, las cuales son determinadas por métodos físico-químicos de laboratorio. El pH se determinó con la mezcla de suelo y agua, el cual medido utilizando un pH-metro. Para la estimación de la densidad aparente se utilizó el método del cilindro (6 cm de diámetro), la muestra obtenida fue secada a 105 °C durante 24 horas y después fue pesada en una balanza con precisión de 0,1 g. (Blake, 1965; Day, 1965; McLean, 1982).

El indicador del establecimiento de las especies plantadas fue el porcentaje de supervivencia monitoreado cada seis meses por dos años en cada parcela restaurada.

Tabla 3.2. Indicadores y cuantificadores para evaluar los atributos de la biodiversidad en los sitios pre-restaurado, restaurado y referencia.

Atributo	Indicador	Cuantificador
Composición	Riqueza de especies vegetales nativas y exóticas	Número de especies arbóreas y arbustivas identificadas en cada parcela.
	Abundancia de especies vegetales nativas y exóticas	Densidad de individuos arbóreos y arbustivos presente en las parcelas.
	Cobertura de especies exóticas	Proporción de árboles nativos y exóticos.
	Diversidad para especies vegetales	Índice de Shannon y Simpson.
Estructura	Ensamble de especies	Índice de similitud
	Altura de especies vegetales nativas y exóticas	Altura de árboles y arbustos identificados en cada parcela
	Diámetro de especies vegetales nativas y exóticas	DAP y DAC de cada individuo arbóreo y arbustivo presente en las parcelas.
Función	Cobertura del suelo	Porcentaje de ocupación de distintos tipos de vegetación en una sub parcela.
	Índices de diversidad funcional	Índice de divergencia funcional y la media ponderada de la comunidad para el rasgo Masa Foliar Específica (LMA).
Establecimiento de especies plantadas	Parámetros físicos y químicos del suelo	Densidad aparente, Textura y pH.
	Supervivencia de especies plantadas	Porcentaje de supervivencia en la condición restaurada durante 3 años.

Análisis de datos

Los resultados de los indicadores de composición, estructura y función en los sitios restaurados se compararon estadísticamente con las de los sitios pre-restaurado y de referencia.

Composición de especies vegetales

La riqueza y abundancia de las especies vegetales se analizaron en conjunto para evaluar las diferencias del ensamble de especies en los distintos sitios a través de un análisis de varianza

multivariado de permutaciones (PERMANOVA) con una matriz de distancia de similitud (Bray-curtis). Las diferencias se graficaron a través de un análisis de ordenación de escalamiento multidimensional NMDS, técnica que representa las distancias (Bray-curtis) en pocas dimensiones y entrega una medida de ajuste (*Stress*).

La proporción de especies nativas y los índices de diversidad de Shannon y Simpson se compararon a través de un análisis de varianza factorial (ANOVA) y pruebas de contraste (Post-hoc) t-multivariada entre los sitios. Todos los análisis fueron realizados con el programa R Project 3.2.3.

Estructura de la comunidad forestal

La altura y el diámetro de los árboles fueron considerados variables categóricas, ya que los valores de todos los individuos se registraron en rangos. Por lo tanto, para evidenciar diferencias entre sitios se realizó un test Chi-cuadrado de asociación por cada área de estudio. Dada las características del test Chi-cuadrado, no se pudieron realizar test de comparaciones entre las diferentes condiciones de sitio.

Para evaluar la cobertura del suelo se realizó un análisis de varianza factorial (ANOVA) y se graficó las condiciones de sitio por cada área de estudio con sus respectivas medias de complejidad de hábitat.

Función del ecosistema

Los índices de diversidad funcional y los parámetros físico-químicos del suelo se analizaron con un ANOVA factorial para determinar si existen diferencias entre los sitios con distinta condición.

Establecimiento de especies plantadas:

El indicador del establecimiento se analizó mediante curvas de supervivencia. Se utilizaron mediciones anuales durante tres años de las especies vivas y muertas, a través del estimador Kaplan-Meier para el BEM y BTC (Crawley, 2002). En BSV solo se obtuvo una medición de supervivencia, lo que impidió realizar este análisis para esta área de estudio.

Evaluación integrada de la recuperación

Se seleccionaron nueve indicadores de los utilizados para ser comparados simultáneamente entre las diferentes condiciones de sitio (pre-restaurado, restaurado y referencia). Se obtuvieron los valores porcentuales de cada indicador a través de proporcionalidad directa, asignando a los valores reales de la referencia el 100% (valor máximo de complejidad).

Resultados

Composición de especies

El PERMANOVA mostró que la riqueza y abundancia de especies arbóreas y arbustivas presentaron diferencias significativas entre los sitios pre-restaurado, restaurado y referencia en los tres sitios de estudio. En el bosque esclerófilo mediterráneo (BEM) la condición restaurada presentó la misma riqueza de especies que la referencia (pre-restaurado < referencia = restaurado), compuestas en su mayoría por especies nativas (100%) contrario a lo encontrado en la condición pre-restaurado donde dominaban las especies exóticas (99,4%) (Tabla 3.3). En el Bosque templado costero (BTC) la referencia presentó una mayor riqueza que la condición restaurado (pre-restaurado < referencia > restaurado), presentándose en todas las condiciones especies nativas. En el bosque siempre verde (BSV) la condición restaurado presentó una mayor riqueza que la referencia (pre-restaurado < restaurado > referencia) sin embargo, la referencia posee solo especies nativas a diferencia del restaurado y pre-restaurado en los cuales existe presencia de especies exóticas (7,7 % y 10 %) (Tabla 3.3).

Con respecto a la densidad la tendencia fue diferente en comparación con la riqueza. Las condiciones de sitio restaurado y pre-restaurado en el BEM presentaron una mayor abundancia que la referencia, debido a la dominancia de especies exóticas (pre-restaurado < restaurado > referencia). En BTC la densidad es mayor en la condición restaurado que en la referencia (pre-restaurado < restaurado > referencia). Por último, BSV presentó el mismo patrón que en la BEM (pre-restaurado < restaurado > referencia), sin embargo las diferencias en abundancia no están dadas por las especies exóticas (Tabla 3.3).

Los índices de diversidad de Shannon y Simpson presentaron diferencias significativas entre las condiciones de sitio en las áreas de estudio BEM y BTC, pero no así en BSV (Tabla 3.3).

Encontramos que la diversidad en las referencias fue mayor en comparación con los sitios restaurados y pre-restaurados (pre-restaurado<restaurado<referencia). Lo opuesto ocurrió en BSV donde el sitio restaurado presentó una mayor diversidad que la referencia y el pre-restaurado (Tabla 3.3).

La ordenación NMDS en BEM reveló una composición similar entre los sitios restaurados y las referencias, las parcelas 2 y 3 de los sitios pre-restaurados difirieron en composición con el resto de los sitios (Fig. 3.2a). En BTC, la ordenación es considerada excelente de acuerdo con su valor de *stress* (0). En general, los sitios restaurados son más similares a los sitios pre-restaurados diferenciándose ambos tipos de sitio de la referencia (Figura 3.2b). La ordenación del predio BSV fue considerada buena según su valor de *stress* (0,07). Los sitios restaurados en BSV presentaron mayores similitudes con los sitios pre-restaurados sin embargo, la composición del sitio restaurado 3 se encuentra alejado de todo el grupo pre-restaurado (Figura 3.2c).



Tabla 3.3. Riqueza total de especies vegetales, densidad de especies, proporción de especies exóticas y nativas e índice de Shannon y Simpson en cada condición de sitio. Letras diferentes indican diferencias significativas para los índices de diversidad dentro de cada área de estudio según análisis.

Área de Estudio	Sitio	Riqueza total	Densidad absoluta (n° de individuos por ha)	Proporción de especies nativas (%)	Proporción de especies exóticas (%)	Índice de Shannon	Índice de Simpson
Bosque esclerófilo mediterráneo	Pre-restaurado	3	17567	0,56	99,4	0,0387 ^a	0,011 ^a
	Restaurado	15	28267	17,2	82,8	1,041 ^b	0,403 ^b
	Referencia	15	7000	100	0	2.103 ^c	0,841 ^c
Bosque templado costero	Pre-restaurado	1	5333	100	0	0 ^a	0 ^a
	Restaurado	3	11700	100	0	0,530 ^b	0,319 ^b
	Referencia	18	9233	100	0	2.016 ^c	0,799 ^c
Bosque siempre verde	Pre-restaurado	10	7833	94,9	5,1	1.111	0,468
	Restaurado	13	14033	96,2	3,8	1.558	0,665
	Referencia	6	2967	100	0	1.141	0,602

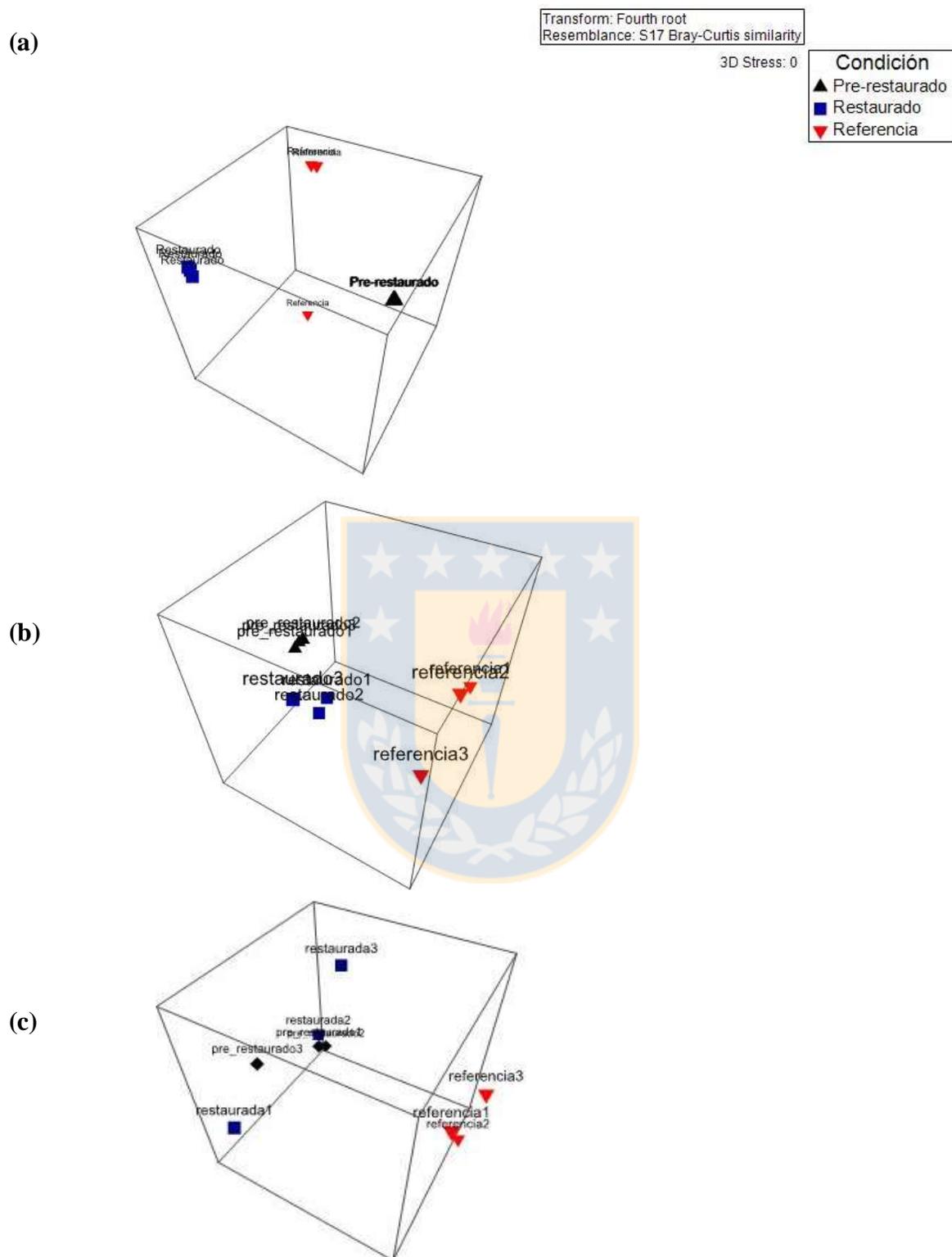


Figura 3.2. Escalamiento multidimensional no métrico de la composición arbórea y arbustiva en (a) Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM), (b) Bosque Templado Costero (BTC) y (c) Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV).

Estructura de la vegetación

La altura y el diámetro medio de los sitios restaurados fue significativamente más bajo respecto a la referencia y los sitios pre-restaurados en BEM y BTC ($P < 0,001$); por el contrario en BSV la altura media más baja correspondió a los sitios pre-restaurados (Tabla 3.4). La media más alta para la altura y el diámetro corresponde a los sitios de referencia. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en el porcentaje de cobertura del suelo entre las condiciones de sitio para todas las áreas de estudio ($P=0,11$; Tabla 3.4).

Función del ecosistema

Los índices de diversidad funcional (CWM y FDvar) mostraron diferencias significativas entre las distintas condiciones de sitio en cada área de estudio. En el BEM, el índice CWM-LMA fue significativamente mayor en el sitio restaurado que en la referencia. En el BTC la referencia fue significativamente mayor que el restaurado (Tabla 3.5). No se observaron diferencias significativas entre los sitios para el BSV ($P=0,1$), sin embargo, el sitio pre-restaurado presentó el valor más alto del CWM entre las tres condiciones y el restaurado con la referencia presentaron el mismo valor. El índice FDvar mostró diferencias significativas únicamente en BTC entre los diferentes sitios (pre-restaurado-restaurado y referencia-restaurado), siendo el restaurado el que presentó el valor más alto. De manera similar en el BSV, el restaurado tuvo el valor más alto de FDvar no así el restaurado del BEM (Tabla 3.5).

No se observaron diferencias significativas de pH ($P=0,246$) y densidad aparente ($P=0,238$) entre las diferentes condiciones de sitio en ningún área de estudio. Con respecto al pH y la densidad aparente la referencia siempre presentó los valores más altos y los valores más bajos respectivamente. La única excepción se muestra en el BTC, donde el valor más bajo de densidad aparente lo tiene el restaurado (Tabla 3.5).

La textura del suelo fue el único parámetro en el que se encontraron diferencias significativas en BSV entre las diferentes condiciones de sitio. Los análisis realizados para la textura en BSV (limo, arcilla y arena) mostró que hay diferencias significativas para el limo donde el sitio restaurado difiere del pre-restaurado ($p<0,05$) y la referencia ($p<0,05$).

Tabla 3.4. Cuantificadores del atributo estructural (valores medios \pm ES) de especies arbóreas y arbustivas en cada área de estudio y sitio. Las diferencias entre condición de sitio fueron evaluadas con χ^2 para la altura y diámetro y para la cobertura con un ANOVA factorial. n.s. indica no significativo.

