

El presente informe es producto de una consultoría realizada por Wildlife Conservation Society (WCS) al Ministerio de Medio Ambiente el año 2013.

Lo expresado en él constituye la opinión de WCS sobre la temática de Bancos de Compensación de Biodiversidad y no refleja necesariamente la postura del Ministerio del Medio Ambiente frente al tema.

INFORME FINAL

CONCURSO INVESTIGACIÓN, GENERACIÓN Y/O SISTEMATIZACIÓN DE INFORMACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

LÍNEA LEVANTAMIENTO Y SISTEMATIZACIÓN DE INFORMACIÓN PARA BANCOS DE COMPENSACIÓN



WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY

1 de Abril, 2013

Equipo de trabajo

Claudia Silva, Wildlife Conservation Society

Fiorella Repetto, Wildlife Conservation Society

Alejandro Vila, Wildlife Conservation Society

Antonia Pérez, Pontificia Universidad Católica de Chile

Stefan Gelcich, Pontificia Universidad Católica de Chile

Josh Donlan, Advanced Conservation Strategies

Ray Victorine, Wildlife Conservation Society

Bárbara Saavedra, Wildlife Conservation Society

Tabla de Contenidos

I. Marco conceptual.....	4
2. Objetivo General	10
3. Metodología	11
4. Diseño de una metodología para la compensación óptima y determinación de equivalencias entre impactos y medidas de compensación de biodiversidad.	12
4.1 Estándares en compensación óptima de biodiversidad y marco regulatorio nacional	12
4.2 Variables críticas para la valoración de biodiversidad con fines de compensación óptima	38
4.3 <i>Propuesta de metodología para la determinación de equivalencias entre impactos y medidas de compensación en biodiversidad</i>	66
4.4 Criterios a considerar en la aplicación de la valoración de biodiversidad nacional....	69
5.0 Compensación Óptima de biodiversidad en Chile: Oportunidades y desafíos	71
5.1 Desempeño ambiental y licencia social para operar en el sector productivo	72
5.2 Pasos necesarios para avanzar en la implementación de Bancos de compensación de biodiversidad en Chile	77
5.3 Oportunidades específicas en sectores destacados de la economía nacional.....	85
6.0 Referencias.....	100

I. Marco conceptual

La **biodiversidad**—entendida como la variedad y variabilidad de la vida en sus tres dimensiones (composicional, estructural y funcional) y niveles jerárquicos (genes, poblaciones, ecosistemas y paisajes)(Noss 1990)- es la **base fundacional** que origina y sustenta una amplia gama de **servicios ecosistémicos** indispensables para la supervivencia y **bienestar humanos** (MEA 2005). Paradojalmente, el aumento de la población humana y el desarrollo tecnológico han impulsado e intensificado las presiones sobre esa biodiversidad, causando su pérdida, degradación y modificación hasta niveles sin precedentes en la historia del planeta, poniendo en riesgo la provisión mínima de estos servicios críticos para la humanidad, como la provisión de alimentos y disponibilidad de agua dulce, entre muchos otros (SCBD 2010).

La Convención sobre Diversidad Biológica (CBD) es una iniciativa global de la cual Chile es país signatario, que tiene entre sus principales objetivos la conservación de la biodiversidad y el uso sustentable de sus componentes (SCBD 2000). En el 2002, la Conferencia de las Partes de la CBD acordó la meta de reducir significativamente la tasa de pérdida de biodiversidad para el año 2010, la cual no pudo ser cumplida. La principal causa de esta falla se debió a que los esfuerzos se enfocaron en revertir las tendencias de la biodiversidad (e.g. establecimiento de áreas protegidas, planes de recuperación de especies), y no a enfrentar las causas subyacentes a la pérdida de biodiversidad (SCBD 2010).

El Plan Estratégico de la CBD para el período actual (2011-2020) definió el año 2020 como el nuevo plazo para cumplir con la meta de detener la pérdida de biodiversidad. En base a la experiencia adquirida ha reformulado los objetivos específicos y estrategias para lograr esta meta. Esta nueva estrategia y objetivos -denominados Objetivos de Aichi- instan a los países signatarios a incorporar criterios de conservación de biodiversidad en las estrategias y planificación del desarrollo, a aplicar incentivos positivos para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad, y mantener los impactos del uso de los recursos naturales por dentro de los límites ecológicos prudentes (SCBD 2012).

Internalización de los impactos sobre la biodiversidad en el sector productivo

Una de las causas subyacentes a la pérdida de biodiversidad es la disociación conceptual que existe entre una actividad económica y biodiversidad/servicios ecosistémicos, los cuales dan sustento a dicha actividad. Ello por cuanto la economía clásica y los esquemas tradicionales de producción de bienes, servicios e indicadores de crecimiento asociados, no reconocen el rol sostenedor de la biodiversidad y rara vez consideran esta variable en el diseño y ejecución de actividades económicas, o del impacto que las actividades productivas tienen sobre la capacidad de los ecosistemas naturales de seguir alimentando su crecimiento. Es por ello que, para lograr revertir la pérdida de biodiversidad, es clave introducir mecanismos que apunten a la **incorporación** de variables de **conservación de la biodiversidad** en la economía y planificación del **desarrollo de los países**, de manera tal de hacer explícitos los verdaderos beneficios de la biodiversidad y el costo real de perderla, logrando que puedan ser reflejados adecuadamente

en los sistemas económicos y de mercado (IUCN 2010; Bovarnick, Alpizar, et al. 2010; del Alamo & Rábade 2010).

Uno de los mecanismos mediante el cual el sector público puede promover la transición desde una economía clásica hacia una que aplique el manejo sustentable de los ecosistemas, es el establecimiento de regulaciones que fijen estándares para las prácticas productivas y apunten a la **internalización** de los **costos** e impactos que tradicionalmente han sido externalizados, como son aquellos derivados de los **impactos sobre la biodiversidad** y los servicios ecosistémicos. Tales medidas son de especial importancia para una región como América Latina, que concentra la mayor diversidad biológica del planeta y cuya economía se basa principalmente en industrias de aprovechamiento primario de recursos naturales (Bovarnick, Alpizar, et al. 2010).

Un primer **gran avance** se produjo en Chile en este sentido con la promulgación de la **Ley 19.300** sobre Bases del Medio Ambiente (1994), la cual obligó a una serie de proyectos de desarrollo a ingresar al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), y abordar sus impactos sobre diversos elementos del medio ambiente.

Sin embargo, a pesar de existir especificaciones en la Ley y el reglamento, se han detectado **falencias** en lo que se refiere a las **medidas de compensación** de impactos sobre biodiversidad derivadas de proyectos que pasan por el Servicio de Impacto Ambiental (SEIA). Se ha constatado por ejemplo que la identificación de impactos sobre la biodiversidad se suele restringir a su dimensión composicional (i.e. especies); las medidas propuestas se concentran en unas pocas actividades (e.g. reforestación en caso de la flora; rescate y relocalización en el caso de la fauna); y en general no existe clara relación entre los impactos generados con los resultados esperados de las medidas adoptadas, confundiéndose o utilizándose indistintamente los conceptos de mitigación y compensación. También se han observado deficiencias en la **verificación del éxito** de las medidas, ya que si bien los Planes de Seguimiento de los EIA definen metodologías de monitoreo, en la mayoría de los casos no establecen qué resultado esperado será entendido como exitoso (Püschel & Guijón 2012). En algunos casos, por ejemplo en ecosistemas marinos, las compensaciones efectuadas no se corresponden con los impactos sobre la biodiversidad, sino que se abocan a responder a problemáticas sociales o económicas de las comunidades locales (Gelcich et al. 2009).

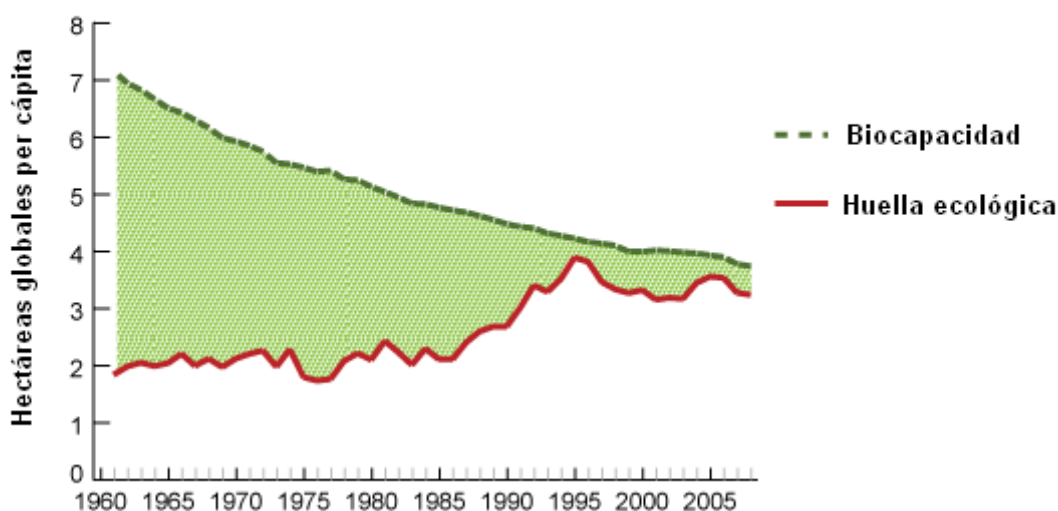
La parcialidad de las medidas de mitigación y compensación de biodiversidad no es algo exclusivo de nuestro país. Ello por cuanto las medidas de mitigación y compensación no han tenido como objetivo explícito el que los proyectos respondan íntegramente por sus impactos, sino más bien que se haga efectiva una reparación parcial o general de la pérdida de biodiversidad. Así, las compensaciones se han restringido a algunos elementos particularmente sensibles (por ejemplo desde el punto de vista social) como especies carismáticas y/o amenazadas, o se han limitado a contribuciones económicas a la conservación del patrimonio natural del país en cuestión, sin que tengan una relación directa con el valor (i.e. económico e intrínseco) de la biodiversidad afectada ni su restitución efectiva (BBOP 2009e; Kate et al. 2004).

Es entendible que esta forma de compensación fuese instaurada en el mundo en un contexto socio-económico en que la pérdida de parte importante de la biodiversidad en los sitios de proyectos era considerada aceptable, pues la mayoría de los bienes producidos por la naturaleza eran considerados de uso no restringido e inagotables (Del Alamo & Rábade 2010). Sin embargo,

la pérdida de biodiversidad, así como el nivel de transformación de los sistemas ecológicos por la actividad humana muestran niveles sin precedentes, pudiendo estar cercanos a provocar un cambio de estado en las condiciones del planeta (Barnosky et al. 2012). Este patrón global se constata asimismo en nuestro país, por cuanto la capacidad de nuestro territorio de producir bienes y servicios de utilidad decrece paulatinamente, mientras que la huella ecológica de consumo de nuestros habitantes está cercana a superar la biocapacidad del país (véase figura 1).

Figura 1. Se muestra la huella ecológica del país (número de hectáreas requeridas para satisfacer las demandas de consumo), y como ésta está cercana a superar la biocapacidad (capacidad de producir bienes y servicios de utilidad para el ser humano).

Chile



Fuente: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/trends/chile/>

Estas evidencias son una fuerte señal de que se requieren medidas más concretas y específicas para detener la pérdida del capital natural y revertir estas tendencias (SCBD 2010).

A nivel internacional una de las **herramientas** que se ha desarrollado y popularizado para mejorar la calidad de la gestión de la **conservación** de la biodiversidad especialmente en el **sector productivo**, es la “**compensación óptima**” de biodiversidad (*biodiversity offsetting*). Ella se define como “**la ejecución de acciones medibles de conservación que compensen los impactos residuales de los proyectos, con el objetivo de obtener una pérdida neta cero o incluso una ganancia neta de biodiversidad**” (BBOP 2012a). La compensación óptima no se limita a la acción de identificar y compensar adecuadamente los impactos de proyectos sobre la biodiversidad, sino que entrega un marco para la inserción de criterios de biodiversidad en la planificación y ejecución de los proyectos, permitiendo evitar y minimizar impactos, así como considerar los aspectos sociales inherentes a la valoración de la diversidad biológica (BBOP 2012a; BBOP 2012f)

Compensación óptima y los esquemas de Bancos de Compensación

El establecimiento de compensaciones óptimas¹ es un **proceso gradual** del que existen aún pocos ejemplos en el mundo, no obstante su aplicación ha experimentado un activo crecimiento en los últimos años (Madsen et al. 2011). La **identificación** y adopción de los **principios básicos** para la compensación óptima de biodiversidad en el mundo es creciente y constituye una etapa inicial y necesaria para avanzar hacia el establecimiento de instancias más sofisticadas para su aplicación, como lo son los esquemas de Bancos de Compensación. Por ejemplo, sólo recientemente la Unión Europea ha anunciado la adopción del objetivo pérdida neta cero de biodiversidad para el 2015, dentro de su Estrategia de Biodiversidad para el 2020. Ello ha derivado en la evaluación de la implementación de compensación óptima por países miembro como España (Del Alamo & Rábade 2010). A la vez, la compensación óptima de impactos, pérdida neta cero y la aplicación de la Jerarquía de Mitigación (véase 4.1) han sido recientemente incorporados en los estándares de agencias financieras globales (e.g. Estándar de Desempeño nº 6 Corporación Financiera Internacional; Tercera Actualización los Principios del Ecuador), por lo que comienzan a ser exigidos para los privados que deseen obtener financiamiento por parte de estas entidades. Incluso en el ámbito netamente corporativo se han dado importantes pasos en reconocer la relevancia de aplicar las mejores prácticas en gestión de impactos sobre la biodiversidad. La minera trasnacional Río Tinto ha adoptado el objetivo de ganancia neta positiva de biodiversidad de manera voluntaria para sus operaciones a nivel global (Stuart Anstee 2011) y otras compañías se encuentran elaborando políticas similares. Son estos ejemplos auspiciosos respecto de la incorporación de la conservación de biodiversidad dentro de las actividades productivas a nivel global.

Desde su establecimiento en 1993, la institucionalidad ambiental de nuestro país ha sufrido importantes cambios de manera de adaptarse a los crecientes desafíos en la materia. Entre los cambios más importantes están la creación del **Ministerio de Medio Ambiente (MMA)** y del **Servicio de Evaluación Ambiental**, con la promulgación de la Ley 20.417 en 2010. Como parte de este proceso de modernización, y atendiendo a la necesidad de perfeccionar el sistema de manera de obtener resultados más concretos y eficientes en protección de biodiversidad, el Ministerio del Medio Ambiente se encuentra prospectando y evaluando diferentes alternativas de instrumentos públicos de fomento, emprendimiento e innovación para la gestión de la conservación y el uso productivo sustentable de la biodiversidad (Biodiversa 2011). Una de las herramientas que ha sido propuesta específicamente para avanzar en ese camino son los Bancos de Compensación (Biodiversa 2011), pues Chile presentarían condiciones que favorecerían su implementación (Bovarnick, Knight, et al. 2010b; Bovarnick, Knight, et al. 2010a).

Un Esquema de Bancos de Compensación surge cuando se coordinan la necesidad de compensar impactos sobre la biodiversidad por parte de titulares de proyectos con la disponibilidad de territorios e implementación de proyectos con fines de conservación por parte

¹ Si bien a lo largo de este Informe se hace referencia a las Compensaciones Óptimas por pérdida de biodiversidad como aquellas que responden a los impactos de proyectos, éstas también pueden aplicarse a los efectos derivados de la aplicación de políticas y planes, siendo la Evaluación Ambiental Estratégica el análogo de la Evaluación de Impacto Ambiental para la planificación y prevención de sus impactos, así como el instrumento bajo el cual se pueden integrar los principios para el diseño e implementación de compensaciones óptimas (más información en (BBOP 2009f).

de terceros (e.g. privados, ONGs), generando un mercado (Eftec et al. 2010; PWC 2012). Esto permite evitar las ventajas que hoy día presenta el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), en que la implementación de compensaciones ocurre de manera atomizada y dispersa, no alineándose necesariamente con las prioridades de conservación del país o de la región donde se instalan, siendo ineficientes tanto desde el punto de vista ambiental como económico (Ormazabal 2000). Un esquema de Bancos de Compensación presenta otra serie de ventajas, tanto para los Estados, titulares de proyectos e instituciones dedicadas a la conservación, propietarios de terrenos de alto valor en biodiversidad, así como el público en general, como se resume en el siguiente cuadro (modificado de Bovarnick et al. 2010):

Tabla 1. Beneficios de los esquemas de bancos de compensación según actores relevantes. Modificado de Bovarnick et al. 2010.

Actor relevante	Beneficios	Requisitos para su implementación
Estado	<ul style="list-style-type: none"> • Mejora eficiencia de compensaciones ambientales, al estandarizar las metodologías de medición de impactos y compensaciones. • Existe la posibilidad de direccionar compensaciones hacia prioridades nacionales establecidas • Profesionalización de la ejecución de la conservación, al hacer responsable a institución dedicada profesionalmente a la conservación. • Perfeccionamiento de la incorporación de criterios de biodiversidad a los proyectos productivos • Abre una nueva fuente de financiamiento para la conservación • Amplía el mercado laboral para los profesionales de la conservación 	<ul style="list-style-type: none"> • Requerimientos regulatorios y lineamientos claros sobre compensación óptima • Diseño y estandarización de metodologías de medición • Definición de prioridades explícitas de conservación a diversas escalas • Capacidad institucional para la supervisión y fiscalización • Diseño y establecimiento de sistemas de administración financiera
Titulares de proyectos	<ul style="list-style-type: none"> • Criterios estandarizados y explícitos facilitan la planificación y ejecución de compensaciones • Se sistematiza y eventualmente aumenta la oferta de sitios para compensaciones • Los costos aproximados y viabilidad de las compensaciones se conocen con anticipación, permitiendo su inclusión en los presupuestos. • La ejecución de las compensaciones es derivada a una institución dedicada profesionalmente a la conservación. • Se puede fortalecer la licencia social para operar al establecer compensaciones efectivas y transparentes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sistematización de oferta de bancos • Mecanismos legales para delegar la compensación a terceros • Análisis de costos de gestión de la biodiversidad integrados al diseño proyecto
Propietarios de terrenos privados	<ul style="list-style-type: none"> • Aumenta el valor del terreno • Aumentan las opciones de actividades rentables en ella que conserven el valor ambiental del territorio 	<ul style="list-style-type: none"> • Mecanismos para conocer la demanda • Análisis estratégico identificando prioridades de

	<ul style="list-style-type: none"> • Opción de delegar la administración del terreno a institución dedicada profesionalmente a la conservación. 	<p>conservación a escala apropiada (e.g. regional)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Promoción y incentivos para la participación privada en acciones de conservación •
Instituciones o particulares dedicados a la conservación	<ul style="list-style-type: none"> • Aumentan las alternativas de financiamiento para la conservación • Se obtiene certeza jurídica sobre la permanencia en el tiempo del proyecto de conservación • El proyecto de conservación puede coordinarse con las prioridades nacionales e insertarse en la planificación oficial para la conservación de la biodiversidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollo de lineamientos para el desarrollo de bancos • Desarrollo y certificación de capacidades de gestión en conservación y finanzas
Público	<ul style="list-style-type: none"> • Mejora en la calidad de las compensaciones (profesionalización y direccionamiento) • Menor relación costo/beneficio de la conservación • Internalización de impactos sobre biodiversidad por los proyectos 	<ul style="list-style-type: none"> • Mecanismos de transparencia y participación que otorguen credibilidad al sistema

Para avanzar hacia el establecimiento de un esquema de bancos de compensación en nuestro país son necesarias una serie de condiciones, las cuales son clave para que un esquema de bancos de compensación funcione efectivamente como una herramienta para la conservación de la biodiversidad y cuenten con legitimidad política y social. En primer lugar, se requieren lineamientos para estandarizar y mejorar el estándar de las compensaciones de biodiversidad realizadas en el marco del SEIA de manera de que éstas cumplan con las especificaciones de la regulación vigente, y a la vez con los principios y componentes mínimos requeridos para una compensación óptima (fig. 2). Esto incluye, pero no se limita al desarrollo y puesta a prueba métricas para valorizar y cuantificar tanto impactos como ganancias en biodiversidad -la cual es un área de investigación activa a nivel internacional y cuya experiencia debe ser aprovechada-, así como la mejora de los inventarios sobre biodiversidad y el establecimiento de objetivos explícitos en conservación, tanto a nivel de ecosistemas como de especies. Dichas condiciones deben ser construidas de manera gradual, inclusiva, abierta, de manera de permitir el entendimiento mínimo necesario de los diferentes actores que participarán de su ejecución.

Estos elementos permitirán avanzar en el diseño de un futuro esquema de Bancos de Compensación de Biodiversidad que pueda idealmente establecerse en función del SEIA. Sin embargo, en tránsito hacia ese objetivo, la compensación óptima puede comenzar a implementarse de manera voluntaria e independiente. Para ello será importante impulsar alianzas con sectores específicos e implementar **experiencias piloto**, que puedan servir de plataformas de aprendizaje (Gelcich et al. 2011), durante las cuales se puedan diseñar, implementar, evaluar, puestas a prueba todos los factores relevantes para la compensación óptima de biodiversidad. Esto permitirá avanzar en la adaptación de esta herramienta para la conservación de la biodiversidad a la realidad nacional, dándole a la vez de la necesaria credibilidad política, ambiental y social.

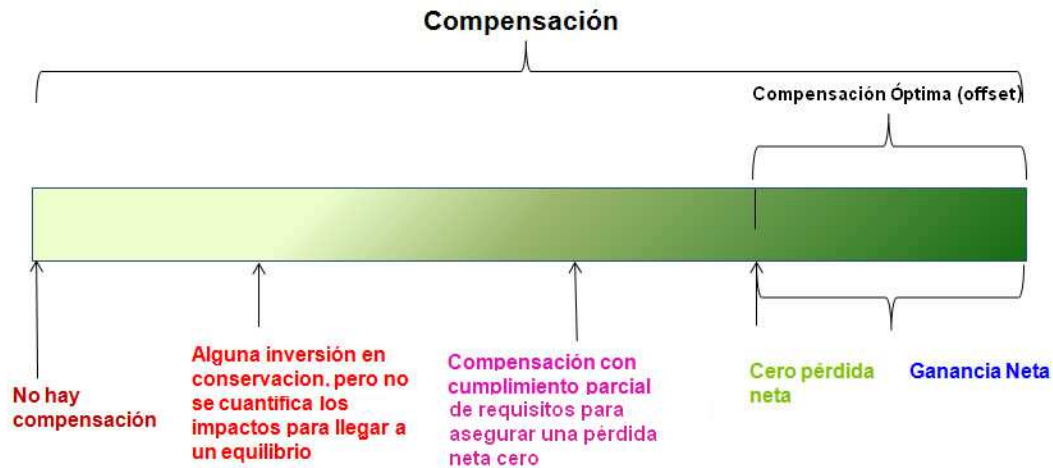


Figura 2. Esquematización de la diferencia gradual entre compensaciones tradicionales y una compensación óptima (offset). Modificado de (BBOP 2012f).

En este contexto, el presente trabajo responde a un llamado del Ministerio del Medio Ambiente, licitado en el Programa Concursable “Investigación, generación y/o sistematización de Información para la Conservación de la Biodiversidad”, bajo la línea temática “Levantamiento y Sistematización de Información para Bancos de Compensación”.

2. Objetivo General

Elaborar una propuesta metodológica para la valoración de biodiversidad y compensación óptima (*offseting*) de biodiversidad, para ser aplicada en el contexto del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, con miras a la factibilidad del establecimiento de un Sistema de Bancos de Compensación en Biodiversidad en Chile.

Objetivos específicos:

- Identificación y definición de variables críticas para la valoración de la biodiversidad
- Identificar y analizar crítica y comparativamente las metodologías existentes para la valoración de impactos sobre la biodiversidad y de medidas de compensación.
- Diseño de metodología para la determinación de equivalencias entre impactos y medidas de compensación.
- Proponer factores de ponderación para la determinación de unidades de equivalencia.
- Definir criterios a considerar en la aplicación de la valoración de biodiversidad nacional.
- Identificar, en términos generales, los pasos necesarios para implementar bancos de compensación de biodiversidad en Chile

3. Metodología

Este trabajo se basó en la **revisión y análisis crítico** de bibliografía clave sobre compensación óptima de biodiversidad, bancos de compensación y métricas y metodologías para la valoración de la biodiversidad de producción propia, publicados en el mundo científico, técnico, así como de fuentes primarias (empresas, gobiernos) que han avanzado en su desarrollo. Analizamos los programas de compensación óptima actualmente vigentes alrededor del mundo, ya sean programas estatales (e.g. el Native Vegetation Management Framework de Victoria, Australia (Parkes et al. 2003) o corporativos (e.g. minera Río Tinto (Stuart Anstee 2011)).

Construimos este análisis en la experiencia que tenemos como equipo, la cual incluye experiencia primaria en la discusión, diseño e implementación de compensaciones óptimas a través del Programa Business and Biodiversity Offsets Program (BBOP); en la incipiente discusión de la valoración de la biodiversidad marina con fines de compensación y los servicios ecosistémicos asociados. Tenemos experiencia teórica y práctica en África, México, EE.UU., Colombia, Perú, y Chile en la discusión, diseño e implementación de compensaciones en biodiversidad, ya sea abordando el tema para gobiernos o compañías.

En particular el **BBOP**, una alianza que incluye más de 80 empresas, gobiernos, instituciones financieras y expertos en conservación que ha trabajado durante 9 años para identificar y elaborar lineamientos sobre aspectos mínimos y comunes para el diseño e implementación de compensaciones óptimas en biodiversidad. Los lineamientos y metodología del BBOP son amplios y permiten entregar herramientas a diversos ámbitos políticos, regulatorio/legislativos, ecológicos o geográficos, lo que permite su aplicación general. Mantiene además la flexibilidad necesaria para que cada agencia o compañía pueda avanzar en la implementación específica de compensaciones óptimas. El trabajo del BBOP ha sido elaborado con amplia participación y discusión con todos los sectores interesados -gobiernos, empresas, instituciones financieras, organizaciones y expertos en conservación de biodiversidad- lo que ha permitido integrar una visión balanceada y realista a la definición de objetivos y metodologías para la compensación óptima. En coherencia con lo anterior, las propuestas del BBOP son coherentes con otros estándares internacionales, que dicen relación específica con el financiamiento de proyectos de inversión (e.g. Corporación Financiera Internacional (CFI), los 79 bancos y instituciones financieras adheridas a los Principios del Ecuador). La visión y experiencia del BBOP por último, integra valores **socioeconómicos y culturales** los cuales usualmente son omitidos en el análisis de la compensación óptima (e.g. Bull et al. 2013), pero sin embargo son clave para el éxito y viabilidad del establecimiento de compensaciones óptimas (Kate et al. 2004) entregando una perspectiva contextual comprehensiva al problema de la conservación de la biodiversidad.

Con el fin de analizar los procesos de instalación y desarrollo de esquemas de bancos de compensación, se analizó la experiencia más actualizada del tema a través de reuniones con expertos internacionales (e.g. Dra. Amrei Von Hase, Coordinadora científica del BBOP), recogiendo la experiencia de de casos actualmente en curso (e.g. Nueva Zelandia, Colombia, Perú, Belize).

Con el fin de evaluar los elementos de tipo regulatorio que permitirían iniciar la implementación de COB en Chile, se evaluó críticamente el nuevo reglamento del SEIA, identificando los artículos

y conceptos específicos que dan sustento y son coherentes con esta aproximación y aquellos elementos ausentes.

