



Restauración de hábitats mediterráneos

Proyecto Mina Cardenilla

Región de Valparaíso

geobiota

Preparado para Explodesa.
Septiembre 2019

| Rev. | Id | Ejecutor | Revisor | Aprueba | Descripción |
|------|--------|------------|------------|---------|----------------------|
| B | Nombre | HR | DI | | Revisión del cliente |
| | Fecha | 22-09-2019 | 24-09-2019 | | |

Contenido

| | | |
|----|--|----|
| 1. | INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 2. | REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA..... | 4 |
| | 2.1 Situación actual de los ecosistemas mediterráneos | 4 |
| | 2.2 Reparación y compensación por pérdida de hábitat en ecosistemas mediterráneos | 4 |
| | 2.2.1. Terminología y conceptos | 4 |
| | 2.2.2 Normas internacionales y el “Hábitat crítico” | 5 |
| | 2.2.3. ¿Cuál es el nivel deseado a restaurar? Compensación por hábitat crítico | 6 |
| | 2.2.4 Técnicas actuales, consideraciones y experiencias internacionales en reparación y compensación de hábitat..... | 7 |
| | 2.2.5 Métodos utilizados para reparar y compensar hábitat según objetivo | 9 |
| | 2.2.6 Ejemplos y aplicaciones empíricas de metodologías en restauración con enfoque en hábitat mediterráneos..... | 10 |
| | CASO 1: Restauración de matorrales y bosques mediterráneos con fines de mejorar funcionalidad, hábitat de especies raras y disminuir riesgos de incendio (Patterson and Clark, 2007, USA)..... | 10 |
| | CASO 2: Cambios en la diversidad de especies y en biomasa aérea después de compensación de hábitat en Taihang (Liu et al. 2011, China)..... | 11 |
| | CASO 3: Reforestaciones en los subtrópicos y trópicos de Australia (Erskine et al. 2005, Australia)..... | 11 |
| | CASO 4: Restauración forestal en el Parque Nacional Redwood: Un caso estudio (Engber et al. 2016, USA)..... | 12 |
| | Área de estudio y tipo de ecosistema: Bald Hills del Parque Nacional Redwood. Carolina del Norte, Estados Unidos. Casi la mitad de la extensión corresponde a bosque secundario de coníferas (<i>Sequoia sempervirens</i> y <i>Pseudotsuga menziesii</i>)..... | 12 |
| | CASO 5: Restauración de bosques degradados en Ghana – Caso estudio de los bosques del distrito Offinso (Baatuuwie et al. 2011, Ghana)..... | 12 |
| | Área de estudio y tipo de ecosistema: Reserva forestal Afram Headwaters, distrito de Offinso, Ghana. Bosque nativo multiestratificado y plantaciones..... | 12 |
| | CASO 6: Evaluación de un programa de reforestación y restauración de hábitat en Durban (Mugwedi et al. 2017, Sudáfrica)..... | 13 |
| | CASO 7: Restauración de matorrales y bosques en España y el Mediterráneo (Vallejo y Alloza, 2013, España)..... | 14 |
| | CASO 8: Bosques esclerófilos húmedos - Guía para reforestaciones (Peeters and Butler, 2014, Australia)..... | 14 |
| 3. | METODOLOGÍA PROPUESTA PARA REPARAR EL HÁBITAT PERDIDO | 15 |
| | 3.1 Metodología para reparar el daño | 15 |
| 4. | CONCLUSION | 18 |
| 5. | REFERENCIAS | 19 |

Tablas

Tabla 1. Comparación del concepto propuesto por Volis et al. (2019) para restauración ecológica frente a los dos paradigmas conservacionistas existentes. 8

Tabla 3-1. Variables indicadoras utilizadas para medir la biodiversidad terrestre según sus niveles de organización y atributos de composición, estructura y funcionamiento (Noss, 1990). 15

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto “Mina Cardenilla” (en adelante Proyecto) calificado ambientalmente favorable mediante RCA N°242/2008 se encuentra emplazado en el sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad, Cordillera El Melón¹.

El 29 y 30 de marzo de 2017, La Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), realizó una fiscalización ambiental al Proyecto Mina Cardenilla, y posteriormente levantó cargos en contra del titular de Proyecto, Sociedad de Exploración y Desarrollo Minero, según Res. Ex. N°1/F-009-2018. De ésta resolución la infracción N°9 fue calificada como gravísima de conformidad con lo dispuesto en los literales a) y f) del numeral 1 del artículo 36 de la Ley Orgánica de la SMA, por constituir hechos, actos u omisiones que contravienen las disposiciones pertinentes, que han ocasionado daño ambiental no susceptible de reparación, e involucran la ejecución de proyectos o actividades del artículo 10 de la ley N°19.300 al margen del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, constatándose en ellos alguno de los efectos, características o circunstancias previstas en el artículo 11 letras b) y d) de dicha ley, referidos respectivamente a efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire, y a la localización en o próxima a poblaciones, recursos y áreas protegidas, sitios prioritarios para la conservación, humedales protegidos y glaciares, susceptibles de ser afectados, así como el valor ambiental del territorio en que se pretende emplazar.

En cuanto al daño ambiental, la infracción N°9 fue clasificada con carácter de irreparable, la SMA indica que esta clasificación se efectuó sobre la base de los aspectos constatados en la fiscalización ambiental que dan cuenta de la reducción y fragmentación irreversible del patrimonio natural del sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón. Lo anterior, está dado por los efectos sobre la flora y vegetación nativa, y sobre el hábitat de especies de fauna nativas. En específico, el Proyecto “Mina Cardenilla” intervino 26,61 ha de las siguientes formaciones vegetales:

- 16,27 ha bosque nativo (clasificadas en 9,19 ha bosque nativo de conservación y protección; y 7,08 ha de bosque nativo de preservación con *Porlieria chilensis*), y
- 10,34 ha de matorrales (clasificadas como formaciones xerofíticas)

La pérdida de estas 26,61 ha de formaciones vegetales implica una pérdida de hábitat para las especies de flora y fauna.

El sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón posee una superficie aproximada de 66.757 ha y cuya importancia para la biodiversidad radica en la alta diversidad botánica, y en particular, por corresponder a una de las áreas con mayor concentración de Belloto del Norte (*Beilschmiedia miersi*), especie vulnerable a nivel nacional. Cabe destacar en este sentido que en los diversos estudios realizados por el titular en el área de intervención y en sectores aledaños no se ha registrado la presencia de esta especie. Por otro lado, el Ministerio de Medio Ambiente² identifica dentro de los ecosistemas presentes en este sitio, el Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilensis* y al Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorífera* cuyas superficies alcanzarían las

¹ Establecido en la Estrategia Nacional de Biodiversidad (2003), en la Estrategia y Plan de Acción para la Conservación de la Diversidad Biológica de la Región de Valparaíso (2005) y en la Resolución N°739, del 28 de marzo de 2007 de la Intendencia Regional de Valparaíso.

² <http://bdrnap.mma.gob.cl/recursos/publico/SP1-020/SP1-020.pdf>

23.634 ha y 8,873.0 ha respectivamente, estos en conjunto abarcan 32.507 ha y equivalen al 48,7% del sitio prioritario.

La superficie intervenida representando solo el 0,03% del del sitio prioritario y el 0,08% de las formaciones vegetales intervenidas en su conjunto, en específico corresponde al 0,07% del Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilensis* y al 0,11% Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorífera*. Al elevar la escala de análisis a una unidad territorial menor, esto es a nivel de cuenca hidrográfica, y considerando los datos expuestos por Amest-Explodesa (2018), el área intervenida objeto del cargo N°9 representa el 6,8% de la superficie de la cuenca (389,83 ha), intervención que de acuerdo a los criterios de vulnerabilidad expuestos por Corzo et al. (2009) permiten clasificar la intervención como aquella que genera el menor grado de vulnerabilidad (límite propuesto 20% de transformación de la cuenca).

Si bien, la pérdida de hábitat por los hechos constatados no es de carácter significativo, ésta contiene elementos de relevancia desde un punto de vista de la biodiversidad que requieren ser reparados

En un contexto de cambio climático, avances tecnológicos y un aumento exponencial de estudios científicos, es necesario replantear conceptos y paradigmas ligados al manejo y recuperación del hábitat perdido. En el caso de hábitat mediterráneos, el daño puede variar desde leves alteraciones de los procesos ecológicos hasta la completa eliminación de las comunidades. Independiente del nivel de daño, acciones restauradoras o compensatorias pueden y deben ser implementadas, en orden de recuperar el hábitat y acercarlo a su condición original. Es por esto que se hace prioritario poner esfuerzos en el manejo sustentable de la vegetación, como también estudiar adecuadamente las experiencias internacionales y los avances en las técnicas de restauración.

En este sentido la reparación de hábitats degradados se ha convertido en un tema prioritario para muchos gobiernos, debido a la pérdida de productividad, extinción de especies y afectación de servicios ecosistémicos producto de intervenciones industriales masivas. En Chile, el bosque nativo y el matorral han estado sujetos a pérdida de hábitat por siglos, lo que por agregación ha degradado la calidad y la composición de especies en éstos.