	Área de estudio														
	Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM)				P	Bosque Templado Costero (BTC)				P	Bosque caducifolio Siempre verde (BSV)				P
	Pre-restaurado	Restaurado	Referencia	Test estadístico		Pre-restaurado	Restaurado	Referencia	Test estadístico		Pre-restaurado	Restaurado	Referencia	Test estadístico	
Altura (m)	15.6 \pm 0.16	2.5 \pm 0.09	6.1 \pm 0.19	$\chi^2 / F \bullet$	***	3.9 \pm 0.22	2.7 \pm 0.15	5.9 \pm 0.17	$\chi^2 / F \bullet$	***	1.6 \pm 0.18	1.8 \pm 0.13	14.2 \pm 0.32	498.71	***
Diámetro (mm)	59.2 \pm 2.78	11.8 \pm 2.21	53.5 \pm 4.41	693.57	***	41.2 \pm 5.07	25.42 \pm 3.47	63.9 \pm 3.82	101,26	***	17.9 \pm 4.17	15.9 \pm 3.11	239 \pm 6.77	648.41	***
Cobertura del suelo (%)	16 \pm 0	14 \pm 0.33	15 \pm 0.57	2.135 \bullet	n.s	13 \pm 1.15	12 \pm 1,73	16 \pm 0.33	2.135 \bullet	n.s	11 \pm 1.66	12 \pm 1.45	16 \pm 0.33	2.135 \bullet	n.s

* P < 0.05

** P < 0.01

*** P < 0.001

Tabla 3.5. Cuantificadores del atributo funcional (valores medios y error estándar) por condición de sitio y área de estudio. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Área de estudio	Sitio	CWM \bar{x}	FDvar \bar{x}	pH \bar{x}	Densidad aparente \bar{x}	Limo % \bar{x}	Arcilla % \bar{x}	Arena % \bar{x}
Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM)	Pre-restaurado	0 ^a	0	4,89 (0,33)	0,92(0,14)	28,1	30	41,9
	Restaurado	0,02 ^b (0,005)	0,12 (0,09)	4,49 (0,27)	0,98 (0,15)	22,8	33,9	43,3
	Referencia	0,01 ^{bc} (0)	0,13 (0,04)	5,02 (0,55)	0,77 (0,23)	28,7	21	50,2
Bosque Templado Costero (BTC)	Pre-restaurado	0 ^a	0 ^a	4,23 (0,18)	0,76 (0,14)	37,4	4,7	57,9
	Restaurado	0,01 ^b (0,002)	0,51 ^b (0,15)	4,3 (0,11)	0,53 (0,05)	39,6	6,6	53,7
	Referencia	0,01 ^{bc} (0,002)	0,11 ^{ac} (0,09)	4,38 (0,21)	0,58 (0,09)	35,7	6,7	57,6
Bosque caducifolio Siempre verde (BSV)	Pre-restaurado	0,02 (0,006)	0,09 (0,04)	4,91 (0,17)	0,69 (0,09)	37,5 ^a	11,4	51,1
	Restaurado	0,01 (0)	0,12 (0,13)	5,07 (0,21)	0,59 (0,08)	49,6 ^b	6	44,4
	Referencia	0,01 (0)	0,09 (0,01)	5,32 (0,30)	0,53 (0,07)	41,2 ^{ac}	9,8	49

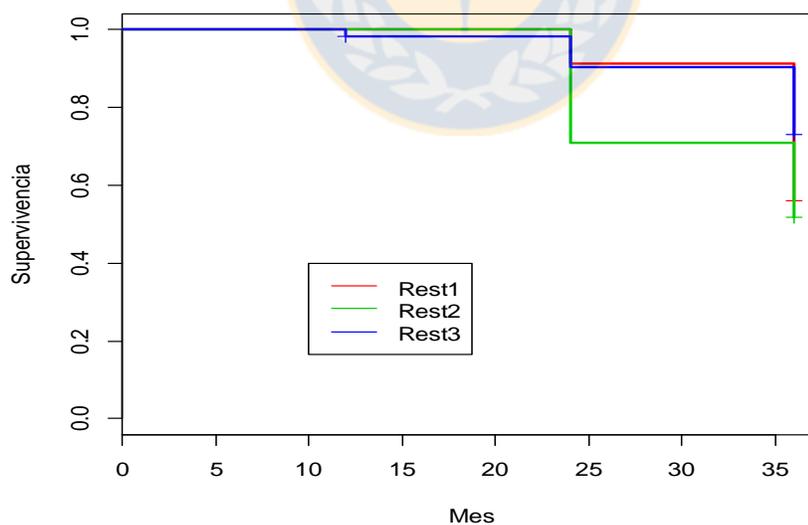
Establecimiento de las plantas

En todas las áreas de estudio el establecimiento de las especies en promedio superó el 50%. En promedio la supervivencia fue del 60% (variación 50-75%) para el BEM al tercer año (Figura. 3.3a), 72% (variación 67-80%) para BT al séptimo año (Figura. 3.3b) y un 84% para BSV al primer año (variación 69-92%).

Evaluación integrada de la recuperación

En la BEM los indicadores más cercanos a la referencia y lejanos a la condición pre-restaurado fueron la riqueza de especies nativas, el índice de Shannon, los coeficientes de variación de la altura y diámetro y la divergencia funcional. En BTC los indicadores fueron la proporción de especies nativas expresado en densidad, los coeficientes de variación de altura y diámetro, divergencia funcional y densidad aparente. En BSV todos los indicados con excepción de la cobertura del suelo, se acercan a la referencia, pero siguen presentando similitudes con la condición pre-restaurada (Figura 3.4).

(a)



(b)

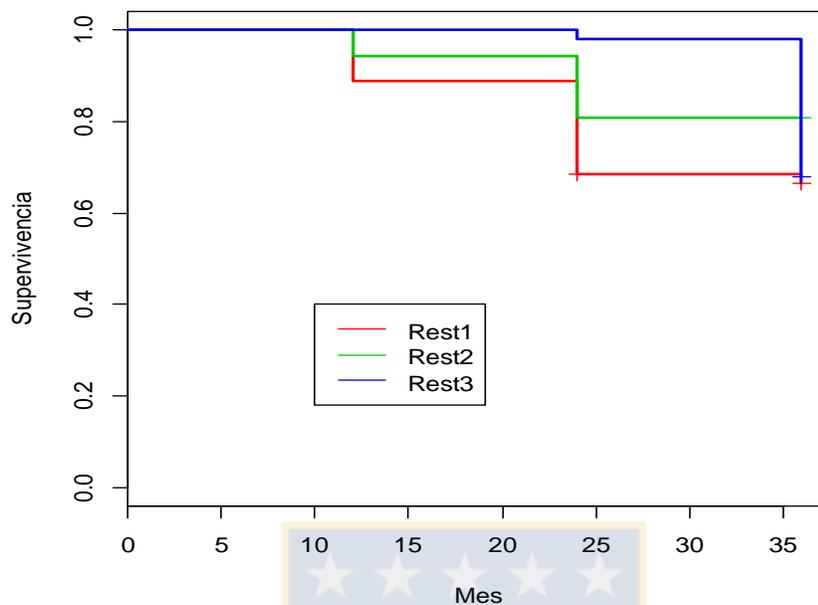
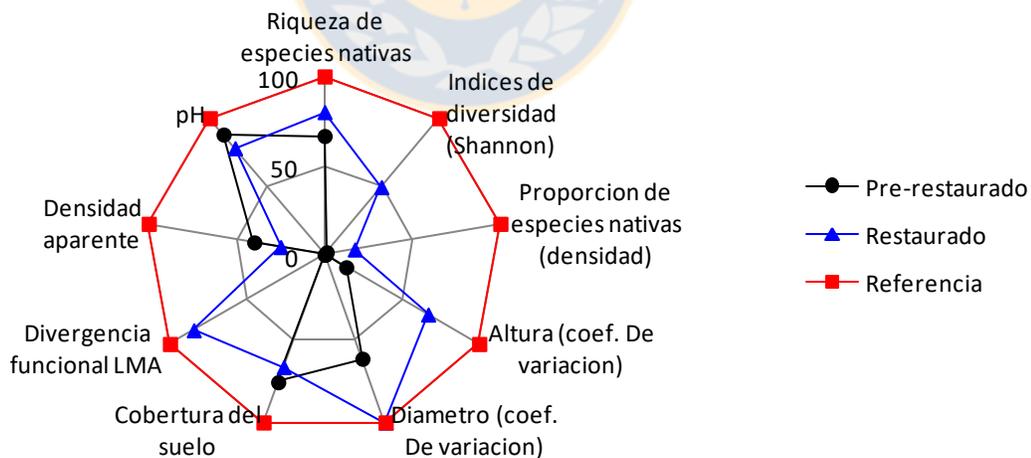
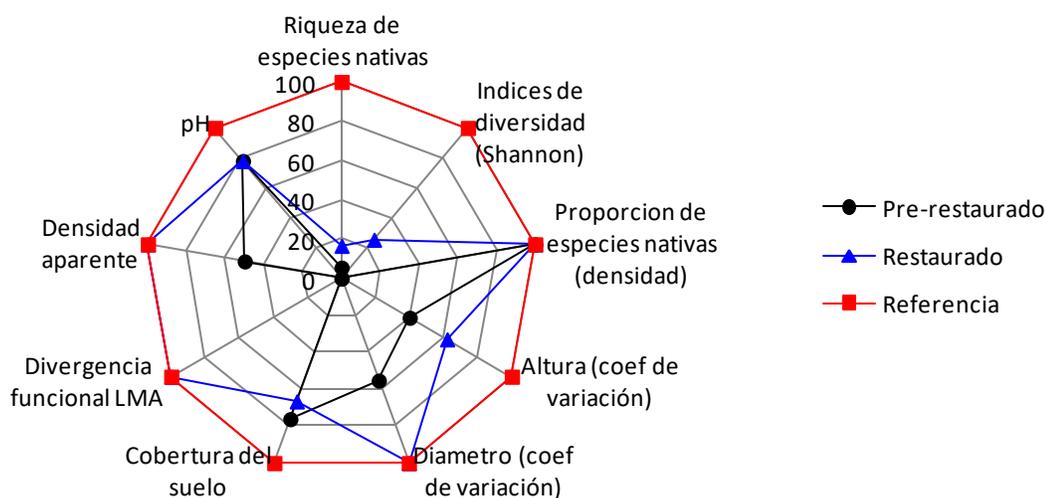


Figura 3.3. Curvas de supervivencia por condición de sitio en (a) Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM) y (b) Bosque Templado Costero (BTC).

(a)



(b)



(c)

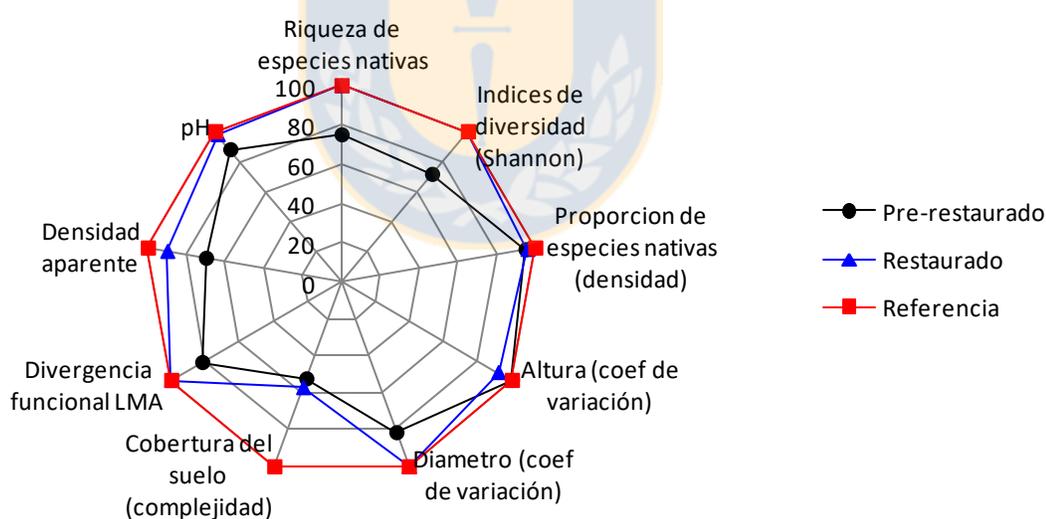


Figura 3.4. Diagrama para la evaluación del desempeño de los proyectos de restauración en (a) Bosque Esclerófilo Mediterráneo (BEM), (b) Bosque Templado Costero (BTC) y (c) Bosque Caducifolio Siempre Verde (BSV).

Discusión

Los resultados obtenidos a partir de las evaluaciones realizadas en este estudio muestran que la restauración es una importante estrategia para recuperar los atributos del ecosistema que se han degradado o perdido. Los indicadores utilizados evidencian diferencias y similitudes entre los sitios, pre-restaurados restaurados y referencias. Esto último nos permite concluir si es necesario tomar medidas correctivas o dejar que el ecosistema continúe su trayectoria.

Composición de especies vegetales

En las distintas áreas de estudio la plantación de especies nativas y el control de invasoras aumentaron la riqueza y la abundancia de las especies arbustivas y arbóreas en los sitios restaurados en comparación con los pre-restaurados. Así, los sitios restaurados presentaron una mayor diversidad que los pre-restaurados en BEM y BTC a pesar de la corta edad de los proyectos, sin embargo la referencia siempre presentó una mayor diversidad que las otras condiciones. Lo anterior concuerda con lo reportado por Reay et al (1999) y Yang et al (2010) en evaluaciones de ensayos de restauración en bosques templados del hemisferio norte, en donde las referencias siempre presentan mayor diversidad que los sitios restaurados y estos mayor diversidad que los pre-restaurados o sitios con mayor degradación. Lo opuesto ocurre en BSV, donde se observó una mayor diversidad en los sitios restaurados que la referencia. Esto se puede deber a que el bosque de referencia en el área de estudio presentaba un reducido sotobosque y un estrato superior desarrollado, característico de un estado sucesional avanzado (Meli et al., 2017), que puede tener menor diversidad de especies que un bosque más joven.

Los resultados sugieren que los sitios restaurados todavía no presentan una composición de especies similar a la referencia, con excepción de la BEM. Esta reducida similitud se puede deber a tres razones principales. Primero, los sitios restaurados son jóvenes y deben pasar décadas para que la composición sea similar a la referencia (McDonald et al., 2016), aunque las acciones de restauración están conduciendo hacia la recuperación de la riqueza y la abundancia en las áreas de estudio. Segundo, en BSV los sitios restaurados presentaron una mayor riqueza y abundancia que la referencia, debido a que la referencia más cercana es un bosque primario siempre verde, con menor riqueza de especies vegetales, pero estructuralmente más complejo (Kimmins, 1997). En tercer lugar, la presencia de especies

exóticas no deseadas tales como *A.dealbata* y *A.melanoxylon* en el BEM, gramíneas con alto grado de colonización como *Festuca sp* en BTC y la alta densidad de la especie nativa colonizadora *Aristotelia chilensis* en BSV dificultaron la recuperación de la vegetación nativa. En el BEM y BTC las especies invasoras presentaron una alta densidad en los sitios pre-restaurados y restaurados que en los sitios de referencia debido a la gran capacidad de regeneración y rápido crecimiento en ambientes perturbados, lo cual dificulta la supervivencia y crecimiento de las especies nativas (Doren et al., 2009b; Fuentes-Ramírez et al., 2011). Aun así, se observó una tendencia para todas las áreas de estudio en la cual la condición restaurada va perdiendo similitud respecto a la condición pre-restaurada. De acuerdo con los resultados, en las tres áreas de estudio sugerimos realizar un control permanente de las especies invasoras, amenaza detectada que limita el desarrollo ecofisiológico de las especies nativas.

Estructura de la vegetación

Las especies vegetales presentes en los sitios restaurados mostraron una cierta heterogeneidad en términos de altura y diámetro. Esto sugiere que a partir de los tres años desde que se realizan las acciones de restauración en las tres áreas de estudio, los sitios comienzan a aumentar su complejidad estructural en el estrato vertical, traduciéndose en nuevos hábitat y recursos disponibles para otras especies, especialmente para las aves (Kanowski et al., 2003; Swanson et al., 2011). El mejoramiento de la complejidad estructural en los sitios restaurados, se debe a la plantación de diversas especies nativas con diferentes rasgos morfológicos, requerimientos lumínicos y tasas de crecimiento (altura y diámetro), lo que facilitó el establecimiento y el aumento de la heterogeneidad vertical y horizontal, atributos coincidentes con lo reportado por Swanson et al (2011).

Los sitios restaurados en este estudio presentaron una tendencia similar con respecto a la distribución vertical de las especies. Los sitios restaurados en dos áreas de estudio (BEM y BTC) presentaron una distribución con forma de J invertida, lo que indica mayor número de árboles jóvenes y una disminución progresiva del número de árboles adultos característicos de la sucesión (McElhinny et al., 2005). A pesar de la heterogeneidad en altura y diámetro de los sitios restaurados, estos siguen siendo menos complejos que los sitios de referencia debido a

la edad de los proyectos (2-8 años). Resultados similares reporta el estudio de Kanowski et al. (2003) en que diferentes estrategias de restauración activa en estado temprano aumenta la complejidad estructural, no obstante, siguen siendo menos complejos que el bosque de referencia. Estudios han documentado que el aumento de la distribución espacial de las especies y la heterogeneidad estructural del bosque a escala de sitio y de paisaje aumentan la resiliencia de estos (Churchill et al., 2013), ya que la complejidad estructural es la clave de roles funcionales tales como la regulación de los ciclos de energía y materiales, creando reservas significativas de energía, agua y nutrientes moderando así las respuestas a las fluctuaciones diarias, estacionales y anuales en las condiciones ambientales (Franklin & Van Pelt, 2004). Por estos motivos, cobra importancia la heterogeneidad estructural que encontramos en las áreas de estudio durante los primeros años (BEM, BTC y BSV), ya que esto favorecería la complejidad estructural a través del tiempo.