Se identificaron las variables críticas a ser consideradas dentro de un contexto de compensación óptima de biodiversidad, en base a la recomendación internacional y los esquemas/metodologías actualmente en uso. El eje central de estas variables críticas lo constituye la evaluación de calidad o condición de la biodiversidad afectada, la cual forma parte de la Unidad de Cambio con la cual se cuantifican y equiparan las pérdidas y ganancias de biodiversidad. Basándose en los principios y teorías de ecología y de la biología de la conservación, en conjunto con el análisis comparativo de los métodos específicos existentes en el mundo, y con el objetivo de guiar la selección de variables críticas para caracterizar impactos y compensaciones en nuestro país, se propone una serie de atributos ecológicos generales, y particulares, relacionados con los tres macroecosistemas relevantes para Chile: terrestres, dulceacuícolas y marinos, así como para especies. A la vez, se identifican las principales limitantes a nivel país que impiden hoy la aplicación y definición de las variables críticas identificadas.

En base a todo lo anterior, se propone una metodología para la incorporación del diseño de COB a las etapas de la evaluación de proyectos (Anexo 7). Esta se basa en la incorporación explícita de principios de compensación óptima de biodiversidad críticos para la evaluación de proyectos y aquellas variables clave que actualmente encuentran sustento en el actual SEIA, a la vez que es cautelosa en sugerir procedimientos para los cuales no existe aún una base clara, ya sea científica o regulatoria (e.g. multiplicadores).

Finalmente, se detallan los siguientes pasos necesarios para generar las las condiciones necesarias para establecer un esquema de Bancos de Compensación de Biodiversidad en el país, identificando pasos necesarios que deberían ser abordados por el Ministerio de Medio Ambiente en el proceso de su creación. Esto incluye la identificación de sectores específicos que podrían ser foco de experiencias pilotos y alianzas para cimentar este proceso, ya sea como demandantes o como proveedores de COB. Se incluye también un perfil de un proyecto piloto, que pueda ser diseñado e implementado a la brevedad.

4. Diseño de una metodología para la compensación óptima y determinación de equivalencias entre impactos y medidas de compensación de biodiversidad.

4.1 Estándares en compensación óptima de biodiversidad y marco regulatorio nacional

El diseño de una compensación óptima en biodiversidad (COB) se inicia con el nacimiento de un proyecto de desarrollo. A diferencia de las compensaciones tradicionales, la COB requiere la aplicación explícita de una mirada preventiva y participativa sobre los efectos que el proyecto tendrá sobre valores intrínsecos, de uso y culturales de la biodiversidad. Esto se logra incorporando la variable de biodiversidad tempranamente en el contexto amplio de

planificación de un proyecto, que considere entre otras cosas, la adecuada prevención de impactos, coherencia con prioridades nacionales o regionales de conservación.

La compensación óptima de biodiversidad (**COB**) se puede definir como el logro de “resultados **medibles** de conservación de biodiversidad que surgen de acciones diseñadas para compensar los impactos adversos **residuales significativos** sobre la biodiversidad resultantes del desarrollo de un proyecto, luego de haber tomado medidas apropiadas de **prevención y mitigación**. La meta de las compensaciones en biodiversidad es la **pérdida neta cero** o, preferentemente, la ganancia neta de biodiversidad” (BBOP 2009e).

Principios para la compensación óptima de biodiversidad

En el proceso multi-institucional de BBOP se han definido 10 principios básicos sobre los que se sustenta el diseño e implementación de una COB (BBOP 2012b), los que incluyen:

1. **Adherencia a la jerarquía de la mitigación.** La COB es el último recurso para responder a impactos residuales, luego de que se hayan agotado las medidas de prevención, minimización y restauración de impactos sobre la biodiversidad derivados del proyecto en el sitio.
2. **Límites para lo que puede ser compensado.** Existen impactos que no pueden ser compensados, debido a la vulnerabilidad o irremplazabilidad de los elementos de biodiversidad afectados.
3. **Contexto del paisaje².** El diseño e implementación de la COB debe tomar en cuenta el contexto de paisaje tanto desde el punto de vista ecológico, como desde el punto de vista de la planificación territorial de la conservación y el desarrollo.
4. **Pérdida neta cero.** El objetivo de la COB es alcanzar resultados medibles *in-situ*, que de manera razonable pueda esperarse que darán lugar a una pérdida neta cero de biodiversidad y, preferiblemente, a una ganancia neta.
5. **Adicionalidad.** Los resultados derivados de la acción de COB deben ser adicionales a lo que habría ocurrido si la compensación no se hubiera llevado a cabo. Se debe evitar desplazar actividades dañinas a otras áreas, lo cual es especialmente relevante por ejemplo cuando se compensa protegiendo un área ya existente que no tenía amenazas evidentes.
6. **Participación de actores.** Tanto en las áreas impactadas como aquellas destinadas a la COB, debe asegurarse la participación de los actores interesados en la toma de decisiones, incluyendo el diseño, implementación y monitoreo.
7. **Equidad.** Las responsabilidades, riesgos y recompensas asociadas a un proyecto de desarrollo y una COB deben ser compartidas de manera justa y equilibrada entre todos los actores interesados, respetando la Ley y la tradición (ley no escrita), con especial atención a los derechos de poblaciones indígenas y comunidades locales.

² El paisaje tiene aquí un significado ecológico, y queda definido como el efecto de la escala espacial sobre los procesos ecológicos. Esta es una disciplina relativamente nueva en ecología y se hace cargo de evaluar problemas de fragmentación, conectividad, entre otros. Difiere esta definición de observada en SEIA, donde paisaje se refiere al atractivo visual -y, por lo tanto, turístico- de un determinado elemento o conjunto de elementos del medio ambiente.

8. **Largo plazo.** El diseño e implementación de la COB debe tener una proyección a largo plazo, con el objetivo de que los resultados duren tanto como los impactos por lo menos y, preferiblemente, a perpetuidad.
9. **Transparencia.** El diseño e implementación de la COB debe ser comunicado al público de una manera transparente y oportuna.
10. **Ciencia y conocimiento tradicional.** El diseño y la implementación de la COB deberá ser informado por la ciencia, pero con consideración apropiada al conocimiento tradicional.

Los principios y el marco regulatorio del SEIA

La Evaluación de Impacto Ambiental (**EIA**) constituye el **instrumento de prevención** de impactos ambientales (incluyendo socio-ambientales) de proyectos. Su amplio uso y aceptación internacional, así como su rol coordinador de las decisiones corporativas, la legislación ambiental vigente y la participación de actores, hacen de la EIA un muy buen candidato como vehículo para la aplicación de los principios requeridos por las compensaciones óptimas. No obstante, la efectividad en la cual el proceso de diseño e implementación de compensaciones óptimas puede ser integrado a la EIA dependerá de la regulación específica de la EIA de cada país.

En esta sección se procede a hacer un análisis comparado entre los principios para la COB y lo contenido en el nuevo reglamento del SEIA, con el fin de identificar el nivel de sustento que éste último provee para la aplicación de COB en nuestro país, así como identificar elementos críticos ausentes en la regulación.

Obligación de compensar impactos sobre la biodiversidad

En nuestra regulación del SEIA, la compensación de impactos ambientales es requerida exclusivamente para aquellos proyectos o actividades que presenten los efectos, características o circunstancias descritos en el artículo 11 de la Ley 19.300. De los efectos allí listados, existen al menos tres que se relacionan directamente con la **biodiversidad**, incluyendo:

- Efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los **recursos naturales renovables**, incluidos el suelo, agua y aire (letra b);
- 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 (letra d);
- Alteración de monumentos, sitios con valor antropológico, arqueológico, histórico y, en general, los pertenecientes al **patrimonio cultural** (letra f) (atingente en lo que se refiere a afectación de Santuarios de la Naturaleza).

Si bien la denominación “recursos naturales renovables” constituye una visión restringida (menos actualizada) de la biodiversidad, el reglamento incluye bajo este efecto la “alteración de las condiciones que hacen posible el desarrollo de las especies y ecosistemas” (art. 6), ampliando el alcance de la definición a componentes de la biodiversidad que no tienen un uso económico o utilitario establecido (e.g. valor de existencia, provisión de servicios de soporte). En relación al

valor ambiental del territorio, el reglamento define éste como la provisión de servicios ecosistémicos relevantes para la población, o cuyos ecosistemas o formaciones naturales presentan características de unicidad, escasez o representatividad (art. 8).

A la vez, existen otros efectos listados en la Ley 19.300 que se relacionan indirectamente con la biodiversidad, en lo que se refiere a valores de uso:

- Reasentamiento de comunidades humanas, o alteración significativa de los sistemas de vida y costumbres de grupos humanos (letra c). En particular, son de relevancia aquellos impactos que impliquen la intervención, uso o restricción al acceso de los recursos naturales utilizados como sustento económico del grupo o para cualquier otro uso tradicional, tales como uso medicinal, espiritual o cultural (Reglamento del SEIA, artículo 7, letra a).
- Alteración significativa, en términos de magnitud o duración, del valor paisajístico o turístico de una zona (letra e).

El primer efecto hace referencia a los servicios ecosistémicos provistos por la biodiversidad, en particular aquellos de aprovisionamiento o con valor cultural. El valor paisajístico aquí referido se remite al aspecto visual de los elementos naturales, por lo que en este caso también se hace referencia a un servicio ecosistémico cultural (artículo 9 del reglamento). En general, los programas de compensación de biodiversidad no tienen un enfoque de cuantificación directa y detallada de pérdida y ganancia de servicios ecosistémicos, sino que se da cuenta de ellos de manera indirecta a través de la **mantención de la biodiversidad** que los provee (BBOP 2012a). Esta es la aproximación que se tomará en este trabajo.

Los proyectos o actividades que presenten alguno de los efectos descritos sobre la biodiversidad deben presentar un Estudio de Impacto Ambiental, el cual, para su calificación favorable, debe hacerse cargo de dichos efectos mediante la propuesta de "medidas de mitigación, restauración o reparación y compensación apropiadas" (artículo 62, Reglamento SEIA).

Éste constituye un elemento positivo e importante en nuestra regulación, dado que el requerimiento regulatorio de compensar los impactos sobre la biodiversidad es uno de los requisitos de factibilidad para la implementación de esquemas de Bancos (Bovarnick, Knight, et al. 2010b), permitiendo que se generen los niveles de demanda de territorios para conservación o "bancos" necesarios para el funcionamiento de un mercado, con los consecuentes beneficios que ello implica para el establecimiento del sistema (ver Tabla 1).

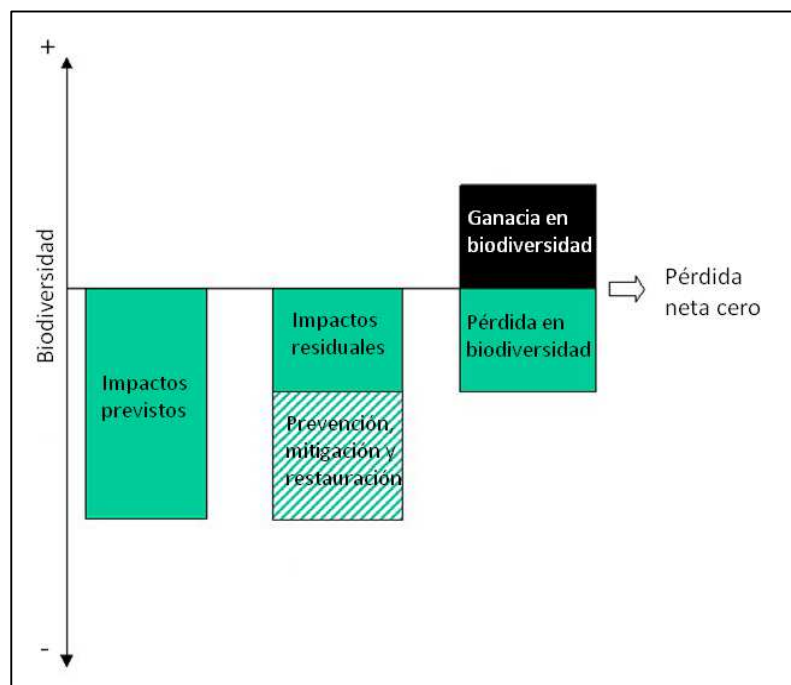
A continuación se presentan los resultados del análisis comparado, profundizando en las implicancias teóricas y prácticas de cada principios para la COB y posteriormente identificando su vinculación directa con la regulación nacional del SEIA (o la ausencia de ella). Con el fin de facilitar el análisis, y sustentado en que algunos principios están conceptual y prácticamente vinculados, algunos de ellos se analizan en conjunto.

Principio 1. Adhesión a la Jerarquía de Mitigación

La **Jerarquía de Mitigación** se refiere a la aplicación secuencial de **medidas específicas y demostrables** que permitan **evitar y reducir los impactos** sobre la biodiversidad. El primer paso en este proceso jerárquico es identificar los valores de biodiversidad que podrían ser afectados por los proyectos y definir medidas para evitarlos completamente, en particular aquellos valores críticos (e.g. especies amenazadas). Para aquellos impactos que no sea posible evitar, se deben aplicar medidas para disminuir su magnitud, ya sea reduciendo su intensidad, extensión y/o duración. En tercer lugar jerárquico se debe proceder a la restauración de la biodiversidad en el sitio del impacto. Las medidas de compensación se aplicarán sólo como último recurso, a aquellos **impactos residuales**, es decir, que no pueden ser prevenidos, mitigados ni restaurados (BBOP 2012d; Quétier & Lavorel 2011)(Figuras 3 y 4).

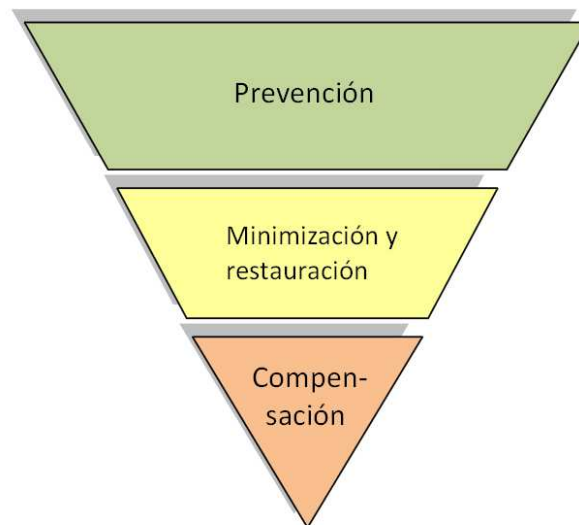
El principal objetivo de la aplicación de la Jerarquía de Mitigación es evitar que la compensación de impactos sirva como excusa para soslayar la prevención y minimización de impactos sobre la biodiversidad en la planificación y diseño de proyectos, utilizando la compensación como una “licencia para destruir”, uno de los aspectos más cuestionados por diversos actores sociales que participan (formal o de otra forma) del proceso de EIA, y que son quienes otorgan finalmente una “licencia para operar” a las compañías³.

Figura 4. Magnitud relativa deseable en la aplicación de las medidas de mitigación (modificado de Darbi et al. 2009).



—**Figura 3.** Aplicación de la Jerarquía de mitigación para un resultado de pérdida neta cero. (Modificado de Quétier & Lavorel 2011).

territorio”, publicada en 2012 por el reconocido periodista George Monbiot, en el diario británico The Guardian. [Biodiversity offsetting will unleash a new spirit of destruction on the land.](#)

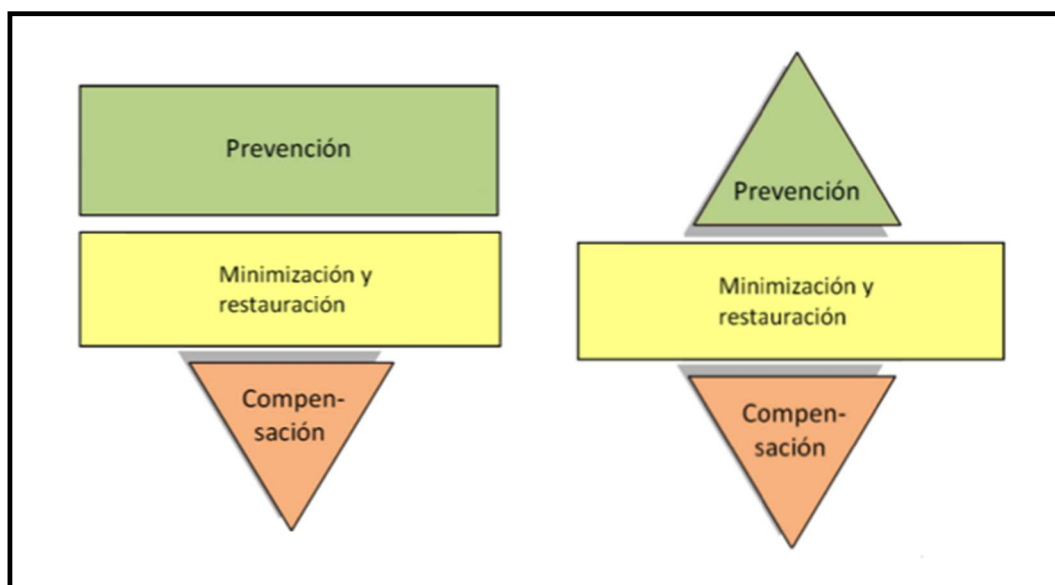


Una implicancia de este principio es la necesidad de de identificar tempranamente y prevenir aquellos impactos que, por sus características intrínsecas o por la falta de métodos comprobados, no pueden ser razonablemente considerados como compensables (John D. Pilgrim et al. 2012)(ver Principio 2: Límites para lo que puede ser compensado).

En el caso de la normativa chilena, el artículo 100 del reglamento del SEIA estipula que las medidas de compensación sólo aplican para aquellos efectos ambientales que no sea posible “mitigar o reparar”. Es decir, se considera la compensación como un último recurso, aplicable sólo para los impactos *residuales*. Sin embargo en la práctica este no es el enfoque que se le da a las medidas de compensación. Usualmente medidas similares se califican como mitigación en algunos proyectos, mientras que en otros son consideradas compensación; o simplemente no se hace referencia a la naturaleza de la medida (Püschel & Guijón 2012). También es usual de hecho que el primer y más importante de los pasos de la Jerarquía, la prevención de impactos, sea usualmente omitido en favor de otras alternativas (Bovarnick, Knight, et al. 2010a)(fig. 5 y 6).

Por su parte el artículo 98 del reglamento define las medidas de mitigación como aquellas que “tienen por finalidad evitar o disminuir los efectos adversos del proyecto o actividad (...)”, mientras que el artículo 99 define las medidas de restauración o reparación como aquellas que “tienen por finalidad reponer uno o más de los componentes o elementos del medio ambiente a una calidad similar a la que tenían con anterioridad al impacto sobre dicho componente o elemento, o, en caso de no ser ello posible, restablecer sus propiedades básicas”. Es así que el reglamento reconoce los componentes de la jerarquía de mitigación, pero falla en establecer

una priorización o jerarquía entre las medidas de prevención, minimización y restauración o reparación.



Figuras 5 y 6. Magnitud relativa de las medidas de mitigación según el reglamento del SEIA (izquierda) y su aplicación en la práctica (derecha).

Principio 2: Límites para lo que puede ser compensado

El estado de conservación de la biodiversidad es un atributo que cambia en el espacio y en el tiempo. Ello determina que la valoración que se haga de los impactos sobre la biodiversidad no sea homogénea al momento de analizar un proyecto, debiendo definirse las condiciones en las cuales los impactos son relevantes para gatillar un proceso de compensación. Estas condiciones se discuten a continuación, ejemplificando los dos extremos posibles: donde exista biodiversidad que no puede ser compensada, y donde exista biodiversidad que no vale la pena compensar.

Límite superior: lo que no es factible de ser compensado

Una forma de reforzar la aplicación de medidas preventivas para evitar pérdidas de biodiversidad en desmedro de la aplicación de medidas compensatorias es mediante la identificación temprana de aquellos impactos que no pueden razonablemente ser considerados como impactos compensables. Sea porque características intrínsecas así lo ameritan, o por la ausencia de métodos comprobados que permitan demostrar que el impacto puede ser compensado satisfactoriamente. La extinción de una especie es el ejemplo más extremo y claro de lo que se consideraría un impacto que no puede ser compensado, pues no es posible traer a la vida un linaje desaparecido. Sin embargo, extinción de una especie es un proceso que comienza mucho antes de que su último ejemplar o población desaparezca. Esto determina que los límites de pérdida deben fijarse en un punto previo a la desaparición final. Este análisis constituye materia común en ecología y se conoce como análisis de **viabilidad** de la especie, y consiste en definir los umbrales bajos los cuales la persistencia en el largo plazo de una especie o población no será posible (Beissinger & McCullough 2002). El tamaño poblacional, variación

genética, estructura metapoblacional, disponibilidad de hábitat crítico, son algunas de las variables importantes a considerar en este análisis. Dada la naturaleza compleja, cambiante, a la vez que singular de la biodiversidad, no es posible definir de manera prescriptiva los límites asociados a estas variables.

En su base científica, la gestión de la conservación de la biodiversidad tiene como propósito último asegurar su **representatividad** (i.e. presencia de una muestra de toda la variedad de la biodiversidad, idealmente en todos sus niveles jerárquicos) y **persistencia** (i.e. mantención de los procesos que permiten la subsistencia de los elementos de la biodiversidad en el largo plazo)(C R Margules & Pressey 2000). Por lo tanto, la imposibilidad de compensar un impacto estará directamente relacionada con los conceptos inversos: la **irremplazabilidad** del componente afectado de la biodiversidad, y su **vulnerabilidad**(BBOP 2012e).

La **irremplazabilidad** se entiende como la importancia de un determinado elemento de la biodiversidad para cumplir con objetivos específicos de representatividad, y suele expresarse en términos de distribución espacial (Pressey et al. 1994; BBOP 2012e). La **vulnerabilidad** por su parte se entiende como la probabilidad o inminencia de pérdida de biodiversidad dadas sus amenazas actuales o previstas, siendo el método más reconocido y utilizado para determinar vulnerabilidad la clasificación de especies (y más recientemente de ecosistemas) en estados de conservación o amenaza (BBOP 2012e).

El reglamento del SEIA hace referencia a impactos sobre los recursos naturales renovables, y especifica que su evaluación deberá poner especial énfasis en aquellos recursos escasos, únicos o representativos (art. 6). De manera equivalente, al referirse a los impactos sobre áreas protegidas y territorios con valor ambiental, el reglamento indica que se entenderá que un territorio cuenta con valor ambiental cuando (...) sus ecosistemas o formaciones naturales presentan características de unidad, escasez o representatividad (art. 8).

En cuanto a la vulnerabilidad, el reglamento del SEIA explicita que para la evaluación de impactos sobre los recursos naturales se deberá considerar “la diversidad biológica, así como la presencia y abundancia de especies silvestres en estado de conservación o la existencia de un plan de recuperación, conservación y gestión de dichas especies (...)” (art. 6, letra b). Si bien nuestro país no cuenta con una clasificación equivalente en estados de conservación para los ecosistemas ni se hace referencia a ella en el reglamento del SEIA, ella está en proceso de desarrollo. Queda no obstante, por determinar el grado de vulnerabilidad (i.e. que categoría de conservación) será utilizada como límite para definir la compensabilidad. En terminos generales se sugiere que aquellos impactos sobre especies o ecosistemas en categorías de Amenazados o Críticamente Amenazados, sean consideradas con una muy baja probabilidad de alcanzar una compensación óptima (BBOP 2012e).

Dada la complejidad y naturaleza local y cambiante de la biodiversidad, y que los límites de lo que puede ser compensado se relacionan con la valoración social de ésta, no existe en el mundo análisis acabados de este tipo que permitan indicar en forma prescriptiva los límites de compensabilidad a tomadores de decisiones. Por ello el análisis en cuestión, tal como muchos de los necesarios para el diseño acabo de la COB, deberá ser realizado de manera ad-hoc, pero

dentro de un marco de referencia, con participación de especialistas, los cuales podrán hacer uso de la mejor información disponible en ese momento.

La importancia o prioridad del elemento de la biodiversidad afectado está inversamente relacionada con la posibilidad de que un impacto sobre él sea compensado (John D. Pilgrim et al. 2012; BBOP 2012e). Una **evaluación conjunta** de la **vulnerabilidad** y la **irreemplazabilidad** de la biodiversidad en cuestión, pueden ayudar a definir categorías de importancia o prioridad que informen la decisión de si impactos sobre estos elementos son factibles de ser compensados (fig. 7).

		Vulnerabilidad				
		Críticamente Amenazada	Amenazada	Vulnerable	Casi Amenazada/ De Preocupación Menor	Deficiente de Datos/ No evaluada
Irreemplazabilidad	≥95%	Extremadamente Alta	Extremadamente Alta	Muy Alta	Alta	Asignar categoría de amenaza o aplicar principio precautorio
	≥10%	Extremadamente Alta	Muy Alta	Alta	Media	
	≥1%	Muy Alta	Alta	Media	Baja	
	≥0,1%	Alta	Media	Baja	Baja	
	<0,1%	Media	Baja	Baja	Baja	

Figura 7. Sistema para clasificar el nivel de importancia del componente impactado de la biodiversidad para la conservación, según métricas de vulnerabilidad (categoría de amenaza) e irreemplazabilidad (porcentaje que representa el área afectada de la distribución total). Modificado de (John D. Pilgrim et al. 2012).

La importancia o prioridad de la biodiversidad afectada es sólo uno de los factores -aunque el más determinante- de la compensabilidad de un impacto. A este deben agregarse, al menos, consideraciones sobre la magnitud del impacto (severidad, extensión y duración; típicamente considerado dentro de las evaluaciones de impacto ambiental) y la viabilidad teórica y práctica de la compensación. La consideración de estos cuatro factores ha sido estructurada en un marco de evaluación de la compensabilidad de impactos recientemente publicado (John D. Pilgrim et al. 2012). Sería recomendable incluir análisis de este tipo en ejercicios piloto de compensaciones, que puedan servir como plataformas de aprendizaje y desarrollo de capacidades a nivel nacional.

En Chile, la **regulación ambiental sectorial** juega un rol importante en la determinación de los impactos que son compensables, pues en algunos casos ya ha definido límites para ciertos impactos. Un ejemplo de esto es la prohibición de corta de monumentos nacionales como la Araucaria o el Alerce⁴. Sin embargo, en diversos casos el amparo legal para la protección de ciertos valores ampliamente reconocidos es precario, en particular en relación a otros cuerpos legales de mayor jerarquía, como el Código Minero o el Código de Aguas. Por ejemplo, las aguas continentales no cuentan con una figura de protección, mientras que las áreas protegidas terrestres y algunas categorías de protección de áreas marinas no se sustentan por regulaciones

⁴ Establecido en los Decretos Supremos del Ministerio de Agricultura n° 490 de 1976 para el Alerce y el n°43 de 1990 para la Araucaria.

nacionales sino que se apoyan en convenciones internacionales⁵ (Paeile et al. 2012). Esta realidad dificulta la correcta aplicación de este principio y el logro de una pérdida Neta Cero a nivel país. Sería prioritario contar con un **marco normativo único**, centralizado en el Ministerio de Medio Ambiente, que defina los límites más estrictos de compensaciones, así como su justificación para la gestión de la conservación y el desarrollo del país.

Los **valores de uso o culturales**, considerados el reglamento SEIA (artículo 7, letra a) también pueden tener límites para lo que puede ser compensado. En general, áreas naturales que cumplen un rol crítico en estos ámbitos para las comunidades difícilmente pueden ser compensadas (e.g. sitios sagrados). Una herramienta práctica para la identificación de estos sitios es la definición de las **Áreas de Alto Valor de Conservación (AVC)**, que identifican zonas fundamentales para suplir necesidades básicas de comunidades locales (categoría 5 de las AVC) y áreas críticas para la identidad cultural tradicional de las comunidades (categoría 6 de las AVC)(IFC 2012b; BBOP 2012e). En un sentido más amplio, este tipo de análisis podría ser un insumo importante para la planificación y establecimiento de sistemas de COB en Chile. Un ejemplo interesante surge por ejemplo al analizar el problema de la conservación en la costa de Patagonia, contenedora del mayor valor de biodiversidad costera de Chile, la cual se encuentra enfrentada al desarrollo de la industria del salmón y carece de un sistema de áreas de protección. Evaluaciones ya realizadas por el Estado (Hucke-Gaete 2010) y privados (Vila et al. 2011), ofrecen insumos interesantes para explorar la relación entre áreas de protección en la costa y la posibilidad de considerar compensaciones óptimas por los impactos de esta industria (véase sección 5.3).