El concepto de recuperabilidad ambiental se ha regido en Chile y Latinoamérica por conceptos tradicionales y en algunos casos obsoletos, sobre todo en términos operacionales y de medición de resultados. Sin embargo, agencias internacionales (e.g., FAO, ESA, WRI) han indicado que este y otros conceptos ligados a ecología de comunidades se deben a numerosos factores, y que en un contexto de cambio climático estos pueden y de hecho deben ser revisados. Los procedimientos y diagnósticos relacionados a la evaluación ambiental en Chile requieren de actualización según experimentación in situ, al igual que alimentarse más eficazmente de la evidencia internacional. Estudios científicos actualizados en el ámbito de la recuperabilidad, restauración y reforestación demuestran que la capacidad recuperativa de un hábitat solo puede determinarse de manera efectiva y real mediante la experimentación in situ y el uso de modelos matemáticos predictivos. En esta revisión se identificaron un número de actividades en restauración ecológica, que han sido comprobadas científicamente mediante índices medidos de manera sistemática en los hábitats originales y en los degradados. Entre estas actividades se destacan: la plantación con semillas o cuttings provenientes de individuos locales, áreas buffer de bosque intacto en las cercanías, plantación con especies en categoría de conservación, manejo de las especies invasoras, exclusión del ganado, replantes y mediciones sistemáticas durante distintos periodos del proyecto de restauración. En variados proyectos de restauración ecológica donde se aplicaron estas medidas, los índices de biodiversidad, estructura y de productividad demostraron similitud o aceptables diferencias con los hábitats originales.

Considerando estas experiencias es necesario reconsiderar las categorías de reparabilidad (reparable/irreparable) de hábitat en un contexto de cambio climático y avances tecnológicos que han mejorado considerablemente las tasas de éxito de los programas de restauración ecológica.

Independiente del proyecto de restauración, es recomendable seguir las directrices de los organismos internacionales competentes (e.g., FAO, WRI, ESA), las cuales poseen vasta experiencia con proyectos de restauración ambiental. Se determina que los programas compensatorios de hábitats mediante equivalencia han dado los mejores resultados en hábitats mediterráneos, tanto en Chile como en el extranjero.

Es necesario implementar un programa intensivo y medible de compensación de estos hábitats perdidos, con el fin de compensar con mejoras secuenciadas la calidad y cantidad de superficie afectada. Los procesos de compensación por pérdida de hábitat han de cumplir con directrices, estándares y recomendaciones recopiladas de estudios anteriores que hayan sido exitosos en ambientes similares.

En este sentido el presente documento tiene como objetivo principal exponer, resumir y sistematizar los principales estudios científicos, aplicaciones y normativas ambientales enfocadas en la reparabilidad y compensación de hábitats esclerófilos que forman parte de los ecosistemas mediterráneos. También se detalla la evolución del concepto de reparabilidad de hábitats, con enfoque en su importancia y nuevas aplicaciones. El fin principal de este documento es disponer de un cuerpo informativo actualizado y científicamente sustentado que permita un acercamiento a las labores de reparación de las 26,61 ha de hábitat afectado por el proyecto Mina Cardenilla.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Situación actual de los ecosistemas mediterráneos

Chile Central corresponde a una de las cinco regiones de la tierra conocidas en el campo de la restauración de comunidades como “Ecosistemas de tipo mediterráneo”, junto con California, la península del Cabo en Sudáfrica, el sur-oeste de Australia y la cuenca del Mediterráneo (Mucina et al., 2017). Los ecosistemas de tipo mediterráneo se caracterizan por desarrollarse en áreas de bajas precipitaciones y una estación seca muy calurosa (Amigo-Vásquez y Castro-Rodríguez, 2015). En Chile, la vegetación mediterránea consiste principalmente en especies de hojas duras, resistentes y siempreverdes, con algunos elementos caducifolios, espinosos y con otras características xéricas (Luebert y Pliscoff, 2006). Anatómicamente, muchas especies de regiones mediterráneas poseen adaptaciones únicas a estos ambientes adversos, como una epidermis gruesa o múltiple, densos tricomas y estomas encriptados (Retamales y Scharaschkin, 2015). La región mediterránea de Chile central es considerada un “Hotspot de biodiversidad”, debido al elevado número de especies y alto nivel de endemidad (Arroyo et al. 2006). En esta región, también se ha detectado importante diversidad filogenética, lo cual se relaciona a mayor facilidad de los taxa para recuperarse de alteraciones ambientales (Scherson et al., 2014). Los ecosistemas de tipo mediterráneo en Chile central son al mismo tiempo ricos en biodiversidad y especies singulares, y expuestos a intensa actividad antrópica debido al aumento de proyectos industriales (Moreira-Muñoz, 2011). De hecho, se ha documentado que intervenciones humanas han dado forma al bosque esclerófilo y matorrales nativos de Chile central por más de 500 años (Mucina et al., 2017).

La degradación y por sobre todo eliminación de vegetación en ecosistemas mediterráneos tiene una serie de efectos negativos que han sido extensivamente estudiados en el campo de la ecología y el manejo de ecosistemas (Whisenant, 1999; Moreno et al., 2013; CNRE, 2017). La eliminación de vegetación en estos ambientes puede derivar en la afectación grave de especies en categoría de conservación, interrupción de flujos genéticos y sobre todo pérdida de hábitat para múltiples especies (Fenu et al., 2017). Debido a efectos de cambio climático, la mayor incidencia de especies invasoras y el aumento de temperaturas, se ha estimado que los ecosistemas mediterráneos (y la vegetación en general), pueden ser eficientemente recuperados únicamente bajo manejo e intervención humana (Vallejo et al., 2012). Con la finalidad de ser eficientes, las acciones de mitigación ambiental deben cumplir con restaurar el ecosistema en cuanto a su estructura, funcionalidad y evolución proyectada en el futuro (Beatty et al., 2018).

2.2 Reparación y compensación por pérdida de hábitat en ecosistemas mediterráneos

2.2.1. Terminología y conceptos

En general, existe confusión en la terminología referente a hábitats intervenidos y restauración, lo cual no permite una clara y objetiva discusión (FAO, 2015; Sabogal et al., 2015). Se entiende como (1) Reparabilidad ambiental, ecosistémica o de hábitat, a la capacidad, posibilidad o potencialidad que tiene un hábitat o ecosistema para volver a un estado funcional y estructural similar al anterior o inicial (Buck, 2005). En otras palabras, la reparabilidad ambiental es qué tan reparable es un hábitat o ecosistema según el grado de intervención y más importante aún, carácter del impacto (Sánchez, 2014). Otros términos similares, pero más ligados a las acciones o estrategias de recuperación incluyen los siguientes: (2) Reconstrucción ambiental, más relacionada a la estabilización de terrenos y recuperación de productividad. (3)

Rehabilitación de hábitat, se entiende como la recuperación de las funciones, lo cual puede ser logrado incluso con otras especies distintas a las originales, pero con nichos ecológicos similares. (4): Remediación ambiental, referida a la reparación de daños normalmente al terreno mediante técnicas ingenieriles y (5) Restauración ecológica, aquel proceso concatenado y coordinado que busca llevar un ecosistema u hábitat de un estado dañado o degradado a un estado anterior u original mediante reforestación, reconstrucción y aumento de la resiliencia de éste, siendo actualmente el enfoque más eficaz para enfrentar la degradación de hábitats (CNRE, 2017). A modo de resumen simplificado, se entiende que un hábitat es recuperable (frente a uno irrecuperable) si existen aceptables proyecciones o probabilidades de llevar el hábitat a un estado anterior o similar mediante todas las acciones que sea necesario ejecutar (Beatty et al., 2018; Monks et al., 2019). Por otro lado, la pérdida, remoción o eliminación de hábitat se define como la afectación en distintos niveles del ambiente donde reside un conjunto de individuos de una o más especies, alterando las condiciones necesarias para que la población resida y se reproduzca (PNUD, 2018; Whisenant, 1999; Falk et al., 1996). Los distintos niveles de afectación pueden definirse desde la perturbación de pocos atributos del hábitat, la aparición de especies alóctonas invasoras que compitan y desplacen a las especies nativas, hasta la completa eliminación del hábitat (Engber et al., 2016).

La ecología de la restauración tiene un supuesto filosófico-científico distinto a la biología de la conservación, ya que asume que la degradación ambiental y el decline de las poblaciones son procesos reversibles que es posible restaurar ya sea enriqueciendo, reforestando o compensando en sitios cercanos (Volis et al., 2019). Tanto la teoría como las acciones en restauración de hábitat tienen un dominante foco botánico, ya que son las plantas las catalizadoras y agentes de resiliencia en el ecosistema (Beatty et al., 2018). Contrariamente, la biología de la conservación tiene un enfoque zoológico, principalmente por factores y sesgos culturales que llevan a que la inversión en conservación de especies carismáticas sea mucho mayor a las demás (Evans et al., 2016). El concepto de ecosistema reparable e irreparable ha estado cambiando a lo largo del tiempo, principalmente por los efectos estocásticos del cambio climático (Casazza et al., 2016) y de cómo las nuevas tecnologías han permitido una significativa mejora en los procesos de reclutamiento y reproducción de especies vegetales. Similarmente, nuevas experiencias en compensación de hábitat mediante equivalencia han permitido depurar y hacer de esta práctica algo más común con mayor base científica (Beatty et al., 2018).