Los sitios restaurados en BEM y BTC presentaron una menor complejidad de hábitat relacionada con la cobertura del suelo que los sitios pre-restaurados. Esto sugiere que la recuperación de la cobertura del suelo es más lenta que la recuperación de los estratos superiores, posiblemente por la alta degradación que han sufrido el suelo en aquellas áreas de estudio (Donoso et al., 2014). Ruiz-Jaén (2005) reportó resultados similares en los sitios restaurados, donde la cobertura herbácea se ve disminuida por la presencia de especies pioneras cuando aumenta la estructura vertical. De manera similar ocurre en los bosques templados de Chile, donde la regeneración se ve limitada por el recurso lumínico, el cual disminuye debido al aumento del dosel (Saldaña & Lusk, 2003).

Los indicadores muestran que los sitios restaurados presentaron un aumento en la complejidad estructural y se infiere que estos se dirigen hacia la referencia; sin embargo, los sitios restaurados requieren más tiempo para que esta complejidad estructural se recupere en su totalidad. Posiblemente ciertas áreas de estudio les tome mayor tiempo alcanzar la similitud con el ecosistema de referencia, es el caso del BTC el cual ha sufrido una fuerte degradación a través del tiempo, sumado a la difícil regeneración y lento crecimiento de la especie amenazada *A. araucana*, lo que dificulta el proceso de recuperación del bosque. Por este motivo, sugerimos aumentar la regeneración asistida con otras especies de rápido crecimiento que permita aumentar la complejidad estructural.

Función del ecosistema

La diversidad funcional del rasgo razón de masa foliar (LMA) permitió inferir sobre las tendencias en los procesos ecosistémico. Los resultados del FDvg-LMA en los sitios restaurados indican una mayor variación del rasgo, infiriendo un aumento de la productividad en los sitios restaurados debido a una mayor complementariedad de nichos en la comunidad, es decir, las especies estarían utilizando de diferente manera los recursos (Mason et al., 2005). La mayor variación de este rasgo foliar en los sitios restaurados se puede explicar por la mayor riqueza que presentaron respecto a la condición pre-restaurada ya que la FDvg-LMA aumenta con la riqueza de especies (Saldana, 2013).

Con respecto al CWM-LMA en los sitios restaurados (BTC y BSV), inferimos que la funcionalidad del ecosistema es alta, ya que bajos valores de LMA indica que la hojas de las especies presentan laminas delgadas, menor densidad de tejido y mayor contenido de nitrógeno lo que implica una tasa rápida de descomposición de la hojarasca y por lo tanto potencia un ciclaje más rápido de minerales (Lusk et al., 2001; Westoby et al., 2002). Por otra parte, la funcionalidad del sitio restaurado en el BEM sería más lenta que el del bosque de referencia por sus alto valor de LMA, esta diferencia la podría generar la especie *A.melanoxylon* la cual posee un mayor LMA con respecto a las otras especies nativas.

La condición restaurada no difiere con la referencia en los valores del CWM-LMA en todas las áreas de estudio. Esto sugiere que los procesos ecosistémicos relacionados con el LMA están ocurriendo de forma similar (Derhé et al., 2016). Lo mismo ocurre en la BEM y BSV con respecto al FDvar. Por lo tanto, se puede inferir que los procesos ecosistémicos de los sitios restaurados comienzan a asemejarse con la referencia.

La densidad aparente y el pH varían poco entre las diferentes condiciones de sitio (pre-restaurado, restaurado y referencia) en cada área de estudio, lo que podría deberse a dos razones. Primero, las muestras de suelo a una sola profundidad no son suficientes para determinar diferencias entre sitios; segundo, estos parámetros no son capaces de indicar los cambios en proyectos de restauración jóvenes. Por el contrario, el pH y la densidad aparente han mostrado diferencias significativas en diferentes condiciones de sitio en proyectos

avanzados de restauración en bosques templados (e.g reforestado- referencia) (Yang et al., 2010; Jiao et al., 2012).

Con respecto a la textura, todas las áreas de estudio y los diferentes sitios presentaron un mayor porcentaje de arena respecto al limo y arcilla. Esto quiere decir que los suelos evaluados podrían presentar menor contenido de humedad ya que el agua filtra rápidamente a través de ellos. Sin embargo, en el BEM y el BSV la textura estaba mejor relacionada con el óptimo desarrollo de la vegetación (Donoso et al., 2014). Se ha documentado que en toda la zona de BTC el suelo se encuentra altamente degradado por las actividades de minería que se llevaron a cabo en el pasado. Esto implica que el tipo de suelo dificultaría la recuperación de los bosques a través de la restauración.

El indicador de diversidad funcional reveló que la condición restaurada se asemejaba a la referencia. Con respecto a los indicadores de suelo, al no encontrar diferencias entre las condiciones de sitio, concluimos que estos no son adecuados para la evaluación durante los primeros años del proceso de restauración. Posiblemente sea necesario identificar otros indicadores relacionadas con el suelo, que sean más sensibles a los cambios iniciales que experimenta el ecosistema una vez realizadas las acciones de restauración y que sean capaces de evidenciar el restablecimiento de las funciones del suelo.

Establecimiento de especies nativas

En las tres áreas de estudios el porcentaje de supervivencia de las especies nativas fue alto. Sin embargo, esta información en el BSV es débil porque no se realizó un constante monitoreo. Al igual que Shoo et al (2016), encontramos que la introducción de plantas nativas y la alta supervivencia en los sitios restaurados, facilita primeramente la recuperación de la composición y estructura del ecosistema. Sin embargo, en los casos en que el establecimiento se ve afectado por disturbios naturales o antrópicos, es necesario controlarlos para evitar la pérdida de especies. En BEM y BTC, la pérdida de plantas nativas se debió a la regeneración de especies invasoras y exclusión parcial de la ganadería respectivamente, por lo tanto es necesario la reposición de especies nativas y el control de tales amenazas.

Conclusiones

Los atributos evaluados en los sitios restaurados exhiben en general una recuperación parcial. A pesar de ser proyectos en estado temprano, se observa que la diversidad de especies, estructura y función tienden a acercarse hacia las características del ecosistema de referencia. Adicionalmente, los indicadores utilizados mostraron que no todos los atributos presentaron el mismo nivel de recuperación cuando se compararon con la referencia y pre-restaurado. Lo anterior, nos permite identificar los atributos claves en los cuales se debería aumentar los esfuerzos para asegurar la trayectoria deseada hacia la recuperación completa del ecosistema. En el caso de los bosques templados del centro-sur de Chile el atributo estructural debe ser fuertemente asistido durante los primeros años, para asegurar la resiliencia frente a posibles disturbios.

Ya que el objetivo principal de cada proyecto de restauración es la recuperación completa del ecosistema, es esencial que todos los proyectos incorporen el monitoreo y la evaluación en el plan de restauración. Esta es la única forma de determinar la eficacia y eficiencia de los tratamientos y corregirlos en el momento oportuno cuando estos no son los deseados. La información y el conocimiento obtenido en esta etapa deben transmitirse para futuros trabajos e investigación de restauración ecológica.

Agradecimientos

Esta investigación se realizó con el apoyo financiero de la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT), que me brindó la beca de doctorado. Agradecemos también a los alumnos de ingeniería forestal e ingeniería en conservación de recursos naturales de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, quienes participaron en los terrenos y a Forestal Arauco por disponer uno de sus predios y sus cuadrillas para la colecta de datos.

Literatura citada

Aguilar-Garavito, M., and W. Ramírez 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Editorial Alexander von Humboldt.

Aguilar-Garavito, M., and W. Ramírez 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Editorial Alexander von Humboldt.

Bautista, S., and J. A. Alloza 2009. Evaluation of forest restoration projects. Land restoration to combat desertification. CEAM, Valencia.

Benayas, J. M. R., P. Barral, and P. Meli 2016. Lecciones de cuatro meta-análisis globales sobre la restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. *Ecología austral* **27**:193-198.

Blake, G. 1965. Bulk density. *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*:374-390.

Casanoves, F., L. Pla, J. A. Di Rienzo, and S. Díaz 2011. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution* **2**:233-237.

Catling, P., and R. Burt 1995. Studies of the Ground-Dwelling Mammals of Eucalypt Forests in South-Eastern New South Wales: the Effect of Environmental Variables on Distribution and Abundance. *Wildlife Research* **22**:669-685.

Cortina, J., B. Amat, V. Castillo, D. Fuentes, F. T. Maestre, F. M. Padilla, and L. Rojo 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* **75**:1377-1384.

Crawley, M. J. 2002. *Statistical computing: An introduction to data analysis using*.

Curran, M., S. Hellweg, and J. Beck 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* **24**:617-632.

Churchill, D. J., A. J. Larson, M. C. Dahlgreen, J. F. Franklin, P. F. Hessburg, and J. A. Lutz

2013. Restoring forest resilience: from reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *Forest Ecology and Management* **291**:442-457.

Dale, V. H., and S. C. Beyeler 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* **1**:3-10.

Day, P. R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*:545-567.

Deluca, T. H., G. H. Aplet, B. Wilmer, and J. Burchfield 2010. The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. *Journal of Forestry* **108**:288-295.

Derhé, M. A., H. Murphy, G. Monteith, and R. Menéndez 2016. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*.

Diaz, S., S. Lavorel, F. De Bello, F. Quetier, K. Grigulis, and T. M. Robson 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proc Natl Acad Sci U S A* **104**:20684-20689.

Donoso, C., M. González, and A. Lara 2014. *Ecología forestal: bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Valdivia, Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile.

Doren, R. F., J. C. Trexler, A. D. Gottlieb, and M. C. Harwell 2009a. Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological Indicators* **9**:S2-S16.

Doren, R. F., J. C. Volin, and J. H. Richards 2009b. Invasive exotic plant indicators for ecosystem restoration: An example from the Everglades restoration program. *Ecological Indicators* **9**:S29-S36.

Franklin, J. F., and R. Van Pelt 2004. Spatial aspects of structural complexity in old-growth

forests. *Journal of Forestry* **102**:22-28.

Fuentes-Ramírez, A., A. Pauchard, L. A. Cavieres, and R. A. García 2011. Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* **261**:1003-1009.

Gama, V. F., A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, M. M. Hirota, and M. C. Ribeiro 2013. Site selection for restoration planning: a protocol with landscape and legislation based alternatives. *Natureza & Conservação*:158-169.

Gatica-Saavedra, P., C. Echeverría, and C. R. Nelson 2017. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*.

Gunderson, L. H., and C. S. Holling 2002. *Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature*. Island, Washington.

Hobbs, R. J. 2003. Ecological management and restoration: Assessment, setting goals and measuring success. *Ecological Management & Restoration* **4**:S2-S3.

Iucn, W. 2014. A guide to the restoration opportunities assessment methodology (ROAM): assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level. Working paper (road-test edition), IUCN, Gland, Switzerland.

Jiao, J., Z. Zhang, W. Bai, Y. Jia, and N. Wang 2012. Assessing the Ecological Success of Restoration by Afforestation on the Chinese Loess Plateau. *Restoration Ecology* **20**:240-249.

Kanowski, J., C. Catterall, G. Wardell-Johnson, H. Proctor, and T. Reis 2003. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. *Forest Ecology and Management* **183**:265-280.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**:21-27.

Kimmins, J. 1997. *Forest Ecology: a foundation for sustainable management* 2nd Ed. Prentice Hall, New Jersey.

Luebert, F., and P. Plischoff. 2006. *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile*. Editorial

Universitaria.

Lusk, C. H., C. Donoso, M. Jiménez, C. Moya, G. Oyarce, R. Reinoso, A. Saldaña, P. Villegas, and F. Matus 2001. Descomposición de hojarasca de *Pinus radiata* y tres especies arbóreas nativas. *Revista chilena de historia natural* **74**:705-710.

Mason, N. W., D. Mouillot, W. G. Lee, and J. B. Wilson 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* **111**:112-118.

Mcdonald, T., G. Gann, J. Jonson, and K. Dixon 2016. International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, DC Front cover photo credits:© Marcel Huijser, Errol Douwes,© Marcel Huijser Back cover photo credits:© Marcel Huijser. Soil-Tec, Inc.,© Marcel Huijser, Bethanie Walder.

Mcelhinny, C., P. Gibbons, C. Brack, and J. Bauhus 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* **218**:1-24.

Mclean, E. 1982. Soil pH and lime requirement. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*:199-224.

Meli, P., K. D. Holl, J. M. R. Benayas, H. P. Jones, P. C. Jones, D. Montoya, and D. M. Mateos 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PloS one* **12**:e0171368.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, and J. Kent 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.

Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology* **4**:355-364.

Reay, S. D., and D. A. Norton 1999. Assessing the success of restoration plantings in a

temperate New Zealand forest. *Restoration Ecology* **7**:298-308.

Reza, M. I. H., and S. A. Abdullah 2011. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators* **11**:220-229.

Ruiz-Jaén, M. C., and T. M. Aide 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* **218**:159-173.

Ruiz-Jaen, M. C., and T. Mitchell Aide 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569-577.

Saldana, A. 2013. Relationship between species richness and functional diversity of leaf traits in two evergreen species assemblages in a temperate rainforest. *Gayana Botánica* **70**:177-186.

Saldaña, A., and C. H. Lusk 2003. Influencia de las especies del dosel en la disponibilidad de recursos y regeneración avanzada en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural* **76**:639-650.

SER, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ, USA.

Shoo, L. P., K. Freebody, J. Kanowski, and C. P. Catterall 2016. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. *Conservation biology* **30**:121-132.

Suding, K. N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. Pages 465-487 in D. J. Futuyma, H. B. Shaffer and D. Simberloff, editors. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 42.

Summit, U. C. 2014. New York Declaration on Forests. United Nations, New York, NY.

Swanson, M. E., J. F. Franklin, R. L. Beschta, C. M. Crisafulli, D. A. Dellasala, R. L. Hutto, D. B. Lindenmayer, and F. J. Swanson 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**:117-125.

Wang, Z., C. Daun, L. Yuan, J. Rao, Z. Zhou, J. Li, C. Yang, and W. Xu 2010. Assessment of the restoration of a degraded semi-humid evergreen broadleaf forest ecosystem by combined single-indicator and comprehensive model method. *Ecological Engineering* **36**:757-767.

Westoby, M., D. S. Falster, A. T. Moles, P. A. Vesk, and I. J. Wright 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual review of ecology and systematics* **33**:125-159.

WRI, I. 1992. UNEP (1992) Global biodiversity strategy. WRI, Washington DC, IUCN, Gland.

WRI, 2014. <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20>

WRI, 2015. <http://www.wri.org/our-work/project/AFR100/about-afr100>

Yang, Z., H. Jin, and G. Wang 2010. An assessment of restoration success to forests planted for ecosystem restoration in loess plateau, Northwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment* **164**:357-368.

Anexo A. Categorías de complejidad de hábitat en el suelo y el método de puntuación en cuadrantes de 1x 1 m en los sitios pre-restaurado, restaurado y referencia en las diferentes áreas de estudio.