En último término, la definición del límite de lo que puede ser compensado es la constatación de aquello que **la sociedad** considera como pérdidas de biodiversidad no aceptables, combinado con las recomendaciones de cómo evitar tales pérdidas, basadas en el mejor conocimiento científico. En virtud del primer aspecto sería deseable el establecimiento de límites en función de objetivos de conservación presentes en políticas, planes y estrategias de biodiversidad de cada país o región (John D. Pilgrim et al. 2012). En Chile, la **Estrategia Nacional de Biodiversidad** es escasa en objetivos cuantitativos explícitos existiendo sólo dos objetivos específicos que pueden usarse como referencia para la determinación de impactos no compensables. En relación a los ecosistemas, ella señala el objetivo de protección del 10% de los ecosistemas relevantes del país (objetivo de representatividad), así como la protección oficial del 100% de los sitios prioritarios seleccionados en las Estrategias Regionales de Biodiversidad⁶. La Estrategia Nacional de Biodiversidad se encuentra en proceso de actualización, por lo que la inclusión de nuevos objetivos explícitos cuantitativos podría dar mayor guía para el desarrollo y establecimiento de compensaciones óptimas de biodiversidad en nuestro país.

⁵ Convención de Washington para la Protección de Flora y Fauna y las Bellezas Escénicas de América de 1940 (ratificada en 1967, y el Protocolo para la Conservación y Administración de las Áreas Marinas y Costeras Protegidas del Pacífico Sudeste (ratificado en 1993).

⁶La Estrategia Nacional de Biodiversidad está en proceso de actualización. Los nuevos objetivos de conservación de ecosistemas establecidos por la Convención de Diversidad Biológica, los cuales son mantener bajo protección al menos un 17% de la superficie original de los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas y un 10% de los ecosistemas marinos (SCBD 2012).

Límite inferior: lo que no amerita ser compensado

El Principio 2 también hace referencia a un “límite inferior” para la compensación. Debido a la cantidad de recursos y tiempo requeridos para el diseño e implementación de una compensación óptima, esta debe restringirse a aquellos impactos significativos sobre la biodiversidad. La Ley 19.300 establece **dos filtros** para que un proyecto deba compensar sus impactos sobre la biodiversidad dentro del SEIA. El primero define el tipo de proyectos o actividades que deben ingresar al Sistema (art. 10). Las actividades no listadas allí quedan sujetas sólo a la legislación ambiental sectorial que les compete, la cual en su mayoría no tiene exigencias de compensación ambiental (a excepción de la Ley de Bosque Nativo). El segundo filtro determina el tipo de efectos que tiene el proyecto y determinaría su ingreso al SEIA por la vía del Estudio de Impacto Ambiental (art. 11). Ya que sólo los proyectos tramitados por la vía de la presentación de un Estudio de Impacto Ambiental tienen el requerimiento regulatorio de compensar sus impactos ambientales, los filtros establecidos en los arts. 10 y 11 de la Ley 19.300 actúan en la práctica determinando el límite inferior de lo que debe ser compensado.

No obstante, pueden identificarse falencias en el Sistema actual. Un requisito clave para el establecimiento de esquemas de Bancos de Compensación es que la evaluación de impacto ambiental aplique a todas aquellas actividades que tienen impactos relevantes sobre la biodiversidad sean contempladas para su evaluación dentro del SEIA (Bovarnick, Knight, et al. 2010b). Nuestra regulación actual aún excluye que tienen un alto impacto sobre la biodiversidad, como lo son las actividades silvoagropecuarias (Paeile et al. 2012). A la vez, se ha puesto en evidencia que, incluso para actividades consideradas por la regulación para ingresar a SEIA y produciéndose impactos ambientales evidentes, existen vacíos o resquicios que permiten que los titulares de proyecto evadan el ingreso al Sistema del todo, o que se limiten a la presentación de una Declaración de Impacto Ambiental (Bovarnick, Knight, et al. 2010a).

Una actividad que ejemplifica bien ambas deficiencias es la explotación de turberas o pomponales, la que incluye tanto la extracción de la turba, como del musgo superficial que la produce (*Sphagnum*). Las turberas húmedas de elevado valor ambiental (e.g. reservorios y reguladores de balances hídricos, zonas de endemismo, sumideros de carbono, hábitat de especies áreas de concentración de especies) con una tasa tan baja de regeneración que en la práctica no son factibles de ser restauradas (Joosten & Clarke 2002). La extracción de turba se considera una actividad minera que, bajo el reglamento antiguo del SEIA, debía ingresar al Sistema sólo cuando la cantidad a extraer superaba las 1000 toneladas (art. 3, letra i.3), o cuando implicaba el drenaje de una superficie mayor a 30 hectáreas (art. 3, letra a.2). En el caso de la explotación del musgo *Sphagnum*, la actividad no ingresa al Sistema y no existe ningún tipo de supervisión sobre ella. La parcelación de proyectos, falta de fiscalización y los vacíos en la regulación permitieron una degradación importante de estos ecosistemas en la Isla grande de Chiloé por ejemplo (Valenzuela & Schlatter 2004). El nuevo reglamento ha incorporado mejoras en este sentido, calificando toda extracción de turba como industrial y por lo tanto, exigiendo a toda ella su ingreso al SEIA. No obstante persiste el vacío respecto a la explotación del musgo *Sphagnum*. Ejemplos como este deberían ser identificados y analizados en profundidad e idealmente abordados de manera de permitir un manejo comprehensivo de los impactos industriales y otros sobre la biodiversidad. Será ésta una base sólida sobre la cual construir y fortalecer el establecimiento de compensaciones óptimas de biodiversidad, como una

herramienta para articular efectivamente la protección y el uso sostenible del capital natural chileno.

Principio 3: Contexto del Paisaje

Dos factores son críticos y distintivos de la biodiversidad: su **naturaleza anidada** y su **carácter local** (Noss 1990). El diseño y establecimiento de compensaciones óptimas en biodiversidad se hace cargo de estos factores a través de este principio, explicitando la necesidad de tomar en cuenta el **contexto del paisaje** en la selección de la localización de la compensación. Tal como se mencionó antes, el concepto de paisaje tiene aquí un significado ecológico, y queda definido como el efecto de la escala espacial sobre los procesos ecológicos. La Ecología del Paisaje una disciplina relativamente nueva en ecología (Forman 1995, Wiens et al. 1993) y se hace cargo de evaluar problemas de fragmentación, conectividad, entre otros. Difiere esta definición de la aproximación que se le da al concepto en la regulación del SEIA, donde se hace referencia al paisaje desde el punto de vista de su atractivo visual -y, por lo tanto, turístico- de un determinado elemento o conjunto de elementos del medio ambiente.

Al mismo tiempo, este principio busca asegurar que las medidas de compensación consideren, sean coherentes con, y contribuyan al cumplimiento de las prioridades de conservación a nivel nacional y regional. Idealmente estas prioridades debieran estar especificadas en políticas y planes gubernamentales. Este principio considera además la viabilidad de las medidas de compensación (amenazas) en el largo plazo en función de otros planes de desarrollo (BBOP 2012c), integrando el arreglo espacial de las diferentes actividades que se desarrollan en un espacio determinado, además de las de conservación. En este aspecto, este principio encuentra sustento en el reglamento del SEIA, el que explicita que el EIA debe considerar políticas, planes y programas de desarrollo regional y comunal del área de influencia del proyecto (art. 13), políticas y planes evaluados estratégicamente que le sean atingentes (art. 15), así como la inclusión en la línea de base del uso del suelo, ordenamiento territorial y descripción de actividades primarias, secundarias y terciarias y otras actividades relevantes (art. 18, letra e.9).

A la vez, la evaluación del impacto sobre especies deberá tener en consideración de un plan de conservación, recuperación y gestión de especies en categorías de conservación (art. 6, letra b), el cual podría indicar los sitios donde se priorizará la acción en torno a las especies afectadas. La planificación sistemática de la conservación (véase Kiesecker, Copeland, Pocerwicz, & McKenney, 2010; Margules & Pressey, 2000) provee una excelente base para la planificación de la COB a nivel regional, y puede ser utilizada para evaluar la irremplazabilidad de la biodiversidad afectada (ver Principio 2: Límites para lo que puede ser compensado)(BBOP 2012c). Constituye ésta una pieza deseable de ser generada a la escala apropiada en el corto plazo, que favorecerá el establecimiento de un esquema de compensaciones en nuestro país.

El contexto del paisaje y la localización de la compensación son abordadas con mayor profundidad en la sección 4.2.

Principio 4: Pérdida Neta Cero

Este principio es el **elemento central** de la compensación óptima en biodiversidad, que tiene como objetivo balancear la pérdida de biodiversidad resultante del desarrollo de proyectos por medio de la aplicación de la jerarquía de mitigación y la compensación de impactos residuales mediante acciones de conservación en terreno. Del objetivo de lograr una pérdida neta cero de biodiversidad derivan directamente otros elementos clave representados en los principios, tales como el límite para lo que puede ser compensado, la necesidad de que las compensaciones sean adicionales y la necesidad de tomar en cuenta el contexto ecológico y de desarrollo de donde se implementará la medida (BBOP 2012d).

Bajo la premisa de la Pérdida Neta Cero es posible situar también gran parte de los **desafíos teóricos y sobre todo prácticos** para la aplicación práctica de la compensación óptima, todos los cuales deben ser desarrollados y puestos a prueba de manera gradual a medida que se vayan desarrollando los sistemas de compensación. Estos desafíos incluyen, entre otros (fi. 8) (Bull et al., 2013):

- Equivalencia ecológica entre biodiversidad impactada y compensada, incluyendo el desarrollo de métricas específicas de valoración de la biodiversidad
- Definición de línea de base
- Explicitación de la duración de la compensación y desfases temporales en su implementación
- Incertezas y riesgos asociados a las medidas de compensación



Figura 8. Elementos clave para lograr una pérdida neta cero de biodiversidad, principio rector de la compensación óptima en biodiversidad (modificado de BBOP, 2012c).

Es clave para nuestro análisis por lo tanto, determinar en si la regulación nacional actual sustenta o no este principio de Pérdida Neta Cero de biodiversidad. La revisión del reglamento del SEIA revela en su artículo 100 que la compensación tiene como finalidad generar un “efecto positivo **alternativo y equivalente** al efecto adverso identificado” (referente a los efectos detallados en

el art. 11 de la Ley). Este requerimiento permite sostener que nuestra regulación apunta a la pérdida neta cero de biodiversidad, al exigir una compensación del *efecto* generado (llamada compensación *in kind*, (BBOP 2012d)) y al mismo tiempo requiere que tal compensación sea equivalente, es decir tenga la misma magnitud que el efecto adverso. El requisito de equivalencia se extiende más allá, ya que el mismo artículo del reglamento detalla que la compensación debe incluir la “sustitución de los recursos naturales o elementos del medio ambiente afectados, por otros de similares características, clase, naturaleza, calidad y función”. Por lo tanto, nuestra regulación también determina que la compensación debe consistir en acciones en terreno y debe ser ecológicamente equivalente (“igual por igual”, (BBOP 2012d), con respecto a los criterios especificados). Las compensaciones por medio de acciones indirectas como educación ambiental o contribuciones económicas no se contemplan en la regulación compensaciones más que como complementarias y voluntarias.

En resumen, la regulación existente hoy día, promueve y sustenta el principio fundamental de la compensación óptima en biodiversidad, que se refiere a la promoción de una pérdida neta nula en el capital natural del país, producto de la implementación de proyectos o actividades de desarrollo. Esta es la base del desarrollo sustentable, y las COB podrían ser un instrumento clave para su consecución, siendo el desafío mejorar el estándar de las compensaciones efectuadas en el marco del SEIA para que den cuenta efectiva de este requerimiento regulatorio.

Otras consideraciones específicas requeridas para asegurar una pérdida neta cero de biodiversidad, con respecto al tipo de biodiversidad afectada incluyendo sus dimensiones espaciales y temporales, son abordadas en la sección 4.2.

Principio 5: Adicionalidad

Tal como está establecido en otros mercados ambientales (e.g. bonos de carbono), para asegurar una pérdida neta cero de biodiversidad, su compensación debe implicar acciones que signifiquen una **ganancia** que, en ausencia de la compensación, no se hubiese concretado.

La adicionalidad está directamente relacionada con el tipo de compensación aceptada (B. a McKenney & Kiesecker 2010), por lo que vale la pena detallar aquí el tipo de acciones que pueden ser consideradas como actividades de compensación:

- **Creación:** esto significa producir un tipo de ecosistema o hábitat que no existía previamente en el sitio. En el caso de la creación de ecosistemas o hábitats su adicionalidad está implícita; puesto que la biodiversidad no habría existido en el escenario sin compensación. Sin embargo, la capacidad humana de crear ecosistemas que reemplacen adecuadamente no sólo la composición de especies o estructura del hábitat, sino también las funciones ecosistémicas, dista aún de ser ideal. Más aún, existen diversos tipos de ecosistemas que no pueden ser creados, dadas las escalas de tiempo que ha toma su formación (milenios). Un ejemplo de estos son las turberas y bofedales, humedales de gran relevancia local y global (NRC 2001). Es por esto que, tras la revisión de décadas de experiencia de medidas de compensación, la recomendación para el esquema de Mitigación compensatoria (por ejemplo de Humedales de EE.UU.)

es que la restauración de ecosistemas existentes sea preferida a la creación, dado que su probabilidad de éxito y durabilidad son mayores (NRC 2001).

- **Mejoramiento o enriquecimiento:** consiste en la maximización de una función o atributo determinado del ecosistema. En general, estas medidas apuntan a un sólo atributo de interés del ecosistema, por ejemplo capacidad de retención de agua, captación de carbono o presencia de una especie amenazada. Por ello, debe tomarse en cuenta que la maximización de un determinado atributo tendrá consecuencias sobre otros atributos del ecosistema, en algunos casos afectándolos negativamente. La adicionalidad en la ganancia de estas medidas también es inherente a la actividad.
- **Restauración:** es el manejo de un ecosistema con el fin de devolverlo a algún estado previo, por ejemplo el estado observado antes de una perturbación o algún estado histórico que pueda servir de referencia. En términos más simples puede referirse a recuperar la composición, estructura y, sobre todo la funcionalidad características del tipo de ecosistema en cuestión. Tal como en el caso de la creación de ecosistemas, la adicionalidad es parte inherente de este tipo de acciones. No obstante, las medidas de compensación basadas en la creación o restauración han sido criticadas por imponer expectativas poco realistas respecto de una disciplina joven como lo es la ecología de la restauración. Estas expectativas erradas incluyen suponer que se cuenta con las técnicas y el conocimiento para replicar cualquier tipo de ecosistema natural; que existe único estado maduro o “ideal” en los sistemas naturales; o que la restauración de de las características deseadas siempre puede lograrse en tiempos razonables (i.e. escala humana) (Hilderbrand et al. 2005; Maron et al. 2012). Por lo tanto, es importante dirigir la aplicación de medidas de restauración hacia aquellos ecosistemas/especies que cuenten con el conocimiento científico y métodos comprobados para ello, a la vez que puede activamente impulsarse su investigación y desarrollo en áreas prioritarias.
- **Conservación/Preservación:** consiste en detener o prevenir amenazas existentes o previstas para la biodiversidad de un área. En el caso de la conservación, no se excluyen necesariamente todas las actividades humanas en el área, pudiéndose permitir por ejemplo, la extracción sustentable de algunos recursos. En el caso de la preservación, la mayoría de las actividades humanas que impliquen intervención del área son excluidas. Se ha planteado que para América Latina, el mayor potencial de medidas de compensación que puede formar la base de un esquema de bancos está en la conservación y preservación de ecosistemas existentes (Bovarnick, Knight, et al. 2010b). Sin embargo, el principal desafío en este tipo de medidas es dar cuenta de su adicionalidad, ya que consiste en proteger biodiversidad que ya estaba presente, por lo que no puede asumirse como medida de compensación a menos que se demuestre que su protección está previniendo amenazas reales de pérdida (Quétier & Lavorel 2011; BBOP 2012c).

En nuestro país abundan los valores de biodiversidad que no cuentan con protección (e.g. sitios prioritarios de conservación) y sobre los cuales existen amenazas reales de desaparición como consecuencia de desarrollo de actividades como minería, generación de energía, desarrollo

inmobiliario, entre otros. Esto ofrece oportunidades sectoriales de abordar, de manera coordinada, la planificación y desarrollo de compensaciones en biodiversidad que cuenten con la debida adicionalidad. Por ejemplo, acciones de conservación/preservación de sitios que incluyan la adquisición de los derechos mineros asociados podría efectivamente dar cuenta de la prevención de amenazas reales. El primer paso para avanzar en éste ámbito es comenzar a solicitar que se demuestre la adicionalidad de tales acciones, lo que actualmente no se practica en los procesos de Evaluación de Impacto Ambiental.

La forma que se utiliza para demostrar la adicionalidad de las compensaciones se basa en el desarrollo de una **línea de base dinámica** del área a preservar, proyectando su destino en ausencia de la compensación en función de las tendencias prevalecientes (Bull et al. 2013; Quétier & Lavorel 2011). Esto es un proceso complejo, ya que se basa en proyecciones teóricas que se verán influenciadas por la disponibilidad y calidad de información sobre tendencias recientes de la biodiversidad en la zona. De manera complementaria, así como se recomienda calcular las ganancias de biodiversidad en base a una línea de base dinámica, lo mismo correspondería realizar para las pérdidas de biodiversidad en el área del proyecto (Bull et al. 2013). Usualmente, la evaluación de impacto ambiental asume que el titular del proyecto es responsable de la pérdida de biodiversidad tal como ésta se encontraba en el momento en que comienzan a solicitar los permisos ambientales.

Principios 6, 7 y 9: Participación de actores, Equidad y Transparencia

Si bien es un elemento comúnmente ignorado en los análisis de compensación óptima (e.g. Bull et al., 2013; Quétier & Lavorel, 2011), asegurar la **participación adecuada de los actores** directamente afectados por los impactos y las medidas de compensación es quizás el factor más importante para el éxito en el establecimiento la compensación óptima, sea en su forma individual o estructurada en esquemas de bancos (Kate et al. 2004). La participación de actores es abordada en el Principio 6, y está íntimamente relacionada con los Principios de Equidad y Transparencia, razón por la cual son analizados en conjunto aquí.

La biodiversidad, como cualquier objeto de estudio, así como su conservación tiene un **componente valórico** en su base, y por lo tanto subjetivo, que les es intrínseco (M. Soule 1985). Por lo tanto, las consideraciones técnicas tratadas en este informe deben tener una base técnica, pero también ser validadas por la sociedad e incluso en algunos casos definidas por ellas. Mientras más directa es la relación de la biodiversidad con un grupo en particular de actores (e.g. comunidad, academia, usuarios), más relevante será su participación en el proceso de validación de la compensación. Un ejemplo que grafica esto es el caso de una especie que puede ser considerado objeto de una compensación específica tanto por su grado de amenaza como por su valor como especie carismática y simbólica para la comunidad. Tal es el caso del kiwi, ave nativa icónica de Nueva Zelanda, la cual fue incluida en el marco de las compensaciones de biodiversidad ejecutadas por la empresa minera Solid Energy de ese país (BBOP 2009a).

El involucramiento activo de los actores en el diseño y la implementación de las COB, y la repartición justa y equitativa de los deberes y beneficios asociados, aumenta su compromiso con la compensación y sus probabilidades de éxito, contribuyendo a la obtención de la **licencia**

social para operar de las compañías (BBOP 2009d). La asistencia y mediación de las autoridades en este proceso es fundamental, y el ideal es contar con una planificación consensuada a nivel regional con un proceso y objetivos claros sobre las compensaciones aceptables (Kate et al. 2004). Es importante destacar que la participación debe considerar no sólo a las comunidades cercanas al lugar de impacto, sino también a aquellas cercanas al sitio de implementación de la compensación (BBOP 2009d).

En el caso chileno, la participación ciudadana en los EIA está contemplada en el Título V del reglamento. La difusión acerca de las características del proyecto, sus impactos y las formas de participación se realiza a través de avisos de prensa (art. 88) y radio (art. 87), así como actividades informativas, siendo éstas últimas responsabilidad tanto del Servicio de Evaluación Ambiental (art. 83) como del titular del proyecto (art. 84). En términos de transparencia, toda persona natural o jurídica tiene derecho a acceder al expediente del proyecto y formular observaciones fundamentadas sobre los aspectos ambientales; art. 90), las cuales deberán ser evaluadas técnicamente y obtener respuesta fundada, así como consideradas en los fundamentos de la Resolución de Calificación Ambiental y notificadas a quienes hayan hecho observaciones (art. 91).

En términos de equidad, el reglamento considera que las actividades informativas a la comunidad deben realizarse “oportunamente, en un lenguaje sencillo, directo y de fácil comprensión para la comunidad”, considerando las características sociales, económicas, culturales y geográficas de la población del área de influencia del proyecto (arts. 83 y 84). En el caso de que el proyecto tenga efectos sobre grupos humanos indígenas, se requiere que el SEIA desarrolle un proceso de participación que “contemple mecanismos apropiados según las características socioculturales propias de cada pueblo” (art. 85). A la vez, en caso de que el proyecto no declare afectar a grupos indígenas, pero se emplace en tierras indígenas, áreas de desarrollo indígena o en la cercanía a grupos humanos indígenas, el SEIA puede desarrollar un proceso de diálogo con estos grupos, para determinar si el Estudio omite información relevante respecto a sus efectos y procede dar término anticipado a la evaluación (art. 86). Finalmente, debe abrirse un nuevo proceso de participación ciudadana cuando se hayan realizado modificaciones sustantivas al proyecto en el proceso de aclaraciones, rectificaciones o ampliaciones (art. 97).

Los espacios regulados de participación ciudadana constituyen un soporte sólido para el desarrollo e implementación de COB en Chile. A medida que se avance en su proceso de creación, sería importante tomar provisiones adicionales para enfrentar falencias importantes, las que han quedado en evidencia en los años de funcionamiento del sistema. Entre ellas se encuentra la falta de asistencia técnica a comunidades, por ejemplo. Estas falencias pueden explicar en parte la creciente conflictividad que se observa entre comunidades locales, o movimientos ciudadanos con diversos proyectos de desarrollo en nuestro país (e.g. los proyectos de alta connotación como Hidroaysén, termoeléctrica Castilla, Mina Invierno), con importantes consecuencias para el sistema en su conjunto (e.g. judicialización o paralización de proyectos, pérdida de credibilidad del SEIA).

Una práctica que suele dar origen a conflictos son los **acuerdos económicos** que se dan entre los titulares de proyectos y las comunidades locales. Una compensación económica puede

justificarse en términos de un efecto adverso del proyecto sobre estas comunidades y su medio ambiente, y existen herramientas económicas disponibles para evaluar los costos y beneficios derivados de la afectación de la biodiversidad para las comunidades. Esta dimensión podría estar incluida en un paquete de medidas de compensación óptimas, -pero no se reduce a este eje (BBOP 2009b). Es importante notar que bajo el escenario regulatorio nacional actual no se requiere una justificación técnica para definir los montos transados. Incluso los acuerdos económicos pueden ser utilizados con el objeto de obtener la aprobación nominal ciudadana antes de concluir el período de participación de la evaluación de impacto ambiental (conocido como negociación incompatible (Sepúlveda & A. Rojas 2010)).

En una perspectiva regulatoria más amplia, se ha señalado que la falta de reconocimiento constitucional de los pueblos originarios y la falta de certeza respecto de la legalidad de los derechos de propiedad de tierras indígenas tendrían que ser primeramente solucionados para poder avanzar en el establecimiento de bancos de compensación en tierras indígenas. Al mismo tiempo, debe considerarse el acceso de las comunidades indígenas (y locales) a los recursos naturales y servicios ecosistémicos de su entorno, para que los bancos de compensación no signifiquen un perjuicio para las comunidades (Bovarnick, Knight, et al. 2010a).

Todas estas consideraciones sociales deben ser abordadas de manera explícita a medida que el país avance hacia el establecimiento de compensaciones óptimas. Dada la flexibilidad que ofrece el sistema de establecer compensaciones individuales, sería conveniente favorecer su desarrollo, aprender de su funcionamiento, para luego construir sistemas más complejos como esquemas de bancos de compensaciones, los cuales operan a escalas geográficas y sociales mayores. Lo importante es asegurar que las comunidades no resultan en una peor situación social o económica como resultado del programa de compensación.

El aspecto de participación transparente y equitativa en el diseño de COB puede ser un ámbito específico a tratar en un proyecto piloto, los cuales puedan servir para identificar y aprender del funcionamiento de estos factores en la viabilidad de los proyectos, construyendo sobre la confianza las bases que podrían sostener un sistema de compensaciones óptimas.

Principio 8: Largo plazo

La obtención de resultados concretos en biodiversidad a partir de medidas de compensación requiere un **compromiso** en el largo plazo. Se ha señalado como preferencia el que las compensaciones duren a perpetuidad (BBOP 2012f). Sin embargo, desde el punto de vista de los titulares de proyecto, este requisito puede ser percibido como excesivo e injustificado cuando los impactos no son permanentes (Kate et al. 2004). No obstante, hay acuerdo en que el piso mínimo sea que las compensaciones se mantengan tanto como duren los impactos del proyecto (Bull et al. 2013; Kate et al. 2004).

Para la mantención en el largo plazo de la compensación, se hace necesario verificar que se dispondrá de la **protección legal** y **recursos financieros** que ello requiera (BBOP 2012f). Por ejemplo, los bancos de conservación de especies en California (EE.UU.) requieren que se

adquieran los derechos de desarrollo del territorio, así como que se establezca un mecanismo de financiamiento de largo plazo (e.g. fondo fiduciario; Kate et al., 2004).

En el caso nacional, las medidas de compensación deben figurar dentro la Resolución de Calificación Ambiental (RCA)(art. 60, letra d.3), la cual es un instrumento jurídico oficial, otorgándoles certeza jurídica y obligatoriedad para su implementación, permanencia en el tiempo y fiscalización, esta última siendo responsabilidad de la Superintendencia del Medio Ambiente (art. 106).

Existe incertidumbre sin embargo, respecto a la duración de las medidas de compensación. Aunque la regulación nacional requiere que la evaluación de impactos, ya sea sobre los recursos naturales como sobre territorios protegidos, tome en cuenta la duración del impacto (art. 6 y 8 del reglamento), no existen especificaciones respecto al tiempo que las compensaciones deben ser mantenidas. Esto conlleva un riesgo al menos desde dos perspectivas: la del titular del proyecto y la del Estado. En el primer caso, es complejo plantear un escenario donde las compañías deban hacerse cargo de mantener las compensaciones de manera indefinida, una vez cerrado su proyecto (y quizá incluso disuelta la compañía). Por el contrario, si la mantención de las compensaciones no será requerida a perpetuidad, parece poco eficiente que el Estado promueva la inversión en restauración o protección de patrimonio ambiental que posteriormente, al extinguirse la responsabilidad del titular del proyecto, no contará con fondos ni responsables para ser mantenido. Se pone en evidencia, por lo tanto, una necesidad de desarrollar activamente una planificación consensuada entre titulares de proyecto y el Estado en torno a las responsabilidades de mantención de la compensación en el largo plazo, tomando en cuenta las responsabilidades del titular, pero también los beneficios que éstas medidas tienen para la sociedad.