2.2.2 Normas internacionales

Normas internacionales como la ESA (Endangered Species Act, USA, 1973) establecen procedimientos estandarizados que buscan contribuir a la restauración de hábitats y ecosistemas, normalmente mediante compensación por equivalencia. En el caso de la ESA, el foco se haya en la preservación y recuperación de especies en categoría de conservación, incluyendo todas las metodologías y protocolos estándar necesarios (USDOl, 2003). Una de las fortalezas de esta y otras normas ambientales americanas y europeas, es la recurrente actualización a la que están sujetas y al dinamismo en su aplicación (Greenwald et al., 2005). La efectividad de esta norma se ha estado estudiando a lo largo de los años con el objetivo de adecuarla y adaptarla, sobre todo en un contexto de cambio climático y expansión urbana constante. La actualización continua de esta y otras normativas internacionales ha permitido que se incorporen nuevas definiciones y conceptos de reparabilidad a los procesos restaurativos, especialmente en América de Norte (Taylor et al., 2005). Las directrices de la ESA sugieren y fomentan la recuperación de cualquier hábitat, público o privado, que haya sido afecto a intervención o daño humano (Litman y Harris, 2007). Aunque en el caso de terrenos adquiridos por privados, las acciones en algunos casos son voluntarias, siempre se recomienda llevar a cabo pruebas o experimentación con reforestaciones usando especies en peligro que hayan sido afectadas. Ha habido innumerables experiencias en California, donde especies han sido removidas de las listas en

categoría de conservación mediante planes exitosos de restauración ecológica en terrenos mediterráneos degradados, al usar las especies adecuadas y los correctos procedimientos (Litman y Harris, 2007). La ley llamada CEQA (California Environmental Quality Act), muy ligada a la ESA, estipula que una intervención como la cosecha maderera puede tener efectos negativos, neutros e incluso positivos sobre especies en categoría de conservación. Un ejemplo claro de este caso es el de la especie *Calochortus westonii*, una especie sumamente restringida geográficamente al Parque Nacional Sequoia. Los requerimientos de hábitat de esta especie sugieren que los raleos y apertura de claros de los bosques y matorrales, favorecen el establecimiento de la planta y su regeneración, la cual en condiciones sin intervención es lenta y poco exitosa (Litman y Harris, 2007).

Las acciones de restauración ecológica en Estados Unidos y Canadá a menudo utilizan un concepto llamado "Hábitat crítico" (USFWS, 2004; Clark et al., 2002), el cual en sus inicios buscaba únicamente evitar la extinción de especies en categoría al caracterizar el hábitat ideal o "naturalmente idéntico" para cierta especie. Sin embargo, numerosas cortes regionales en Estados Unidos han interpretado este objetivo como simplista y exigido a los planes de restauración que los hábitats críticos deben ser manejados y/o compensados para mejorar la reparabilidad de los ecosistemas y la exitosa rehabilitación para las poblaciones afectadas (Taylor et al., 2005). En el caso de las normativas regidas por la ESA, no existe una indicación que defina que un hábitat ideal sea aquel compuesto únicamente de especies nativas, sino que se debe asegurar el hábitat crítico esencial para la conservación de las especies y de cuáles son los manejos necesarios para este fin (Evans et al., 2016; Casazza et al., 2016). Numerosos estudios han hecho hincapié en la mayor utilización del concepto de hábitat crítico al momento de compensar terrenos afectados en áreas aledañas, ya que aumentan considerablemente las probabilidades de alcanzar las funciones y componentes originales del hábitat afectado (Brudvig et al., 2017).

Después de numerosos fallos judiciales, este concepto ha evolucionado a lograr una un nivel deseado de restauración o mejoramiento de un hábitat que sea aceptable para asegurar la continuidad de especies o hábitats en el tiempo según la ESA. Por ejemplo, la capacidad recuperativa de ecosistemas catalogados como "irreparables" dominados por las especies vegetales en categoría *Amsinckia grandiflora*, *Potentilla robbinsiana* y *Astragalus yoder-williamsii*, fue reconsiderada y reclasificada bajo un enfoque de restablecimiento y compensación mediante hábitat crítico con resultados exitosos (Suckling y Taylor, 2005). Lo anterior se interpreta en la práctica como una necesidad de replantear el nivel deseado a lograr de una restauración ecológica más allá de los índices y parámetros utilizados normalmente, que van desde la funcionalidad ecológica hasta la composición de especies. Según Casazza et al. (2016) es válido preguntarse ¿Cómo se decide el nivel deseado a lograr en una restauración ecológica?, ¿Debería ser esta una decisión guiada por un consenso gubernamental, mandato legal o comité de expertos? El identificar y calcular las condiciones futuras deseadas de un ecosistema después de una restauración, no es un proceso trivial y su normativa requiere de continua actualización en un contexto de cambio climático (Falk et al., 1996; USFWS, 2004). Se destaca que el hábitat crítico ha sido abordado numerosas veces como producto de un programa de compensación por equivalencia.

2.2.3. ¿Cuál es el nivel deseado a restaurar?

En la actualidad, la mayoría de los programas de restauración ecológica se enfrentan a la complicación de establecer los niveles de logro del programa y de reconstituir un hábitat o ecosistema idéntico al original (Volis et al., 2019). Al mismo tiempo, la limitada información levantada en los hábitats originales produce desviaciones que son difíciles de monitorear a lo largo de los programas de restauración, lo que comúnmente deriva en la imposibilidad de alcanzar los estándares establecidos en un comienzo (Patterson y Clark, 2007). Es por eso que numerosos estudios han sugerido que programas de restauración ecológica mediante

compensación de hábitats críticos son los que han reportado mayor tasa de éxito en el establecimiento y medición de las variables ecológicas deseadas (Engber et al., 2016; Litman y Harris, 2007; Erksine et al., 2005). Es importante señalar que en este tipo de programas es de gran relevancia contar con información fidedigna en cuanto a levantamiento de variables ecológicas y contar con una metodología realista y medible en el tiempo (Vallejo et al., 2012).

Los paradigmas de restauración ecológica actuales ponen el foco en la composición de especies nativas/endémicas o en la recuperación de la estructura ecológica y no en la recuperación de las funciones, procesos o servicios ecosistémicos. Similarmente, es necesario adaptar los programas de compensación de hábitat a una búsqueda por restaurar el hábitat perdido, en lo posible con la mayoría de sus funciones y componentes originales (Casazza et al., 2016). La recuperación de procesos y funciones es en efecto la base de la resiliencia ecosistémica, que permitirá la sucesión ecológica y el cumplimiento de los objetivos de restauración (Whisenant, 1999). Experiencias internacionales han demostrado con creces que hay una muy baja tasa de éxito regresando hábitats mediterráneos degradados a su condición inicial en caso que este estado se haya determinado, lo cual es además controversial (Duarte et al., 2009). Las normativas y niveles de logro en restauración ecológica en Estados Unidos, Canadá y la Unión Europea, no son del todo objetivos y se ha estado trabajando en estrategias que permitan una mejor definición tanto científica como legal (Alexander et al., 2011). En Chile, como ocurre también en Estados Unidos, existe una tendencia tradicionalista a basar normativas y decisiones ambientales en conceptos ecológicos relativamente desactualizados (FAO, 2015; PNUD, 2018; Bruskotter et al., 2012).

El estudiar niveles de logro o establecer niveles esperados realistas de restauración de hábitat puede contribuir no solo con la objetividad de la normativa, sino que también estandarizar el monitoreo y evaluación de los actores cuando sea necesario (Monks et al. 2019). Los objetivos de la reparación deben establecerse desde un principio, y más importante, deben existir criterios y un monitoreo sistemático de los resultados para implementar mejoras y sanciones cuando no se cumplan los niveles establecidos previamente (Whisenant, 1999). En el sur-oeste de Australia existen bosques mediterráneos y matorrales xerofíticos muy similares en estructura y diversidad a los del Chile central, donde se han aplicado programas de recuperación de hábitat flexibles y eficaces, basados en experimentación in situ y estricto monitoreo (Coates et al., 2014). Además, la recuperabilidad de los ecosistemas como así los niveles esperados de éxito, han sido establecidos según planes de manejo regionales basados en la experiencia y no por normas impuestas por el estado australiano (Hearn et al., 2006).

2.2.4 Técnicas actuales, consideraciones y experiencias internacionales en reparación y compensación de hábitat

Las existentes prácticas de conservación y restauración de hábitats mediterráneos han mostrado incluso un aumento en la pérdida de biodiversidad y hábitat en lugar de mejorarlo (Heywood, 2018). Las principales razones del fracaso de los programas de restauración de hábitat son la falta de probidad en la actividad, en el aspecto botánico la errónea elección de plántulas y, sobre todo, la falta de experimentación previa (Brudvig et al., 2017). Un importante problema que se ha observado en actividades de restauración de hábitats, sobre todo con especies en categoría de conservación radica en el desconocimiento de las condiciones favorables para estas especies, como también la falta de estudios en diversidad genética de las mismas (Thomas et al., 2015). Incluso ecosistemas ricos en especies amenazadas, vulnerables o raras pueden ser rehabilitados y reparados con reforestación y reclutamiento activo de las especies en categoría, considerando su estructura genética poblacional, correcta viverización y establecimiento en sitios preparados (Volis, 2019). Este problema se agudiza en el caso de hábitats mediterráneos o xerofíticos, tanto por la usual mayor

cantidad de especies únicas y por las dificultades que tiene el establecimiento y éxito en la reforestación (Tojibaeb, 2019).

Experiencias en países de la Unión Europea han demostrado que la correcta elección de plántulas según origen y desarrollo debe ser conjugada con la estructura poblacional del área afectada (o de áreas aledañas), lo que mejora considerablemente las tasas de relocalización de especies frágiles y el establecimiento (Radeloff et al., 2015). Cuando los factores abióticos como tipo de suelo, régimen hídrico y limitaciones del micrositio son incorporados en los estudios, la rehabilitación de ecosistemas ha demostrado ser significativamente más exitosa (Wagner et al. 2016). Según Volis et al. (2019), las nuevas técnicas de recuperación de sitio llegan a ser más eficaces que los antiguos procedimientos de restauración enfocados sólo en las especies. Como se puede observar en la Tabla 1, existen notorias diferencias entre los antiguos paradigmas de restauración y los procedimientos actuales, los que enfatizan el ecosistema como una unidad.