Categorías (% cobertura)	Puntuación complejidad de hábitat			
	0	1	2	3
Pastos	80-100 %	60-80 %	40-60 %	< 40
Hierbas	80-100 %	60-80 %	40-60 %	< 40
Helechos	0-10 %	10-30 %	30-50 %	>50
Plántulas de árboles y arbustos	0-10 %	10-40 %	40-70 %	>70
Musgos y líquenes	0-10 %	10-30 %	30-50 %	>50
Hojarasca	0-10 %	10-40 %	40-70 %	>70
Restos de madera gruesa	0-10 %	10-30 %	30-50 %	>50
Roca	70-100 %	50-70 %	20-50 %	<20
Suelo desnudo	70-100 %	50-70 %	20-50 %	<20
Otros(raíces, troncos de árboles)	0-10 %	10-40 %	40-70 %	>70

Capítulo IV

Acciones de restauración forestal para mejorar la integridad del paisaje

Paula Gatica-Saavedra¹, Cristian Echeverría¹, Gustavo Bolados¹

¹Laboratorio de Ecología de Paisaje, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Victoria 631, Concepción, Chile.

Artículo en preparación.

Resumen

Actualmente la restauración ecológica se ha convertido en una prioridad global para reducir y recuperar la pérdida de bosques a escala de paisaje. Sin embargo, la mayoría de los esfuerzos de restauración son realizados a escala local al igual que las evaluaciones, restándole importancia al paisaje en el éxito de restauración. En este contexto el objetivo del estudio fue evaluar estrategias de restauración forestal para mejorar la integridad de un paisaje degradado, mediante el uso del programa LANDIS II. Este estudio, que se llevó a cabo en la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, Región de Valparaíso, es uno de los pocos trabajos realizados en Chile que destaca la importancia del uso de los modelos espacialmente explícitos con el fin de evaluar el impacto de la restauración forestal en la integridad del paisaje aplicando diferentes tipos de disturbios a grandes escalas espaciales y temporales. Con el programa LANDIS II se simularon dos escenarios: i) Escenario 1, a partir de la condición actual del paisaje, ii) Escenario 2, restauración en sitios ribereños y eliminación de especies exóticas, y posteriormente se utilizaron índices de paisaje (métricas) para evaluar la composición y estructura en los dos escenarios simulados a lo largo de 100 años. Ambos escenarios presentaron una disminución de la riqueza de especies, pero un aumento de la superficie de bosque. En términos de la estructura del paisaje, encontramos que ambos escenarios presentaron una disminución de la fragmentación, sin embargo, el escenario 2 presentó un menor número de parches y mayor cohesión de estos que el escenario 1, evidenciando una menor o nula fragmentación a través del tiempo y mayor conectividad estructural entre los parches de bosques. Esto indica una recuperación de la integridad ecológica en el escenario 2 ya que esta nueva configuración mejoraría el movimiento y la persistencia de las especies a diferencia del escenario 1.

Palabras clave: restauración del paisaje forestal, patrones espaciales, métricas, LANDIS II.

Introducción

Actualmente la restauración ecológica se ha convertido en una prioridad global para revertir los efectos de la degradación forestal y recuperar la pérdida de bosques a escala de paisaje (Menz et al., 2013). Sin embargo, la mayoría de los esfuerzos de restauración son realizados a escala local al igual que las evaluaciones, restándole importancia al paisaje en el éxito de la restauración (Villard & Metzger, 2014). Es necesario reconocer que el éxito de la restauración del paisaje forestal depende de la perspectiva y el contexto de paisaje (Hobbs & Norton, 1996; Bell et al., 1997; SER, 2004), ya que este es un fuerte predictor de la persistencia, abundancia y distribución de las especies, variables que influyen fuertemente en el proceso de restauración (Lindenmayer & Franklin, 2002; Bowen et al., 2007).

Para poder satisfacer las necesidades globales de restauración de bosques a múltiples escalas es imprescindible llevar a cabo la *restauración del paisaje forestal*, que se define como un "proceso planificado a escala de paisaje que pretende recuperar la integridad ecológica y el bienestar humano en los bosques deforestados o degradados" (Mansourian et al., 2005; Maginnis et al., 2012). Es un enfoque que se centra en fortalecer la resiliencia de los paisajes y crear opciones futuras para ajustar y continuar optimizando los bienes y servicios ecosistémicos a medida que las necesidades sociales cambian (IUCN, 2014). **La integridad del paisaje** es el resultado de complejas interacciones entre diversos ecosistemas, ocurriendo dentro de un rango natural de variación (Liu & Taylor, 2002), donde se despliegan los procesos ecológicos y con ellos la diversidad correspondiente. Estos procesos tienen impacto directo o indirecto sobre el bienestar humano.

Los patrones espaciales (composición y estructura) y los procesos del paisaje, sumado el cambio de estos patrones en el tiempo, son atributos que influyen en la integridad ecológica del paisaje (Liu & Taylor, 2002). La composición expresa las características asociadas a la variedad y abundancia de los parches dentro del paisaje (Forman & Godron, 1986). Esto tiene especial importancia en lo relativo a la disponibilidad de hábitats requeridos por las diversas especies (Monedero & Gutiérrez, 2001). La estructura se refiere a la disposición espacial de cada tipo de parche a lo largo del paisaje, su ubicación relativa, bordes o límites de hábitats y paisajes, que expresa algunos de los procesos ecológicos fundamentales (Frohn, 1997). Los

procesos o funciones tienen relación con el flujo de organismos, flujo de materia, flujo de energía y disturbios (Turner, 1989). Es de gran importancia considerar los atributos antes mencionados en paisajes forestales al momento de priorizar sitios de restauración que contribuyan a mejorar la integridad del paisaje. Algunos criterios considerados relevantes para priorizar los sitios de restauración y mejorar la integridad son: la forma y tamaño del parche, el contraste entre hábitats adyacentes, la composición y calidad de hábitats, la disposición espacial de los hábitats en el paisaje que promueva el movimiento e intercambio de las especies (Saunders et al., 1991; Bennett, 1999).

La estructura del paisaje es poco considerada al momento de planificar la restauración, teniendo en cuenta que la configuración de los hábitats y la matriz influyen fuertemente en la permeabilidad del paisaje como también en las interacciones de las especies (Cooper et al., 2012), procesos que podrían afectar el éxito de las acciones de restauración. Además, son pocos los estudios con marcos conceptuales y metodologías disponibles que exploren la integración entre los principios de la ecología de paisaje y la restauración ecológica. Alrededor de 2 billones de ha de suelo deforestado y degradado proporcionan oportunidades para la restauración del paisaje forestal alrededor del mundo (Chazdon, 2017), actualmente existen guías que permiten identificar los mejores sitios para comenzar la restauración incorporando las necesidades alimentarias, de combustible y fibra que requiere la sociedad de una manera sostenible y resistente al cambio climático (IUCN, 2014). Por ende, es necesario entender las interacciones del paisaje para planificar las oportunidades de restauración y que los esfuerzos de este proceso contribuyan a mejorar la integridad del paisaje y el bienestar humano.

Son reducidos y poco implementados los métodos o herramientas que evalúen la integridad del paisaje para planificar medidas de restauración forestal (Metzger & Brancalion, 2013a). El uso de modelos espacialmente explícitos de la dinámica de bosques han sido usados para evaluar los cambios del hábitat en el futuro, los atributos composicionales y estructurales enfocados en la configuración espacial (conectividad) del paisaje con el fin de proteger la integridad ecológica de los ensamblajes de especies (Herrmann et al., 2005; Piessens et al., 2005). Los sensores remotos apoyados con técnicas de modelamiento geoespacial han sido

reconocidos como unas de las herramientas que sirven para evaluar las prácticas de restauración. Sin embargo, su utilidad sigue siendo muy limitada (van Leeuwen et al., 2010).

Los modelos espacialmente explícitos pueden ayudar a comprender los efectos potenciales de las estrategias de manejo ecosistémico y las interacciones de las perturbaciones sobre la composición del ecosistema y la estructura del paisaje a gran escala espacial y temporal (Mladenoff, 2005). El modelo LANDIS-II está diseñado para simular la dinámica de paisajes forestales a través de la incorporación de procesos ecológicos incluyendo sucesión, disturbio y dispersión de semillas (He & Mladenoff, 1999; Mladenoff, 2004; Scheller et al., 2007).

LANDIS-II ha sido usado para explorar la dinámica del paisaje forestal en distintas regiones del mundo (Scheller et al., 2007; Newton et al., 2011; Zhao et al., 2013). Este permite simular un rango de diferentes tipos de disturbios durante largos periodos de tiempo, como daños por insectos, fuego, huracanes, especies invasoras y otras amenazas ambientales. De esta forma es posible explorar las interacciones recíprocas entre la estructura del bosque y una variedad de disturbios naturales a escala de paisaje (Xi et al., 2007). A pesar de estas ventajas, este modelo no ha sido utilizado para evaluar el impacto de las acciones de restauración que buscan mejorar la integridad ecológica a escala de paisaje en el largo plazo (Xi et al., 2008; Birch et al., 2010).

El objetivo del presente estudio fue evaluar estrategias de restauración ecológica para mejorar la integridad de un paisaje forestal degradado, mediante el uso del programa LANDIS II. Se usaron dos escenarios de simulación: con y sin restauración forestal de ciertos elementos del paisaje, que permitan recuperar la conectividad funcional y los servicios hídricos del área de estudio. La integridad ecológica del paisaje fue evaluada en términos de la composición de especies (riqueza e índice de diversidad), la estructura y el cambio de paisaje forestal durante un periodo de 100 años.

MÉTODOS

Área de estudio

La evaluación del impacto de la restauración del paisaje forestal, se realizó en la Reserva de la Biosfera La Campana – Peñuelas (RBCP), la cual comprende la Reserva Nacional Lago

Peñuelas por el sur, y el Parque Nacional La Campana por el norte, desde los $71^{\circ} 03' 19''$ (W) - $32^{\circ} 44' 12''$ (E) por el norte y hasta los $71^{\circ} 18' 20''$ (W) - $33^{\circ} 21' 44''$ (E) por el sur. Equivalente a 2382 km^2 . Comprende las comunas de Algarrobo, Casablanca, Concón, Hijuelas, Limache, Olmué, Quillota, Quilpué, Valparaíso, Villa Alemana y Viña del Mar (Figura 4.1).

Esta zona se caracteriza por ser un bosque mediterráneo del centro de Chile con una gran biodiversidad en donde se desarrolla la mitad de las actividades económicas del país. Lo anterior ha conllevado a diferentes procesos de degradación y deforestación de las formaciones vegetacionales.

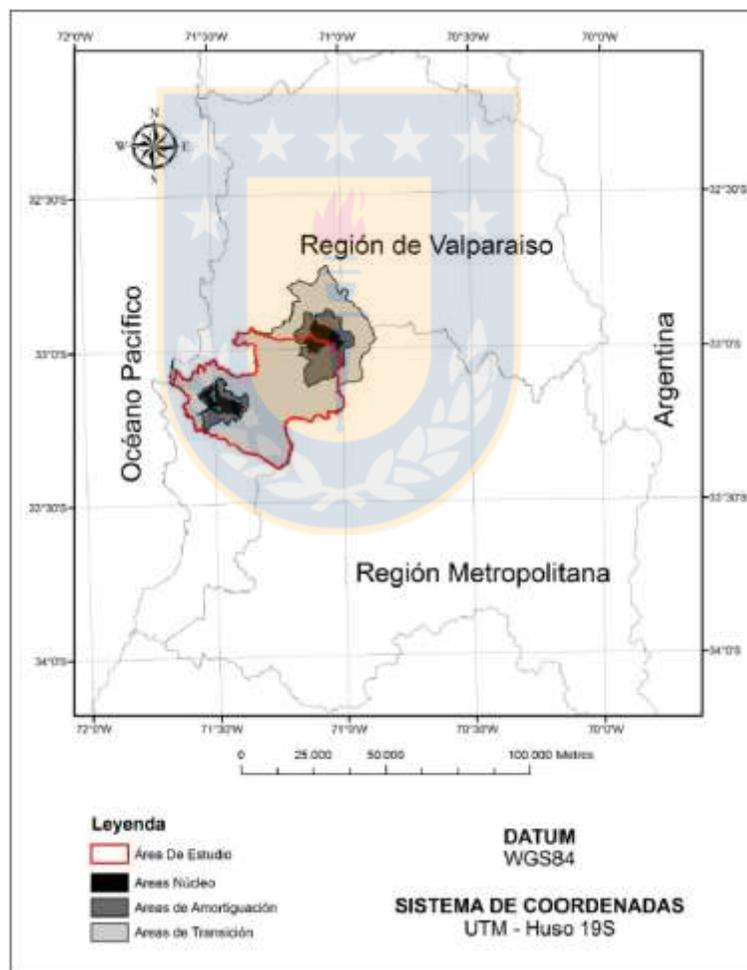


Figura 4.1. Área de estudio Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, Región de Valparaíso.

Dinámica del bosque a escala de paisaje

Para observar los cambios en la composición y estructura del paisaje forestal, se utilizó el software LANDIS-II (Scheller et al. 2007). Este software permite simular la dinámica de bosques a escala de paisaje y explorar los impactos de diferentes disturbios durante largos periodos de tiempo. El análisis consideró un tiempo de simulación de 100 años, utilizando el disturbio de incendios.

A continuación se describen los pasos para la utilización del programa LANDIS-II.

1.1 Estratificación del área de estudio

Dentro del área de estudio, se seleccionaron polígonos mayores a 1 ha y se clasificaron en tres categorías: bosque nativo, matorral denso, y matorral abierto. Luego, con la información obtenida de la estratificación, se diseñó un mapa de la ubicación y orientación de las parcelas en terreno.

1.2 Mediciones en terreno

Se midieron 50 fragmentos representativos del paisaje, de los cuales 32 correspondieron a bosque nativo, 12 a matorral denso y seis a matorral abierto. Para llevar a cabo el muestreo, se realizaron parcelas de muestreo de 500 m² (20 x 25 m), las que fueron ubicadas principalmente en el centro del fragmento y previamente designadas en laboratorio mediante técnicas de SIG (se ubicaron los centros de parcela). En el fragmento, se midieron para cada individuo el diámetro a la altura del pecho (DAP), altura de aquellos individuos dominantes (para cada especie) y solamente a algunos se les extrajo tarugos de incremento para poder determinar su edad biológica y así poder establecer la edad para todos los individuos muestreado por especie.

1.3 Parametrización del modelo

Consistió en la recopilación bibliográfica de atributos fisiológicos de las especies arbóreas encontrados en las parcelas. La incorporación de estos atributos es necesaria para que el modelo tenga un buen ajuste y los resultados de la simulación tengan mayor confiabilidad.

Los atributos seleccionados fueron: edad de madurez sexual, longevidad, tolerancia a la sombra, tolerancia a los incendios, distancia mínima y máxima de dispersión de semillas.

1.4 Delimitación de ecorregiones

Se realizó un mapa de ecorregiones dentro del área de estudio, estas son subzonas ecológicamente homogéneas caracterizadas por la misma idoneidad de hábitat (probabilidad de establecimiento) para cada especie que se modela. Las ecorregiones se realizaron a partir de antecedentes como elevación, tipo de suelo y otros. En estas ecorregiones se combinaron elementos representativos del paisaje y de la composición de las especies. Por medio de análisis de probabilidades de establecimiento, se determinó para cada uno de los diferentes escenarios (mencionados abajo) si las especies encontradas en el muestreo son capaces de establecerse en el futuro (simulación a 100 años) de dichas ecorregiones (Figura 4.2)

1.5 Modulo de incendios

Para modelar la dinámica del paisaje en base a disturbios, fue necesario re-parametrizar el modelo con información sobre los incendios de la zona, por lo tanto se utilizaron nuevas variables para la construcción de las ecorregiones correspondientes al modulo de incendios (distancia a zonas urbanas y tipo de uso del suelo). A partir de la base de datos entregados por CONAF con los incendios históricos de la Región de Valparaíso desde los años 1985 al 2008, se pudo determinar los parámetros que requiere el modulo de incendios de LANDIS II. Los parámetros fueron los siguientes: tipo de uso del suelo, superficie máxima, mínima y promedio de los eventos ocurridos en la zona de estudio, edad de propagación del fuego y probabilidad de ignición (Figura 4.2).

1.6 Definición de escenarios de simulación a 100 años

Se realizaron dos escenarios:

Escenario 1: Situación actual, sin manejo de la reserva de la biosfera área protegida: Sin acciones de restauración y dinámica natural de disturbios (mantención del régimen histórico de incendios, presencia de *Acacia dealbata*).