En el caso de los bancos de compensación, la responsabilidad del mantenimiento de las compensaciones es traspasada a terceros, lo que ofrece una solución práctica a este problema, y que se ha implementado en diversos casos en el mundo. En Chile sin embargo, la regulación no permite el traspaso de la responsabilidad jurídica de las compensaciones a terceros, lo que constituye un obstáculo práctico a la implementación de esquemas de bancos de compensación. Adicionalmente en Chile, como se mencionó anteriormente, la verdadera certeza de permanencia en el tiempo de una compensación en ecosistemas terrestres requeriría la adquisición de la concesión minera (Gómez 1991), lo que puede tener importantes efectos en los costos de implementación. Constituye éste un factor que debe ser abordado por el Estado en su conjunto, y que tiene en su base el entendimiento de la relación sostenedora de biodiversidad y desarrollo.

Finalmente, la viabilidad en el largo plazo también requiere que el manejo de la compensación permita la **adaptación a un entorno cambiante** y a situaciones no consideradas durante la etapa de diseño, en coherencia con los principios del manejo adaptativo (BBOP 2012f; Bull et al. 2013). En nuestra regulación contempla en el Plan de Medidas de Compensación la incorporación de indicadores de cumplimiento para cada medida (art. 97), a la vez que el Estudio debe incorporar un Plan de Seguimiento de Variables Ambientales (art. 18, letra k). Es importante que se establezcan objetivos e indicadores de éxito claros en torno a este seguimiento, lo que no siempre ocurre en la actualidad (Püschel & Guijón 2012). En lo que respecta a modificaciones a

las medidas propuestas, la RCA puede ser modificada cuando existen variaciones sustantivas en relación a lo proyectado, sin embargo esta se considera una medida excepcional (art. 72), por lo que hacer modificaciones puede dificultarse.

La **fiscalización** de las medidas de compensación, así como de cualquiera de las condiciones bajo las cuales se aprueban los estudios de impacto ambiental, corresponde a la Superintendencia de Medio Ambiente (art. 97), la cual entró en funcionamiento en 2010, aunque su completa puesta en marcha depende de la entrada en funcionamiento de los Tribunales Ambientales, aún pendientes. Sin duda, la fiscalización por parte de la Superintendencia significará una mejora en el estándar, coherencia y seguimiento de las medidas de compensación que hoy se aplican, y servirán de base para fortalecer el seguimiento de compensaciones óptimas en el futuro.

Principio 10: Ciencia y Conocimiento Tradicional

Durante largo tiempo las compensaciones por impactos sobre la biodiversidad han consistido en acciones poco estructuradas y sin una relación clara y directa con los impactos a los que deben responder, ya sea en magnitud o tipo de efecto generado (BBOP 2012c). A diferencia de estas compensaciones, la compensación óptima de biodiversidad (COB) basa su diseño e implementación en justificaciones técnicas claras y el **mejor conocimiento científico disponible** (según se ha detallado en los principios anteriormente mencionados). Salvo casos excepcionales, el conocimiento que se tiene sobre biodiversidad suele ser limitado. Se abre allí la posibilidad de aportar al entendimiento de la biodiversidad y al diseño de una COB, la incorporación del conocimiento tradicional de comunidades locales. Esto es especialmente relevante para identificar posibles alternativas manejo y localización para la compensación. Esta falencia del conocimiento puede finalmente resultar en un beneficio, pues apoyaría a mejorar la participación y el compromiso de las comunidades con la COB (BBOP 2012c).

En el marco regulatorio nacional que entrega EIA, el diseño de las compensaciones supone una base científica mínima, y se indica en requerimientos básicos que deben estar contenidos en el EIA (art. 18). Entre ellos se encuentran la línea de base (letra e), una predicción de los efectos del proyecto basada en modelos, simulaciones, mediciones o cálculos matemáticos (letra f) y un Plan de Medidas de Mitigación, Restauración y/o Reparación y Compensación (letra i). Este último debe contener el tipo de medida a aplicar, su justificación, lugar, forma y oportunidad de implementación, así como un indicador de cumplimiento (art. 97). Como ya se ha mencionado, se requiere mejorar el Sistema en relacionar de manera efectiva las medidas compensatorias con los impactos que las generan, dar cuenta de la equivalencia ecológica (i.e. características, clase, naturaleza, calidad y función) de las medidas adoptadas, y demostrar el éxito de las medidas compensatorias en monitoreos posteriores (Püschel & Guijón 2012). Esto no es una tarea de corto plazo, sin embargo existe la ventaja de poder aprovechar la creciente experiencia generada tanto en países que llevan décadas implementando la COB como aquellos que se encuentran en procesos similares al nuestro (e.g. Perú, Colombia, Nueva Zelanda, Belize).

Tabla 2. Resultados resumidos del análisis que evalúa la relación entre el reglamento del SEIA y los principios o variables críticas requeridas para el establecimiento esquemas de compensación óptima de biodiversidad.

Principio	Artículo	Contenido	Relevancia
Jerarquía de Mitigación	62	Requiere la propuesta de medidas de mitigación, restauración o reparación y compensación para aquellos efectos del artículo 11 que se presenten, para la calificación favorable del Estudio de Impacto Ambiental	Jerarquía de mitigación factor clave para aprobación de Estudio
	100	Indica que las medidas compensación aplican a impactos que no sea posible mitigar o reparar	Compensación aplica sólo a impactos residuales
	98	Define mitigación (prevención o minimización de efectos)	No se establece relación jerárquica entre prevención o minimización
	99	Define restauración o reparación	No se establece relación jerárquica entre mitigación y restauración
Límite inferior de la compensación	3 (art. 10 LBMA*)	Define tipo de industrias o actividades que deben ingresar al SEIA	Primer filtro para requerir compensación de impactos
	4 (art. 11 LBMA*)	Define tipo de impactos que deben presentar un Estudio de Impacto Ambiental	Segundo filtro para requerir compensación de impactos
Límites superior de la compensación	6 , letra b	Requiere considerar en la evaluación del impacto sobre especies en categorías de conservación	Introduce conceptos de vulnerabilidad e irremplazabilidad para la evaluación de impactos
	6	Requiere que la evaluación de significancia de impactos sobre RR.NN. ponga énfasis en recursos propios del país que sean escasos, únicos o representativos	Introduce conceptos de vulnerabilidad e irremplazabilidad para la evaluación de impactos
	8	Requiere la evaluación de significancia de impacto para la afectación de territorios cuyos ecosistemas, formaciones naturales o paisajes presentan características de unicidad, escasez o representatividad (territorios con valor ambiental)	Introduce conceptos de vulnerabilidad e irremplazabilidad para la evaluación de impactos
Contexto del paisaje	13	Requiere tomar en cuenta las políticas, planes y programas de desarrollo regional y comunal del área de influencia del proyecto	Podría aplicarse a sitio de compensación tanto como sitio de impacto

	15	Requiere tomar en cuenta políticas y planes evaluados estratégicamente que le sean atingentes y uso del territorio	Podría aplicarse a sitio de compensación tanto como sitio de impacto
	18, letra e.9	Requiere la inclusión en la línea de base del Estudio el uso del suelo, ordenamiento territorial y descripción de actividades primarias, secundarias y terciarias y otras actividades relevantes existentes o planificadas	Podría aplicarse a sitio de compensación tanto como sitio de impacto
Pérdida Neta Cero	100	Indica que compensación tiene por finalidad producir un efecto positivo alternativo y <i>equivalente</i> a uno adverso identificado	Ya que se debe compensar el efecto, se requeriría la compensación <i>in kind</i> . Al requerir que el efecto alternativo sea equivalente, el objetivo es una pérdida neta cero
	100	Indica que compensación debe incluir sustitución de los elementos del medio ambiente afectados por otros similares en <i>características, clase, naturaleza, calidad y función</i>	Se requiere que la compensación sea ecológicamente equivalente (igual por igual) con respecto a los criterios mencionados
Adicionalidad	-		
Participación, Transparencia, Equidad	7. letra e	Requiere evaluación de significancia de impacto para la afectación de manifestación de tradiciones, cultura o intereses comunitarios de grupos humanos, incluidos indígenas	
	7, letra a	Requiere evaluación de significancia de impacto para la alteración de uso de recursos naturales por grupos humanos	
	83	Indica las responsabilidades del Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental de realizar actividades de información a la comunidad, las cuales deberán realizarse oportunamente en un lenguaje sencillo, directo y de fácil comprensión para la comunidad	
	84	Indica las obligaciones de los titulares de proyecto de informar a la comunidad sobre las características del proyecto o actividad, sus impactos, las medidas propuestas para mitigarlos, restaurarlos o repararlos y compensarlos, en un lenguaje sencillo y directo, considerando las características de la población	
	85	Indica las consideraciones especiales que deberá tener el Servicio para asegurar la participación de grupos humanos indígenas	

	92	Considera la apertura de una nueva etapa de participación ciudadana si durante el procedimiento de evaluación del Estudio de Impacto Ambiental se realizan aclaraciones, rectificaciones o ampliaciones que afecten sustantivamente el proyecto o actividad o sus impactos ambientales	
	83, 90	Indica que toda persona jurídica o natural puede realizar observaciones fundadas al EIA, las cuales deben obtener respuesta fundada y ser consideradas como parte del proceso de calificación ambiental	
	18, letra o	Indica la posibilidad de que el titular del proyecto incluya en el EIA un programa de acciones para la participación informada de la comunidad en el proceso de evaluación ambiental	
Largo plazo	106	Indica que la fiscalización del cumplimiento de las normas y condiciones sobre la base de las cuales se aprobó el Estudio de Impacto ambiental (incluido el Plan de Medidas de Compensación) corresponde a la Superintendencia del Medio Ambiente.	Se cuenta (recientemente) con institución fiscalizadora específica
	18, letra k	Requiere que el Estudio de Impacto Ambiental incluya un Plan de Seguimiento de Variables Ambientales	Se considera el seguimiento y monitoreo
	18, letra m	Requiere que los compromisos ambientales voluntarios estén descritos en el Estudio de Impacto Ambiental	Compromisos deben quedar oficializados
	6, letra c	Requiere que la evaluación de la significancia del impacto sobre los RR.NN.RR. considere la <i>duración</i> del impacto sobre el suelo, agua o aire	Aunque no explícitamente, podría considerarse para determinar la duración requerida para las compensaciones
	60, letra d.3	Indica que la resolución de calificación ambiental debe contener las medidas de mitigación, compensación y restauración o reparación, cuando corresponda.	Estar incluidas en la RCA les otorga mayor seguridad jurídica a las medidas de compensación
	8	Requiere que la evaluación de la significancia del impacto sobre áreas o recursos protegidos y territorio con valor ambiental considere la magnitud o duración de la intervención.	Aunque no explícitamente, podría considerarse para determinar la duración requerida para las compensaciones
	97	Requiere que el Plan de Compensación Ambiental los indicadores de cumplimiento de cada medida.	Monitoreo del éxito, posibilidad de manejo adaptativo

	72	Indica que la Resolución de Calificación Ambiental podrá ser revisada <i>excepcionalmente</i> cuando existan variaciones sustantivas en relación a lo proyectado	Modificaciones a las medidas de compensación, derivadas del manejo adaptativo, podrían ser difíciles o lentas de implementar
Ciencia y conocimiento tradicional	18	Indica contenidos mínimos de los Estudios de Impacto Ambiental	
	18, letra f	Requiere que la predicción de impactos se haga en base a modelos, simulaciones, mediciones o cálculos matemáticos debidamente justificados	
	97	Indica que el Plan de Compensaciones Ambientales debe indicar la justificación, lugar, forma y oportunidad de la medida a adoptar, así como indicador de cumplimiento	
Variables críticas			
Componentes objetivo	8	Requiere evaluación de significancia de impacto para la afectación de territorios que proveen servicios ecosistémicos relevantes para la población	Énfasis en ecosistemas (base de servicios ecosistémicos)
	18, letras e.2, e.3 y e.4	Requiere que la línea de base incluya la descripción de los ecosistemas terrestres, acuáticos continentales y marinos, y las especies que los componen, identificando aquellas en alguna categoría de conservación .	Énfasis en ecosistemas y especies
	6	Requiere evaluación de impacto en función de si se afectan las condiciones que hacen posible la presencia y desarrollo de las <i>especies y ecosistemas</i> .	Énfasis en ecosistemas y especies
	6, letra b	Requiere que la evaluación de significancia de impacto sobre los RR.NN.RR. considere la presencia y abundancia de especies silvestres en estado de conservación.	Énfasis en especies en estado de conservación
	18, letra f	Requiere que evaluación de impactos se haga en relación a la alteración de los elementos descritos en la línea de base	Los requerimientos de información de línea de base también constituyen los focos de evaluación de impactos
	8	Requiere que la evaluación de significancia de impactos a áreas y recursos protegidos se haga en función de los objetos de protección que pretenden resguardar.	Objetos de protección pueden clasificarse en ecosistemas o especies

Atributos	6, letra g	Requiere que la evaluación de impacto sobre los RR.NN. considere el impacto en función del <i>volumen o caudal</i> de recursos hídricos a intervenir cuando se afectan ecosistemas acuáticos.	
	18, letra e.1	Requiere la caracterización y análisis de factores hidrológicos asociados los recursos acuáticos continentales y marinos	
	18, letra e.2	Requiere que la línea de base incluya análisis del suelo para ecosistemas terrestres	
	18, letras e.3 y e.4	Requiere que la línea de base incluya la calidad de aguas y sedimentos para ecosistemas acuáticos continentales y ecosistemas marinos	
	6, letra b	Requiere evaluación de significancia de impacto sobre recursos naturales en función de la <i>superficie</i> de biota, y el <i>impacto ecosistémico</i> sobre dicha superficie.	Superficie es un indicador de cantidad
Unidad de Cambio	6	Requiere evaluar significancia del impacto sobre los RR.NN.RR. respecto a la <i>cantidad y calidad</i> de éstos.	Base de la Unidad de Cambio propuesta
Localización	101	Indica que la compensación se llevará a cabo en las áreas donde se presentan los impactos significativos o, si no es posible, en otras áreas en que resulten <i>efectivas</i>	Base para definir Área de servicio
Duración	6, letra c	Requiere que la evaluación de la significancia del impacto sobre los RR.NN.RR. considere la <i>duración</i> del impacto sobre el suelo, agua o aire	Aunque no explícitamente, podría considerarse para determinar la duración requerida para las compensaciones
Desfase temporal	-		
Incertezas y riesgos	72	Indica que la Resolución de Calificación Ambiental podrá ser revisada <i>excepcionalmente</i> cuando existan variaciones sustantivas en relación a lo proyectado	Modificaciones a las medidas de compensación, derivadas de condiciones no previstas, podrían ser difíciles o lentas de implementar

*Ley de Bases del Medio Ambiente o 19.300.

4.2 Variables críticas para la valoración de biodiversidad con fines de compensación óptima

La biodiversidad es la variedad y la variabilidad de la vida observado a diferentes niveles de organización, y considerando ejes estructurales, funcionales, así como composicionales, todo inmerso en un medio abiótico, y que presenta una configuración determinada que cambia tanto en el espacio como en el tiempo. La pérdida de biodiversidad reduce la capacidad de la naturaleza de proveer bienes y servicios vitales para la supervivencia y bienestar humanos (SCBD 2000). El principal valor de la **biodiversidad** radica en su **variabilidad**. Ningún ecosistema es igual a otro, ni un individuo o población de una especie son idénticos a otros, aunque pertenezcan a la misma especie. Es justamente en su diversidad que está su valor.

Tanto los bancos de compensación como la compensación óptima se basan en el intercambio de valores de biodiversidad previstos a ser impactados por otros valores que son ganados mediante acciones específicas. Este tipo de intercambios, tal como cualquier mercado ambiental, supone que los bienes o **valores transados son equivalentes**, tanto en cantidad como en sus características básicas. A diferencia de otros sistemas como las compensaciones de carbono o agua, la compensación de biodiversidad conlleva un desafío adicional: ello debido a que sus componentes son -por definición- bienes no fungibles. Es decir no están compuestos por unidades equivalentes (Salzman & Ruhl 2000).

El obstáculo que representa intercambiar elementos que por definición son diferentes ha sido la principal razón para la demora en la incorporación de COB a mercados ambientales (Kate et al. 2004) y pareciera hacer incumplible el objetivo de pérdida neta cero. Debe considerarse sin embargo, que los valores intercambiados en otros mercados bien desarrollados (e.g. bonos de carbono) tampoco son idénticos. Dos átomos de carbono no son iguales (e.g. pueden tener distintos pesos atómicos y encontrarse formando parte de distintas moléculas), no obstante son equivalentes en aquello que nos interesa en un mercado de carbono: su potencial para mitigar el efecto invernadero. Por lo tanto, en el caso de la biodiversidad, la clave está entonces en identificar aquellos aspectos o variables críticas que deben ser consideradas mínimas para dar cuenta de la equivalencia (en estructura, función y composición) entre los impactos y las ganancias.

Una adecuada **valoración de biodiversidad** con los fines de compensación que buscamos, requiere incorporar: la consideración del tipo de biodiversidad intercambiada, el espacio geográfico en el cual se realiza el intercambio y los factores temporales asociados a la misma (Salzman & Ruhl 2000), los que pueden resumirse en los siguientes aspectos o variables críticas:

- Componentes objetivo
- Atributos
- Unidad de Cambio
- Localización y contexto del paisaje
- Duración y desfase temporal
- Incertezas y riesgos

Los ejemplos de COB existentes en el mundo son variados y utilizan distintos esquemas y metodologías para definir la compensación de sus impactos sobre la biodiversidad (Tabla 3).

Ellos han sido desarrollados para responder a marcos administrativos y regulatorios particulares, muchas veces contrastantes, por lo que la forma en que incorporan cada uno de estos distintos aspectos es variable.

4.2.1 Equivalencia en tipo: Componentes objetivo

El primer paso para avanzar en la valoración de impactos para el diseño de una compensación óptima es la definición de él o los componentes objetivo (o foco) a ser compensado (BBOP 2012d; T. Gardner & Von Hase 2012). Debido que inventariar y monitorear todos los elementos y procesos que definen la biodiversidad no es una tarea posible, o evaluar una gran diversidad de componentes tampoco es lo ideal dentro de los tiempos y recursos que se manejan para la evaluación ambiental de proyectos, es necesario definir un **subconjunto mínimo** sobre el que se debiera enfocar el diseño de compensaciones (Noss 1990; BBOP 2012d; Cochran et al. 2011). Es más, un requisito básico para poder establecer un esquema de Bancos de Compensación es poder comparar pérdidas y ganancias de biodiversidad en una métrica única, la cual debe ser desarrollada para un componente foco específico (e.g. humedales, bosque, especies).

Es así que en su mayoría, los esquemas de compensación existentes hoy en el mundo se estructuran en torno a tipos de ecosistemas, o especies y sus hábitats, según la regulación a la que responden. En el caso de EE.UU. por ejemplo, los métodos para compensación de humedales han sido específicamente desarrollados para responder a los requisitos del *Clean Water Act*, mientras que en el caso del estado australiano de Victoria, el método Hábitat Hectares ha sido desarrollado y aplica sólo a la vegetación nativa, para cumplir con lo exigido por el *Native Vegetation Management Framework* (DSE, 2004; CoE, 2008). Un tercer ejemplo lo constituye la Compensación de Hábitat de Peces en Canadá, la cual surge como respuesta a las provisiones legales contenidas en el *Fisheries Act* (Quigley & Harper 2006).

En teoría los servicios ecosistémicos también pueden ser un foco directo de las compensaciones. Sin embargo, esto hasta ahora no ha conllevado la cuantificación directa de pérdida y ganancia de servicios ecosistémicos, sino que se hace indirectamente mediante su valoración económica, o preferentemente a través de la selección de indicadores de estos servicios, como por ejemplo presencia y densidad de alguna especie considerada indicadora, o una unidad del hábitat que provee el servicio (Viehman et al. 2009; Chapman & LeJeune 2007). A medida que el uso de aplicación de la compensación óptima se ha ido expandiendo y popularizando, incluso como medida voluntaria, también ha buscado incrementar su alcance para responder a la pérdida de la totalidad de la biodiversidad, más que de un componente puntual (e.g. BBOP, 2001). En estos casos, el componente foco de la compensación suele ser el ecosistema⁷, eventualmente focalizándose también sobre especies de particular valor, ya sea por estar amenazadas o por su valor cultural o de uso (Quétier & Lavorel 2011; BBOP 2009c; Cochran et al. 2011).

⁷Un ecosistema puede definirse como una comunidad biológica o biotopo y su entorno físico, que funcionan como una unidad reconocible. El ecosistema debe definirse a una escala adecuada para el impacto evaluado.

Tabla 3. Resumen las variables críticas de los principales métodos de valorización de impactos sobre biodiversidad utilizados en sistemas de compensaciones de biodiversidad establecidos hoy en el mundo.

Método	Componente objetivo	Pérdida Neta Cero*	Ganancia neta*	Jerarquía de Mitigación	Unidad de cambio	Atributos	Multiplificadores	Área de servicio	Duración	Desfase temporal	Contexto del Paisaje	Tipos de compensación permitidas
Washington State Credits and debits for Wetlands	Humedales	Sí	Sí	Sí	Área x Función	Predefinidos	Sí	Cuenca hidrográfica	Perpetuidad	Sí	Sí	Restauración, creación, mejoramiento y preservación
Florida: Uniform Mitigation Assessment Method	Humedales y otras aguas superficiales	Sí	No	No	Área x Función	Predefinidos	Sí	Cuenca hidrográfica	Duración impacto	Sí	Sí	Restauración, creación, mejoramiento y preservación
Habitat/Resource Equivalence Analysis	Hábitats/Recursos	Sí	No	No	Área x Calidad x Tiempo	Caso a caso	Sí	-	Duración impacto	-	No	Restauración, creación y mejoramiento
California Conservation Banking	Especies	No	No	Sí	Área x Calidad	Predefinidos	No	Variable	Perpetuidad	Sí	Sí	-
EE.UU. Habitat Evaluation Procedures	Especies	Sí	No	No	Área x Calidad	Predefinidos	No	Variable	Perpetuidad	-	Sí	-
South Australia: Australian Native Vegetation Offsets	Vegetación	Sí	No	Sí	Área x Calidad	Predefinidos	Sí	Conexión geográfica apropiada	Duración impacto	No	Sí	-
South Australia: Significant Environmental Benefit Methods	Especies, comunidades, hábitats, ecosistemas	Sí	Sí	Sí	Área x Calidad	Predefinidos	Sí	División administrativa o en el sitio afectado	Perpetuidad	No	Sí	Restauración, manejo, creación de ecosistemas.
Victoria: Habitat Hectares Method	Vegetación	Sí	Sí	Sí	Área x Calidad	Predefinidos	Sí	Piso vegetacional	Perpetuidad	Sí	Sí	Restauración, mejoramiento, preservación
Queensland: Ecological Equivalence	Ecosistemas	Sí	Sí	Sí	Área x Calidad	Predefinidos	Sí	Bioregión, Piso vegetacional	Variable	Sí	Sí	-

REMEDE (UE)	Especies , Hábitats, Servicios Ecosistémicos	No	No	Sí	Cantidad x Calidad	Caso a caso	Sí	Proximidad geográfica al sitio afectado, Región Biogeográfica, Ruta migratoria	Variable	No	No	Restauración
Western Cape of South Africa Biodiversity Offsets	Especies, Hábitats, Servicios Ecosistémicos, Áreas de importancia ecológica y evolutiva	No	No	Sí	Área x Estado de conservación	Predefinidos	Sí	Paisaje	Perpetuidad	-	Sí	-
Compensaciones de Bosques de Brasil	Vegetación	Sí	No	No	Área	Predefinidos (área)	Sí	Cuenca hidrográfica	Perpetuidad	-	Sí	Restauración, preservación
Canada Fish Habitat Compensations	Hábitat de Peces	Sí	Sí	Sí	Área x Calidad	Caso a caso	Sí	Unidades Ecológicas	-	-	Sí	Restauración, mejoramiento, creación

Se adjuntan como anexos un detalle de los métodos Habitat-hectares, UMAM, Acre-Points, Habitat Equivalency Analysis y el método utilizado por el BBOP en sus proyectos piloto (anexos 1, 2, 3, 4 y 5).

Existen diversas razones que hacen de los **ecosistemas** un foco más adecuado de compensación que las especies. En primer lugar, el conocimiento científico sobre especies tiene un sesgo hacia aquellas de mayor tamaño, que no son necesariamente más relevantes para el funcionamiento y permanencia de la biodiversidad en toda su complejidad. Dada la naturaleza anidada de la biodiversidad el ecosistema es un nivel jerárquico ecológico superior, que incluye al de las especies, poblaciones y genes, sus patrones y procesos, y el medio abiótico, por lo que constituye un indicador más temprano de procesos que preceden a la extinción de especies (e.g. pérdida de hábitat) y un indicador más directo de procesos y servicios ecosistémicos (Rodríguez et al. 2012). Asimismo, la evaluación de ecosistemas puede requerir menos tiempo que aquella de especies, ya que éstos pueden identificarse, al menos de manera gruesa y preliminar, con métodos de percepción remota (Noss 1990), en el caso de los ecosistemas terrestres.

En algunos casos, la evaluación y compensación se han focalizado en torno al hábitat de una especie paraguas (i.e. aquellas que permiten gestionar la gestión de la conservación de muchas otras especies, porque protegiéndolas, se protegen de forma indirecta las otras especies con las que comparte su hábitat específico) como indicador de ecosistemas. Tal es el caso del programa de compensación en torno a la Tortuga de Florida (*Gopherus polyphemus*) que habita los bosques de pino de hoja larga, un ecosistema en declinación (Cochran et al. 2011). Estos programas actúan bajo el supuesto de que lo que constituye un buen hábitat para la especie paraguas también constituye un buen hábitat para las otras especies, y es signo de un ecosistema saludable. Lamentablemente, la validez del supuesto tras las especies paraguas ha sido ampliamente cuestionada (Lindenmayer et al. 2000; Noss 1990), por lo que es recomendable que, si el objetivo es la conservación del ecosistema, la evaluación incluya otras variables generales de ese nivel, y no únicamente aquellas asociadas a una especie (ver sección siguiente: Atributos).

Una desventaja evidente de enfocarse sólo sobre ecosistemas para valorar la biodiversidad de un área, es que ella no considera necesariamente un análisis detallado de los componentes de la biodiversidad que los componen. Esto puede ser indispensable cuando se afectan especies que son de interés por sí mismas (e.g. especies amenazadas o carismáticas) y no por su función dentro del ecosistema, por lo que puede ser necesario que la compensación deba contemplar más de un componente foco: ecosistemas en conjunto con algunas especies de particular interés, cuyas compensaciones se calculen en paralelo. La evaluación de compensaciones a nivel de especies cuenta con metodologías consideradas robustas y efectivas, tales como el Habitat Evaluation Procedures (Schamberger & Krohn 1982). No obstante, ella requiere de un muy buen conocimiento de las especies en cuestión y es intensiva en la demanda de recursos y tiempo (Cochran et al. 2011), razón por la cual es recomendable limitarla a especies de interés particular, no es una alternativa para aplicar extensivamente a todas las especies afectadas.

En Chile, el reglamento del SEIA hace mención a variados componentes y dimensiones de la biodiversidad (véase sección 4.1) que son el foco sobre el cual debe evaluarse la presencia de impactos significativos en la evaluación de impacto ambiental y, en rigor y de preverse impactos residuales sobre ellos, estos componentes deberían ser incluidos en el diseño e implementación la compensación óptima en Chile, los que corresponden a:

- Recursos naturales renovables (art. 6)

- Especies y ecosistemas y las condiciones que afecten su presencia y desarrollo (art. 6)
- Suelo y su capacidad para sustentar biodiversidad (art. 6, letra a)
- Plantas, algas, hongos, animales silvestres y biota (art. 6, letra b)
- Diversidad biológica (art. 6, letra b)
- Especies silvestres en estado de conservación (art. 6, letra b)
- Fauna nativa y hábitats de relevancia para su nidificación, reproducción o alimentación (en función de evaluar el impacto de niveles de ruido; art. 6, letra e)
- Cuerpos o cursos de agua, vegas y/o bofedales, humedales, estuarios y turberas (en función de impactos generado por intervención de caudales y fluctuación de niveles; art. 6, letra g).
- Recursos oficialmente protegidos (art. 8).
- Objetos de protección que se pretenden resguardar en áreas protegidas, sitios prioritarios para la conservación, humedales protegidos (sitios Ramsar), glaciares o territorios cuyos ecosistemas o formaciones naturales presentan características de unicidad, escasez o representatividad (art. 8).
- Territorios que proveen de servicios ecosistémicos importantes para la población (art. 8).