Tabla 1. Comparación del concepto propuesto por Volis et al. (2019) para restauración ecológica frente a los dos paradigmas conservacionistas existentes.

| | Paradigma | | |
|----------------------|--|---|--|
| | Población pequeña | Disminución de la población | Restauración de hábitat |
| Mayor preocupación | Pequeño tamaño poblacional | Disminución de la población | Degradación del hábitat |
| Enfoque | Procesos intrapoblacionales | Identificación de amenazas externas a la población | Causas y efectos de la degradación de hábitats |
| Soluciones | Protección y manejo de la población | Protección y remoción de las amenazas mediante manejo poblacional o de hábitat | Restauración de un hábitat degradado |
| Acciones importantes | Acciones que aumenten la variación genética dentro de una población y el crecimiento poblacional | Manejo óptimo del régimen de disturbios, control de pestes, especies invasoras y enfermedades, reintroducción | Selección apropiada de las especies y plántulas para la restauración, énfasis en la relación planta-animal, migración asistida |

El manejo y experimentación en reforestación in situ ha sido citado como una de las acciones más relevantes para juzgar la recuperabilidad de un ecosistema y la compensación de hábitat perdido, ya que permite no solo hacer procesos de iteración, sino que registrar datos empíricos para futuros estudios en ecosistemas similares (Monks et al., 2019). Se entiende en este caso como experimentación in situ, a la iteración experimental en el terreno final del programa, independiente que sea el mismo sector afectado o un área local cercana para reconstruir hábitat (USFWS, 2004). Para restaurar la funcionalidad y estructura de un hábitat, las actividades de recuperación deben basarse en múltiples pruebas experimentales in situ, ya que así se aumenta la verosimilitud y se hace posible monitorear y registrar los resultados para incrementar las

probabilidades de éxito en el establecimiento (Sánchez et al., 2019). Del mismo modo, al momento de compensar un hábitat perdido en una zona aledaña, se debe experimentar intensivamente para asegurar el éxito del programa y tener la posibilidad de medir en el tiempo de manera precisa.

Adicionalmente al manejo in situ, la translocación de especímenes a zonas más bien distintas al hábitat afectado ha tenido auge en los programas de restauración ecológica en Chile y en el mundo (Volis, 2017). Una combinación efectiva de manejo in situ, translocación de plantas por semillas a otros sitios, reproducción vegetativa por esquejes y propagación in vitro, constituye la piedra angular de cualquier programa de restauración ecológica y su potencial recuperativo debe ser considerado al juzgar la recuperabilidad de un ecosistema (Cochrane et al., 2007; Bunn et al., 2007). Numerosos estudios han recomendado evaluar la sobrevivencia de las plantas al corto y largo plazo, al igual que proponer estrategias de conservación al momento del establecimiento, basadas en los resultados de la translocación y modelos matemáticos de distribución de individuos (Tojibaeb et al., 2019). Una técnica que podría ser de vital ayuda para los procesos de restauración es la modelación por MAXENT (Philips et al., 2006; Phillips and Dudik, 2008). Este modelo se usa para estimar la probabilidad (0/1) de presencia espacial de una especie o un conjunto de especies después de una restauración, la cual es proyectada en el tiempo usando iteraciones Bootstrap (Felsenstein, 1985). Los resultados son finalmente mapeados usando ArcGIS para predecir la distribución de las especies usando hasta 19 variables climáticas, lo que en un contexto de cambio climático contribuye a mejorar los programas y los índices de recuperabilidad (Tojibabeb et al., 2019).

2.2.5 Métodos utilizados para reparar y compensar hábitat según objetivo

La diversidad de acciones específicas a aplicar en los programas de restauración de hábitats es proporcional a la cantidad de países y organizaciones involucradas en estas labores. Dependiendo del tipo de ecosistema, presupuesto y objetivo de restauración, las metodologías varían en una serie de elementos y poseen distintos grados de aplicabilidad. Las recomendaciones y instrucciones para cada metodología son producto de la experiencia y posterior evaluación por los entes ejecutores, lo que puede ser considerado una carta de navegación para los proyectos actuales de compensación de hábitat. En el caso de Sudamérica y particularmente Chile, la mayoría de las metodologías ya aplicadas tienen su origen en Europa, Estados Unidos y Australia. Sin embargo, otros métodos aplicados en Asia y África pueden del mismo modo ser implementados y considerados para restaurar ecosistemas degradados.

Los distintos métodos de restauración de hábitat responden a los objetivos principales del programa, los cuales son comúnmente la recuperación de especies raras o en categoría de conservación (USDOI, 2003), la restauración de la estructura, la recuperación/aumento de la productividad, recuperación de sus funciones o una combinación de los anteriores (USFWS, 2004; Allen et al., 2002).

La recuperación de hábitat para especies en categoría de conservación ha sido citada como uno de los objetivos más comunes en la restauración de ambientes degradados (Nilsson et al., 2016). Ambientes frágiles donde el hábitat de las especies vulnerables ha sido degradado, requiere la aplicación de métodos específicos para asegurar el repoblamiento de estas especies, el que suele ser importantemente asistido (Schulz y Schröder, 2017). En estos casos, la viverización de las especies, como la preparación ecológica (e.g., suelo, competencia, riego) deben ser cuidadosamente planificadas con el fin de proveer a la especie de un hábitat similar al original o en su defecto a un hábitat crítico (USFWS, 2004; Clark et al., 2002). En el caso de la recuperación de la estructura del hábitat, particularmente forestal, se enfatiza en la recuperación continua o cíclica de los componentes o estratos (Halme et al., 2013). Con el fin de asegurar la regeneración de los estratos o componentes, es recomendado abogar por una recuperación creciente de los elementos

con el fin de imitar la sucesión ecológica del ambiente (Gómez-Aparicio et al., 2004). Uno de los objetivos más necesarios y estudiados en los últimos años, es la recuperabilidad de las funciones y servicios ecosistémicos después de largos y/o intensos periodos de intervención humana (Filoso et al., 2017). Numerosos son los estudios que han documentado acciones y entregado recomendaciones en relación a recuperabilidad y restauración de funciones del hábitat y en un todo del ecosistema, incluyendo producción de agua, biodiversidad, protección contra la erosión, biomasa y captura de carbono.

2.2.6 Ejemplos y aplicaciones empíricas de metodologías en restauración con enfoque en hábitat mediterráneos

Con fines de disponer de un compendio de información práctica en restauración de hábitat, es recomendable contar con un resumen de casos-estudio donde se hayan aplicado procedimientos ad-hoc a cada situación. Es requerido destacar que cuando se estudia un caso, es necesario considerar las variables que lo diferencian de otro, sobre todo en términos de objetivos del manejo y la compensación (e.g., estructura, funcionalidad, composición de especies). En esta sección se exponen algunos casos de aplicación de distintas metodologías de restauración ecológica en hábitats con distintos niveles de reparabilidad en diversos países, con el fin de evaluar la adaptación de estas medidas en futuros programas.

CASO 1: Restauración de matorrales y bosques mediterráneos con fines de mejorar funcionalidad, hábitat de especies raras y disminuir riesgos de incendio (Patterson and Clark, 2007, USA).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Bosque estatal Manuel F. Correllus (MFCSF), Nueva Inglaterra, Estados Unidos. Matorral xerofítico compuesto de arbustos en dunas costeras y bosque abierto.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Incendios forestales intencionales y cortas recurrentes. Estos factores causaron una disminución masiva tanto de los matorrales arborescentes como de las especies raras y en otras categorías de conservación.

Objetivo del estudio: Determinar el efecto del manejo forestal, incluyendo raleos, pastoreo, limpieza, podas y quemas controladas) y si contribuye a la restauración y recuperación del hábitat de las 11 especies raras y en categoría de conservación de este ecosistema, como también de funciones como protección contra la erosión.

Metodología: Se aplicaron distintos tratamientos en bloque mediante 27 parcelas, en las cuales se aplicaron distintas prácticas de manejo de la vegetación. Tres distintos tipos de vegetación fueron evaluados como combustible y para probar la efectividad del manejo: Bosque de *Pinus*, bosque de *Quercus spp.* y matorral de *Quercus spp.* Al mismo tiempo, tres distintos tratamientos fueron implementados: Raleo de estratos superiores, raleo del sotobosque/pastoreo de ovejas y tratamiento control, todo repetido tres veces en cada tipo de vegetación para las 27 parcelas. Después del diseño estadístico y tratamientos, las 27 parcelas fueron incendiadas controladamente para medir los efectos. Se realizaron relevés de flora y vegetación antes y después de la quema para determinar la estructura forestal y la composición de especies

Acciones concretas: (1) Establecimiento de un cortafuegos, (2) raleo de sotobosque y estratos superiores, (3) introducción de ovinos, (4) quemas controladas.

Resultados: Los distintos tratamientos no cambiaron significativamente la composición de especies. Se obtuvo un importante rebrote de especies herbáceas raras en las parcelas, especialmente en áreas que quedaron desnudas después del uso de maquinarias. Después del pastoreo, aparecieron varias especies

no-nativas pioneras. Las quemadas controladas aumentaron el espesor de la litera en el corto-mediano plazo. Las especies en categoría de conservación fueron halladas solo en las áreas intervenidas.

Conclusión principal: Este estudio contribuyó a comprender el mejor tratamiento para restaurar hábitats xerofíticos y bosques abiertos mediterráneos con el fin de mejorar la composición de especies raras y funcionalidad. La reducción del combustible mediante manejo forestal contribuye a reducir riesgo inmediato de incendios y restaurar el hábitat de especies raras.