Escenario 2: Con manejo del área protegida, se propuso la restauración en zonas ribereñas y la conversión de plantaciones forestales a especies nativas, sumado a la disminución de la dinámica del fuego (disminución de la probabilidad de ignición y del número de los incendios) y ausencia de la especie *Acacia dealbata*, con el fin de recuperar la conectividad y el flujo de materia y genes del paisaje degradado.

Escenario 2: Estrategia de restauración forestal e Incendios

Para crear el escenario 2 se simuló el proceso de restauración a escala local seleccionando en el mapa zonas ribereñas sin vegetación y zonas con especies exóticas. Además, se modificó (aumento) la probabilidad de establecimiento de las especies utilizadas.

La técnica utilizada para la restauración consistió en el reemplazo de plantaciones forestales (*Eucalyptus spp* y *Pinus spp*) por una plantación de especies nativas de espino (*Acacia caven*), quillay (*Quillaja saponaria*), molle (*Schinus latifolius*), maitén (*Maytenus boaria*) correspondiente a 2568 ha, utilizando la misma forma que tenían los parches de plantación forestal.

Para la restauración de zonas ribereñas se seleccionaron cuatro esteros (Carrizo, Las Palmas, Lo Castro y Margamarga) y una quebrada (de los Tranques) los cuales permitirían aumentar la conectividad con los fragmentos de bosque nativo remanentes. La superficie ribereña total fue de 20,25 ha compuesta por espino (*Acacia caven*), quillay (*Quillaja saponaria*), molle (*Schinus latifolius*), maitén (*Maytenus boaria*) restaurando aproximadamente 37 km de longitud con un buffer de 100 metros de ancho.

Con respecto al modulo de incendios, se redujeron los valores de la probabilidad de ignición para diferentes ecorregiones y se aumentó edad de propagación de los incendios.

Análisis de patrones espaciales

Posterior a la modelación de la dinámica del bosque, se midieron los cambios en la composición y estructura del paisaje en los mapas de especies que resultaron de la simulación de escenarios cada 20 años.

La composición del paisaje se analizó con la presencia de cada especie la cual fue evaluada en términos de la superficie de parches con ocupación por cada especie durante el periodo de tiempo simulado. Además se utilizó la métrica de diversidad de Shannon (SHDI) a nivel de paisaje, durante un intervalo de tiempo de 100 años.

Para evaluar la forma, tamaño y área núcleo de los parches se utilizó el área media (Área_MN), número de parches o fragmentos (NP), la forma media de los parches (SHAPE_MN) y la media del área núcleo (CORE_MN) de los diferentes tipos de clases en el paisaje. Para evaluar la conectividad estructural de los hábitats se utilizó el índice de cohesión (COHESION).

Todas las métricas o índices fueron calculadas con el programa FRAGSTATS 3.3 (McGarigal et al. 2002).

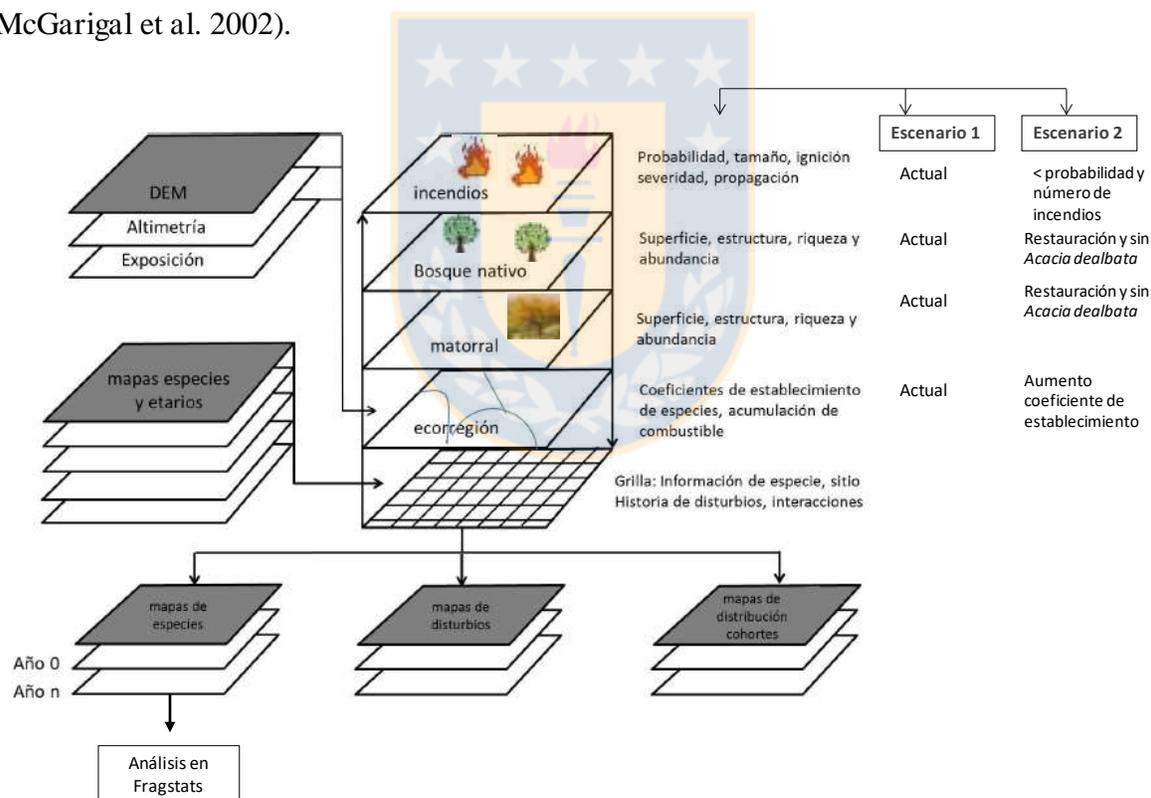


Figura 4.2. Estructura, datos de entrada de LANDIS II y descripción de escenarios utilizados (modificado de Mladenoff 2004).

Resultados

Distribución de los usos del suelo para cada escenario

El escenario 1 correspondió a los diferentes usos del suelo actual (año 0), según el régimen histórico de incendios para la región de Valparaíso. El paisaje está cubierto principalmente por matorral (44%) formado por estratos herbáceos y arbustivos (*Acacia caven*, *Quillaja saponaria* y *Maytenus boaria*) y bosque (15%) compuesto por especies nativas e invasoras (*Quillaja saponaria*, *Schinus latifolius*, *Lithraea caustica*, *Peumus boldus* y *Cryptocarya alba*) (Figura 4.3). Las zonas urbanas se asientan en la zona Norte, Sur y Este abarcando solo el 1,7% de toda el área de estudio. Las plantaciones forestales se encuentran alrededor de las zonas urbanas y cursos de agua correspondiendo al 6 % del paisaje.

El escenario 2 presentó los mismos usos del suelo que el escenario 1(año 0) con la excepción de las plantaciones forestales y zonas ribereñas sin vegetación las cuales se transformaron a zonas restauradas (2589 ha) (Figura 4.4).

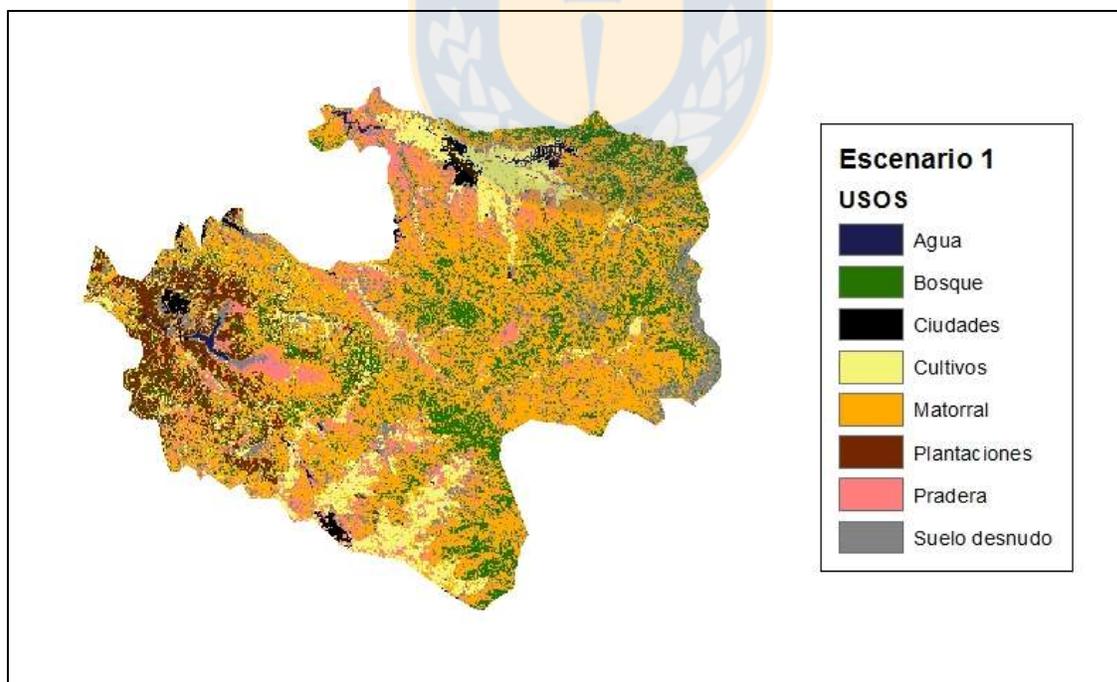


Figura 4.3. Usos del suelo correspondiente al escenario 1 (situación actual, sin manejo del área protegida).

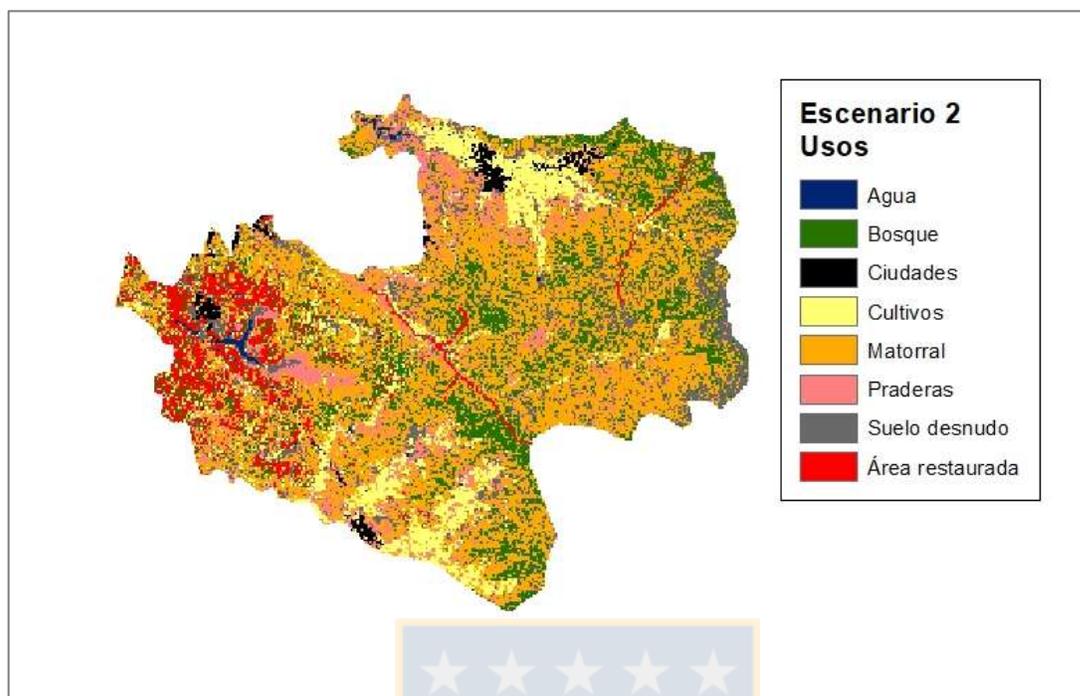


Figura 4.4. Usos del suelo correspondiente al escenario 2 (con manejo del área protegida, áreas restauradas sin especies exóticas).

Dinámica de incendios

La superficie quemada (ha) se reduce en el tiempo en ambos escenarios durante los 100 años de simulación. Sin embargo, el escenario 2 presentó en promedio menor superficie quemada (24.231 ha) y menor número de incendios durante toda la simulación que el escenario 1 (11.501 ha) (Figura 4.5).

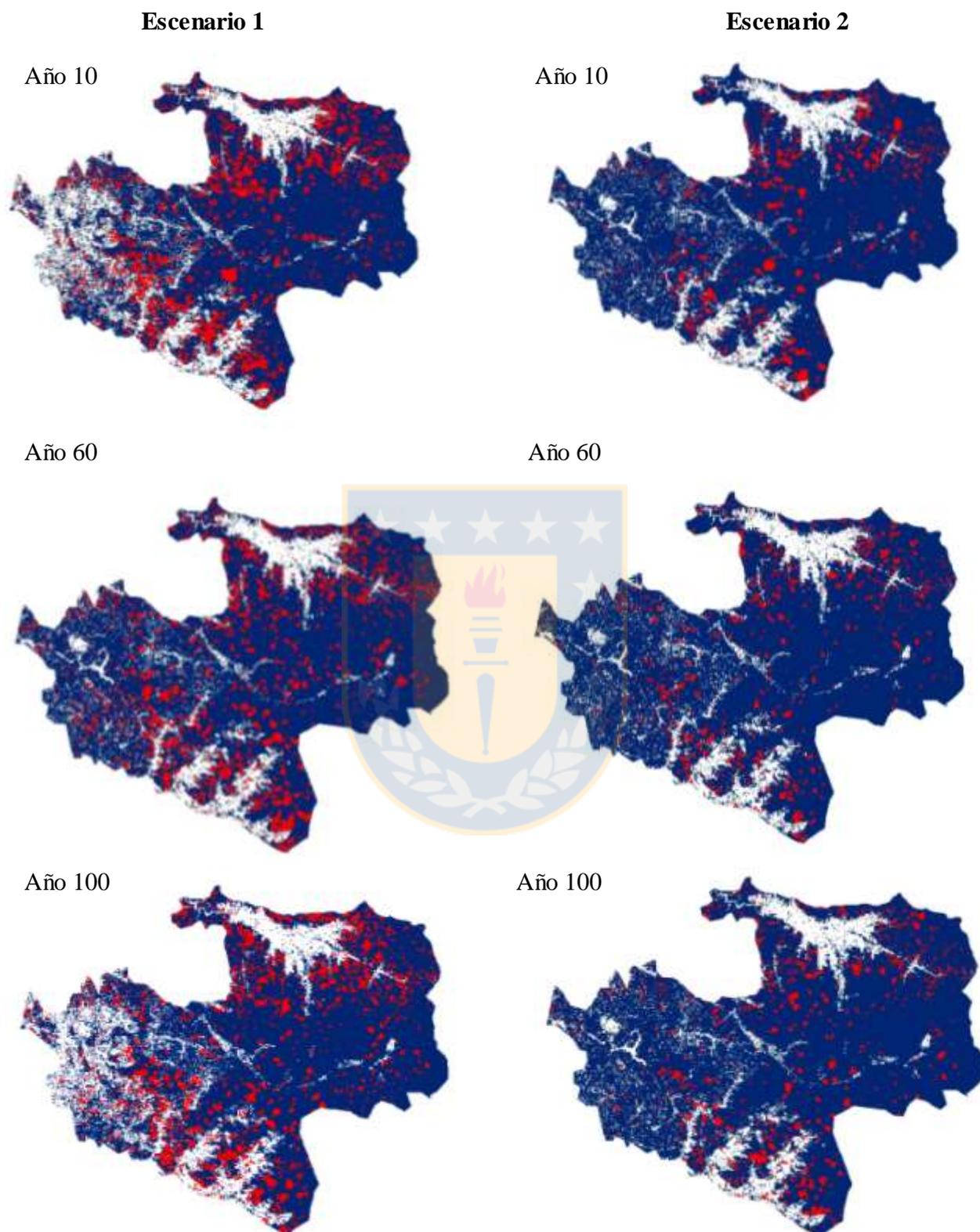


Figura 4.5. Variación espacial y temporal de la superficie incendiada (rojo) durante el periodo de simulación en el escenario 1 y 2.