Al mismo tiempo, el reglamento indica que la predicción de impactos “consistirá en la identificación y estimación o cuantificación de las alteraciones directas e indirectas a los elementos del medio ambiente descritos en la línea de base (...)”(art. 18, letra f). La enumeración de los componentes de la biodiversidad a considerar en la línea de base ofrece una visión más estructurada, solicitando la descripción de:

- Ecosistemas terrestres, incluyendo una descripción y análisis de su suelo y la identificación, ubicación, distribución, diversidad y abundancia de las especies que componen los ecosistemas existentes (art. 18, letra e.2).
- Ecosistemas acuáticos continentales, incluyendo calidad de aguas y sedimentos y la identificación, ubicación, distribución, diversidad y abundancia de las especies que componen los ecosistemas existentes (art. 18, letra e.3).
- Ecosistemas marinos, incluyendo calidad de aguas y sedimentos y la identificación, ubicación, distribución, diversidad y abundancia de las especies que componen los ecosistemas existentes (art. 18, letra e.4).

Si bien el listado de componentes y aspectos a evaluar dentro del SEIA es amplio, la mayor parte de los aspectos allí requeridos podrían ser evaluados con un foco sobre ecosistemas y, en menor grado o complementariamente, sobre especies prioritarias (en función de su vulnerabilidad/irreemplazabilidad, o valor como especie carismática). La mayoría de los componentes listados por los artículos 6 y 8 pueden ser agrupados bajo alguno de estos dos conceptos: por ejemplo, los objetos de protección que resguardan las áreas protegidas suelen corresponder ya sea a especies (e.g. Reserva Nacional Las Chinchillas) o uno o más tipos de

ecosistemas. Requerir la compensación de la totalidad de las especies afectadas, por un lado y de la totalidad de los ecosistemas, por otro no es recomendable, ya que se cae en la redundancia o doble medición, pues las especies son parte de los ecosistemas y éstas pueden incorporarse como descriptores específicos para caracterizar los ecosistemas.

Por otro lado, no parece recomendable omitir el enfoque sobre especies por completo, ya que el reglamento hace referencia directa a ellas, y existen adicionalmente leyes sectoriales como la Ley de Bosque Nativo, que exigen la compensación en función de una especie singular afectada. Adicionalmente, los convenios y estándares internacionales comúnmente requieren la toma de acciones específica para especies amenazadas (e.g. Estándar de desempeño nº6 de la CFI) A la vez, es importante que el foco de las compensaciones sea **representativo de la idiosincracia nacional** en lo que respecta a la valoración de la biodiversidad, donde tanto ecosistemas como especies han sido tradicionalmente los ejes principales mediante los cuales se ha abordado la conservación en nuestro país, desde que su gestión estaba enraizada en organismos sectoriales, por ejemplo a través del establecimiento de áreas protegidas (para ecosistemas terrestres principalmente) y la protección de sus especies asociadas (Paeile et al. 2012). Entonces, con el fin de evitar redundancia, se deberían contemplar estrategias ad hoc, tales como que un territorio de compensación pueda constituirse como compensación de ecosistema y al mismo tiempo, de las especies foco, pero que la equivalencia de cada una sea evaluada por separado. La finalidad de calcular la compensación por especies foco de manera independiente es asegurar que las ganancias sean específicas para este componente de la biodiversidad, y no que se diluyan en otras variables asociadas al ecosistema.

Como se mencionó (sección 4.1, Principio 4) la regulación nacional específica que la compensación debe incluir la sustitución de los elementos del medio ambiente afectados por otros de “similares características, clase, naturaleza, calidad y función” (reglamento del SEIA, art. 100). Estos criterios determinan los requisitos de equivalencia que exige el reglamento. Dándole una interpretación a estos criterios, el criterio de *clase* puede entenderse como categoría o tipo de biodiversidad afectada. Es decir, cualquiera sea el componente objetivo definido, la regulación requiere que las compensaciones deben concretarse en el mismo tipo de biodiversidad (e.g. ecosistemas se deberán compensar con ecosistemas; especies se deberán compensar con especies). El siguiente criterio *-naturaleza-* puede interpretarse como una referencia a la identidad del componente afectado de la biodiversidad. En línea con el requisito de clase, el criterio de equivalencia constituiría un refinamiento respecto del requisito de equivalencia del tipo de biodiversidad afectada. Entonces no sólo se requiere que los elementos impactados y compensados pertenezcan a la misma categoría (i.e. clase), sino que tengan la misma naturaleza o identidad dentro de esa clase. Es decir, no sólo se requiere compensar un ecosistema con un ecosistema cualquiera, o una especie con otra especie cualquiera, sino que se debe **de preferencia, compensar con el mismo ecosistema o especie que han sido impactados**.

El adjetivo “similar” indica que tal equivalencia no es estricta. A nivel internacional, se ha propuesto que el requisito de compensación “igual por igual” tenga como única excepción la compensación con un componente de la biodiversidad que sea prioritario (más vulnerable/irremplazable), si es que el componente afectado es abundante y no se encuentra amenazado (BBOP 2012d; Bull et al. 2013). Este intercambio se conoce como *trading-up*, e

idealmente requiere del establecimiento de Reglas de Intercambio que indiquen claramente cuando se aplicarán estas excepciones a la regla general de equivalencia ecológica (BBOP 2012d). Estas reglas esperan por ser desarrolladas en Chile, y serán necesarias a medida que se avance en la creación de las compensaciones óptimas en biodiversidad.

Es finalmente importante indicar que existen algunos componentes críticos de biodiversidad, que están requeridos por el reglamento, que no están contenidos fielmente bajo los conceptos de especie o ecosistema, por ejemplo sitios clave para alimentación o sitios de alta concentración de fauna. Estos componentes sin embargo, en general corresponden a lo que se conoce como Áreas Clave para la Biodiversidad (ver Langhammer et al. 2007), los cuales son sitios que difícilmente serán compensables, debido a su importancia para los procesos que permiten la subsistencia de la biodiversidad de alto valor local o global, y deberían ser identificados en etapas preliminares de los proyectos, o preferentemente a través de procesos de planificación sistemática de la conservación dirigidos por el Estado, de manera de que impactos sobre estas áreas sean prevenidos.

4.2.2 Atributos o indicadores

El intercambio entre un mismo tipo de componente no asegura la equivalencia, ya que para un mismo componente pueden existir diferencias en su estado o condición. Luego de haber definido los componentes objetivo de la compensación, el paso siguiente consiste en la **selección** de los atributos específicos que serán elegidos para caracterizar el componente afectado. Por ejemplo, el esquema de Mitigación Compensatoria de Humedales asociado al Clean Water Act de EE.UU. requiere la evaluación de dos atributos de los humedales: superficie y función. Sin embargo, la falta de lineamientos para caracterizar la función derivó en que la mayoría de las transacciones se hicieran en base a superficie. Como era de esperar la simplificación de la caracterización del componente objetivo afectado exclusivamente a superficie mostró ser inadecuada para asegurar una pérdida neta cero de los valores de los humedales que se buscaba preservar, en particular en lo referente a su función ecosistémica. La falta de lineamientos específicos sobre cómo evaluar la equivalencia funcional del humedal, resultaba en evaluaciones incompletas del impacto y compensaciones que no verificaban la equivalencia en torno a este valor (NRC 2001).

Es principalmente en la complejidad y diversidad de indicadores que se utilizan para caracterizar los atributos de interés de la biodiversidad en cuestión, en lo que las distintas metodologías de valoración difieren (Quétier & Lavorel 2011)(Tabla 3). Es así por ejemplo que algunas metodologías requieren la selección caso a caso de los atributos que serán medidos para caracterizar impactos (e.g. los métodos HEA/REA; Tabla 3), lo que tiene la ventaja de permitir la adaptación a las características específicas del impacto y de la biodiversidad del sitio. Por otro lado, existen métodos altamente estandarizados, como el método del estado de Washington para la evaluación de humedales; o el método Habitat-Hectares de Victoria, Australia y sus derivados (e.g. BioMetric del Estado de New South Wales), que especifican exactamente qué atributos se deben considerar, incluyendo manuales para la interpretación y evaluación de los mismos (DSE 2004). Estos últimos métodos tienen la ventaja de ser más predecibles y permitir la comparación entre proyectos, pero deben ser desarrollados y puestos a prueba

específicamente para el tipo de componente objetivo y en base al conocimiento científico de la biodiversidad local. Tienen a su vez la desventaja de que, al no ser adaptativos, los indicadores prescritos pueden o no ser adecuados para el contexto ecológico e impactos específicos evaluados y resultar en sobre- o sub-compensaciones (Quétier & Lavorel 2011).

El reglamento chileno del SEIA indica que la **compensación debe ser equivalente**, no sólo en **clase y naturaleza** de la biodiversidad afectada, sino también en otros tres criterios: **calidad, función y características** (art. 100). Estos criterios nos dan indicaciones del tipo de atributos que deberán ser incluidos en una valoración de los componentes de la biodiversidad afectados. Los cuales serán aquellos que caractericen la biodiversidad afectada, con indicadores de calidad (e.g. prístinidad, viabilidad, resiliencia), indicadores de función, entendida tanto como aquellos procesos ecológicos y evolutivos inherentes a la biodiversidad (Noss 1990), e incluso como los servicios ecosistémicos que la biodiversidad está entregando a las los seres humanos (MEA 2005).

La explicitación de de estos criterios adicionales es sumamente relevante en la valoración de impactos, ya que indica que la sola estimación de la superficie del ecosistema, o número de individuos impactados, no es suficiente para caracterizar el impacto sobre la biodiversidad en su conjunto. Es necesario saber algo sobre el estado o condición del componente afectado y su funcionamiento. Esto está en línea con las recomendaciones sobre mejores prácticas en materia de compensación óptima (Bull et al. 2013; Cochran et al. 2011), y constituye un fundamento sólido sobre el cual construir los esquemas de compensaciones óptimas en nuestro país.

¿Cómo guiar la selección de atributos o categorías mínimas de atributos que deben ser considerados en la evaluación de impactos y ganancias de biodiversidad? Tradicionalmente las evaluaciones de biodiversidad se han focalizado a las especies y sus aspectos composicionales (e.g. presencia, riqueza). Sin embargo, esta aproximación no da cuenta de la complejidad de la biodiversidad, en particular de aquellos aspectos más relevantes para su persistencia en el tiempo (como pueden ser los estructurales y funcionales clave).

El marco conceptual provisto por Noss (1990) permite ordenar la selección de indicadores para caracterizar la biodiversidad de manera de expandir la aproximación restrictiva hoy en uso a una más integradora y pertinente al desarrollo de compensaciones óptimas en biodiversidad.

Noss (1990) identifica los cuatro niveles principales de la jerarquía ecológica: genético, poblacional/específico, comunitario/ecosistémico y paisajístico, todos los cuales pueden ser caracterizados al menos en torno a tres dimensiones:

- Dimensión composicional: identidad, cantidad y variedad de los elementos.
- Dimensión estructural: estructura física o patrones de los elementos.
- Dimensión funcional: Procesos ecológicos y evolutivos que ocurren entre los elementos.

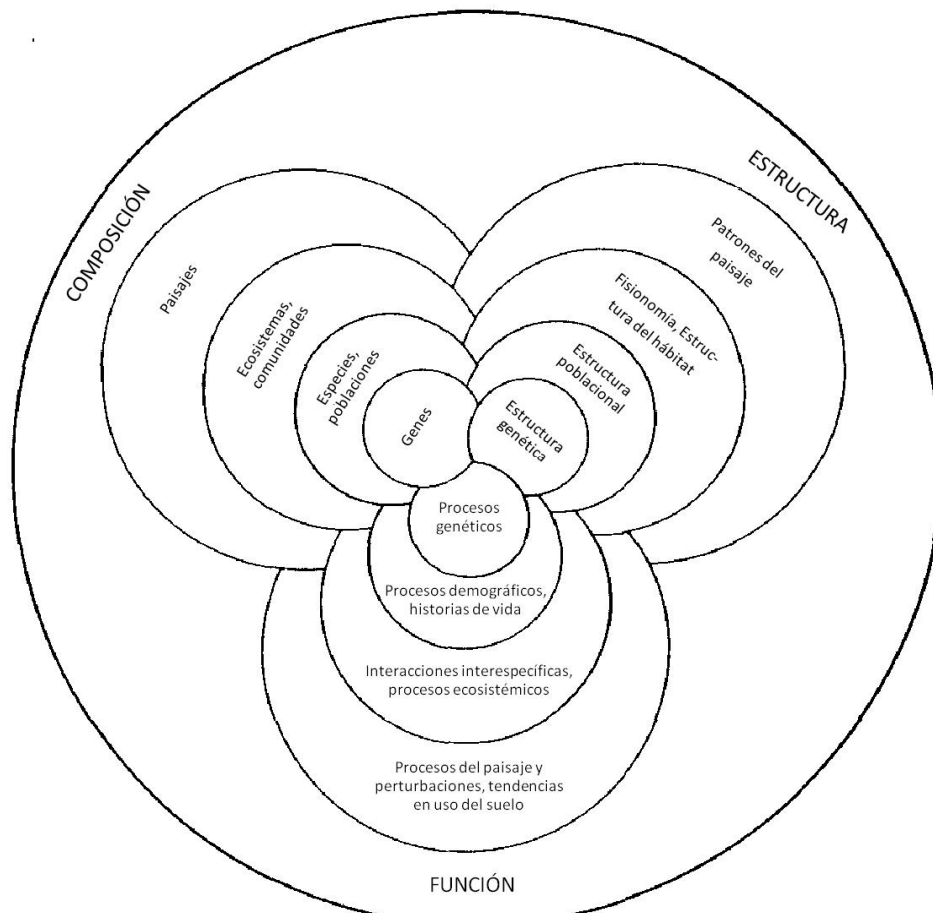


Figura 9. Representación de las principales dimensiones (composición, estructura y función) de la biodiversidad y los niveles jerárquicos anidados que la componen. De Noss (1990).

Noss (1990) avanzó en la identificación de **indicadores** para cada uno de estos niveles/dimensión, los cuales pueden ser aplicables de manera inmediata a los ejercicios reales de caracterización de biodiversidad en el marco del EIA y de las compensaciones óptimas (Tabla 4).

Tabla 4. Ejemplos de atributos o indicadores para caracterizar a la biodiversidad en sus distintos niveles y dimensiones, Noss (1990).

Nivel	Composición	Estructura	Función
Genético	<ul style="list-style-type: none"> • Diversidad de alelos • Presencia de alelos escasos 	<ul style="list-style-type: none"> • Censos, tamaño poblacional efectivo • Heterocigocidad • Polimorfismo cromosómico o fenotípico 	<ul style="list-style-type: none"> • Depresión endogámica • Tasa de especiación y deriva génica • Flujo génico • Tasa de mutación
Poblacional/específico	<ul style="list-style-type: none"> • Abundancia • Frecuencia • Cobertura • Biomasa 	<ul style="list-style-type: none"> • Estructura poblacional (razón de edades o sexos) 	<ul style="list-style-type: none"> • Procesos demográficos (fertilidad, tasa de)

	<ul style="list-style-type: none"> • Densidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Atributos del hábitat (ver ecosistema-comunidad) 	<ul style="list-style-type: none"> reclutamiento, mortalidad • Dinámicas metapoblacionales • Fluctuaciones poblacionales • Fenología • Historias de vida
Ecosistémico/comunitario	<ul style="list-style-type: none"> • Riqueza, equidad, abundancia relativa de especies y gremios • Proporción de especies exóticas, amenazadas • Proporción de formas de vida 	<ul style="list-style-type: none"> • Variables del suelo y sustrato • Pendiente • Biomasa y fisionomía vegetal • Densidad y estratificación del follaje • Densidad de elementos físicos y estructurales clave (afloramientos rocosos, acantilados, ramas y troncos caídos) 	<ul style="list-style-type: none"> • Productividad • Herbivoría • Tasas de depredación y parasitismo • Tasas de colonización y extinción • Perturbaciones a nivel del sitio • Tasas de ciclaje de nutrientes • Tasas e intensidad de intervención humana
Paisajístico	<ul style="list-style-type: none"> • Identidad y distribución de parches⁸ • Patrones de riqueza y endemismo de especies 	<ul style="list-style-type: none"> • Heterogeneidad • Conectividad • Fragmentación • Tamaño de parches • Relación perímetro-área en parches 	<ul style="list-style-type: none"> • Perturbaciones (frecuencia, intensidad) • Procesos hidrológicos y geomórficos • Patrones de uso del suelo

Si el componente objetivo de la compensación es el ecosistema, es deseable incluir atributos de diversos niveles jerárquicos, por cuanto cada uno contribuye a caracterizarlo de manera complementaria. Es así entonces que:

Nivel genético. Este nivel es uno de los que más destaca la Convención de Diversidad Biológica (SCBD 2012), y la conservación de la diversidad genética es clave para mantener adaptaciones locales y el potencial evolutivo de las poblaciones. Sin embargo, la magnitud de los recursos

⁸Parches se refiere a una unidad continua de un tipo de hábitat o ecosistema.

(tiempo y dinero) necesarios para la evaluación de diversidad genética, hace difícil su incorporación en evaluaciones de biodiversidad. Cuando existen, en general ellas se restringen a especies particulares de alto interés.

Para la evaluación de impactos y compensaciones sobre biodiversidad, la diversidad genética puede considerarse de manera indirecta, por ejemplo, en la delimitación de la distribución y el tamaños mínimos viables de las poblaciones. Asimismo es relevante para la mantención de la diversidad genética, la consideración de variables asociadas al paisaje, principalmente la conectividad entre poblaciones, la cual es clave para mantener flujos génicos.

Nivel poblacional/específico. No es posible ni sensato evaluar toda la enorme variedad de especies presentes en un área que será impactada o compensada, muchas de las cuales probablemente no están ni siquiera descritas para la ciencia. Dado que el objetivo es caracterizar la biodiversidad a nivel ecosistémico, es recomendable considerar especies que tienen roles importantes en los ecosistemas, como por ejemplo: especies clave (keystone), cuya presencia determina la estructura de la comunidad presente en el sitio (e.g. el loco (*Concholepas concholepas*) en las comunidades intermareales chilenas); o especies ingenieras ecosistémicas, cuya presencia determina la existencia de estructuras específicas que definen o caracterizan el ecosistema (e.g. el castor; Jones et al. 1994; Scott Mills et al. 1994); especies que posean un rol comprobado como indicadoras de perturbaciones u otra variable ambiental de interés, como pueden ser las especies pioneras o exóticas, especies bioindicadoras; o especies paraguas (e.g. carnívoros) (Lindenmayer et al. 2000; Noss 1990).

Nivel comunitario/ecosistémico. Es en este nivel que se presenta la mayor diversidad de metodologías e indicadores típicamente utilizados en ecología y manejo (Noss 1990). Una evaluación a nivel de ecosistema debería incluir indicadores de las dimensiones composicionales, estructurales y funcionales. Los indicadores referidos a la composición sirven para caracterizar el ecosistema respecto a atributos básicos de interés para la conservación. Por ejemplo, una baja riqueza de especies puede influir negativamente en el funcionamiento del ecosistema (Naeem et al. 1999); número de especies amenazadas o número de especies exóticas, los cuales son indicadores del nivel general de amenaza, o del grado de perturbación del ecosistema, respectivamente.

La caracterización estructural de un ecosistema debiera incluir variables bióticas como abióticas, que puedan dar cuenta de su variabilidad espacial, determinante en la calidad y heterogeneidad de hábitat, y procesos e interacciones que ocurren en el ecosistema. Por ejemplo, la estructura es un aspecto preponderante en la evaluación de condición de la vegetación y como proxy de hábitat de especies usado en la metodología Hábitat-Hectares de Victoria, Australia (Parkes et al. 2003). Finalmente, los indicadores de la dimensión funcional, deben incluir procesos críticos para el funcionamiento ecosistémico, tales como productividad primaria, herbivoría, ciclaje de nutrientes, perturbaciones, entre otros, los cuales proveen una idea más directa de la trayectoria futura (viabilidad) del ecosistema.

Nivel del paisaje⁹: El paisaje se refiere al mosaico de ecosistemas y usos del suelo (o agua) inmediatamente adyacentes o cercanos al ecosistema evaluado. La pérdida y fragmentación del hábitat sigue siendo la presión más fuerte sobre la biodiversidad (SCBD 2010). Por lo tanto, la condición y viabilidad de la biodiversidad en un sitio debe tomar en consideración el contexto del paisaje en el que el ecosistema foco se encuentra.

En términos generales, un parche (unidad continua de un ecosistema o hábitat determinado) tiene mayor valor de conservación mientras mayor sea su tamaño, menor sea su relación perímetro/área (más regular y compacto sea el parche) y mayor sea su conectividad (o menor su distancia) con otros parches. El área de un parche tiene relación (aunque no directamente proporcional) con el número de especies que lo habitan. Por otro lado, mientras mayor es el borde del parche (mayor relación perímetro/área) mayor es la influencia del entorno sobre el parche (efecto borde), lo que es de particular relevancia cuando el entorno está constituido por zonas altamente perturbadas, como es el caso de la zona mediterránea de Chile, donde predominan las áreas con desarrollo agrícola y forestal. Finalmente, la conectividad, medida ya sea a través de la existencia de corredores biológicos o la permeabilidad de la matriz (i.e. la capacidad de la biota nativa de sobrevivir en el entorno), es determinante sobre el flujo de individuos que dependen de más de un tipo de hábitat y la capacidad de colonización de otros parches.

La pérdida y fragmentación del hábitat son determinantes en la composición de especies, lo que redundará en cambios a nivel estructural y funcional (Gonzalez et al. 2009). La mayoría de las metodologías de valoración incorporan de una u otra forma el contexto del paisaje, ya sea desde el punto de vista ecológico, como de la planificación del desarrollo y potenciales amenazas.

Las consideraciones anteriores provienen en su mayoría de la teoría ecológica. No obstante la selección de atributos específicos a medir para caracterizar la biodiversidad en un área dada, debe obedecer tanto a criterios científicos como a **criterios técnicos y sociales**, los que respondan también a la valoración y comprensión que tiene de la biodiversidad el público no especializado (Noss 1990; Hagan & Whitman 2006).

Este último requisito cobra sentido en términos de que la conservación y gestión de la biodiversidad es por naturaleza transdisciplinaria, requiriendo el entendimiento e interacción entre profesionales de áreas de la ecología, políticas públicas, manejo de recursos naturales, ciencias sociales, por mencionar sólo algunas (M. Soule 1985). Por ello es relevante que los elementos sobre los cuales se centra la discusión del diseño de la compensación no escapen a la comprensión de quienes no tienen una formación científica especializada. Para la COB el involucramiento y participación de los actores interesados, en particular de la comunidad local, es uno de los pasos necesarios para que el proceso tenga aceptación, credibilidad, y finalmente sea exitoso (BBOP 2012a; BBOP 2009d). Esta es la razón por la cual es importante que los proxies

⁹El paisaje tiene aquí un significado ecológico, y queda definido como el efecto de la escala espacial sobre los procesos ecológicos. Esta es una disciplina relativamente nueva en ecología y se hace cargo de evaluar problemas de fragmentación, conectividad, entre otros. Difiere esta definición de la aproximación que se le da al concepto en la regulación del SEIA, donde se hace referencia al paisaje desde el punto de vista del atractivo visual -y, por lo tanto, turístico- de un determinado elemento o conjunto de elementos del medio ambiente.

elegidos para caracterizar la biodiversidad de un área representen al menos parcialmente, la valoración social de dicha biodiversidad.

Philip Gibbons & Freudenberger (2006) identificaron los siguientes criterios para la selección de indicadores o atributos para caracterizar la biodiversidad:

- Contar con base ecológica demostrada (i.e. asociación comprobada y significativa con la biota y procesos de interés)
- Aplicables a todo el rango de ecosistemas y estados en consideración
- Suficientemente sensibles para discriminar entre los sitios en consideración
- De medición simple, costo-efectiva y repetible
- Robustos ante variación climática o estacional
- Instructivos o útiles para los evaluadores respecto a interpretar/manejar el sitio
- No estar altamente correlacionados con otros atributos medidos

Es importante destacar acá, que la selección de atributos deberá ser diferenciada a nivel de **macroecosistemas terrestres, marinos y acuáticos** (Rodrigues & Brooks 2007):

Atributos a considerar en ecosistemas terrestres

Para ecosistemas terrestres, la aproximación más común para caracterizar la biodiversidad de un sitio se realiza en base a asociaciones vegetacionales, las cuales son descritas a una determinada escala. Esta información se conjuga con una combinación con factores abióticos (e.g. pluviosidad, temperatura), constituyendo los proxies de los ecosistemas (e.g. P. Gibbons et al. 2009, Rodriguez, Rojas, & Giraldo, 2010). Efectivamente, la **vegetación** es uno de los indicadores más importantes de la calidad y condición del hábitat para especies silvestres (e.g. disponibilidad de alimento y sitios de reproducción, conectividad), así como de ciertos procesos y servicios ecosistémicos (e.g. ciclaje de nutrientes, regulación hídrica) de un determinado sitio (Cochran et al. 2011; Yapp et al. 2010).

La utilización de la vegetación como proxy de la biodiversidad en un área, si bien tiene las limitaciones asociadas a todo indicador respecto a ser una fiel representante de la totalidad de la complejidad de la biodiversidad (Rodrigues & Brooks 2007), tiene la importante ventaja de que es un componente usualmente bien catastrado y relativamente fácil de muestrear y monitorear. No obstante, siendo el objetivo evaluar la condición a nivel de ecosistema, no parece justificable limitarse a atributos relacionados con la vegetación, siendo necesario **complementar** otros atributos tales como **factores forzantes** para el establecimiento de la vegetación (siendo el principal el suelo), otros relacionados con especies clave, como como los mencionado antes. Esta aproximación conjunta, que combina proxies de vegetación, flora y fauna ha sido adoptada por el BBOP en sus sitios piloto (BBOP 2009^a, Anexo 5).

A modo de ejemplo, la tabla 5 muestra **categorías y atributos** que puede servir para guiar la selección a nivel de ecosistemas terrestres.

Tabla 5. Categorías y ejemplos de atributos a considerar en una evaluación de ecosistemas terrestres.

Categoría	Atributos
Contexto del paisaje	Tamaño del parche Distancia a parches similares Razón perímetro-área Uso del suelo en el entorno
Suelo	Pendiente Profundidad Textura Ph % Materia orgánica Drenaje Grado de erosión Macronutrientes
Vegetación	(ver Tabla 6)
Especies clave de flora y fauna (e.g. ingenieros Ecosistémicos, indicadoras)	Atributos relevantes (e.g. densidad, cobertura).

Profundizando aún más en el proceso de selección de atributos, existen numerosas propuestas que sugieren atributos específicos a considerar para la evaluación de la vegetación y el manejo de bosques (Hagan & Whitman 2006; Lindenmayer et al. 2000). Un listado modelo, que puede servir de ejemplo para guiar el proceso de definición de los atributos a nivel de sitio es el entregado por Philip Gibbons & Freudemberger (2006) y que se muestra en la Tabla 5. La selección del conjunto final que se decida aplicar a un caso particular es un proceso que se debe hacer ad hoc, considerando la mejor información disponible para el sitio en cuestión.