CASO 2: Cambios en la diversidad de especies y en biomasa aérea después de compensación de hábitat en Taihang (Liu et al. 2011, China).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Montañas Taihang, China. Mosaico de arbustos, hierbas, plantaciones forestales, cultivos agrícolas, bosques caducos y bosques de coníferas.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: La deforestación por extracción y proyectos mineros ha causado en estos bosques la disminución o desaparición de rodales maduros. Muchos bosques se han transformado en matorrales o praderas, perdiéndose el hábitat de numerosas especies vegetales y animales.

Objetivo del estudio: Investigar los cambios en la biomasa aérea y en diversidad de especies después de 22 años de restauración ecológica activa en el área de estudio.

Metodología: Se realizaron muestreos de composición de especies antes y después de los 22 años de restauración, como también mediciones de estructura de las formaciones determinando altura, cobertura de las plantas y AGB (biomasa aérea).

Acciones concretas: (1) Reforestación continua con especies en categoría, viverizadas de semillas en sus lugares de origen, (2) reforestación con especies nodriza, (3) exclusión de pastoreo, (4) realización de cortafuegos.

Resultados: Los esfuerzos a largo plazo han causado una importante recuperación de la diversidad de especies raras, aunque en comparación a 22 años atrás, no se han recuperado el 100% de las especies antes de la degradación, pero sí han aparecido especies no encontradas antes (nativas). Hubo importantes incrementos de la biomasa aérea (28%), lo cual favorece los servicios ecosistémicos en cuanto a biodiversidad y protección contra la erosión. Mejoraron las características químicas, estructura física y actividad biológica de los distintos suelos.

Conclusión principal: Después de la restauración, aparte del aumento de biomasa aérea en comparación a la situación previa y la mejora de varios servicios ecosistémicos, mejoró el índice de predominancia de Simpson (por la mayor dominancia de especies de bosque) y el de la función Shannon-Wiener (debido a la aparición de otras especies no encontradas en la situación degradada).

CASO 3: Reforestaciones en los subtrópicos y trópicos de Australia (Erskine et al. 2005, Australia).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Norte de Nueva Gales del Sur y sur-este de Queensland, Australia. Bosque lluvioso.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación, actividades mineras.

Objetivo del estudio: Resumir resultados de restauraciones de bosques tropicales y sub-tropicales en el área de estudio.

Metodología: Mediciones de “valor de biodiversidad” basado en taxa dependientes de bosques lluviosos antes y después de la restauración. Se midió además si el valor de biodiversidad de los sitios reforestados se correlacionaba con los atributos del hábitat, incluyendo riqueza de especies y estructura de la vegetación (bosques, matorrales, etc.). En último lugar, se midió si el valor de biodiversidad se vio afectado por la cercanía de los sitios reforestados al bosque intacto remanente.

Acciones concretas: (1) Reforestación activa y estacional, (2) protección de plántulas durante los primeros 2 años, (3) exclusión de ganado, (4) se realizaron mediciones en los rodales alterados y en los remanentes intactos de bosque lluvioso cada 500 m, (5) plantación de especies en categoría de conservación.

Resultados y conclusión principal: plantaciones jóvenes de la restauración albergan pocas especies de bosque lluvioso. Aves es categoría de conservación fueron relativamente abundantes en los sitios reforestados al poco tiempo de comenzado el programa. Plantaciones de monocultivo cercanas a bosque intacto tienden a albergar más especies de aves en categoría de conservación, reptiles y plantas raras que los sitios reforestados más lejanos.

CASO 4: Restauración forestal en el Parque Nacional Redwood: Un caso estudio (Engber et al. 2016, USA).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Bald Hills del Parque Nacional Redwood. Carolina del Norte, Estados Unidos. Casi la mitad de la extensión corresponde a bosque secundario de coníferas (*Sequoia sempervirens* y *Pseudotsuga menziesii*).

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación y cortas ilegales. Sequía extrema, incendios y enfermedades.

Objetivo del estudio: Evaluar el efecto de tres proyectos de restauración ecológica con quemas controladas en el área de estudio para comparar los resultados con las medidas adoptadas.

Metodología: Se instalaron 21 parcelas de medición en los sitios antes de las quemas controladas, las cuales fueron monitoreadas después de los tratamientos. Se hicieron mediciones de DAP (diámetro a la altura del pecho), altura, diámetro basal, densidad (número de árboles por hectárea) y composición de especies, con el fin de caracterizar los hábitats antes y después de las quemas controladas a investigar. Las parcelas fueron evaluadas antes de las quemas y un año después.

Acciones concretas: (1) Reforestación con especies nativas del parque, (2) quemas controladas, (3) monitoreo de variables ecofisiológicas en los hábitats compensados.

Resultados y conclusión principal: Quemas controladas de baja intensidad tuvieron poco impacto en la estructura del bosque en general, con alguna mortalidad de árboles por bajo los 20 a 30 cm de DAP. Las especies del género *Sequoia* parecen ser más tolerantes a la quema de las copas que el resto de las especies. Muchas de las especies fueron capaces de rebrotar con mayor vigor y mejorar los índices de cobertura y densidad que en el bosque original

CASO 5: Restauración de bosques degradados en Ghana – Caso estudio de los bosques del distrito Offinso (Baatuuwie et al. 2011, Ghana).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Reserva forestal Afram Headwaters, distrito de Offinso, Ghana. Bosque nativo multiestratificado y plantaciones.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación.

Objetivo del estudio: Comprobar si la densidad y diversidad de especies nativas y endémicas “clave” difieren en los distintos tratamientos de restauración y sitios.

Metodología: Un total de 40 parcelas de 15x15 metros se instalaron en el monocultivo, bosque nativo mixto y en un bosque adyacente degradado por deforestación. Se realizó una restauración forestal en todos los tipos de vegetación para medir riqueza de especies nativas.

Acciones concretas: (1) Reforestación con especies nativas del parque, (2) quemas controladas.

Resultados y conclusión principal: Un total de 52 especies nativas se regeneraron tanto en los monocultivos como en los bosques nativos

CASO 6: Evaluación de un programa de reforestación y restauración de hábitat en Durban (Mugwedi et al. 2017, Sudáfrica).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Botadero de Buffelsdraai, KZN, Sudáfrica. Plantación de 51 especies arbóreas nativas de Sudáfrica. Colindante a praderas nativas y bosque sub-tropical.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación debido a la instalación de botaderos para distintas actividades, principalmente minería y extracción de áridos.

Objetivo del estudio: Evaluar el éxito de los programas de restauración ecológica, midiendo atributos del hábitat y variables de estructura y biodiversidad.

Metodología: Se plantaron un total de 1000 plantas por hectárea en la época seca y 2000 plantas por hectárea en la época húmeda, a una razón de 100 hectáreas por año. Las especies se plantaron aleatoriamente. Se dejó una zona de buffer conformada por especies nativas de bosques intactos, matorrales y praderas. Las plántulas fueron obtenidas de viveros de la zona, provenientes de semillas colectadas en la misma localidad (en un radio de 50 kilómetros como máximo) para evitar problemas posteriores con el desarrollo por origen de semilla. El esquema de medición para la evaluación consistió en medir riqueza de especies vegetales, estructura de la vegetación, índice de plantas invasoras y procesos ecológicos (composición de la polinización y medición de semillas dispersadas). Estas variables fueron medidas según una cronosecuencia de los hábitats bajo restauración (e.g., al año 0, año 3, año 5).

Acciones concretas: (1) Reforestación intensiva, (2) replante de plántulas muertas, (3) buffer de bosque intacto conformado principalmente por especies nativas.

Resultados y conclusión principal: Las mediciones de los procesos ecológicos arrojaron similitud con los valores obtenidos del bosque intacto. Baja densidad de reforestación y un aumento del índice de especies invasoras puede significar una amenaza para el éxito de las labores de restauración. Se recomienda plantaciones de enriquecimiento dependiendo de las necesidades y tratamientos aplicados, como también un manejo eficiente de las especies invasoras. Esto llevaría a una más rápida restauración de hábitat reduciendo los costos de mantención de sitio. El enriquecimiento no debería solo basarse en aumentar la densidad de especies arbóreas, sino que también en la inclusión de especies con buena polinización y dispersión de semillas acorde al experimento y tratamientos.

CASO 7: Restauración de matorrales y bosques en España y el Mediterráneo (Vallejo y Alloza, 2013, España).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Castelló y Ayora, Valencia, España. Bosque maduro y secundario de *Quercus spp.*, *Arbutus unedo*, *Rhamnus alaternus*, *Fraxinus omus* y *Acer granatense*.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación debido a la instalación de varios proyectos de inversión en la zona mediterránea de Castelló, incendios forestales y sequía estacional extrema.

Objetivo del estudio: Evaluar la recuperación de funciones críticas ecosistémicas y diversidad de especies en terrenos mediterráneos restaurados después de intervención e incendios.

Metodología: La restauración ecológica en este estudio se realizó principalmente con especies herbáceas nativas de rápido crecimiento, de agresiva colonización, resistentes a la sequía y con buenas estrategias reproductivas. El fin de esta primera etapa de facilitación en la sucesión ecológica fue crear las condiciones para futuras plántulas de árboles originales y arbustos.

Acciones concretas: (1) Reforestación intensiva, (2) replante de plántulas muertas, (3) uso de especies nativas de rápido crecimiento, resistentes a la sequía y a la falta de nutrientes.