Dinámica del bosque a través del tiempo

Los mapas finales de riqueza representaron el número de especies que se asocian en diversas zonas del área de estudio. Para ambos escenarios durante el periodo entre 0 y 60 años, se evidenció una mayor riqueza de especies ya que hubieron zonas donde se asociaron 12 especies y otras zonas con solo una especie presente (Figura 4.6 y 4.7). Durante el periodo entre 80 y 100 años, el número de especies se redujo a 11 especies. La riqueza de especies en el tiempo se vio reducida (1-4 especies), no así la superficie cubierta la cual aumentó (Figura 4.6 y 4.7).

Con respecto a la identidad de las especies, se identificaron un total de 18 especies nativas y una exótica distribuidas en todo el paisaje durante todo el periodo de simulación.

Escenario 1. La especie que ocupó la mayor superficie (56% del área de estudio) a lo largo de todo el periodo de simulación fue *Acacia caven*, en cambio *Cestrum parqui* ocupó la menor superficie (886 ha aproximadamente) y desapareció en el paisaje entre los años 60 y 80. *A. dealbata* (exótica invasora) mostró un aumento de superficie durante los primeros 20 años y luego disminuyó progresivamente. Sin embargo, la abundancia de esta fue mayor que varias especies nativas como *Azara dentata*, *Ephedra chilensis*, *Persea lingue* entre otras.

Escenario 2. *A. caven* sigue siendo la especie más abundante ocupando el 64% del área de estudio y la desaparición de *C. parqui* ocurrió desde el año 80 de la simulación y con una superficie de 2183 ha aproximadamente. A diferencia del escenario 1, la especie *A. dealbata* no se encuentra en el paisaje. El resto de las especies presentan un comportamiento similar al del escenario 1.

Comparación entre escenarios. En ambos escenarios la superficie ocupada por algunas especies nativas tuvo una baja disminución en el tiempo. Sin embargo, en el escenario 1 *Lomatia hirsuta* y *P. lingue* son las únicas especies que aumentaron su superficie de ocupación. En el escenario 2 las especies *Quillaja saponaria*, *L. hirsuta* y *P. lingue* aumentaron. La pérdida de superficie de 13 especies al año 100 fue menor en el escenario 2 que en el escenario 1 y la ganancia de superficie de *Q. saponaria*, *L. hirsuta* y *P. lingue* en el escenario 2 superó la ganancia del escenario 1 (Figura 4.8).

Durante todo el periodo de simulación se observó una mayor diversidad en el escenario 2 en comparación con el escenario 1 (Figura 4.9). En el escenario 1 el índice de diversidad de Shannon fue entre los 0,28 y 0,35 siendo la máxima diversidad en el año 40. Luego la diversidad disminuyó ligeramente hasta el año 100. En el escenario 2 el índice de diversidad varió entre 1,3 y 1,59 alcanzando el máximo en el año 60. Luego este índice disminuyó hasta 0,06 hasta en el año 100.



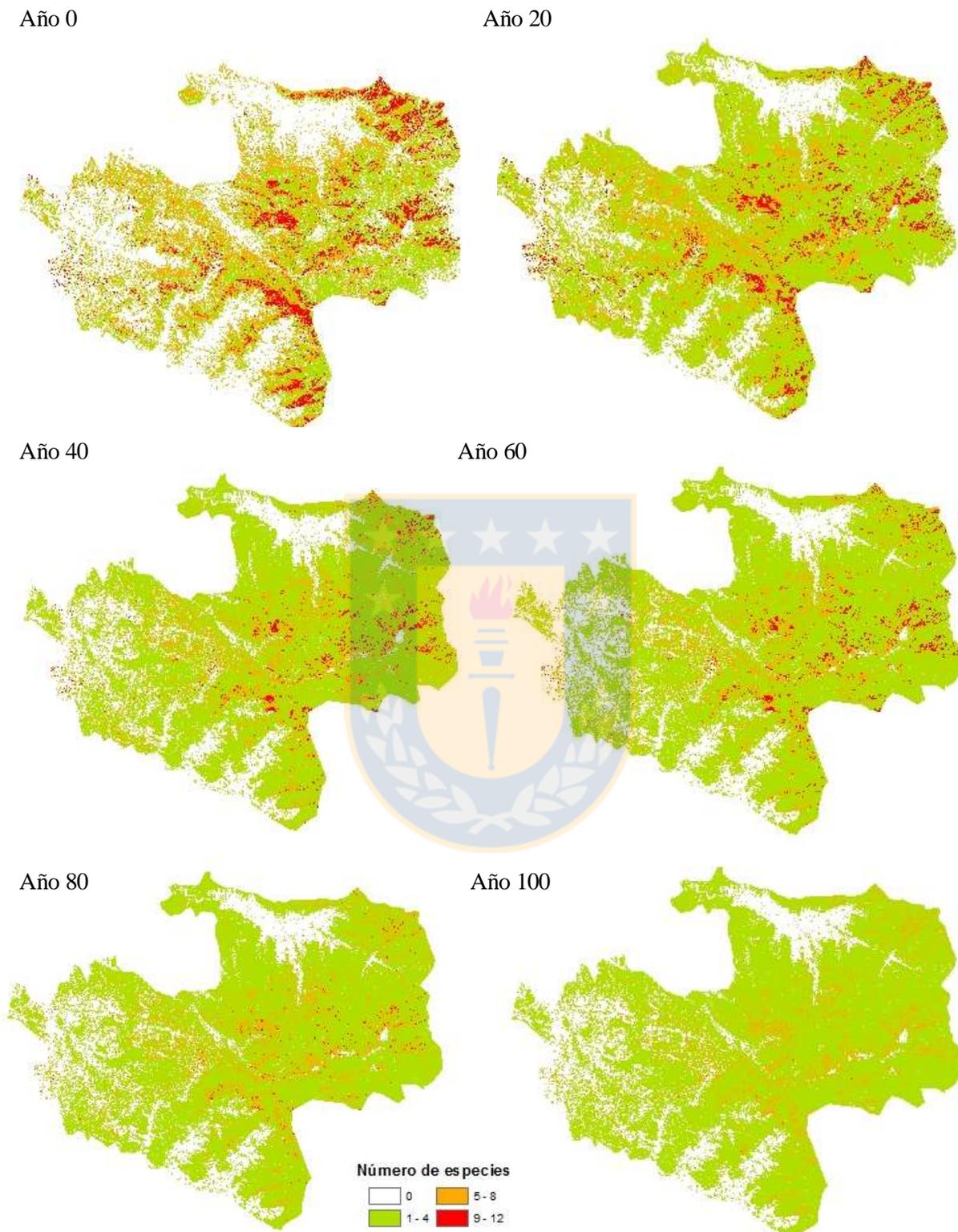


Figura 4.6. Variación espacial y temporal de la riqueza de especies nativas correspondiente al escenario 1 actual.

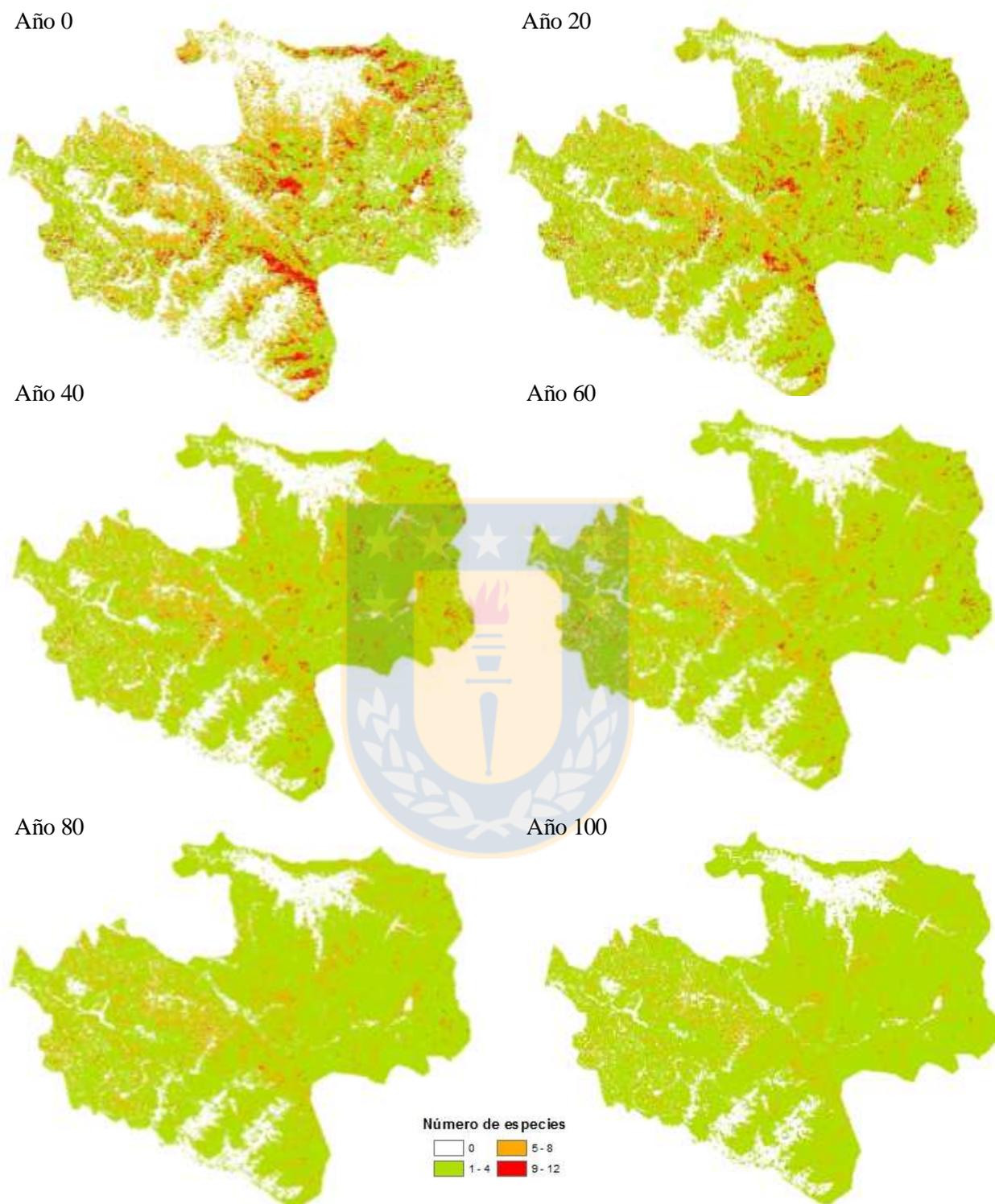


Figura 4.7. Variación espacial y temporal de la riqueza de especies nativas correspondiente al escenario 2 con restauración forestal.

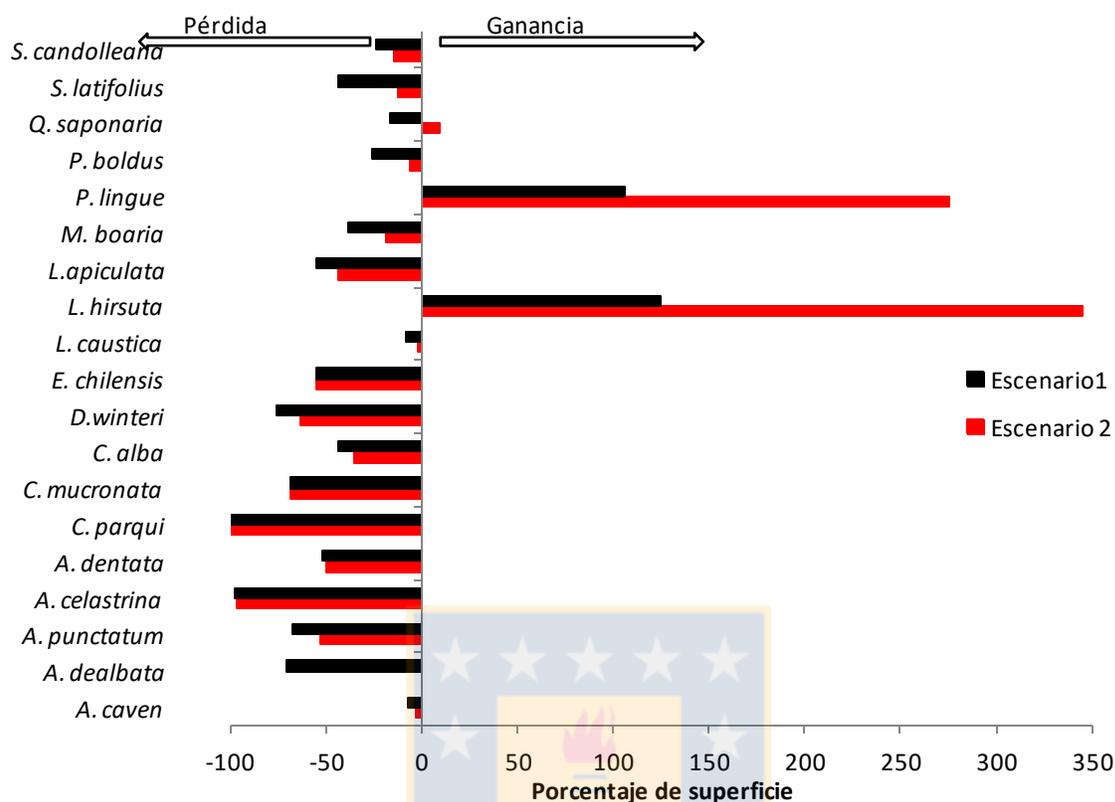


Figura 4.8. Pérdida y ganancia de la superficie ocupada por las distintas especies en el periodo de simulación (0-100 años) para ambos escenarios. Escenario 1: sin manejo. Escenario 2: con manejo (restauración).

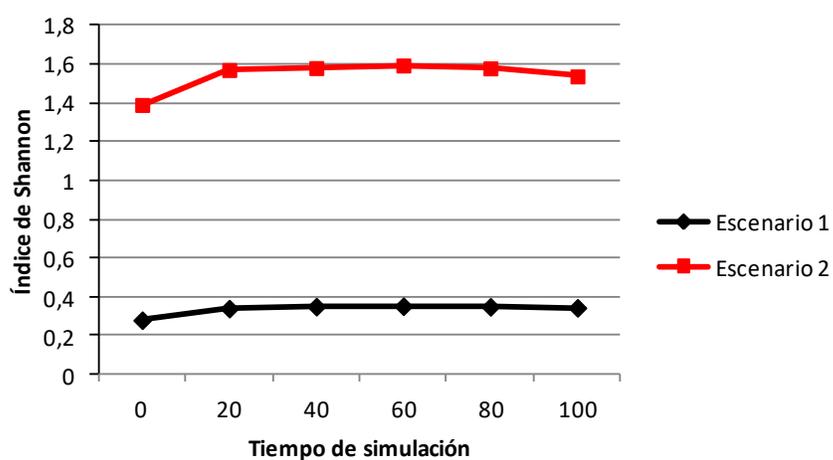


Figura 4.9. Diversidad del paisaje medida a través del índice de diversidad escenarios durante el periodo de simulación.

Estructura del paisaje

Escenario 1. El área media del total de los parches de bosque nativo aumentó progresivamente llegando a un máximo de 89 ha (Figura 4.9a). El número de parches disminuyó abruptamente entre los años 0 y 20 en un 52 %. Luego, desde el año 40 en adelante el número se mantiene relativamente constante entre 730 y 698 parches (Figura 4.10b). La forma media de los parches varío entre 1 y 1,1 y desde el año 40 la forma se mantiene constante (Figura 4.10c).

El área núcleo de los parches, aumentó en 62 ha desde el año 0 (actual) hasta el año 100 (fin de simulación); a partir del año 40 el área núcleo se volvió constante (Figura 4.10d).

El índice de cohesión aumentó abruptamente desde el año 0 hasta el año 20, a partir de este año la cohesión se vuelve constante con un valor de 99,67 (Figura 4.10e).