Tabla 6. Ejemplos de atributos ecológicos útiles para caracterizar la calidad de la biodiversidad en un ecosistema terrestre, utilizando como proxy la vegetación a nivel de sitio. Tomado de (Philip Gibbons & Freudemberger 2006)

Composición	Estructura	Función
<ul style="list-style-type: none"> • Riqueza de plantas nativas • Riqueza de plantas nativas por forma de vida • Cobertura de especies exóticas • Presencia/abundancia de malezas problemáticas • Presencia/abundancia de plantas amenazadas 	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura por forma de vida • Cobertura por estrato vertical • Número de estratos vegetacionales • Distribución de diámetros de árboles • Número de árboles con cavidades 	<ul style="list-style-type: none"> • Presencia de regeneración • Cobertura de suelo desnudo • Cobertura de criptógamas • Estabilidad del suelo • Tasa de infiltración • Compactación del suelo • Uso del suelo adyacente • Mortandad de copas • Salinidad del suelo

<ul style="list-style-type: none"> • Presencia/abundancia de fuentes de néctar o semillas • Abundancia de parásitas • Evidencia de animales introducidos 	<ul style="list-style-type: none"> • Volumen (u otra medida) de de restos gruesos de madera • Estructura de edades de árboles • Altura de la copa • Área basal de ramas de la copa • Abundancia de hojarasca • Abundancia de árboles muertos grandes • Cobertura de rocas 	<ul style="list-style-type: none"> • Presencia/abundancia de plantas tolerantes a la sal • Presencia/abundancia de grupos funcionales de plantas • Régimen de pastoreo, fuego o tala • Abundancia de parásitas • Cobertura basal de perennes
---	--	---

Atributos a considerar en ecosistemas dulceacuícolas

El esquema de Mitigación Compensatoria de Humedales de Estados Unidos es el más maduro de los esquemas de compensación a nivel mundial, contando con más de 40 años de implementación. A su alero se han desarrollado decenas de metodologías para evaluar la “función” de los humedales y ríos, las cuales varían desde la evaluación de algunas características generales como indicadores de función (e.g. área, cobertura de vegetación) la evaluación gruesa de una serie de funciones de los humedales, incluyendo métodos que se enfocan en las funciones de los humedales como hábitat de vida silvestre (BBOP 2009c). Hasta hace una década sin embargo, un 61% de las compensaciones se evaluaban en base a superficie de humedal como único indicador (Bean et al. 2006).

Si bien existe una gran variedad de métodos, y algunos de ellos son específicos para un tipo de humedal o área geográfica, a partir de un Informe emitido por la Academia Nacional de Ciencias de EE.UU. la última década ha sido testigo de una fuerte revisión de los mismos para evaluar la función y equivalencia ecológica en las compensaciones de humedales. Ello por cuanto dicho estudio concluyó que el objetivo de pérdida neta cero de biodiversidad de humedales no se estaba cumpliendo (ELI 2004).

En el 2008, la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) encargó un estudio para la elaboración de estándares de desempeño, en el que se definieron dos métodos complementarios para definir estos estándares: el primero referido a adoptar una aproximación a nivel de cuenca (ver sección “Localización y Áreas de servicio”); el segundo referido a definir estándares de desempeño ecológico en base a métodos de evaluación de integridad ecológica (Faber-Langedoen et al. 2008).

En el caso de los humedales, la **hidrología**, determinada por la cuenca, es el principal factor forzante de esos ecosistemas. A ésta deben sumarse otras dos “características universales”: suelo/sedimentos y sus características fisico-químicas; y la **comunidad biótica**. Si se seleccionan atributos o indicadores para estas tres categorías, combinadas con atributos relacionados con

el contexto del paisaje y el área o tamaño del humedal, se obtendrá una evaluación de la condición o integridad ecológica del humedal (Faber-Langedoen et al. 2008). Los atributos deben ser seleccionados de manera de representar adecuadamente las dimensiones composicional, estructural y funcional del humedal. Este conjunto de atributos o estándar se muestra en la Tabla 7, y se espera que pueda servir para guiar el reconocimiento inicial de las variables que podrían ser relevantes en el caso de compensaciones en humedales chilenos. Como hemos insistido en cada caso, esta lista sólo tendrá sentido y validez en la medida que sea puesta a prueba y validada a nivel nacional.

Tabla 7. Categorías y atributos de biodiversidad para caracterizar humedales, propuesto por Faber-Langedoen et al. (2008).

Categoría	Atributo
Contexto del paisaje	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conectividad ▪ Índice de condición del área buffer (porcentaje de cobertura, extensión y condición)
Hidrología	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fuentes de agua ▪ Hidroperíodo ▪ Conectividad hidrológica ▪ Retención de agua superficial aguas arriba ▪ Captación de agua en el sitio/aguas arriba ▪ Lista de confirmación de estresores hidrológicos
Suelo/sedimentos y físico-química	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Tipos de elementos físicos indicativos de tipos de hábitat ▪ Calidad de agua ▪ Perturbaciones de la superficie del suelo ▪ Índice de uso del suelo en el sitio ▪ Lista de confirmación de estresores de suelo
Biota (vegetación)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estructura de la vegetación ▪ Acumulación de materia orgánica (gruesa y fina) ▪ Composición de la vegetación ▪ Cobertura relativa de especies nativas de plantas ▪ Cobertura de plantas exóticas invasoras ▪ Lista de confirmación de estresores de la condición biótica

Muchos de los indicadores de la categoría biota incluidos en la Tabla 7 se refieren a la condición de la vegetación. Efectivamente, la vegetación y flora son consideradas de los mejores indicadores de los estado de los humedales, al cual se podría sumar los grupos funcionales de fauna (Fennessy et al. 2004; CEA 2006). Es importante notar que las perturbaciones antrópicas representan en muchos casos de los factores más importantes que influyen los humedales, razón por la cual se incluyen atributos asociados en cada categoría (estresores).

Las categorías gruesas y atributos mencionados se ven influenciadas por la geografía, altitud y clima y posición del humedal en la cuenca. Es por ello que, si bien las categorías gruesas son válidas para todos los humedales, los atributos específicos deben ser seleccionados en función

del tipo de humedal y sus características particulares (e.g. humedal costero vs humedal andino). La calidad del ecosistema se estima al comparar las variables del sitio, con los rangos de variabilidad natural en los distintos tipos de humedales, es decir, se establecen valores de referencia para cada tipo de humedal (Fennessy et al. 2004; Faber-Langedoen et al. 2008). Esta es una tarea de particular relevancia para el agente gestor de conservación de la biodiversidad, el cual debería desarrollar los análisis necesarios para definir los valores de referencia para humedales, y otros ecosistemas.

Afortunadamente, en nuestro país tanto el Ministerio de Medio Ambiente como otras agencias del Estado han impulsado el levantamiento y sistematización de información de los humedales nacionales, generando un inventario y clasificación de ecotipos que incluye sus amenazas más comunes e indicadores de procesos sensibles (CEA/CONAMA 2006). Esta información es especialmente valiosa para la determinación de variables a considerar en la evaluación de humedales con fines de compensación.

Atributos a considerar en ecosistemas marinos

A pesar del aumento sostenido en los últimos años de programas, leyes y normas para compensar los impactos adversos residuales en la biodiversidad (Madsen et al. 2011), las experiencias de compensación óptima asociadas a ecosistemas marinos continúan siendo escasas. Tanto el diseño de esquemas de compensación, como las metodologías específicas que se utilizan para determinar la compensación de impactos de proyectos o actividades que afectan la biodiversidad marina y costera, se encuentran en las primeras etapas de desarrollo (Abdulla, 2010). En consecuencia, la evaluación de la eficacia de las medidas compensatorias para estos ecosistemas es escasa y poco uniforme, en comparación con la existente para otros tipos de ecosistemas, como por ejemplo los de humedales continentales (Levrel et al. 2012).

Entre las principales explicaciones para este desfase en el desarrollo de compensaciones óptimas de biodiversidad en ecosistemas marinos se menciona (EPA 2008) (Abdulla, 2010):

- la dificultad logística para acceder y estudiar sistemas propios del ambiente marino, como los hábitats pelágicos o de agua profunda, praderas submarinas o arrecifes de coral;
- la mayor cantidad de tiempo que se requiere para evaluar la biodiversidad en estos lugares y los mayores costos asociados, debido al conocimiento específico que se requiere, equipos de alto costo, entre otros;
- los problemas relacionados al acceso y al desarrollo de actividades, debido a la propiedad del lugar;
- la escasez de técnicas probadas y evidencia documentada de restauración exitosa a gran escala de la estructura y función de hábitats marinos.

Tres de las **metodologías** que se utilizan en Estados Unidos para la compensación de impactos residuales en biodiversidad y que son aplicables al medio ambiente marino son “*Habitat Equivalency Analysis*” (HEA), “*Resource Equivalency Analysis*” (REA) y “*Uniform Mitigation Assessment Method*” (UMAM).

HEA y REA se utilizan para determinar del esfuerzo en restauración¹⁰ que se requiere para compensar la pérdida -tanto provisoria como permanente- de los recursos naturales marinos que se han dañado o destruido, y los servicios que ellos proveen, debido a la descarga de sustancias peligrosas y petróleo al medio ambiente, el encallamiento de barcos, entre otros eventos accidentales (Zafonte & Hampton 2007; Thur 2007). Ambas metodologías son algebraicamente idénticas, pero se diferencian en que REA, basándose en los recursos naturales, hace referencia al número de organismos perdidos y ganados debido al impacto y a la compensación, respectivamente (e.g. peces, tortugas marinas). Por su parte HEA considera los servicios¹¹ para conocer el área de hábitat perdido y ganado (Viehman et al. 2009; Zafonte & Hampton 2007). Para entender en más detalle esta metodología y ver un ejemplo de su aplicación, revisar el Anexo 4.

UMAM se aplica en el Estado de Florida para la afectación de humedales y otras aguas superficiales y se basa en la pérdida o reducción de las funciones ecológicas para determinar la cantidad de mitigación que se necesita para compensar esa pérdida. El cálculo requerido para aplicar esta metodología se basa en el valor de las funciones¹² proporcionadas por un determinado lugar (FDEP n.d.; Levrel et al. 2012). Para conocer el detalle de esta regla, ver el Anexo 3.

Por otro lado, Australia Occidental ha desarrollado sus propias normas para guiar la compensación de impactos sobre el medio ambiente, incluido el ambiente marino, en respuesta a los requerimientos de la Ley "*Commonwealth Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999*". Sin embargo, no se prescriben métodos específicos para la cuantificación de impactos y compensaciones.

Con el objetivo de incorporar la mitigación, restauración compensación de impactos a la planificación de zonas marinas, Thom et al. (2005) identifican 4 categorías y **atributos específicos relevantes** para la evaluación de impactos de proyectos. Similar al caso de los sistemas dulceacuícolas, los factores físico-químicos son los más importantes en determinar la biota y las funciones ecosistémicas en un área determinada. De hecho la relación entre las categorías es jerárquica; los factores forzantes determinan la estructura del hábitat de la biota presente, la cual a su vez determina los procesos ecológicos, entre los cuales algunos de mayor interés desde el punto de vista antrópico pueden ser seleccionados para su evaluación (funciones ecosistémicas) (Tabla 8).

¹⁰La restauración compensatoria se aplica generalmente en un lugar diferente al impactado y se lleva a cabo después de haber realizado una restauración primaria, en la cual se toman medidas en el lugar de impacto para mejorar la recuperación de los servicios ecológicos y así disminuir la duración de los daños (Zafonte & Hampton 2007).

¹¹En el contexto del "*Natural Resource Damage Assessment*" (NRDA) -proceso en el cual se aplica la metodología HEA-, los servicios se definen como las funciones de los recursos naturales que benefician a otros recursos naturales y/o al público (Viehman et al. 2009).

¹²Se refiere al valor de las funciones que desempeñan las tierras altas, humedales y otras aguas superficiales para la abundancia, diversidad y los hábitats de peces, la fauna y las especies amenazadas (FDEP n.d.); donde por "peces y fauna" se considera a cualquier miembro del reino animal, incluyendo mamíferos, peces, aves, anfibios, reptiles, moluscos, crustáceos, artrópodos y otros invertebrados, según lo establece la ley "*Florida Endangered and Threatened Species Act*".

Tabla 8. Categorías y atributos específicos relevantes para la evaluación de impactos y diseño de compensaciones óptimas de biodiversidad de proyectos y actividades que afecten el macroecosistema marino (Thom et al. 2005).

Categoría	Atributo
Factores forzantes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Energía de las olas ▪ Provisión de sedimento ▪ Pendiente/Profundidad ▪ Luz (sombra) ▪ Luz (aumento) ▪ Hidrología ▪ Contaminación/nutrientes ▪ Perturbaciones físicas ▪ Sustrato
Estructura del hábitat	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Densidad ▪ Biomasa ▪ Largos individuales ▪ Diversidad ▪ Tamaño del parche ▪ Forma del parche ▪ Posición en el paisaje
Procesos del hábitat	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Producción ▪ Flujo de sedimentos ▪ Flujo de nutrientes ▪ Flujo de carbono
Funciones ecológicas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Producción de presas ▪ Reproducción ▪ Refugio ▪ Captación de carbono ▪ Mantenimiento de biodiversidad ▪ Regulación de perturbaciones

El desarrollo de métricas para el diseño de COB en ecosistemas marino-costeros es una prioridad para muchos países y existen organizaciones colaborando para su creación (e.g. BBOP, IUCN) en procesos que podrían informar su desarrollo en Chile, en coordinación con proyectos piloto (ver sección 5.3.2).

Como conclusión de los marcos revisados, se puede decir que toda evaluación de ecosistemas, ya sean éstos terrestres, dulceacuícolas o marinos, son factores clave a considerar:

- El contexto del paisaje
- Factores forzantes/procesos críticos
- Atributos que den cuenta de la composición, estructura y función de la biota presente
- Indicadores de perturbaciones a los anteriores

Estos factores variarán según el tipo de ecosistema que se trate, y también del contexto local específico. Evidentemente, esto requiere un buen conocimiento de las comunidades biológicas y ecosistemas en cuestión, y deben ser probados de manera planificada para evaluar su efectividad para apoyar el diseño e implementación de compensaciones de biodiversidad en Chile.

Atributos a considerar para la caracterización de especies

Cuando el componente objetivo de la compensación es la especie, deben seleccionarse atributos directamente relacionados con la población en cuestión y/o su hábitat. En rigor, es posible incluir atributos de especies particulares en la evaluación de ecosistemas, como se describe en los párrafos anteriores. Sin embargo, esa evaluación integra una diversidad de atributos, donde la pérdida en uno de ellos puede ser enmascarada por la ganancia en otro, sin por ello afectar el valor final de calidad o condición del ecosistema. Por ello puede ser recomendable evaluar de manera separada las compensaciones esperadas para especies que son de interés en sí mismas, más que como un indicador de la condición ecosistémica. Estas pueden ser especies con algún grado de amenaza, o que tienen valores culturales como especies carismáticas o representativas, o especies que tienen valores de uso, y por lo tanto se requiere asegurar la continuidad en la provisión de recursos.

La evaluación de especies puede concentrarse en **atributos específicos** de la población afectada, tales como densidad, biomasa, reclutamiento, o en una evaluación de sus requerimientos de hábitat. En ambos casos, los atributos seleccionados dependerán de la biología y ecología específicas de la especie en cuestión. Por ejemplo, la densidad de individuos es uno de los indicadores más utilizados, sin embargo el grado en que esta información es indicativa de la viabilidad demográfica de la especie depende de otras características como su grupo taxonómico, estrategia reproductiva, entre otros (e.g. Frankham 1995).

Idealmente, una caracterización de especies debería incluir indicadores del nivel composicional relevantes (e.g. densidad de individuos, densidad de parejas reproductivas), de la estructura del hábitat (como los mencionados arriba para ecosistemas) y de procesos funcionales relevantes para la viabilidad de la especie (e.g. tasa de inmigración/emigración, reclutamiento, flujo génico).

El esquema de Conservation Banking de EE.UU. utiliza principalmente el Procedimiento de Evaluación del Hábitat (o Habitat Evaluation Procedures, HEP) para evaluar a la especie. La HEP define una Unidad de Intercambio, la cual es equivalente a una medida del área evaluada multiplicada por un Índice de Calidad de Hábitat (o Habitat Suitability Index, HSI). Esto da como resultado un número de Unidades de Hábitat. Tal como es común en muchas metodologías, los atributos específicos a considerar en el cálculo del HSI no están predefinidos, sino que requieren su formulación *ad-hoc* para cada especie. Ello se logra mediante métodos que incluyen desde estimación subjetiva por parte de expertos, hasta la definición de modelos que miden directamente variables del ambiente, siendo estos últimos preferidos por sobre los anteriores (Schamberger & Krohn 1982). Un ejemplo de esto es el programa voluntario de Créditos del Hábitat de la Tortuga de Florida, el que evalúa y califica los hábitats en función de categorías

generales tales como contexto del paisaje (e.g. tipo de uso del suelo en terrenos adyacentes, conectividad), variables bióticas (e.g. recursos alimenticios) y abióticas del sitio (e.g. tipo de sustrato y características microclimáticas requeridas durante la historia de vida)(Cochran et al. 2011).

La aproximación basada en hábitat de especies se aplica en Canadá, donde se exige compensar el hábitat de peces¹³ para cumplir con el requerimiento de la norma del departamento de pesca y océanos “*Fisheries and Oceans Canada's Policy*”, publicada en 1986, de evitar una pérdida neta de la capacidad productiva de estos hábitats (DFO 1986)(Practitioners Guide to Habitat Compensation). Esta norma se aplica a todos los proyectos y actividades que ocurren dentro o cerca del agua, que pueden alterar nocivamente, perturbar o dañar el hábitat de peces por medios químicos, físicos o biológicos y que en consecuencia podrían repercutir negativamente en los beneficios que se derivan de los recursos pesqueros de Canadá, como la economía y el empleo, entre otros (DFO 1986). La cantidad de compensación requerida para esta política se determina en base a modelamientos matemáticos como el Índice de Calidad de Hábitat (HSI) y otros equivalentes (Kerckhove et al. 2008).

Existen también metodologías simplificadas, como aquella utilizada por la empresa minera transnacional Río Tinto,¹⁴ donde el único atributo a nivel de especie evaluado, además de la superficie de hábitat afectado, es la proporción de la población afectada (o en su defecto el hábitat afectado) que representa de la población global de la especie. A falta de esta información, se utiliza la proporción de la superficie afectada que representa del rango de distribución global de la especie(H J Temple et al. 2012). Esta metodología destaca por su simplicidad, sin embargo es poco probable que este atributo sea adecuado y suficiente para caracterizar el impacto sobre toda la gama de especies con sus características biológicas y ecológicas específicas.

4.2.3 Unidad de Cambio (currency)

Tal como en un sistema monetario, conformado por monedas diferentes propias de cada país, dada la naturaleza singular y local de la biodiversidad, es necesario definir una moneda que permita comparar biodiversidades inherentemente diferentes. En un sistema de compensaciones óptimas de biodiversidad, la **Unidad de Cambio** es la medida que se usa para calcular y cuantificar la pérdida de biodiversidad derivada de los impactos residuales de un proyecto, y la ganancia que deberá entregarse como compensación. En la Unidad de Cambio se integra toda la información relevada del valor de la biodiversidad en cuestión, convirtiéndola en un solo valor, una sola unidad fungible e intercambiable.

Durante muchos años la superficie afectada fue el único atributo considerado para caracterizar la biodiversidad y equiparar medidas de compensación. Ella funcionaba por lo tanto como

¹³La ley federal de Canadá “*Fisheries Act*” define “hábitat de peces” como los sectores del medio ambiente de los cuales dependen los peces, directa o indirectamente, para desarrollar sus procesos vitales; entendiendo por “peces” a todas las etapas de vida de peces, mariscos, crustáceos, animales y plantas marinas (DFO 1986).

¹⁴Río Tinto ha hecho un compromiso a un nivel de su junta directiva de alcanzar un impacto positivo neto (NPI) en sus proyectos operando a nivel mundial

atributo así como una Unidad de Intercambio. En la mayoría de los casos, la razón entre superficie impactada y compensada era 1:1 (Bean et al. 2006; BBOP 2012d). En la evolución que han tenido las metodologías de compensación, hoy se considera que una buena unidad de cambio debe incorporar, además de una medida de magnitud de biodiversidad afectada (e.g. superficie), una medida del estado o condición ecológica en que ésta biodiversidad se encuentra. Este tipo de metodologías se conocen bajo el genérico de métricas de “**Área x Calidad**” (BBOP 2012f).

La calidad de la biodiversidad se expresa como un índice o puntaje que resume la evaluación de todos los atributos que se consideran relevantes como indicadores de la misma, en general relativo a una calidad máxima o potencial. Por ejemplo, la EPA ha definido la condición de los humedales como la medida en la cual un determinado sitio se aleja de su *integridad ecológica*, entendida ésta última como una evaluación de la estructura, composición y función de un ecosistema en comparación con un ecosistema de referencia en la misma región operando dentro de los límites de variabilidad natural o histórica (Fennessy et al. 2004; Faber-Langedoen et al. 2008).

Evidentemente, la definición de una Unidad de Cambio implica compromisos. Todo aquello que no sea incluido en el cálculo de la Unidad de Cambio no será tomado en cuenta respecto a su equivalencia en el tipo de biodiversidad compensada (BBOP 2012d). Por ello, desde el punto de vista de la equivalencia ecológica, es deseable que la unidad incluya la mayor cantidad de atributos relevantes posibles. Sin embargo, mientras más variables se incluyan en la unidad, menor será su eficiencia pues aumenta los costos, recursos y tiempo necesarios para su elaboración, poniendo en peligro la viabilidad de aplicar el instrumento en cuestión (Salzman & Ruhl 2000).

Un estudio comparativo de distintas unidades de cambio concluyó que las más robustas eran aquellas basadas en medidas de “Área x Calidad”, utilizando indistintamente indicadores directos o indirectos para determinar el componente ambiental a evaluar (Usher & Miller 2012). Sin embargo, no existe consenso respecto de si es más beneficioso o deseable prescribir los atributos que se usarán para determinar la calidad, o que ellos sean definidos de manera ad-hoc según el tipo de biodiversidad afectada y su contexto. La prescripción de atributos facilita el proceso de medición y su evaluación por parte de las autoridades, sin embargo puede limitar la implementación y el intercambio dentro de un esquema de bancos (Quétier & Lavorel 2011). Otra de las supuestas ventajas de contar con un sistema estandarizado es que otorgaría consistencia y repetibilidad a la medición (Quétier & Lavorel 2011). Sin embargo, esto no es necesariamente cierto. Por ejemplo, el método Habitat-Hectares, uno de los más estandarizados que existen, ha mostrado ser poco consistente debido principalmente al error inherente a la metodología y aquel surgido de la evaluación subjetiva de los atributos por distintos evaluadores con distinto grado de experiencia (Tolsma & G Newell 2003; Gorrod & D. Keith 2009). Adicionalmente, el método Habitat-Hectares ha mostrado una alta correlación con un método enfocado a la evaluación de la vegetación por parte de pequeños propietarios (*Land-manager self-assessment method*), el cual utiliza una metodología de calificación más simple (y por lo tanto más rápida y menos costosa), por lo que tal nivel de especificación metodológica no parece justificarse en términos de los resultados obtenidos (Lorimer 2008). Balancear adecuadamente el nivel de precisión científica y los tiempos y costos asociados es clave a la hora de determinar

una métrica o Unidad de Cambio. Tales aproximaciones pueden ser puestas a prueba y comparadas en proyectos piloto.

Intercambiabilidad y ponderación de los atributos para el cálculo de un Índice de Calidad

La valoración integrada de atributos para obtener un único índice integrado de calidad de la biodiversidad requiere la definición de la ponderación o importancia relativa que se le da a cada atributo en el cálculo del valor final de calidad. La manera más simple de realizar esto, en ausencia de información ecológica, es dar una ponderación equivalente a todos los atributos (e.g. BBOP 2009a). Para establecer una ponderación diferenciada de atributos, se debe tener conocimiento de aquellos atributos que son más relevantes o influyentes sobre la calidad total del sitio. Determinar esto para cada atributo es una tarea compleja, pero un primer paso puede ser determinar ponderaciones diferenciadas según las categorías gruesas de los atributos. Por ejemplo, siendo la hidrología el factor más influyente sobre los humedales, tiene sentido que los atributos hidrológicos tengan una mayor ponderación que otros.

Uno de los problemas de las Unidades de Cambio que utilizan índices de calidad es que éstos índices agregan información, por lo que disminuciones no deseables en un atributo pueden ser enmascarados por aumentos en otro atributo que no necesariamente lo reemplaza. En particular, es importante prevenir el intercambio de atributos que implican una pérdida de largo plazo (e.g. árboles maduros) por aquellos que se recuperan rápidamente (e.g. cobertura herbácea)(Lloyd & Rate 2012). Una opción para evitar esto es definir valores mínimos (y eventualmente máximos) que pueda adoptar cada atributo, o para ciertos atributos considerados críticos y no transables.

Contar con una base científica sólida es clave para la credibilidad y efectividad de la métrica a utilizar, por lo que es recomendable que ésta se desarrolle a través de un proceso participativo y consensuado, que pueda luego ser puesto a prueba experimentalmente previo a ser validado para su uso masivo (ver sección 5.2). El método Habitat-hectares ha sido criticado por no tener una justificación científico-ecológica clara para la inclusión de determinados atributos en la evaluación de calidad (y la exclusión de otros), así como para su ponderación relativa y la escala de puntajes asignados (Muncina 2009; Tolsma & G Newell 2003).

Componentes de Referencia (benchmarks)

Para caracterizar la calidad o condición de un ecosistema, hábitat o población, es indispensable la comparación con un **ecosistema de referencia** (BBOP 2012d). El supuesto implícito para esto es que la acción humana es la principal causa de perturbaciones en los ecosistemas y comunidades nativas, lo que genera pérdida de resiliencia y reducción del desempeño de sus funcional(Philip Gibbons & Freudenberger 2006). La evaluación de condición de biodiversidad en base a un referente permite contar con un parámetro único y objetivo para caracterizar el impacto, y determinar el nivel de variabilidad natural esperable en los atributos a medir(Stoddard et al. 2006; T. Gardner & Von Hase 2012).

Para establecer un sistema que evalúe impactos y compensaciones en base a referentes, es necesario definir con claridad qué se entiende con condición de referencia. Ella puede indicar una condición histórica (e.g. previo a la colonización europea), o a condiciones de mínima perturbación (e.g. con reducida huella humana). La dificultad de obtener datos sobre condiciones históricas, sumado a la naturaleza dinámica de la condición ecológica, hace difícil basar un esquema de compensaciones en este tipo de referentes. Por ello parece más aconsejable y factible establecer como referente una condición actual, que presente **mínima perturbación**. No obstante, aún tal condición puede ser difícil de hallar en numerosas zonas altamente perturbadas (e.g. matorral Chile central), para lo que puede ser necesario combinar la observación en terreno con la modelación teórica (BBOP 2012d; Stoddard et al. 2006).

La condición de referencia se utiliza para caracterizar tanto el sitio impactado como el sitio a compensar en función de un parámetro objetivo. Sin embargo, no debe interpretarse que el objetivo de manejo de las compensaciones es alcanzar los niveles de los atributos del ecosistema de referencia, ya que muchos de estos atributos pueden no ser restaurables, o tomar mucho tiempo para recuperarse. Se ha definido la **Mejor Condición Posible** como el parámetro razonable en guiar la compensación. Éste constituye una estimación teórica de la condición que puede lograrse en un tiempo determinado, dados los objetivos de manejo, uso y actividades de la compensación, en el contexto del paisaje, tecnologías y capacidades disponibles (Stoddard et al. 2006).

Diversos métodos (e.g. UMAM de Florida) utilizan referentes teóricos. Es decir, establecen una escala de puntajes de 1 a 10 para un determinado atributo, donde 10 se entrega al máximo valor teóricamente esperable. Establecer estos máximos esperables requiere de un buen conocimiento del atributo y del ecosistema en el que éste se expresa, por lo que este tipo de calificaciones dependen de la evaluación de expertos, estando siempre sujetas a cierto nivel de subjetividad. Por ello para poder operar con propiedad, deben ser consensuadas y validadas de manera participativa.