Resultados y conclusión principal: Las plantas remanentes de la degradación demostraron tener un rol más de facilitación para las plántulas establecidas que de competencia. Se registró un importante efecto nodriza de los arbustos nativos remanentes con las especies incorporadas en el proceso de restauración. De este estudio se demuestra que a mayor el nivel de intervención o degradación, mayores deben ser los inputs, esfuerzos y labores de restauración. Es necesario realizar mayores inversiones financieras y experimentar in situ para determinar las variables y factores correctos, asegurando así el éxito de los programas de reparación. El monitoreo recurrente (mínimo semestral) es crítico para asegurar las variables ambientales deseadas.

CASO 8: Bosques esclerófilos húmedos - Guía para reforestaciones (Peeters and Butler, 2014, Australia).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Queensland, Nueva Gales del Sur y Perth, Australia. Bosque esclerófilo húmedo formado por *Eucalyptus spp.*, *Corymbia spp.* y *Leptospermum spp.*

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación, incendios, disturbios mecánicos por actividades industriales en las inmediaciones.

Objetivo del estudio: Determinar los principales factores y prácticas que han favorecido el éxito de programas de reforestación en los bosques esclerófilos húmedos de Australia. De mismo modo, determinar variables y métodos estadísticos útiles para estos fines.

Metodología: Revisión bibliográfica de todos los estudios en restauración ambiental llevados a cabo en los bosques esclerófilos húmedos de *Eucalyptus* (y afines) en Australia.

Acciones concretas y resultados: (1) Reforestación usando árboles, arbustos y hierbas resistentes, incluyendo una variedad de tamaños y clases de edad, (2) poner énfasis en el sotobosque y sus especies para restaurar, (3) dejar remanentes de árboles huecos para que sirvan de refugio para la biodiversidad, (4) dejar remanentes de madera en el suelo del bosque como también todos los desechos, (5) no remover rocas del hábitat ayuda al refugio de especies de reptiles, (6) se realiza monitoreo intensivo recurrente con mediciones ecofisiológicas en todos los tipos de bosque.

De los casos expuestos, se concluye que la mayoría de los programas fundamenta sus objetivos principalmente en la compensación del hábitat para especies raras y/o amenazadas, asegurando las variables ambientales del hábitat compensado con experimentación in situ y monitoreo intensivo. Variables inherentes al ecosistema, como incendios, invasión de especies alóctonas, herbívora por especies silvestres o introducidas y perturbaciones ecológicas, deben ser consideradas en la predicción de resultados y objetivos del programa de compensación. Considerando la experiencia empírica de estudios en ecosistemas mediterráneos, es factible la adaptación de metodologías a casos particulares en Chile y otros ambientes mediterráneos similares.

3. PROPUESTA PARA EVALUAR Y RESTAURAR EL HÁBITAT PERDIDO

Para evaluar el hábitat perdido y si la propuesta de restauración del hábitat es equivalente al hábitat perdido se propone utilizar la métrica "hectáreas de hábitat" (en adelante se referirá como la métrica), desarrollada en el estado australiano de Victoria (Parkes *et al.* 2003). A veces señalada también como una métrica de área x calidad (BBOP, 2009b, Usher y Miller 2012), es también una de las métricas más usadas para cuantificar pérdidas y ganancias en biodiversidad (ICF, 2014), considerando la biodiversidad del hábitat como un indicador para evaluar el estado del hábitat.

En este sentido, se sostiene que la condición de la vegetación es un buen parámetro para indicar la biodiversidad de un sitio, debido a su capacidad para constituir el hábitat de especies de flora y fauna. (Noss, 1990). En relación con lo señalado anteriormente, Noss, (1990) señala que es posible definir y caracterizar la biodiversidad terrestre, en sus distintos niveles de organización jerárquica (genes, población-especie, comunidad-ecosistema y paisaje), a través de mediciones de tres atributos primarios de la biodiversidad, a saber; composición, estructura y funcionamiento. Un conjunto de estos indicadores se señala en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1. Variables indicadoras utilizadas para medir la biodiversidad terrestre según sus niveles de organización y atributos de composición, estructura y funcionamiento (Noss, 1990).

| Indicadores | | | |
|-----------------------------|--|--|--|
| | Composición | Estructura | Función |
| Paisaje regional | Distribución, riqueza y proporción de fragmentos de hábitat; patrón de distribución de especies (riqueza, endemismo) | Heterogeneidad; conectividad; fragmentación; aislamiento; tamaño, frecuencia y distribución de los fragmentos; razón área perímetro; patrones de distribución de hábitats | Dinámica de perturbaciones (extensión, frecuencia, rotación intensidad); procesos hidrológicos y erosivos; patrones del uso del suelo |
| Comunidad-ecosistema | Abundancia relativa, frecuencia, riqueza y diversidad de especies; proporción de endemismo, proporción de especies amenazadas o en peligro; proporción de formas de vida; índices de similitud | Variables edáficas; pendiente y exposición; fisionomía de la vegetación; densidad de follaje; biomasa; cobertura o abertura de dosel; presencia de elementos estructurales (ramas o árboles caídos); disponibilidad de recursos (agua) | Biomasa y productividad; herbivoría; tasas de colonización; tasas de extinción local; dinámica sucesional (perturbaciones); tasas de ciclaje de nutrientes; intensidad y tasas de intervención antrópica |

Tabla 3-1. Variables indicadoras utilizadas para medir la biodiversidad terrestre según sus niveles de organización y atributos de composición, estructura y funcionamiento (Noss, 1990).

| Indicadores | | | |
|--------------------------|---|---|---|
| | Composición | Estructura | Función |
| Población-especie | Abundancia absoluta o relativa, frecuencia, densidad, biomasa | Dispersión; rango de distribución; estructura de la población (razón de edades o sexos) | Procesos demográficos (razón de reclutamiento de especies, sobrevivencia y mortalidad); dinámica de poblaciones; tasas de crecimiento; fisiología |
| Genes | Diversidad de alelos, presencia de alelos escasos, recesivos | Censo, tamaño poblacional; heterocigosidad; polimorfismo cromosómico o fenotípico | Flujo genético; tasa de mutación; depresión endogámica |

Fuente: extraído de Noss (1990)

Para evaluar la pérdida de hábitat, se selecciona un conjunto de indicadores que describen aspectos claves de la vegetación y del paisaje, los cuales se ponderan según cual sea su importancia para caracterizar la condición de la vegetación. Los indicadores referidos a la composición serán seleccionados con el propósito de caracterizar la vegetación nativa en términos de atributos de interés para la conservación, como por ejemplo; proporción de endemismo y proporción de especies en categoría de conservación y proporción de especies nativas. Los indicadores de estructura serán seleccionados para caracterizar la vegetación en términos de la ocupación espacial, y de los procesos e interacciones que ocurren en el hábitat. Por último, se seleccionarán indicadores de la función del ecosistema que dan cuenta del ciclaje de nutrientes y viabilidad de la vegetación.

Por otra parte, se considerará seleccionar de una cantidad de indicadores suficiente para generar un índice de condición del hábitat robusto. Para estos efectos, se tomará como referencia las experiencias en la aplicación de la métrica en los estados australianos de; Victoria (Parkes *et al.* 2003; DSE, 2004), Queensland (DEHP, 2014; Eyre *et al.* 2015), Tasmania (Michaels, 2006) y New South Wales (Gibbons, 2008).

Cada indicador recibe una puntuación de acuerdo al potencial que posee para medir los atributos de la biodiversidad, y según su contribución, en el conjunto de indicadores utilizados para describir la condición del hábitat. En base a esta puntuación, se compara la condición del hábitat a impactar con la de un hábitat de referencia, el cual representa la condición de un rodal con un tipo similar de vegetación nativa, pero aparentemente sin alteración antrópica (Parkes *et al.*, 2003; Stoddard *et al.*, 2006). El contraste entre ambos hábitats da como resultado un índice de calidad (frecuentemente expresado en porcentaje) que mide la similitud (o cuanto difiere) la condición del hábitat a impactar (en este caso el hábitat impactado), de una condición de máxima calidad ecológica (máxima puntuación de indicadores) definida por el hábitat de referencia.

El índice de calidad del hábitat es determinado mediante la suma de los puntajes obtenidos para cada indicador a nivel del sitio y del paisaje

Dividiendo la suma total de los puntajes por el puntaje máximo posible se genera un índice entre 0 a 1, correspondiendo este último al índice del hábitat de referencia (máximo puntaje). Por consiguiente, el índice de calidad para un hábitat queda determinado por la siguiente expresión:

$$IC = \frac{(a) + (b) + (c) + (d) + (e) + (f) + (g) + (h) + (i) + (j)}{X + Y}$$

Donde: IC; índice de calidad del hábitat expresado como una proporción del hábitat de referencia.

(a)-(j);

X; es el puntaje máximo posible a un nivel de organización del sitio (o comunidad vegetal), el cual es obtenido de la suma de los indicadores (a)-(g).

Y; es el puntaje máximo posible a un nivel de organización del paisaje, obtenido desde la suma de los indicadores (h)-(i).

De este modo, la multiplicación del índice de calidad por el área del hábitat impactado, entrega una medida cuantitativa y cualitativa de la pérdida de biodiversidad, que se expresa en unidades de "hectáreas de hábitat" (Parkes et al., 2003; BBOP, 2009a).

Cabe destacar que la inexistencia de información respecto del hábitat de referencia no debiese ser una limitante para la aplicación de la métrica. Cuando se requiere, el hábitat de referencia puede ser desarrollado en base a información histórica, modelación, opinión experta y/o mediante un muestreo de campo de un área con vegetación nativa que por sus condiciones puede ser usada como referencia (Oliver y Parkes, 2003; Oliver et al., 2005; Stoddard et al., 2006; SEA, 2014).