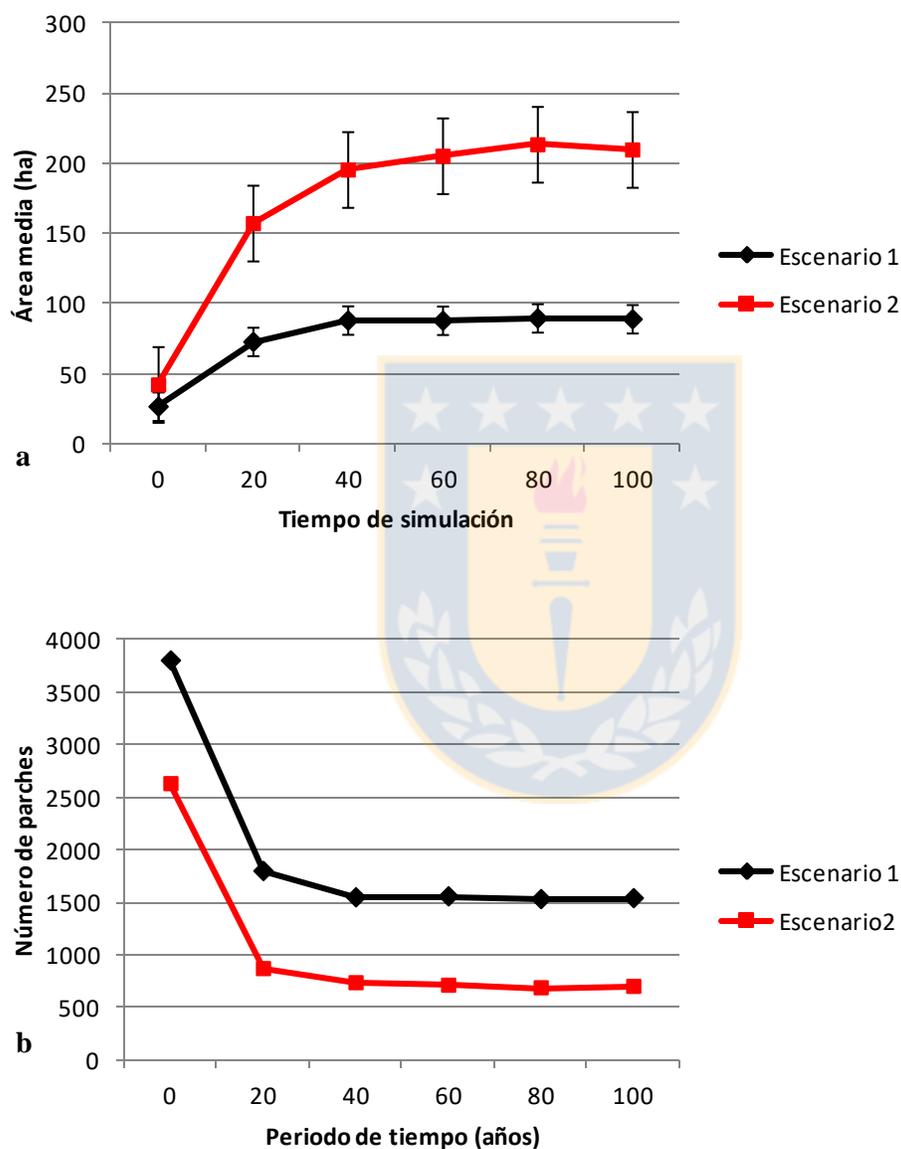
Escenario 2. El área media de los parches aumentó progresivamente hasta el año 80, a partir de ese año el área disminuyó en 4 ha hasta el final de la simulación (Figura 4.10a). El número de parches se redujo considerablemente en un 67 % desde el año 0 hasta el año 20, a partir de este año el número de parches se volvió constante en el tiempo (Figura 4.10b). La forma media del total de los parches de bosque presentó valores entre 1,082 y 1,11 indicando parches regulares de acuerdo con el rango descrito para la métrica. Se observó un aumento de los valores entre los años 0 y 20, pero estos volvieron a disminuir progresivamente (Figura 4.10c)

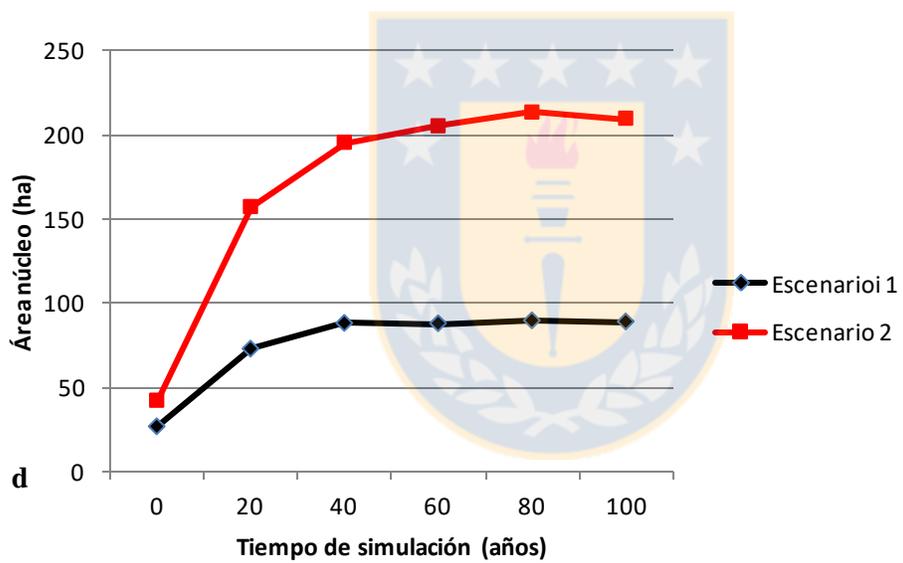
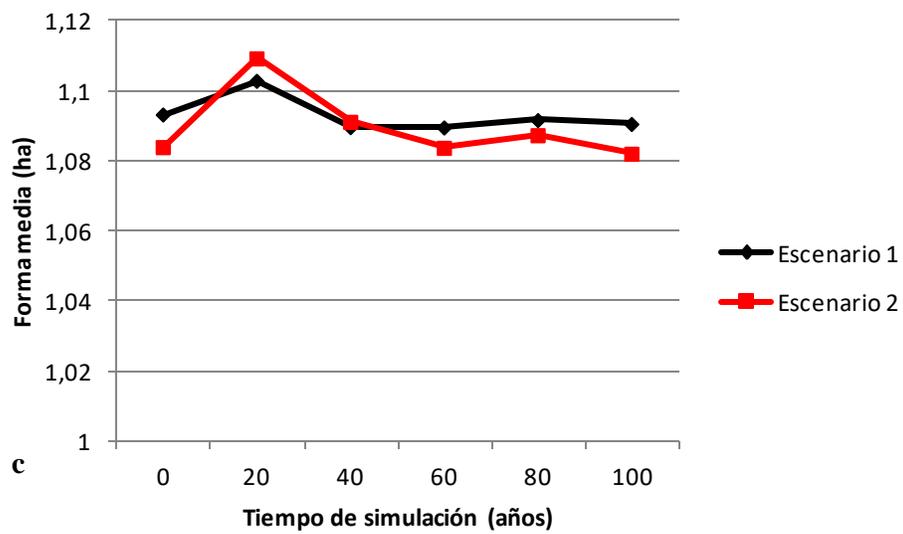
La media del área núcleo aumentó fuertemente entre los años 0 y 40 en 153 ha, posteriormente este índice siguió aumentando levemente hasta el final de la simulación (Figura 4.10d).

Los valores del índice de cohesión fueron altos (99-100) y las diferencias a través de los años fue baja (0,11 aproximadamente). Durante los primeros 20 años se observó un aumento del índice el cual se mantuvo constante a lo largo de la simulación (Figura 4.10e)

Comparación entre escenarios: La mayor variación en métricas se observó en el área media, el número de parches y el área núcleo (Figura 4.10). A diferencia del escenario 1, en el

escenario 2 se observó un aumento de superficie ocupada por especies vegetales, una disminución en el número de parches y mayor área núcleo durante todo el periodo de simulación (Figura 4.10). Los índices de forma y cohesión fueron similares en ambos escenarios, representando parches de forma regular y una alta cohesión entre parches.





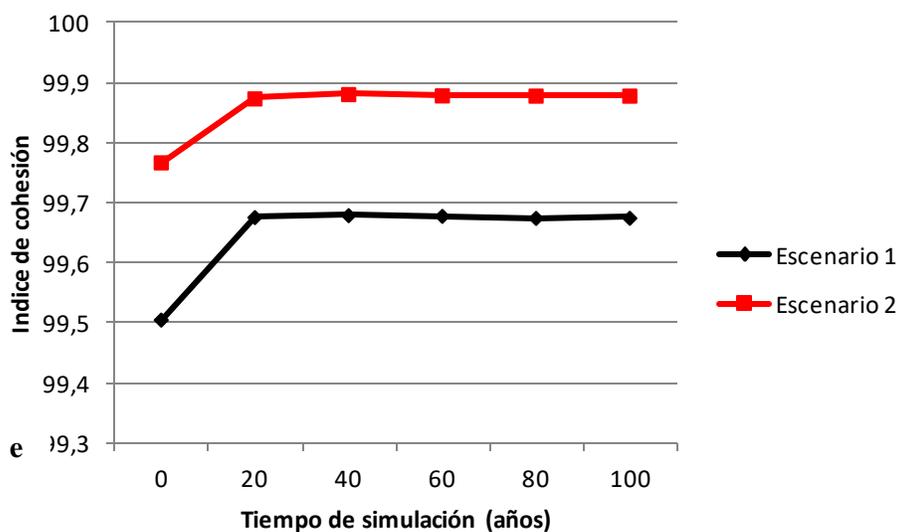


Figura 4.10. Variación de las métricas de paisaje a través del periodo de simulación para el escenario 1 y 2: a) Área media de los parches, b) Número de los parches, c) Forma media de los parches, d) Media del área núcleo y e) Índice de cohesión.

DISCUSIÓN

Composición del paisaje

Durante el periodo de simulación (100 años) en el escenario 1 sin manejo y el 2 con restauración, se observó una disminución en el número de especies en el paisaje. Lo anterior se puede explicar principalmente por la dinámica de sucesión natural del bosque esclerófilo y los efectos del fuego como disturbio natural o antrópico. De acuerdo con la teoría de sucesión ecológica, los bosques de sucesión temprana o en estados iniciales presentan una mayor complejidad ecológica luego de un disturbio (Swanson et al., 2011) que bosques de sucesión tardía (bosques adultos) los cuales se caracterizan por presentar una menor riqueza y abundancia de especies, debido a una disminución en la regeneración por las bajas condiciones lumínicas (Donoso et al., 2014). Asimismo, Armesto et al (2007) documentan que la vegetación mediterránea presenta una baja resiliencia frente a repetidos disturbios por

fuego. En nuestro estudio la especie *C. parqui* desapareció en la simulación posiblemente por sus rasgos funcionales tales como: la corta longevidad de la especie, la baja tolerancia al fuego y la nula regeneración post-incendio (Donoso Zegers et al., 2006), características que impedirían la persistencia de la especie a largo plazo. Sin embargo, algunas especies consideradas sombras tolerantes y longevas aumentaron su área de ocupación a través de los años simulados y otras como *A. caven* dominan constantemente el paisaje, esto debido a que es considerada una especie resistente y que rebrota vigorosamente (Donoso, 1982).

Si bien es cierto que se observó una disminución de la cobertura por especie a través del tiempo, el escenario 2 (con restauración) presentó una menor pérdida de superficie en la mayoría de las especies que el escenario 1. Esto se puede deber a dos razones: primero las acciones de restauración en sitios que contribuyen a mejorar la funcionalidad del paisaje (e.g., restauración en zonas ribereñas) y a reducir la pérdida de biodiversidad a través del aumento de la movilidad de especies nativas y de los procesos del paisaje como la dispersión (Metzger et al 2008; McDonald 2016) y segundo, la disminución del número de incendios y su reducida probabilidad de ignición, permitiría crear condiciones favorables para la recuperación de la composición (DellaSala et al., 2014). Lo contrario ocurre en el escenario 1, donde el régimen del fuego provocaría la pérdida de superficie del matorral y del bosque aumentando las especies invasoras (herbáceas), consecuencias que también han sido descritas por Armesto et al (2009) en el área de estudio y por Vallejo (2005) en las regiones mediterráneas del sur.

Los bajos valores de la métrica de diversidad (SHDI) en el escenario 1 en comparación con el escenario 2, pueden estar asociados a la dominancia de una especie sobre el resto y a la mayor pérdida de superficie de ocupación por especie. Resultados similares reportan Chmielewski et al (2014) para un análisis de cambio en la cobertura de suelo en una reserva de la biosfera, donde áreas con bajos valores de SHDI están asociados a grandes parches de monocultivos de pino. En nuestro estudio, los altos valores de diversidad del escenario 2 reflejan un mosaico de bosque heterogéneo, donde el paisaje presenta una menor probabilidad de ocurrencias de incendios, una mayor variedad de hábitat e interacciones para las especies animales y mayor sostenibilidad de los servicios ecosistémicos (Vega-García & Chuvieco, 2006; Turner et al., 2013).

Estructura del paisaje

Nuestros resultados mostraron que en ambos escenarios el paisaje exhibió una disminución de la fragmentación de bosques o una mayor agregación de los parches boscosos. Sin embargo, a pesar de esta tendencia, en el escenario 1, el paisaje presentó una estructura caracterizada por una menor superficie boscosa, parches con menor área núcleo y mayor número de parches a diferencia del escenario 2. Generalmente, otros estudios de análisis de patrones espaciales realizados otras regiones del país y del mundo (Echeverría et al., 2008; Duveneck & Scheller, 2015), reportan que los escenarios sin manejo presentan un aumento del número de parches de bosque nativo y la reducción del tamaño medio de los mismos a través del tiempo, resultando en la fragmentación de hábitat por cambios del uso del suelo. Sin embargo, en nuestro estudio en ambos escenarios ocurre lo contrario (desfragmentación), posiblemente porque la conversión del paisaje a usos agrícolas y forestales ha realizado en su totalidad. La región Mediterránea de Chile ha sido sometida a fuertes cambios de uso del suelo desde el siglo XVII, como consecuencia de ello el paisaje se ha fragmentado y transformado hasta la actualidad. De acuerdo con nuestros resultados este proceso se revertiría en el futuro concordante con la teoría de transición forestal (Rudel et al., 2005), esta plantea que cuando la disminución de la cobertura forestal cesa, el bosque inicia su recuperación. Este proceso ocurre generalmente en dos circunstancias, la primera cuando el desarrollo económico ha creado suficiente trabajo fuera de los campos agrícolas y estos son abandonados y la segunda, cuando la escases de productos forestales conlleva a promover la plantación de bosques. El paisaje de nuestro estudio al no tener nuevamente las presiones antrópicas, la superficie de bosque comienza a aumentar. Aun así, el escenario 1 presentó una configuración más desfavorable a través del tiempo.

A diferencia de lo ocurrido en el escenario 1, en el escenario 2 el paisaje presentó un aumento del área media del área núcleo y cohesión de parches ocupados por bosques nativos y por otro lado, se observó una reducción en el número de parches al cabo de 100 años. Esto revela que las acciones de restauración propuestas para el escenario 2 mejoraron la estructura del paisaje, aportando a una mayor integridad ecológica. Contrario a lo reportado por Mairota (2014) a partir de una simulación en un área protegida con y sin manejo del paisaje, nuestros resultados son positivos para el escenario 2 (con manejo) en cuanto a la superficie boscosa (aumento) y a

los altos valores de cohesión durante todo el periodo de simulación. Sin embargo, coincidimos respecto a la disminución en el número de parches a través del tiempo, reduciendo así las probabilidades de fragmentación en los escenarios con manejo del paisaje (Mairota et al., 2014).