4.2.1 Equivalencia en el espacio: Localización y Áreas de Servicio

Para abordar el carácter local de la biodiversidad, (no-intercambiabilidad en el espacio)(Salzman & Ruhl 2000), se debe especificar dentro de que área geográfica se considerará que la compensación cumple con su objetivo de restituir valores perdidos. Se define para ello el **área de servicio**, la que corresponde a los límites geográficos dentro de los cuales se permite localizar la compensación óptima. Las áreas de servicio pueden corresponder a una cuenca hidrográfica, ecoregión, o la distribución poblacional (en el caso de especies) (CoE 2008; USFWS 2003). En referencia a la regulación nacional, el área de servicio correspondería a aquel límite dentro del cual la compensación se considera “efectiva” (reglamento SEIA, artículo 101).

En principio es deseable que la compensación se concrete lo más cerca posible de donde ocurrieron los impactos. Ello permite no sólo mantener biodiversidad en la zona a pesar del impacto, sino también mantener la provisión de los servicios ecosistémicos hacia las comunidades locales. En la práctica sin embargo, la priorización de compensación en el sitio del impacto o cerca de éste, es muchas veces difícil de concretar. Más aún, esta preferencia ha

significado priorizar la compensación dispersa y atomizada, en desmedro de la posibilidad de maximizar los beneficios de las compensaciones a través de la generación de sinergias entre compromisos de compensación de proyectos puntuales que podrían ser implementados en conjunto (NRC 2001; Bull et al. 2013). Para que se puedan generar estas sinergias, es necesario que la autoridad determine o sugiera criterios que ayuden a orientar la localización de las medidas, en función de una planificación asociada a prioridades de conservación a diferentes escalas (e.g. sitios prioritarios, conectividad).

En el caso de ecosistemas terrestres, la delimitación del área de servicio puede coincidir con la región biogeográfica o con límites administrativos (e.g. compensación dentro de la red Natura 2000 de la Unión Europea). En Australia, para compensación de vegetación nativa se requiere una “**conexión geográfica**” adecuada entre impacto y compensación, a pesar que las autoridades pueden eventualmente determinar la preferencia de una compensación lejana al sitio de impacto cuando la vegetación afectada no es considerada de alto valor (B. a McKenney & Kiesecker 2010).

Para ecosistemas dulceacuícolas, la aproximación recomendada es que el área de servicio sea la **cuenca hidrográfica**, dado que las funciones y servicios de los humedales sonen su mayoría de orden local, y sólo podrán compensarse efectivamente dentro de la misma cuenca (Faber-Langedoen et al. 2008; Bean et al. 2006).

En contraste con la aproximación hacia los humedales, la definición de áreas de servicio de la compensación basada en especies puede ser menos restrictiva, ya que su finalidad principal es evitar la extinción, manteniendo poblaciones viables. Así, el esquema de Conservation Banking de EE.UU. requiere que la compensación se realice dentro de las unidades de recuperación definidas por los planes de conservación, en base a criterios ecológicos tales como cuencas, tipo de suelo y/o distribución poblacional (B. a McKenney & Kiesecker 2010). Si los objetivos de recuperación de la población de una determinada unidad ya fueron cumplidos, o el proyecto impacta una población no considerada en ninguna unidad de recuperación, la compensación puede ubicarse en otra unidad donde aún no se hayan cumplido los objetivos. Esta aproximación deriva de la visión de que el Acta de Especies Amenazadas (la legislación a la que responde el esquema de Conservation Banking) no busca perpetuar la totalidad de las ocurrencias locales de las especies, sino su viabilidad en el tiempo a través de su conservación en suficientes áreas (Bean et al. 2006).

Las áreas de servicio se deben definir estableciendo un balance entre los factores ecológicos, aquellos administrativos y de gestión, y factores sociales. La credibilidad y aceptación social de los esquemas de compensación dependen fuertemente en que las comunidades locales, en primer lugar, y el público en general en segundo, perciban una correlación directa entre los impactos y las compensaciones realizadas. Por estas razones es que las compañías consideran crítico que las compensaciones se concreten lo más cerca posible de los impactos (Kate et al. 2004). Por otro lado, la definición del área de servicio tiene implicancias en el establecimiento de bancos de compensación, ya que la viabilidad económica del banco estará directamente relacionada con la demanda potencial dentro de la misma área de servicio (USFWS 2003; Bean et al. 2006).

4.2.4 Equivalencia en el tiempo: Duración y desfase temporal

Se ha señalado como preferencia que las compensaciones duren a **perpetuidad** (BBOP 2012f). Sin embargo desde el punto de vista de los titulares de proyecto, este requisito puede ser percibido como excesivo e injustificado si los impactos no son permanentes (Kate et al. 2004). No obstante, hay acuerdo en que el piso mínimo sea que las compensaciones se mantengan tanto como duren los impactos del proyecto (Bull et al. 2013; Kate et al. 2004), que puede ser hasta 50 años para algunos proyectos grandes.

Para la mantención en el largo plazo de la compensación, se hace necesario verificar que se dispondrá de la **protección legal y recursos financieros** necesarios (BBOP 2012f). Por ejemplo, los bancos de conservación de especies en California (EE.UU.) requieren que se adquieran los derechos de desarrollo del territorio, así como que se establezca un mecanismo de financiamiento de largo plazo (e.g. fondo fiduciario; Kate et al., 2004).

El **desfase temporal** se refiere al tiempo que demora la compensación en hacer efectiva la totalidad de la ganancia en biodiversidad comprometida. Esto no implica sólo cuando se comienza a implementar la compensación, sino cuando los beneficios en biodiversidad alcanzan niveles equivalentes a aquellos perdidos. Las pérdidas en el presente no son equivalentes a las ganancias futuras, tanto por los efectos que tiene la ausencia transitoria de biodiversidad (que pueden llegar a ser permanentes) como por la posibilidad de que las ganancias nunca se hagan efectivas, o si lo hacen sea sólo de manera parcial (Salzman & Ruhl 2000).

La forma más común de abordar el desfase temporal entre impactos y compensaciones es mediante la aplicación de multiplicadores que funcionan “**castigando**” las demoras temporales, por ejemplo al aumentar el área a compensar en función de los años que toma en hacerse efectiva la compensación (ver sección siguiente).

En la medida que la compensación se haga efectiva posterior al impacto, siempre se estará incurriendo en una pérdida temporal de biodiversidad, lo que no es compatible con un objetivo de Pérdida Neta Cero (Bull et al. 2013; BBOP 2012d). De especial preocupación es el hecho de que muchas veces la compensación depende de la aplicación de técnicas de restauración que aún están en desarrollo, o que no han sido probadas, no existiendo certeza de su éxito (Maron et al. 2012). En este sentido, lo más recomendable desde el punto de vista teórico, aunque complejo desde la práctica, es que la **compensación** esté implementada **antes de que el impacto** ocurra (Mckenney 2005; Wissel & Wätzold 2010). La posibilidad de acceder a terrenos en los que las prácticas de restauración y conservación ya hayan sido implementadas con éxito, y que por lo tanto la compensación pueda hacerse efectiva antes de producirse el impacto, es una de las ventajas más importantes que ofrecen los esquemas de bancos de compensación para evitar estos desfases temporales (Kate et al. 2004; Bull et al. 2013).

Latinoamérica y nuestro país tienen un alto potencial para desarrollar compensaciones en forma de prevención de pérdida de ecosistemas de alto valor (Bovarnick, Knight, et al. 2010b; Bovarnick, Knight, et al. 2010a). Ello puede ayudar a que las compensaciones entreguen resultados efectivos en menor tiempo. En estos casos, el desafío crucial es asegurar que dichas corresponden realmente a ganancias adicionales de biodiversidad (ver punto 4.1), uno de los requisitos clave de la compensación óptima.

4.2.5 Multiplicadores, incertezas y riesgos

Diversos e importantes riesgos se asocian a la compensación óptima de impactos, entre otros: a las limitaciones del conocimiento sobre la biodiversidad; la simplificación metodológica que es indispensable para su valoración; la incertidumbre respecto al adecuado cumplimiento de los objetivos planteados; la pérdida adicional de biodiversidad derivada de los retrasos en la implementación de compensaciones.

Estas incertezas pueden abordarse de diversas maneras, siendo la más común el uso de **multiplicadores** que aumenten la **superficie de la compensación** en función de cálculos más o menos sofisticados sobre los riesgos asociados (BBOP 2012d). El método UMAM del Estado de Florida (EE.UU.) por ejemplo, considera multiplicadores crecientes en función de los años que demore en concretarse la compensación (varían desde 1 a 3,91), y multiplicadores derivados de una evaluación subjetiva del riesgo asociado a la compensación propuesta (varían de 1 a 3). Esto determina que el área a compensar podría llegar a ser 9 veces el área impactada (FDEP n.d.). Otras metodologías asignan multiplicadores en función del grado de amenaza del componente de biodiversidad afectado. Por ejemplo, la regla para las compensaciones recientemente aprobada para Colombia aplica multiplicadores en función de la rareza y representatividad (entre otros) del ecosistema afectado, pudiendo el multiplicador final adoptar valores que varían entre 4 y 10 (MADS 2012). Otro ejemplo es el de el método Habitat Equivalency Analysis (HEA), donde las pérdidas y ganancias en biodiversidad se valoran sobre la base de un año, por lo que indica que mientras no se concrete la compensación, se van acumulando pérdidas anuales, a la vez que se va sumando una tasa de interés del 3% del débito al año, para dar cuenta del valor del servicio actualizado a tiempo presente (Quétier & Lavorel 2011; NOAA 2006).

Si bien el uso de este tipo de multiplicadores puede ser tentador por ser fáciles de comprender, implementar y fiscalizar, en la práctica tienen aún **escasa justificación teórica**. De hecho, la teoría indica que la magnitud real que deberían alcanzar los multiplicadores para que realmente pudieran cumplir el rol de dar cuenta de los riesgos asociados, podrían ser tan altos que los haría absolutamente inaplicables (Moilanen et al. 2009). Una excepción podría consistir la metodología propuesta por King & Price (2006) para ser aplicada simultáneamente con el método HEP. Ellos desarrollan un método matemático para la asignación de multiplicadores en base al tipo de acción compensatoria (creación, restauración, conservación), el desfase temporal y el riesgo de que la compensación falle. Los valores de multiplicadores se mantienen dentro de rangos aplicables (<10) en la mayoría de los casos. Que los multiplicadores propuestos tengan una base sólida permite que las autoridades puedan defender su implementación frente a los titulares de proyectos, a pesar de los costos que ésto pueda implicar. La aplicación de multiplicadores puede resultar controversial cuando no se cuenta con la justificación para ellos. En efecto, el uso no justificado de multiplicadores (incluso moderados) ha sido objetado por titulares de proyectos (King & Price 2006).

De todas formas se debe destacar que en las métricas del tipo Área x Calidad, la **calidad** actúa justamente como un **multiplicador**. Ello determina que si la calidad del sitio de compensación es menor que en el sitio de impacto, el área a compensar deberá ser mayor. Esto se conoce como multiplicador asociado a la Unidad de Cambio (BBOP 2012d). En estos casos es deseable

definir reglas para el intercambio de calidad por superficie, ya que evidentemente estos no son atributos equivalentes. Por ejemplo, el método Acre-Points del Estado de Washington, EE.UU. sólo permite la compensación por humedales que tengan la misma o mayor calidad a la del humedal afectado (Hruby 2012).

Es relevante destacar que aplicar multiplicadores, es decir, aumentar la superficie a compensar, en muchos casos no cumple con disminuir los riesgos asociados a las compensaciones, en particular, son medidas indeseables cuando existen riesgos de que la compensación fracase del todo o que produzcan pérdidas irreparables o severas (e.g. cuello de botella poblacional) en el intertanto que se produce el impacto y la compensación (BBOP 2012d; Bull et al. 2013).

4.3 Propuesta de metodología para la determinación de equivalencias entre impactos y medidas de compensación en biodiversidad

La experiencia internacional, tanto teórica como práctica, junto con el estándar actual de las compensaciones realizadas dentro del SEIA hace necesario que cualquier reforma que apunte al desarrollo de la compensación óptima sea introducida de manera gradual.

Afortunadamente el **SEIA ofrece espacios** variados para comenzar a construir y aplicar algunas de las variables relevantes en cualquier esquema de compensación óptima, tal como lo demostramos a través del análisis de los Principio (véase sección 4). Entre ellas se incluye: la definición de componentes objetivo, la utilización de una Unidad de Cambio del tipo Área x Calidad con consideración de los aspectos composicionales, estructurales y funcionales del componente evaluado, y una duración de la compensación equivalente a la duración del impacto. Asimismo, la EIA tiene espacios para comenzar a incorporar elementos clave para la compensación óptima, como una correcta aplicación de la Jerarquía de Mitigación y de límites para lo que puede ser compensado, así como la demostración de adicionalidad cuando la compensación consista en la protección de valores ambientales preexistentes (ver sección 4.1).

Por otro lado, la situación actual, tanto a nivel de la gestión de la conservación de biodiversidad y la regulación vigente, no proveen la base necesaria para avanzar en variables como definir áreas de servicio o proponer multiplicadores por desfase temporal, incertezas o riesgos de la compensación. Asimismo, el escaso desarrollo del conocimiento sobre la biodiversidad nacional, de variables básicas de nuestras especies y ecosistemas, incluso aquellos amenazados, escasa sistematización del conocimiento ecológico existente (véase 4.4), la diversidad de tipos de impactos y tipos de ecosistemas involucrados, indican que la prescripción de métricas y atributos específicos para la evaluación de impactos sea una tarea de mediano a largo plazo, que debe impulsarse en paralelo a otros pasos necesarios para el establecimiento de un esquema de bancos de compensación (ver sección 5.2).

En base a lo anterior, proponemos una **metodología** que vincula el diseño de compensaciones óptimas con el proceso de planificación y evaluación de proyectos, que puede ser integrada al SEIA. El detalle de esta metodología se encuentra descrito en la Guía para la compensación óptima de biodiversidad en el SEIA (Anexo 7). A continuación se resumen sus principales etapas, objetivos y pasos:

1. Etapa 1. Alcance y actividades del proyecto: en esta etapa deben identificarse las principales actividades del proyecto y asociarlas, de manera general y preliminar, a potenciales impactos y agentes de cambio significativos sobre la composición, estructura y función de la biodiversidad, y sus componentes clave (e.g. áreas protegidas). Los principales objetivos de esta etapa son:
 - La inclusión temprana de criterios de biodiversidad en la planificación del proyecto, para aplicación explícita de la Jerarquía de Mitigación, incluyendo pasos hacia la prevención y minimización de impactos, mediante la evaluación de alternativas en la localización, emplazamiento y tecnología, entre otros. Se debe incluir asimismo la opción de no proceder.
 - La identificación de Componentes clave de la biodiversidad potenciales de ser afectados, y la evaluación de la factibilidad de compensar los impactos que no puedan ser prevenidos ni minimizados, en función de la vulnerabilidad e irremplazabilidad de los componentes en cuestión.
 - Considerar tempranamente las necesidades de información, recursos y profesionales para el diseño de compensaciones óptimas, de manera que éstos sean integrados, dentro de lo posible, con las actividades de levantamiento de línea de base y otras asociadas a la evaluación de impactos.

2. Etapa 2. Marco legal y/o contexto político para la compensación óptima de biodiversidad: esta etapa considera la revisión del marco legal para la COB, considerando no sólo la regulación directamente asociada al SEIA, sino los objetivos nacionales y regionales de conservación, convenciones sobre biodiversidad ratificadas por Chile, así como las estrategias y planes de desarrollo. Los principales objetivos de esta etapa son:
 - Identificar los principales cuerpos legales, políticas y planes relevantes para prevención de impactos sobre la biodiversidad, y planificación de compensaciones, así como guías de buenas prácticas que puedan asistir el proceso.
 - Identificar si el proyecto interfiere, o puede potenciar positivamente, objetivos nacionales y regionales sobre biodiversidad.
 - Considerar la posibilidad de un ingreso voluntario al SEIA para aquellos proyectos que, a pesar de no encontrarse incluidos en el listado de actividades que obligatoriamente deben ingresar al sistema, deseen hacerlo voluntariamente para responder a políticas corporativas o de entidades financieras, entre otros.

3. Etapa 3. Participación de los interesados: la participación y transparencia con los actores involucrados en la gestión de la biodiversidad es clave para la aceptación y colaboración, y por lo tanto del éxito de las medidas de mitigación y compensación propuestas. Esto incluye tanto a las comunidades directamente afectadas por los impactos del proyecto, instituciones u organizaciones con experiencia en conservación, entre otros. Los principales objetivos de esta etapa son:
 - Identificar los componentes clave de la biodiversidad presentes en el área de influencia del proyecto y potenciales de ser afectados, incluyendo valores intrínsecos, culturales o de uso.
 - Identificar a los actores relevantes a incluir en diversas instancias de participación, especialmente potenciales conflictos que puedan generarse.

- Planificar y generar instancias adecuadas de participación ciudadana e involucramiento de expertos en el proceso de mitigación y compensación de impactos sobre la biodiversidad, con suficiente anticipación para que las observaciones puedan ser incorporados en el proceso formal de evaluación ambiental.
4. Etapa 4. Determinar el alcance de una COB basada en los impactos residuales del proyecto: en esta etapa se aplica la Jerarquía de Mitigación en función de los impactos significativos identificados para el Área de Influencia del Proyecto y la identificación de aquellos impactos residuales que aún persistan luego de la aplicación de medidas de prevención, minimización y restauración, para los cuales se diseñará la COB. Los principales objetivos de esta etapa son:
- Especificar los componentes clave de la biodiversidad a ser potencialmente afectados, con énfasis en aquellos prioritarios por su vulnerabilidad y/o irremplazabilidad, para los cuales deberá enfatizarse la prevención y minimización de impactos.
 - Identificar claramente las medidas de prevención, minimización y restauración a ejecutar y el impacto específico al cual éstas aplican.
 - Identificar los impactos residuales del proyecto, en función de todos los ecosistemas terrestres, dulceacuícolas y marinos a ser afectados, definidos a una escala adecuada en función de los impactos del proyecto, y definir especies foco, las que por características (e.g. estado de amenaza, valor cultural), califican para que se ejecute una medida de compensación .
5. Etapa 5. Elegir un método del tipo Área x Calidad para calcular pérdidas y ganancias y cuantificar pérdidas residuales: en esta etapa se deben definir los métodos específicos a utilizar para calcular las pérdidas/ganancias de biodiversidad, levantar la información requerida por el método, y finalmente cuantificar la pérdida de biodiversidad derivada de los impactos residuales del proyecto. Los objetivos de esta etapa son:
- Identificar la metodología específica a utilizar para calcular la pérdida de biodiversidad derivada de los impactos del proyecto sobre el ecosistema específico y las especies afectadas. Definir y levantar la información requerida para el cálculo de las pérdidas de biodiversidad, según la metodología de cuantificación elegida.
 - Obtener un valor, en créditos, de las pérdidas de biodiversidad incurridas por el proyecto, que equivalen a las ganancias que deberán ser generadas por la COB.
 - Considerar la necesidad de incrementar el valor de créditos a compensar, en función de la demora en que las compensaciones alcancen su potencial y los riesgos asociados.
6. Etapa 6. Revisar las alternativas de ubicaciones y actividades para la COB y evaluar las ganancias de biodiversidad que serán alcanzadas en cada una de ellas: El principal objetivo es:
- Identificar las alternativas disponibles para implementar compensaciones adecuadas a los impactos residuales del proyecto, considerando tanto la disponibilidad de sitios como las actividades (i.e. prevención de pérdida de biodiversidad, restauración).

7. Etapa 7. Calcular las ganancias por compensaciones y seleccionar actividades/ubicaciones apropiadas para ellas: en esta etapa se seleccionan los sitios y actividades más adecuadas para obtener la ganancia en biodiversidad, medida con la misma metodología utilizada para cuantificar las pérdidas. El principal objetivo de esta etapa es:
 - Seleccionar las actividades aquellas alternativas más adecuadas, en función de la adicionalidad, factibilidad de las medidas, viabilidad del sitio en el tiempo, así como su coherencia con las prioridades nacionales y regionales de conservación y desarrollo.

8. Etapa 8. Registrar el diseño de la compensación y entrar al proceso de implementación de ésta: en esta etapa se deben dejar por escrito los criterios utilizados para determinar las medidas de compensación, y todos los compromisos adquiridos. Los principales objetivos son:
 - Especificar las actividades de compensación propuestas, ubicación, límites y plazos, en relación directa con el objetivo de obtener un balance entre pérdidas de biodiversidad derivadas del proyecto y ganancias esperadas de la compensación.
 - Identificar los resultados esperados de las medidas, indicadores de éxito y medidas de monitoreo, así como quien estará a cargo de su implementación.

4.4 Criterios a considerar en la aplicación de la valoración de biodiversidad nacional.

Para que las medidas de compensación generadas en el marco del SEIA puedan ser coordinadas y enmarcarse dentro de una planificación de mayor escala, es necesario contar con un nivel mínimo de **información base de biodiversidad**, que se encuentre sistematizada y oficializada, así como establecer objetivos explícitos de conservación a escalas administrativas adecuadas (e.g. regionales) que permitan la mantención del patrimonio natural de Chile y resguarden la provisión de los servicios mínimos para asegurar el funcionamiento no sólo de la industria, sino del bienestar humano. Es esperable además que favorezcan el cumplimiento de compromisos internacionales adquiridos a nivel país, tales como la conservación del 10% de los ecosistemas (CONAMA 2003).

Es necesario asimismo, avanzar hacia un **ordenamiento territorial** que incorpore los valores de la biodiversidad, tal como lo recomendó la Organización para el Desarrollo Económico (OCDE) en su Informe "Evaluación del Desempeño Ambiental de Chile" (OCDE/CEPAL 2005). Esto es indispensable para poder orientar adecuadamente el desarrollo de la actividad productiva, de manera de prevenir y minimizar impactos, en particular sobre aquellos valores irremplazables de la biodiversidad y que por definición no pueden ser compensados. Un avance en este sentido lo representa la iniciativa del Ministerio de Bienes Nacionales de generar un mapa referencial para guiar la localización de proyectos, considerando la ubicación de áreas protegidas y usos permitidos del territorio, entre otros aspectos (MNB 2011).

Uno de los requisitos básicos para poder implementar compensaciones óptimas de biodiversidad adecuadas es contar con una **clasificación oficial de ecosistemas terrestres, dulceacuícolas y marinos a una escala espacial relevante para los impactos de proyectos**. En el caso de ecosistemas terrestres, una clasificación comúnmente utilizada es la de Luebert & Pliscoff (2006), la que se basa en pisos vegetacionales. La escala de esta clasificación (1:250.000) sin embargo, en muchos casos es demasiado gruesa para la identificación de impactos a nivel del proyecto sobre valores críticos de la biodiversidad. Por ejemplo, formaciones vegetacionales relictas como el Parque Nacional Bosques de Fray Jorge o el sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad Santa Inés, ambos ubicados en la IV región, no son identificados a nivel de esta clasificación, ya que corresponden a una escala de clasificación más fina (comunidades azonales).

A nivel de ecosistemas dulceacuícolas, se cuenta hoy con una clasificación de humedales en base a ecotipos, que corresponden a “familias de humedales que tienen atributos comunes en términos de su estructura y funcionamiento” (CEA/CONAMA 2006). Los ecotipos son a su vez divididos en clases y tipos. Este enfoque es útil pues las categorías están relacionadas con las funciones y servicios ecosistémicos que ofrece el humedal, donde un mismo ecotipo puede estar presente en diferentes zonas del país, si es que se comparten las características climáticas y físicas que le dan origen. Sin embargo, algunos atributos de la biodiversidad asociada a cada humedal (e.g. genes, especies) está determinada por otros factores ecológicos, por lo que dentro humedales pertenecientes a un mismo ecotipo pueden diferir en sus especies asociadas, dificultando el diseño de la COB en su dimensión composicional. Por otro lado, para que la compensación de las funciones del humedal sea efectiva, la experiencia internacional indica que éstas deben seguir una aproximación ecosistémica (e.g. Mitigación Compensatoria de Humedales de EE.UU.). Esto implica, que se consideren las necesidades de la cuenca impactada y la viabilidad del sitio propuesto para la compensación (Bean et al. 2006; NRC 2001). Esto es críticamente relevante al incorporar la dimensión social en el diseño de la COB, pues resulta lógico desear que la compensación se localice dentro de la misma cuenca. Esto puede dificultar mantener la compensación dentro del mismo ecotipo en aquellos casos en los que no se encuentre réplica de dos tipos dentro una misma cuenca (e.g. humedales costeros de intrusión salina). Una forma de abordar esto se podría relacionar la mejora de condiciones aguas arriba, la cual puede igualmente tener un efecto positivo sobre un humedal costero, dada la conectividad que tienen los humedales dentro de la cuenca. Análisis de este tipo deben ser desarrollados en cada caso, y por profesionales expertos en ecología y conservación de biodiversidad.

Es importante mencionar que la determinación del “área de servicio”, o la decisión de priorización de la compensación en función de las necesidades de la cuenca o la equivalencia ecológica (ecotipo), requerirían contar con instrumentos para la gestión a nivel de cuencas. Éstos permitirían acceder información de base sobre los diversos usos, amenazas y prioridades a esta escala, la cual es una de las pocas unidades geográficas terrestres que coincide con delimitaciones naturales y funcionales de la biodiversidad. Decisiones como estas pueden ser puestas a prueba en experiencias, por ejemplo aplicadas a la industria minera en la zona norte, donde el agua es un elemento crucial, se puede gestionar a nivel de cuenca y su afectación fuente de conflicto con las comunidades (Ver sección 5.3.3).

En el caso de los ecosistemas marino-costeros, si bien existen un buen nivel base de información científica sobre topografía, oceanografía, flora y fauna marinas cercanas a la costa, y se han identificado ecoregiones o provincias (Fariña et al. 2010), no existen bases de datos validadas y oficializadas que permitan realizar procesos de bioregionalización (IEB/CONAMA 2009). De manera similar a lo que ocurre con los ecosistemas dulceacuícolas, las características del ambiente marino, principalmente la importancia de la conectividad entre distintos tipos de hábitat requerida por muchos de los organismos que los habitan (M Fernández et al. 2000), hace necesaria una planificación a escala del paisaje, tanto para la evaluación de los impactos acumulados de los proyectos, como para la identificación de áreas clave de importancia para la biodiversidad, y las zonas prioritarias para ser protegidas. Esto es particularmente atinente a industrias que concentran sus actividades en áreas geográficas delimitadas, como por ejemplo la salmonicultura en los fiordos australes (ver sección 5.3.1). Por otro lado, en la zona central existe la oportunidad y necesidad de coordinar la conservación a través de áreas protegidas con figuras de manejo de recursos, concretamente las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos, que son competidoras por el espacio marino, pero han demostrado beneficios para la biodiversidad (ver sección 5.3.2).

A pesar de que para algunas especies existen información sobre su distribución (e.g. Tognelli et al. 2008; IEB/CONAMA 2009), ella sigue siendo dispersa, no está oficializada, está confinada a bases de datos de investigadores o centros de estudio, lo que dificulta su utilización para la gestión de las EIA o el diseño de compensaciones. Este conocimiento además tiene un sesgo hacia aquellas de mayor tamaño, ya sea flora o fauna, y aún es necesario avanzar en completar inventarios de muchas de ellas, o incluso de grupos o reinos completos (OCDE/CEPAL 2005; Simonetti 2002).

En los últimos años se han producido avances importantes en la clasificación del estado de conservación de especies, sin embargo es necesario que esas clasificaciones deriven en planes de recuperación y manejo, para que puedan indicar de mejor forma las zonas y actividades prioritarias que puedan revertir esos estados. Este **segundo nivel de gestión de la conservación** es clave para guiar el diseño de compensaciones óptimas. Por ejemplo, 37 de las 46 especies de vertebrados amenazados están insuficientemente representados en áreas protegidas (Tognelli et al. 2008). Es necesario además incorporar a los procesos de clasificación las especies marinas (sólo se han incluido cetáceos hasta el momento), en particular para aquellas que son explotadas (M Fernández et al. 2000), o que tienen roles funcionales críticos para los ecosistemas.