Este mismo procedimiento se aplica para cuantificar la biodiversidad del hábitat a restaurar, en la cual se deberán desarrollar actividades tendientes a mejorar el estado actual de los indicadores que permitan alcanzar una mayor calidad de hábitat para que la reparación propuesta sea al menos equivalente al hábitat perdido.

4. CONCLUSION

Según Res. Ex. N°1/F-009-2018 de la SMA el Proyecto “Mina Cardenilla”, emplazado en la Cordillera El Melón, ocasionó la intervención de 26,61 ha de formaciones vegetales esclerófilas, la intervención de esta superficie implica una pérdida de hábitat para las especies de flora y fauna.

La superficie intervenida representando solo el 0,03% del del sitio prioritario y el 0,08% de las formaciones vegetales intervenidas. Al evaluar el efecto que tendría la pérdida de formaciones vegetales sobre el sitio prioritario Cordillera El Melón o sobre las formaciones vegetales intervenidas es posible concluir que no se genera una pérdida de carácter significativa. Si bien, la pérdida de formaciones vegetales (pérdida de hábitat) no es de carácter significativo, ésta contiene elementos de relevancia desde un punto de vista de la biodiversidad que requieren ser reparados.

Considerando la amplia literatura técnica internacional y la magnitud de la intervención del Proyecto, se considera que la pérdida de hábitat puede ser reparada considerando actividades en restauración ecológica, que han sido comprobadas científicamente mediante índices medidos de manera sistemática en los hábitats originales y en los degradados. Entre estas actividades se destacan: la plantación con semillas o cuttings provenientes de individuos locales, áreas buffer de bosque intacto en las cercanías, plantación con especies en categoría de conservación, manejo de las especies invasoras, exclusión del ganado, replantes y mediciones sistemáticas durante distintos periodos del proyecto de restauración. En variados proyectos de restauración ecológica donde se aplicaron estas medidas, los índices de biodiversidad, estructura y de productividad demostraron similitud o aceptables diferencias con los hábitats originales.

Para evaluar el hábitat perdido y si la propuesta de reparación del hábitat es equivalente al hábitat perdido se propone utilizar la métrica “hectáreas de hábitat” la que considerando la biodiversidad del hábitat como un indicador para evaluar el estado de éste.

En el hábitat a restaurar se deberán desarrollar actividades tendientes a mejorar el estado actual de los indicadores que permitan alcanzar una mayor calidad de hábitat para que la reparación de hábitat propuesta sea al menos equivalente al hábitat perdido.

5. REFERENCIAS

Alexander, S., C. R. Nelson, J. Aronson, D. Lamb, A. Cliquet, K. L. Erwin, C. M. Finlayson, R. S. de Groot, J. A. Harris, E. S. Higgs, R. J. Hobbs, R. R. Robin Lewis III, D. Martinez, and C. Murcia. 2011. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. *Restoration Ecology* 19:683-689.

Allen, C.D., Savage, M., Falk, D.A., Suckling, K.F., Swetnam, T.W., Schulke, T., Sta-acey, P.B., Morgan, P., Hoffman, M., Klingel, J.T., 2002. Ecological restoration of south-western ponderosa pine ecosystems: A broad perspective. *Ecological Applications* 12: 1418–1433

Amigo-Vázquez, J. & E. Castro-Rodríguez. 2015. Notas taxonómicas sobre la flora de los bosques orotemplados de la provincia biogeográfica valdiviana. *Chloris Chilensis* Año: 18. N°1. URL: <http://www.chlorischile.cl>.

Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeo, F., Rozzi, R., Massardo, F. 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. En: Saball, P., Arroyo, M., Castilla, J., Estades, C., Ladrón de Guevara, J., Larrain, S., Moreno, C., Rivas, F., Rovira, J., Sanchez, A., Sierralta, L. (Eds.), *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*. Santiago, Chile. Comisión Nacional del Medio Ambiente., pp. 94-99.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2009a. Biodiversity Offset Worked Example: Fictional Letabeng Case Study. BBOP, Washington, D.C.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2009b. Biodiversity Offset Design Handbook. BBOP, Washington, D.C.

Beatty, C.R., Cox, N. A., and M. E. Kuzee (2018). Biodiversity guidelines for forest landscape restoration opportunities assessments. First edition. Gland, Switzerland: IUCN. v + 43pp.

Beatuuwie, B., Osei, E., Quaye-Ballard, J. 2011. The restoration of degraded forests in Ghana: A case study in the Offinso forest district. *Agric. Biol. J. Am* 2(1): 134-142.

Brudvig, L.A., et al., 2017. Interpreting variation to advance predictive restoration science. *J. Appl. Ecol.* 54, 1018-1027.

Bruskotter, J. T., S. A. Enzler, and A. Treves. 2012. Rescuing wolves: threat of misinformation—response. *Science* 335:795-796. <http://dx.doi.org/10.1126/science.335.6070.795-b>

Buck, A. 2005. Forest Restoration in International Forest Related Processes and Potential Synergies in Implementation. Taina Veltheim and Brita Pajari (eds.). Forest Landscape Restoration in Central and Northern Europe EFI Proceedings No. 53, 2005.

Bunn, E., Turner, S., Panaia, M., Dixon, K., 2007. The contribution of in vitro technology and cryogenic storage to conservation of indigenous plants. *Aust. J. Bot.* 55, 345-355.

Casazza, M. L., C. T. Overton, T.-V. D. Bui, J. M. Hull, J. D. Albertson, V. K. Bloom, S. Bobzien, J. McBroom, M. Latta, P. Olofson, T. M. Rohmer, S. Schwarzbach, D. R. Strong, E. Grijalva, J. K. Wood, S. M. Skalos, and J. Takekawa. 2016. Endangered species management and ecosystem restoration: finding the common ground. *Ecology and Society* 21(1):19.

Clark JA, Hoekstra JM, Boersma PD, Kareiva P. 2002. Improving US Endangered Species Act recovery plans: Key findings and recommendations of the SCB recovery plan project. *Conservation Biology* 16: 1510–1519.

CNRE, COMITÉ NACIONAL DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA (2017) Documento marco para la restauración ecológica. Ministerio de Medio Ambiente, Chile. 78 pp.

Coates, D.J., Byrne, M., Cochrane, A., Dunne, C., Gibson, N., Keighery, G., Lambers, H., Monks, L., Thiele, K., Yates, C., 2014. Conservation of the kwongan flora: threats and challenges. In: Lambers, H. (Ed.), *Plant Life on the Sandplains in Southwest Australia, a Global Biodiversity Hotspot*. University of Western Australia Publishing, Crawley, Australia, pp. 263-284.

Cochrane, J.A., Crawford, A.D., Monks, L.T., 2007. The significance of ex-situ seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Aust. J. Bot.* 55, 356-361.

DSE. 2004. *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method*. Version 1.3. Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne.

Department of Environment and Heritage Protection (DEHP). 2014. *Guide to determining terrestrial habitat quality. A toolkit for assessing land based offsets under the Queensland Environmental Offsets Policy* Version 1.1 December 2014.

Engber, E., Teraoka, J. y van Mantgem. 2016. Forest restoration at Redwood National Park: Exploring prescribed fire alternatives to second-growth management: A case study. *Proceedings of the Coast Redwood Science Symposium*. General Technical Report PSW-GTR-258.

Erksine, P., Lamb, D. y Bristow, M. 2005. Reforestation in the tropics and subtropics of Australia using rainforest species. Joint Venture Agroforestry Program, publication No 05/087.

Evans, DM, Che-Castaldo, JP, Crouse, D., Davis, FW, Epanchin-Niell, R., Flather, CH, et al. (2016). Species recovery in the united states: Increasing the effectiveness of the endangered species act. *Issues in Ecology*, 2016(20).

Eyre, T.J., Kelly, A.L, Neldner, V.J., Wilson, B.A., Ferguson, D.J., Laidlaw, M.J. and Franks, A.J. 2015. *BioCondition: A Condition Assessment Framework for Terrestrial Biodiversity in Queensland. Assessment Manual. Version 2.2.* Queensland Herbarium, Department of Science, Information Technology, Innovation and Arts, Brisbane

Falk, D. A., C. I. Millar, and M. Olwell. 1996. *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants.* Island, Washington, D.C., USA.

Felsenstein, J. 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the Boot-strap. *Evolution*. 39 (4): 783–791. doi:10.2307/2408678.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2015. *Global guidelines for the restoration of degraded forests and landscapes in drylands: building resilience and benefiting livelihoods.* Forestry Paper No. 174. Rome.

Fenu, G., Bacchetta, G., Giacanelli, V., Gargano, D., Montagnani, C., Orsenigo, S., Cogoni, D., Rossi, G., Conti, F., Santangelo, A., Pinna, M.S., Bartolucci, F., Domina, G., Oriolo, G., Blasi, C., Genovesi, P., Abeli, T., Ercole, S. 2017. Conserving plant diversity in Europe: outcomes, criticisms and perspectives of the Habitats Directive application in Italy. *Biodivers. Conserv.* 26, 309-328.

Filoso S, Bezerra M.O., Weiss K., Palmer M. 2017. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *PLoS ONE* 12(8): e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>

Gibbons, P., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S. y Briggs, S. 2008. *A Terrestrial Biodiversity Assessment Tool for the NSW Native Vegetation Assessment Tool.* NSW Department of Environment and Climate Change

Gómez-Aparicio, L., Hodar, J., Zamora, R., Castro, J. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138.

Greenwald DN, Suckling KF, Taylor M. 2005. Factors affecting the rate and taxonomy of species listings under the US Endangered Species Act. In Gobel D, Scott MJ, Davis FW, eds. *The Endangered Species Act at Thirty: Renewing the Conservation Commitment*. Washington (DC): Island Press. Forthcoming.