El ecosistema mediterráneo de Chile es una de las zonas más afectadas por la degradación, pérdida y fragmentación del hábitat (Armesto et al., 2007; Blondel & Fernández, 2012) y un apropiado manejo del paisaje permite revertir tales situaciones. Esto queda evidenciado por la simulación realizada correspondiente al escenario 2 de este estudio. Los cambios en la estructura a través del tiempo indican un incremento de la superficie total y el área núcleo de los parches de bosques lo que puede derivar en un aumento de hábitat de mayor calidad. La forma regular de los parches, conlleva a una disminución del efecto borde, beneficiando la persistencia de especies de interior y los procesos ecológicos como la dispersión y la colonización (McGarigal & Marks, 1995). El menor número de parches y la alta cohesión de estos en el paisaje del escenario 2 evidencian menor o nula fragmentación a través del tiempo y mayor conectividad funcional entre los parches de bosques para especies de dispersión limitada y hábitat especialistas. Esto indicaría una recuperación de la integridad ecológica ya que esta nueva configuración mejoraría el movimiento y la persistencia de las especies en conjunto con el mejoramiento de los procesos ecosistémicos en el paisaje estudiado (Opdam et al., 2003).

Integridad del paisaje forestal

Se ha documentado que la composición y configuración del paisaje es un factor crucial en la dinámica de poblaciones y afecta fuertemente la abundancia y riqueza de las especies (Wiegand et al., 2005; Villard & Metzger, 2014). La restauración del paisaje en el escenario 2 mejoró principalmente en términos de la estructura lo que se traduce en un posible mejoramiento de todos los procesos y funciones vitales para que un paisaje se mantenga estable a través del tiempo. También, las comunidades vegetacionales se mantienen o aumenta con el tiempo ya que hábitats mejor conectados permite la movilidad de animales y un mayor flujo de materia y energía, mejorando así los procesos y funciones del ecosistema (Kageyama et al., 2003; Gardner, 2012).

Si bien es cierto que el paisaje del escenario 2 presenta una estructura y composición más propicia que el paisaje con el escenario 1, a través de los años la integridad de este paisaje se ve afectada por la disminución de especies causada posiblemente por la dinámica propia de los bosques que incluyen además disturbios naturales sumado a los disturbios antrópicos de la zona mediterránea en la cual reside alrededor del 80 % de la población del país (Blondel & Fernández, 2012). El ecosistema mediterráneo es considerado un Hot-Spot de biodiversidad a nivel mundial (Myers et al., 2000) y junto con la pérdida de especies vegetales encontrada en este estudio, las especies animales también podrían verse afectadas, lo anterior convierte a este ecosistema en un área prioritaria para aumentar los esfuerzos de la restauración del paisaje forestal.

Como lo indica Lamb (2012), la restauración del paisaje forestal implica un proceso de toma de decisiones, el que permite determinar las mejores acciones de manejo de los bosques. Por esta razón, nosotros sugerimos desarrollar acciones de restauración en áreas que mejoren los patrones espaciales del paisaje con el fin de aumentar la integridad de este frente a los actuales escenarios de cambio climático y uso del suelo (Stanturf et al., 2014). De esta manera la restauración del paisaje forestal podría aumentar los bienes y servicios ecosistémicos importantes para la sociedad (IUCN, 2014).

Finalmente, este estudio es uno de los pocos trabajos realizados en Latinoamérica que destaca la importancia del uso de los modelos espacialmente explícitos con el fin de evaluar el impacto de la restauración forestal para mejorar la integridad del paisaje aplicando diferentes tipos de disturbios a grandes escalas espaciales y temporales. Considerando lo anterior, estos modelos son fuertemente útiles ya que pueden servir para implementar en el presente diferentes prácticas de manejo forestal y así predecir la dinámica de los procesos, con el objetivo de reducir la pérdida de biodiversidad y aumentar los servicios ecosistémicos para la sociedad.

Agradecimientos

Esta investigación se realizó con el apoyo financiero de la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT), que me brindó la beca de doctorado. Agradezco también al ingeniero forestal Gustavo Bolados por su trabajo y apoyo con el software LANDIS II.

Literatura citada

Armesto, J., M. Bustamante-Sanchez, M. Diaz, M. Gonzales, A. Holz, M. Nunez-Avila, and C. Smith-Ramirez 2009. Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield, New Hampshire:537-567.

Armesto, J. J., M. T. Arroyo, L. F. Hinojosa, T. Veblen, K. Young, and A. Orme 2007. The Mediterranean environment of central Chile. *The physical geography of South America*:184-199.

Bell, S. S., M. S. Fonseca, and L. B. Motten 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* **5**:318-323.

Bennett, A. F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. *Iucn*.

Birch, J. C., A. C. Newton, C. A. Aquino, E. Cantarello, C. Echeverria, T. Kitzberger, I. Schiappacasse, and N. T. Garavito 2010. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:21925-21930.

Blondel, M., and I. Fernández 2012. Efectos de la fragmentación del paisaje en el tamaño y frecuencia de incendios forestales en la zona central de Chile. *Revista Conservación Ambiental* **2**:7-16.

Bowen, M. E., C. A. Mcalpine, A. P. House, and G. C. Smith 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* **140**:273-296.

Cooper, J. K., J. Li, and D. J. Montagnes 2012. Intermediate fragmentation per se provides stable predator-prey metapopulation dynamics. *Ecol Lett* **15**:856-863.

Chazdon, R. L. 2017. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **102**:251-257.

Chmielewski, S., T. J. Chmielewski, and P. Tompalski 2014. Land cover and landscape diversity analysis in the West Polesie Biosphere Reserve. *International Agrophysics* **28**:153-162.

Dellasala, D. A., M. L. Bond, C. T. Hanson, R. L. Hutto, and D. C. Odion 2014. Complex Early Seral Forests of the Sierra Nevada: What are They and How Can They Be Managed for Ecological Integrity? *Natural Areas Journal* **34**:310-324.

Donoso, C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. *Bosque* **4**:117-146.

Donoso, C., M. González, and A. Lara 2014. *Ecología forestal: bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Valdivia, Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile.

Donoso Zegers, C., S. Spurr, R. Ambasht, P. Dansereau, S. Pineda, A. V. Soto, D. J Rodríguez Trejo, A. Fantini, A. Reis, and M. Ms Dosguerra. 2006. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina autoecología*. 9567173273. Servicio Autónomo Forestal Venezolano, Caracas (Venezuela). Dirección de Investigación Forestal.

Duveneck, M. J., and R. M. Scheller 2015. Climate-suitable planting as a strategy for maintaining forest productivity and functional diversity. *Ecological Applications* **25**:1653-1668.

Echeverria, C., D. A. Coomes, M. Hall, and A. C. Newton 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* **212**:439-449.

Forman, R. T., and M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. Wiley and sons New York etc.

Frohn, R. C. 1997. *Remote sensing for landscape ecology: new metric indicators for monitoring, modeling, and assessment of ecosystems*. CRC Press.

Gardner, T. 2012. *Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible management*. Routledge.

He, H. S., and D. J. Mladenoff 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology* **80**:81-99.

Herrmann, H., K. Babbitt, M. Baber, and R. Congalton 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation* **123**:139-149.

Hobbs, R. J., and D. A. Norton 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**:93-110.

Iucn, W. 2014. *A guide to the restoration opportunities assessment methodology (ROAM): assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level*. Working paper (road-test edition), IUCN, Gland, Switzerland.

Kageyama, P. Y., F. B. Gandara, and R. Oliveira 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. KAGEYAMA, PY; OLIVEIRA, RE; MORAES, LFD; ENGEL, VL:27-48.

Lamb, D., J. Stanturf, and P. Madsen 2012. What is forest landscape restoration? Pages 3-23. *Forest landscape restoration*. Springer.

Lindenmayer, D., and J. F. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press.

Liu, J., and W. W. Taylor. 2002. Integrating landscape ecology into natural resource management. Cambridge University Press.

Maginnis, S., J. Rietbergen-McCracken, and A. Sarre. 2012. The forest landscape restoration handbook. Routledge.

Mairota, P., V. Leronni, W. Xi, D. J. Mladenoff, and H. Nagendra 2014. Using spatial simulations of habitat modification for adaptive management of protected areas: Mediterranean grassland modification by woody plant encroachment. *Environmental Conservation* **41**:144-156.

Mansourian, S., D. Vallauri, and N. Dudley. 2005. Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer.

Martensen, A. C., R. G. Pimentel, and J. P. Metzger 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* **141**:2184-2192.

Mcdonald, T., G. Gann, J. Jonson, and K. Dixon 2016. International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, DC Front cover photo credits:© Marcel Huijser, Errol Douwes,© Marcel Huijser Back cover photo credits:© Marcel Huijser. Soil-Tec, Inc.,© Marcel Huijser, Bethanie Walder.

Mcgarigal, K., and B. J. Marks 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Menz, M. H. M., K. W. Dixon, and R. J. Hobbs 2013. Hurdles and Opportunities for Landscape-Scale Restoration. *Science* **339**:526-527.

Metzger, J. P., and P. H. Brancalion 2013. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: A powerful approach to Shape Neolandscapes. *Nat a Conserv* **11**:103-107.

- Mladenoff, D. J. 2004. LANDIS and forest landscape models. *Ecological Modelling* **180**:7-19.
- Mladenoff, D. J. 2005. The promise of landscape modeling: successes, failures, and evolution. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK:90-100.
- Monedero, C., and M. Gutiérrez 2001. Análisis cuantitativo de los patrones espaciales de la cobertura vegetal en el geosistema montañoso tropical El Ávila. *Ecotrópicos* **14**:19-30.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, and J. Kent 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Newton, A. C., C. Echeverría, E. Cantarello, and G. Bolados 2011. Projecting impacts of human disturbances to inform conservation planning and management in a dryland forest landscape. *Biological Conservation*.
- Opdam, P., J. Verboom, and R. Pouwels 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* **18**:113-126.
- Piessens, K., O. Honnay, and M. Hermy 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation* **122**:61-69.
- Rudel, T. K., O. T. Coomes, E. Moran, F. Achard, A. Angelsen, J. Xu, and E. Lambin 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global environmental change* **15**:23-31.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology* **5**:18-32.
- Scheller, R. M., J. B. Domingo, B. R. Sturtevant, J. S. Williams, A. Rudy, E. J. Gustafson, and D. J. Mladenoff 2007. Design, development, and application of LANDIS-II, a spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. *Ecological Modelling* **201**:409-419.
- Ser 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological

Restoration International Tucson, Arizona.

Stanturf, J. A., B. J. Palik, and R. K. Dumroese 2014. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* **331**:292-323.

Swanson, M. E., J. F. Franklin, R. L. Beschta, C. M. Crisafulli, D. A. Dellasala, R. L. Hutto, D. B. Lindenmayer, and F. J. Swanson 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**:117-125.

Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics* **20**:171-197.

Turner, M. G., D. C. Donato, and W. H. Romme 2013. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape Ecology* **28**:1081-1097.

Vallejo, R. 2005. Restoring mediterranean forests. *Forest Restoration in Landscapes* :313-319.

Van Leeuwen, W. J., G. M. Casady, D. G. Neary, S. Bautista, J. A. Alloza, Y. Carmel, L. Wittenberg, D. Malkinson, and B. J. Orr 2010. Monitoring post-wildfire vegetation response with remotely sensed time-series data in Spain, USA and Israel. *International Journal of Wildland Fire* **19**:75-93.

Vega-García, C., and E. Chuvieco 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to Landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* **21**:595-605.

Villard, M. A., and J. P. Metzger 2014. Review: Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology* **51**:309-318.

Wiegand, T., E. Revilla, and K. A. Moloney 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation biology* **19**:108-121.

Xi, W., R. N. Coulson, J. D. Waldron, M. D. Tchakerian, C. W. Lafon, D. M. Cairns, A. G. Birt, and K. D. Klepzig 2008. Landscape modeling for forest restoration planning and assessment: Lessons from the southern Appalachian Mountains. *Journal of Forestry* **106**:191-197.

Xi, W., J. D. Waldron, R. N. Coulson, M. D. Tchakerian, D. M. Cairns, C. W. Lafon, A. G. Birt, and K. D. Klepzig 2007. Landscape modeling for forest restoration: concepts and applications. Pages 19. Proceedings of the IUFRO Conference on Forest Landscape Restoration. Seoul, Korea.

Zhao, F., J. Yang, H. S. He, and L. Dai 2013. Effects of Natural and Human-Assisted Regeneration on Landscape Dynamics in a Korean Pine Forest in Northeast China. *PloS one* **8**:e82414.



Capítulo V

Conclusiones generales

La restauración de bosques templados en Chile puede representar una importante estrategia para reducir la pérdida de biodiversidad del país. El presente estudio demuestra que la restauración forestal a diferentes escalas permite la recuperación de los atributos tanto a nivel de ecosistema (composición, estructura y función) y como del paisaje (patrones espaciales) en bosques degradados.

Los resultados de la revisión sistemática evidenciaron que la calidad de las evaluaciones de la restauración dependerá de la selección de indicadores. Existen vacíos importantes en los tipos de indicadores utilizados. Uno de ellos es la necesidad de utilizar un mayor número de indicadores para evaluar los efectos de la restauración forestal. Utilizando los indicadores apropiados, los investigadores pueden ser capaces de comprender hasta qué punto las actividades están contribuyendo a restaurar la complejidad ecológica y la integridad en los ecosistemas forestales. La lista de indicadores generada a partir de los estudios previos, es una útil herramienta para seleccionar y utilizar los indicadores de acuerdo con las características del ecosistema en proceso de restauración

Las medidas de composición de especies, estructura de la vegetación y funciones del ecosistema pueden determinar de manera completa la recuperación del ecosistema a escala de sitio. La selección de indicadores es clave considerando el momento en que se realiza la evaluación y el tipo de bosque. Se evidenció que determinados indicadores son lo suficientemente sensibles para mostrar el progreso de las estrategias de restauración durante los primeros años y otros son más útiles para evaluar proyectos en estados avanzados. Además, las evaluaciones de los sitios permitieron identificar las amenazas que limitan la recuperación y poder realizar el control de estas. La utilización de nuevos indicadores como los índices de diversidad funcional, permiten inferir sobre los procesos y funciones del ecosistema de una manera fácil y costo-efectiva en comparación con otros indicadores efectivos pero que requieren de mayor esfuerzo y costo para medir el atributo.

La aplicación de un plan de monitoreo y evaluación no es una tarea difícil, pero requiere de rigurosidad y constancia. Se puede utilizar en cualquier estrategia o tratamiento de

restauración, identificando cuidadosamente los indicadores apropiados para cada condición. Un esquema de evaluaciones periódicas podría asegurar el éxito de las prácticas de restauración en los diferentes tipos de bosques del país.

A escala de paisaje también se pueden evaluar los efectos de la restauración del bosque en términos de la integridad ecológica del paisaje y la importancia de considerar los patrones espaciales en el diseño y éxito de la restauración de bosques a escala local. Es necesaria una mejor integración de la restauración ecológica y la ecología del paisaje para lograr programas exitosos. Todo lo que ocurra en el paisaje afectara de manera directa los resultados de la restauración a escala local. La restauración del paisaje forestal, es un proceso eficaz que se debe considerar e implementar en todas las estrategias y compromisos a nivel mundial que consideran grandes extensiones de paisaje.

Los modelos espacialmente explícitos son instrumentos útiles para determinar las mejores prácticas de restauración del paisaje forestal con el fin de mejorar la integridad ecológica, la capacidad de auto-sostenimiento de los bosques y la provisión de servicios ecosistémicos. En la actualidad, las partes interesadas deben invertir y utilizar herramientas de esta envergadura en el momento de la planificación territorial de una región o país.

Finalmente, este estudio contribuye a los futuros esfuerzos de restauración ecológica que se realicen en Chile, a través de indicadores y metodologías que permitirán avanzar en los compromisos mundiales adquiridos por el país. Esta disciplina requiere de todos los conocimientos científicos y prácticos que se generen, considerando la integración de diferentes disciplinas (ecología, agronomía, ciencias del suelo, economía, sociología, etc.), los sectores públicos y privados y las distintas escalas espaciales y temporales para formular políticas y procesos de planificación sostenibles del uso del suelo. La restauración de bosques que incluya lo anteriormente descrito puede revertir el proceso de deforestación y ser totalmente exitosa.