Halme, P.; Allen, Katherine A.; Aunins, Ainars; Bradshaw, Richard H.W.; Brumelis, Gun-tis; Cada, Vojtech; Clear, Jennifer L.; Eriksson, Anna-Maria; Hannon, Gina; Hyvärinen, Esko; Ikauniece, Sandra; Iršénaitė, Reda; Jonsson, Bengt Gunnar; Junninen, Kaisa; Kareksela, Santtu; Komonen, Atte; Kotiaho, Janne S.; Kouki, Jari; Kuuluvainen, Timo; Mazziotta, Adriano; Mönkkönen, Mikko; Nyholm, Kristiina; Olden, Anna; Shorohova, Ekaterin; Strange, Niels; Toivanen, Tero; Vanha-Majamaa, Ilkka; Wallenius, Tuomo; Ylisirniö, Anna-Liisa ; Zin, Ewa. 2013. Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation* (167): 248-256

Hearn, R.W., Meissner, R., Brown, A.P., Macfarlane, T.D., Annels, T.R., 2006. Declared rare and poorly known flora in the Warren Region Western Australian Wildlife Management Program No. 40. Department of Conservation and Land Management, Perth, Western Australia.

Heywood, V.H., 2018. Conserving plants within and beyond protected areas - still problematic and future uncertain. *Plant Divers.* 41, 36-49.

ICF. 2014. Study on specific design elements of biodiversity offsets: Biodiversity metrics and mechanisms for securing long term conservation benefits.

Litman, L. y Harris, R. 2007. Threatened and endangered plants. *Forest Stewardship Series* 13: 1-9.

Liu, X., Zhang, W., Liu, Z., Qu, F. y Tang, X. 2011. Changes in species diversity and above-ground biomass of shrubland over long-term natural restoration process in the Taihang Mountain in North China. *Plant Soil Environment* 57(11): 505-512.

Luebert, F. y Plischoff, P. Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, 2006.

McRae, B.H., Hall, A., Beier P., Theobald, D.M. 2012. Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS ONE* 7(12): e52604. doi:10.1371/journal.pone.0052604.

Michaels, K. 2006. *A Manual for Assessing Vegetation Condition in Tasmania, Version 1.0*. Resource Management and Conservation, Department of Primary Industries, Water and Environment, Hobart.

Monks, L., Sarah Barrett b, Brett Beecham c, Margaret Byrne a, Alanna Chant d, David Coates a, J. Anne Cochrane a, Andrew Crawford a, Rebecca Dillon a, Colin Yates. 2019. Recovery of threatened plant species and their habitats in the biodiversity hotspot of the Southwest Australian Floristic Region. *Plant Diversity* 41: 59-74.

Moreira-Muñoz, A. 2011 *Plant Geography of Chile*. London, New York: Springer. *Plant and Vegetation*, Volume 5, Series editor, M.J.A. Werger. 320 p.

Moreno, J. M., Vallejo, V. R. and Chuvieco, E. (2013) Current fire regimes, impacts and the likely changes – VI: Euro Mediterranean, in J. G. Goldammer (ed.) *Vegetation Fires and Global Change – Challenges for Concerted International Action*. A White Paper Directed to the United Nations and International Organizations (Global Fire Monitoring Center (GFMC), Kessel Publishing House, Remagen-Oberwinter, Germany.

Mucina, L., Bustamante-Sánchez, M.A., Duguy, B., Holmes, P., Keeler-Wolf, T., Armesto, J.J., Dobr Nilsson, C., A. L. Aradottir, D. Hagen, G. Halldórsson, K. Høegh, R. J. Mitchell, K. Raulund-Rasmussen, K. Svavarsdóttir, A. Tolvanen, and S. D. Wilson. 2016. Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society* 21(1):41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08289-210141>

Mowolski, M., Gaertner, M., Smith-Ramírez, C. & Vilagrosa, A. 2017. Ecological restoration in mediterranean-type shrublands and woodlands. In: Allison, S. & Murphy, S. (eds.), *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*. Taylor & Francis, Abingdon, UK, pp. 173–196.

Mugwedi, L., Rouget, M., Egoh, B., Sershen, Ramdhani, S., Slotow, R y Renteria, J. 2017. An Assessment of a Community-Based, Forest Restoration Programme in Durban (eThekweni), South Africa. *Forests* 8, 255.

Nilsson, C., A. L. Aradottir, D. Hagen, G. Halldórsson, K. Høegh, R. J. Mitchell, K. Raulund-Rasmussen, K. Svavarsdóttir, A. Tolvanen, and S. D. Wilson. 2016. Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society* 21(1): 41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08289-210141>.

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

Oliver, I., y Parkes, D. 2003. A prototype toolkit for scoring the biodiversity benefits of land use change. NSW Department of Infrastructure Planning and Natural Resources, Parramatta.

Parkes, D., Newell, G., y Cheal, D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management y Restoration*, 4(1): 29-38

Patterson, W.A. III, and G.L. Clarke. 2007. Restoring barrens shrublands: decreasing fire hazard and improving rare plant habitat. Pages 73–82 in R.E. Masters and K.E.M. Galley (eds.). Proceedings of the 23rd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Grassland and Shrubland Ecosystems. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, USA.

Peeters, P.J. y Butler, D.W. 2014. Wet sclerophyll forest: regrowth benefits management guideline. Department of Science, Information Technology, Innovation and the Arts, Brisbane

Phillips, S.J., et al., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.

Phillips, S.J., Dudik, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.

PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2018. 10 Claves ambientales para un Chile sostenible e inclusivo. Primera edición ISBN: 978-956-7469-92-5.

Radeloff, V.C., et al., 2015. The rise of novelty in ecosystems. *Ecol. Appl.* 25, 2051-2068.

Retamales, H. A., and Scharaschkin, T. 2015. Comparative leaf anatomy and micro-morphology of the Chilean Myrtaceae: taxonomic and ecological implications. *Flora* 217 (2015) 138–154.

Sabogal, C. Besacier, C. and D. McGuire. 2015. Forest and landscape restoration: concepts, approaches and challenges for implementation. *Unasylva*, FAO: 66(3): 3-10.

Sánchez, D. Métodos de evaluación de impacto ambiental. 2014. Curso Técnicas de Evaluación de Impacto Ambiental, Universidad de Castilla-La Mancha.

Sanchez, D., Bryan Naqqi Manco b, Junel Blaise b, Marcella Corcoran a, Martin Allen Hamilton. 2019. Conserving and restoring the Caicos pine forests: The first decade. *Plant Diversity* 41: 75-83.

Scherson, R.A., A. Albornoz, A.S. Moreira-Muñoz & R. Urbina-Casanova. 2014. Endemism and evolutionary value: a study of Chilean endemic vascular plant genera. *Ecology and Evolution* 4(6): 806-816.

Schulz, J. y Schöder, B. 2017. Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere* 8(1): 1-27.

Servicio de Evaluación Ambiental. 2014. Guía para la compensación de biodiversidad en el SEIA.

Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., y Norris, R. H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16(4), 1267-1276.

Suckling KF, Taylor M. 2005. Critical habitat and recovery. In Goble DD, Scott JM, Davis FW, eds. *The Endangered Species Act at Thirty: Renewing the Conservation Commitment*. Washington (DC): Island Press. Forthcoming.

Taylor, M.; Suckling, K. y Jeffrey Rachlinski. 2005. The effectiveness of the Endangered Species Act: A quantitative analysis. *BioScience* 55(4): 360-367.

Thomas, E. R. Jalonen, J. Loo and M. Bozzano. 2015. Avoiding failure in forest restoration: the importance of genetically diverse and site-matched germplasm. *Unasylva*, FAO 66(3): 29-36.

Tojibaeb, K., Natalia Beshko, Sergei Volis. 2019. Translocation of *Otostegia bucharica*, a highly threatened narrowly distributed relict shrub. *Plant Diversity* 41: 105-108.

USDOI (US Department of the Interior). 2003. *Critical Habitat—Questions and Answers*, May 2003. (22 February 2005; http://endangered.fws.gov/criticalhabitat/CH_qanda.pdf).

USFWS (US Fish and Wildlife Service). 2004. *Recovery Report to Congress: Fiscal Years 2001–2002*. Washington (DC): US Department of the Interior.

Usher, G. y Miller, K. 2012. *Offsets for developers: measuring impacts and defining offset specifications (Winstone Aggregates Symonds Hill Quarry)*, Auckland.

Vallejo, R. y Alloza, J. 2013. *Shrubland and woodland restoration in Spain and the Mediterranean*. Chaparral Restoration Workshop, Angeles National Forest – Arcadia, June 17-21.

Vallejo, V. R., Allen, E. B., Aronson, J., Pausas, J. G., Cortina, J. and Gutiérrez, J. R. (2012) *Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands*, in J. van Andel and J. Aronson (eds), *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition, Blackwell Publishing, Malden, MA.

Volis, S., 2017. Complementaries of two existing intermediate conservation approaches. *Plant Divers.* 39, 379e382.

Volis, S. 2019. Conservation-oriented restoration e a two for one method to restore both threatened species and their habitats. *Plant Diversity* 41: 50-58.

Wagner, M., et al., 2016. Creation of micro-topographic features: a new tool for introducing specialist species of calcareous grassland to restored sites. *Appl. Veg. Sci.* 19, 89-100.

Whisenant, S. 1999. *Repairing damaged wildlands: A process-orientated, landscape-scale approach.* Cambridge, UK: Cambridge University Press. 312 pp.