5.0 Compensación Óptima de biodiversidad en Chile: Oportunidades y desafíos

La biodiversidad es el factor último que sostiene cualquier actividad productiva, por lo que la planificación del desarrollo sostenible debe incluir de manera explícita la gestión de la conservación en su base. Dado el generalizado desconocimiento de la relación entre biodiversidad y desarrollo, la conservación es vista comúnmente como un obstáculo para alcanzar mayores niveles de bienestar humano, lo cual es justamente al revés.

Dada la compleja naturaleza de la biodiversidad, existen sin embargo múltiples instrumentos que permiten gestionar la conservación de la biodiversidad, los cuales involucran actores variados provenientes tanto del mundo público como privado. Será tarea de los primeros generar las condiciones regulatorias que permitan identificar, diseñar, articular y promover la adopción de estos instrumentos de conservación en todos sus niveles. Y será tarea de los segundos innovar y promover aquellas prácticas de conservación más directamente relacionadas con su actividad productiva. Entre éstas se encuentra la compensación óptima.

Este instrumento es complementario a una variedad de acciones de conservación que tradicionalmente son aplicadas por el sector productivo, pero se distingue de los otros pues permite abordar la conservación de biodiversidad en aquellos casos donde se produce irremediablemente un impacto. Este es el caso típico de la minería, pero también en otras industrias como la forestal, energética, pesquera, todas pilares de la economía chilena. Más aún, la compensación óptima constituye un instrumento objetivo e integrador que permite por una parte transparentar la gestión de la conservación haciéndola medible, a la vez que articular actores relevantes al proyecto en cuestión, ofreciendo un espacio objetivo de encuentro entre actores clave.

El crecimiento sostenido de la economía nacional prevé impactos sobre el patrimonio natural nacional. En un país como Chile, cuya economía depende de la extracción de recursos naturales, la compensación óptima podría constituir una herramienta poderosa para asumir la gestión de la conservación de los impactos ineludibles de la actividad productiva. Más aún, considerando que nuestros recursos naturales dependen directa o indirectamente de la biodiversidad nacional, y que ellos son gestionados mayoritariamente por el sector privado, la compensación óptima podría constituir un espacio positivo y proactivo para las compañías, las cuales podrían complementar de manera efectiva la labor de conservación desarrollada por el sector público.

Se indican a continuación algunos factores relevantes que hoy día afectan la actividad productiva, y cómo la compensación óptima puede favorecer su resolución. Se ejemplifica además, las oportunidades específicas que este instrumento ofrece a sectores relevantes de la economía nacional, como una forma de visualizar su aplicación en proyectos reales.

5.1 Desempeño ambiental y licencia social para operar en el sector productivo

El clima para las compañías ha cambiado considerablemente. Hoy las empresas enfrentan una **creciente presión** desde los inversionistas, clientes, accionistas, gobiernos, organizaciones sin fines de lucro, y el público en general para identificar e informar su desempeño ambiental y social. El logro de un **desempeño ambiental positivo** puede crear un **valor** real para el negocio, mientras que un desempeño pobre puede e impactos negativos, pueden afectar negativamente la habilidad para que la compañía opere en el mercado actual. La justificación de negocios para lograr un desempeño ambiental positivo por lo tanto es fuerte.

Esta justificación de negocios incluye obtener una **licencia social** para operar. La licencia social ha sido definida como existente cuando un proyecto tiene aprobación actualizada dentro de la comunidad local y de otros actores, y aprobación actualizada o aceptación social en general. Al

nivel de un proyecto individual la licencia social para operar está basada en las creencias, percepciones y opiniones que tiene la población local y otros actores sobre el proyecto. La licencia sociales entregada de manera no formal por la comunidad y actores. Ella es intangible - a menos que se haga un esfuerzo para medir las creencias, opiniones y percepciones-, es dinámica y no permanente, dado que las creencias, opiniones y percepciones están sujetas a cambio a medida que se obtiene nueva información o cambian las condiciones. Por lo tanto, la licencia social debe ser adquirida y luego mantenida. Numerosos proyectos han sido cancelados o seriamente retrasados a causa de protestas de las comunidades, como resultado de una revocación de su licencia social para operar.

La licencia social va **más allá** del cumplimiento de la **legislación vigente**. Las compañías están dispuestas a ir más allá que lo requerido por la ley debido a que sienten la obligación de cumplir con las expectativas de la sociedad y evitar actividades que son vistas como inaceptables dentro de la sociedad (o por sectores influyentes de ella), de manera de evitar problemas o preservar su reputación. Por otro lado, obtener una licencia social para operar puede otorgar beneficios tangibles para el balance de la compañía.

La obtención de la licencia social puede depender de cómo una compañía aborda sus impactos sociales y ambientales, y de cómo maneja sus riesgos en biodiversidad y servicios ecosistémicos. El año 2006, el Consejo Internacional de Minería y Metales (ICMM por sus siglas en inglés) publicó su manual de Buenas Prácticas para Minería y Biodiversidad. El ICMM representa a 22 compañías mineras y metálicas y a 34 asociaciones a nivel de países y regiones de minería y materias primas globales, incluyendo algunas chilenas. El ICMM reconoce la importancia de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos como parte de sus operaciones mineras, y señala que numerosas compañías han adoptado aproximaciones cada vez más sofisticadas para manejar la biodiversidad, en un esfuerzo para obtener y mantener una licencia social que les permita operar. Las compañías ven la adopción de prácticas ambientales responsables como relevantes principalmente con respecto a:

- Acceso a terrenos, tanto en las etapas iniciales del desarrollo de proyectos, como para la continua exploración para extender la vida útil de proyectos existentes;
- Reputación, que se relaciona con la licencia social para operar y que es un beneficio intangible pero significativo para las empresas, que puede influir fuertemente en la percepción de las comunidades, ONGs, y otros actores relacionados con operaciones propuestas o existentes;
- Acceso a capital y financiamiento del proyecto.

En esencia, la adopción de estas prácticas responsables en la minería permite que las compañías obtengan una licencia social para operar. Adicionalmente, el ICMM sostiene que un buen manejo de la biodiversidad puede traer beneficios directos a las compañías, tales como:

- Mayor confianza y lealtad de los inversionistas
- Ciclos de aprobación de permisos más cortos y menos polémicos, como resultado de una mejor relación con las agencias reguladoras
- Menores costos de operación
- Mejores relaciones con la comunidad

- Alianzas colaborativas con ONGs
- Mayor motivación de los empleados
- Menores riesgos y cargas
- Mayor acceso a mercados

En un mercado global cada vez más competitivo, y con preocupación creciente de parte de los actores sobre los impactos de las industrias extractivas, el manejo de la biodiversidad puede ser un factor importante para las compañías que quieren lograr una ventaja competitiva en el negocio. Más aún, cada vez más compañías operan en áreas de alta biodiversidad, por lo que se **incrementa el riesgo** de impactos significativos o daño a la reputación. Por lo tanto, las empresas consideran beneficioso aplicar buenas herramientas de gestión de biodiversidad.

En el sector minero, la transnacional **Rio Tinto** ha demostrado el **liderazgo** con respecto a desempeño ambiental y manejo de la biodiversidad. La compañía se comprometió a tener un impacto neto positivo sobre la biodiversidad, y lo hizo en parte, para asegurar su licencia social para operar. Para aplicar esta aproximación, la compañía desarrolló una métrica denominada Quality Hectares (Hectáreas Calidad), la cual evalúa tanto el área como su condición para cuantificar las pérdidas y ganancias. La métrica Hectáreas Calidad es similar en su aproximación a la métrica Habitat Hectares (Hábitat Hectáreas), la cual también mide área y condición para evaluar pérdidas y ganancias de vegetación nativa en el estado de Victoria, Australia. Adicionalmente a la métrica Quality Hectares, Rio Tinto utiliza una métrica denominada Unidades de Distribución Global para evaluar especies y ser utilizada en conjunto con la anterior.

Rio Tinto comenzó a trabajar con la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y un grupo de científicos para desarrollar una metodología y métrica e iniciar su aplicación en uno de sus sitios de explotación en Madagascar. Desde entonces, Rio Tinto ha comenzado a aplicar la aproximación de impacto neto positivo en otros sitios alrededor del mundo, proveyendo un modelo de aplicación de mejores prácticas ambientales como parte del desarrollo de su licencia social para operar. Otras compañías están en proceso de desarrollar políticas de biodiversidad similares a las de esta empresa.

El **sector minero** ha mostrado un liderazgo significativo en abordar el riesgo asociado a la biodiversidad y muchas compañías están desarrollando lineamientos voluntarios para sus operaciones. Las compañías de petróleo y gas también han comenzado a considerar la adopción de mejores prácticas ambientales, y en muchas zonas donde las operaciones petroleras ocurren en zonas sensibles, incluyendo áreas protegidas, ellas están adoptando las mejores prácticas para minimizar sus impactos y compensar óptimamente sus impactos residuales. Algunas de estas compañías han creado comités científicos para asistirlos en la toma de decisiones, como una forma de apoyar sus operaciones.

La industria del **petróleo y gas** creó la Asociación Global para temas ambientales y sociales, llamada IPIECA. Los miembros de IPIECA consideran que las compañías deben mantener su licencia social para operar al gestionar sus impactos sociales y ambientales, asegurando que las comunidades se puedan beneficiar de las oportunidades de desarrollo asociadas a sus recursos naturales. En un esfuerzo para responder por los impactos de la extracción de petróleo y gas sobre la biodiversidad, IPIECA creó un Grupo de Trabajo internacional sobre biodiversidad, al alero de la Asociación Internacional de Productores de Petróleo y Gas, para mejorar la forma en

que la industria reconoce y maneja sus impactos sobre la biodiversidad, y se involucra asimismo con la sociedad en temas de conservación. El Grupo de Trabajo en Biodiversidad está trabajando actualmente en:

- Integrar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos a la evaluación de impacto y riesgo
- Explorar el uso de la compensación óptima de biodiversidad
- Involucrar a los actores relacionados con la biodiversidad, dentro y fuera de la industria
- Identificar prácticas operativas razonables, particularmente en áreas protegidas

Algunas compañías están trabajando para desarrollar nuevas políticas internas de biodiversidad en los próximos dos años. Estas políticas se enfocarán en establecer objetivos de pérdida neta cero como una forma de reducir la pérdida de biodiversidad alrededor del globo. La industria del petróleo y el gas reconocen la importancia de la licencia social para operar y están yendo más allá del cumplimiento de las normativas para asegurar el éxito en sus operaciones.

Financiamiento de proyectos: la Corporación Financiera Internacional y los Principios del Ecuador

Los requerimientos de préstamo más estrictos también pueden jugar un rol importante en la obtención de la licencia social para las compañías. Los requisitos establecidos por agencias financieras internacionales como la Corporación Financiera Internacional (IFC), que a la vez influyen en las políticas de préstamo de otras 76 instituciones en el mundo, ponen exigencias a las compañías que van más allá de los requerimientos demandados por la mayoría de los gobiernos. Por lo tanto, los requerimientos crediticios informan la práctica de negocios y crean mayores oportunidades para una inversión responsable y sustentable.

Los nuevos Estándares de Desempeño del IFC, también conocidos como el Marco de Sustentabilidad del IFC, fueron aprobados por la Mesa Directiva el 12 de Mayo de 2011 y comenzaron su aplicación el 1 de Junio de 2012. Estos Estándares se han convertido en un referente global de desempeño social y ambiental para el financiamiento de proyectos en mercados emergentes. Estos Estándares son a la vez la base de los **Principios del Ecuador**. Estos proveen un marco voluntario para el manejo de riesgos ambientales y sociales, utilizado por más de 70 instituciones financieras alrededor del mundo, 15 Agencias Europeas de Financiamiento para el Desarrollo y 32 Agencias Crediticias para la Exportación de la Organización de Cooperación para el Desarrollo Económico (OCDE). Los miembros de la Asociación de los Principios del Ecuador adoptaron la nueva versión de los Estándares de Desempeño de la IFC en Marzo de 2012. Corpbanca adoptó los Principios del Ecuador en 2007 y es el único banco chileno listado como miembro. Sin embargo, diversos bancos internacionales que operan en el país son miembros y están comprometidos a seguir estos estándares de desempeño.

El Estándar de Desempeño nº 6 (PS6) se enfoca en la biodiversidad, y sus objetivos son (IFC 2012b):

- Proteger y conservar la biodiversidad
- Mantener los beneficios que surgen de los servicios ecosistémicos

- Promover el manejo sustentable de los recursos naturales vivos a través de la adopción de prácticas que integren las necesidades de conservación y las prioridades de desarrollo.

El PS6 indica que la identificación de impactos y riesgos de los proyectos debe considerar los impactos directos e indirectos sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos, e identificar cualquier impacto residual. El PS6 también se enfoca sobre la Jerarquía de Mitigación y medidas de monitoreo basadas en el manejo adaptativo. Cuando evitar impactos no es posible, se deben definir medidas para minimizar y restaurar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Para la protección y conservación de biodiversidad, la Jerarquía de Mitigación incluye la compensación óptima de biodiversidad. El IFC utiliza la definición de compensación óptima del BBOP, y requiere que ésta compensación adhiera al principio “igual por igual”, donde se debe compensar protegiendo los mismos valores de biodiversidad que están siendo impactados por el proyecto (una compensación “in kind”, es decir, que conste de acciones en terreno). En algunas situaciones, sin embargo, la biodiversidad impactada puede no ser prioridad nacional o local, habiendo otras áreas que sí son prioritarias para su conservación y uso sustentable que estén bajo amenaza inminente o necesidad de protección o manejo efectivos. En estas situaciones puede ser apropiado considerar una compensación que no sea “igual por igual”, sino que involucre un intercambio “hacia arriba” (trading up), es decir, donde la compensación se enfoque sobre biodiversidad de mayor prioridad que la impactada por el proyecto. Son éstas decisiones que deben ser tomadas de manera transparente y justificadas sólidamente.

El IFC requiere compensaciones en caso de que haya afectación de hábitat o ecosistema. Por un lado se consideran los impactos sobre hábitats naturales, los cuales se componen de ensamblajes viables de plantas y/o animales nativos principalmente nativos, y/o donde la actividad humana no ha modificado sustancialmente las principales funciones ecológicas y composición de especies. En estas áreas de hábitat natural, las medidas de mitigación deben apuntar a una pérdida neta cero de biodiversidad en la medida de lo posible, incluyendo una combinación de acciones, entre las que se encuentran:

- Restauración del hábitat durante y posterior a las operaciones
- Implementación de compensaciones óptimas de biodiversidad
- Inversión en un esquemas creíble y relevante de Bancos de Compensación
- Medidas para minimizar la fragmentación del hábitat, como por ejemplo corredores biológicos

Por otro lado, los hábitat críticos son áreas con alto valor de biodiversidad, tales como aquellos significativos para la supervivencia de especies amenazadas, endémicas o restringidas; aquellos que sustentan la supervivencia de concentraciones significativas de especies migratorias o gregarias; ecosistemas únicos o amenazados; o áreas asociadas con procesos evolutivos clave. En caso de hábitat crítico, el PS6 requiere que no se implementen acciones en ellos a menos que se pueda demostrar una ganancia positiva neta en aquellos valores de biodiversidad por los cuales se le otorga esa clasificación al sitio. En caso de que se propongan compensaciones óptimas de biodiversidad como parte de la Jerarquía de Mitigación, debe ser demostrado que los impactos residuales de la biodiversidad pueden ser adecuadamente mitigados para cumplir con los criterios de generar una ganancia neta positiva.

El IFC provee lineamientos para guiar la determinación de hábitats críticos y naturales (IFC 2012a). Sin embargo no indica las métricas específicas que deben utilizar las compañías para demostrar el logro de una pérdida neta cero o una ganancia neta. No obstante, los lineamientos indican que las ganancias producidas a través de compensaciones deben ser cuantificadas o semi-cuantificadas utilizando métricas con base científica que representen adecuadamente los valores de biodiversidad en cuestión. Al desarrollar compensaciones para hábitats críticos, se recomienda la adhesión a las mejores prácticas vigentes a nivel internacional, y la contratación de expertos competentes para la elaboración de los estudios requeridos.

En conclusión, numerosas **compañías** están adoptando **políticas para proteger la biodiversidad**, incluyendo mecanismos para lograr una pérdida neta cero, en un esfuerzo para asegurar su licencia social para operar. A partir de esto, se están implementando sistemas para medir pérdidas y ganancias y realizando inversiones para asegurar la protección de biodiversidad en áreas que puedan compensar la pérdida residual. En la mayoría de los casos estas acciones son voluntarias..

Los **programas voluntarios** de compensación que buscan contribuir a la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, pueden ser altamente variable, con algunas compañías tratando de lograr una ganancia neta en biodiversidad, mientras que otras sólo cumpliendo con lo mínimo. Lograr objetivos más estandarizados y efectivos puede requerir mayor guía por parte del gobierno a la par de los lineamientos del IFC y los Bancos del Ecuador. Con tal guía, todas las compañías podrían elevar estándares y trabajar de la misma forma en obtener su licencia social para operar, con el consecuente beneficio social y económico para el país.

5.2 Pasos necesarios para avanzar en la implementación de Bancos de compensación de biodiversidad en Chile

Un esquema nacional de bancos de compensación requiere de:

- a) requisitos regulatorios que establezcan los mecanismos para guiar al sector privado, creando la demanda;
- b) infraestructura técnica y capacidad, tanto dentro como fuera del gobierno, para implementar un sistema de contabilidad ecológica robusto, y
- c) capacidad institucional para el monitoreo y aplicación de la regulación.
- d) Adicionalmente, para dar cuenta del cumplimiento de un objetivo de Pérdida Neta Cero, se requiere definir y contar con datos sobre las condiciones de base de la biodiversidad, tanto de ecosistemas como de especies y sus hábitats, en todo el territorio y maritorio nacional.

Los pasos recomendados para avanzar en el diseño e implementación de un esquema nacional de compensaciones óptimas se pueden dividir en tres categorías: **demanda, oferta, e infraestructura transaccional**. La actividad prioritaria, no obstante es avanzar en el diseño e implementación de proyectos piloto en un marco de Pérdida Neta Cero, para adquirir experiencia en la implementación.

Proyectos piloto

El diseño e implementación de proyectos piloto debería estar centralizado en el Ministerio del Medio Ambiente (MMA). Pensamos que para ello el MMA debería crear un sistema centralizado para evaluar e impulsar propuestas de proyectos que las oficinas regionales y provinciales identifiquen para su consideración. Para asegurar la consistencia y transparencia entre proyectos, sería necesario generar lineamientos internos que describan cómo el MMA, trabajando en conjunto con los propietarios de tierras, titulares de proyectos y otros participantes, pueden crear pilotos en base a la regulación, políticas y lineamientos existentes. Este documento también debería explicar de qué forma las oficinas regionales podrían involucrar a la oficina central en los proyectos piloto.

Se deben definir las **temáticas prioritarias** a abordar en los pilotos, donde lo central es refinar la Unidad de Cambio a utilizar según los tipos de impacto y de sistema ecológico presente. Por ejemplo, se podrían aplicar distintas alternativas de unidades de cambio del tipo “Área x Calidad” para ver cuál resulta más adecuada y cuáles son las dificultades que surgen en su aplicación (e.g. Usher & Miller 2012). Los listados de atributos sugeridos para ser considerados en la evaluación de calidad de cada tipo de macroecosistema entregados en la sección 4.2.2. pueden servir como base para una consulta a un panel de expertos para determinar un conjunto, validado por pares, de atributos a poner a prueba en la métrica. Oliver (2002; 2007) detalla el proceso de elaboración de un listado de atributos para medir la condición de la vegetación en Australia en base a un panel de expertos, utilizando el método Delphi. La ventaja de este método es que puede aplicarse de manera electrónica (no-presencial) y permite evitar algunas de las desventajas de los procesos de consulta basados en talleres (tales como la tendencia a adherir a la opinión dominante).

Un desafío importante para el MMA es establecer la variabilidad natural y capacidad de recuperación (natural o restauración asistida) de los distintos ecosistemas relevantes y sus atributos clave. Para esto es vital la información surgida de los estudios de largo plazo de sitios tales como la Reserva Marina Costera de Las Cruces, el Parque Nacional Fray Jorge y la Estación Biológica Senda Darwin en Chiloé, entre otros sitios (Anderson et al. 2010). El MMA podría hacer alianzas estratégicas con centros de estudio, o asociaciones (e.g. Red Chilena de Sitios de Estudio de Largo Plazo), y obtener apoyo para abordar estas investigaciones básicas.

El MMA debería identificar y trabajar en conjunto con esfuerzos existentes para la creación de proyectos piloto que encajen dentro de un esquema de compensaciones óptimas. Se deberían identificar y extraer lecciones de los escasos proyectos piloto existentes en el mundo, a la vez que fomentar el interés del sector privado en la compensación óptima. Un programa en curso es el diseño de un proyecto piloto de compensación de biodiversidad en ambientes marinos, que involucra a cooperativas pesqueras para la provisión de beneficios de conservación. Este programa está siendo liderado por la Pontificia Universidad Católica de Chile, la ONG Advanced Conservation Strategies y el emprendimiento social Shellcatch (ver sección 5.3.2). Sería deseable

que el MMA se involucrara en este proyecto, usándolo como plataforma de aprendizaje interno de los temas de biodiversidad marina y compensación óptima.

El MMA debería apoyar y promover proyectos pilotos como el mencionado en ambientes terrestres y dulceacuícolas, trabajando con todos los actores relevantes (véase Anexo 6). Estratégicamente, sería deseable apoyar y financiar proyectos en cada uno de los sectores foco (ver abajo).

El MMA debería dedicar mayor capacidad de personal para asistir a organizaciones que puedan desarrollar rápidamente proyectos de demostración en terreno, que sirvan para poner a prueba, los primeros esquemas de compensaciones óptimas en Chile. A la vez, se recomienda fuertemente poner atención en la estructura de los proyectos piloto y eventuales lineamientos, para asegurar que éstos sean recogidos por los titulares de proyecto y propietarios de terreno. Factores como incentivos a la participación, costos de transacción, y carga regulatoria, influenciarán si los actores clave deciden apoyar o no un esquema nacional de bancos de compensación.

Las **lecciones aprendidas** de los proyectos pilotos serán sumamente valiosas para construir los futuros lineamientos, regulación y políticas en compensación óptima de biodiversidad. También recomendamos que el MMA continúe involucrando a actores externos durante la formulación de los pilotos y lineamientos. En este ámbito existen opciones para la implementación. Los proyectos en curso, dependiendo de la disponibilidad de datos, podrían realizar una compensación retrospectiva. Bajo este escenario, las compañías determinarían los impactos que han tenido sobre la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (dentro de lo posible), para luego implementar compensaciones en un esfuerzo por alcanzar una pérdida neta cero. Esta aproximación podría aplicarse de manera paralela a la identificación de nuevos proyectos que puedan realizar una evaluación de línea de base efectiva antes de iniciar actividades. Se adjunta una propuesta de Perfil de proyecto piloto (anexo 6)

Gestión de la demanda

La certeza regulatoria es crucial. La demanda por actividades de compensación óptima proviene con mayor probabilidad, de una regulación clara (Doswald et al. 2012). Sin una legislación efectiva que provea requerimientos y lineamientos claros, se dificulta la posibilidad de generar una demanda por compensaciones óptimas, y se ejecutará de manera dispersa dadas las amplias diferencias en los objetivos voluntarios emanados de las políticas de responsabilidad corporativa.

Si bien la regulación actual sustenta una aproximación adecuada a las compensaciones, en la práctica esto no se ha traducido en actividades que efectivamente restituyan cabalmente los valores de biodiversidad perdidos. El desarrollo de lineamientos efectivos en torno a la aplicación de la Jerarquía de Mitigación y el diseño e implementación de compensaciones óptimas de biodiversidad, tales como la propuesta de **Guía Metodológica** generada por este proyecto, son **componentes clave para el éxito** de un esquema nacional de compensaciones en biodiversidad. Más aún, lineamientos efectivos y certeza regulatoria ayudan a conseguir el

apoyo e involucramiento del sector privado, al establecer reglas claras e igualar las condiciones para todos los actores.

En razón de lo anterior, es clave **atender la descoordinación** entre las medidas de compensación de biodiversidad asociadas a la Ley 19.300 y aquellas solicitadas por la regulación sectorial. Por ejemplo, el permiso ambiental sectorial para la corta de bosque nativo obliga al titular de proyecto a reforestar o regenerar con especies del mismo tipo forestal una superficie de terreno igual a lo menos, que la superficie cortada o explotada (art. 148). Se ha planteado que tal medida no puede ser consideradas como parte de las medidas de compensación requeridas por el SEIA, debido a que corresponde simplemente al cumplimiento de la obligación legal (Ormazabal 2000). A la vez, el reglamento del SEIA indica que “el simple cumplimiento la normativa ambiental aplicable no constituirá, necesariamente, una medida de mitigación, restauración o reparación compensación” (art. 97).

De la forma que actualmente se aplica, la obligación reforestar derivada de la Ley de Bosque Nativo es poco compatible con medidas de compensación óptima, ya que responde sólo a los criterios de equivalencia en superficie y de individuos de especies arbóreas afectados, sin criterios específicos de calidad. De esta forma no se está respondiendo por la pérdida de bosque como hábitat o ecosistema, el cual en rigor debería ser compensado en forma paralela, resultando altamente ineficiente. Es posible que medidas de reforestación (o promoción de la regeneración natural) en el marco de la restauración y protección de un bosque degradado existente pudieran ser una medida adecuada tanto para compensar por la pérdida del ecosistema como para cumplir con la Ley de Bosque Nativo, pero esto tendría que revisado y coordinado por el MMA con la CONAF.

Desde el punto de vista del objetivo de pérdida neta cero de biodiversidad, no es relevante si la medida a adoptar corresponde al cumplimiento de regulación sectorial o no, sino que lo relevante es lograr que las medidas efectuadas compensen de la mejor forma por la pérdida de biodiversidad, evitando “**dobles compensaciones**” que implican altos costos para los proyectos y beneficios dudosos para la biodiversidad. Si bien las medidas de reforestación son más fáciles de ejecutar por los titulares que la restauración, su valor para la conservación del bosque nativo es bastante limitado, sobre todo al no incluir criterios de emplazamiento y localización según la especie, que puedan favorecer la supervivencia de los individuos una vez que cesa el riego tecnificado y la conectividad con otras poblaciones. Coordinar y eventualmente rectificar este doble requerimiento de compensación es clave para una regulación eficiente, que incentive a los titulares de proyecto a adoptar las medidas que más favorezcan a la biodiversidad, y que a la vez les puedan ser menos costosas y con mayor probabilidad de éxito. Esa debiera ser una tarea prioritaria del MMA.

Enfocarse en los grandes sectores con impactos negativos sobre la biodiversidad

Un esquema de **bancos de compensación** de biodiversidad puede tener **altos costos** de transacción, al involucrar múltiples partes, requerir monitoreo y evaluación, y fiscalización por parte de la agencia regulatoria. Por lo tanto, el esquema será más eficiente si involucra a aquellos sectores para los cuales se pueden anticipar grandes impactos sobre la biodiversidad

en el futuro cercano. Para Chile, esos sectores incluyen algunos de los mencionados aquí como casos de estudio (minería y energía, acuicultura), así como la industria forestal y la agricultura. Si bien no todos estos sectores ingresan al SEIA, es posible que estén dispuestos a participar de iniciativas de compensación que les permitan cumplir con requisitos de agencias financieras, certificaciones, mejorar su licencia social para operar o anticiparse a regulaciones futuras.

Los sectores antes mencionados, que tienden a agruparse geográficamente o afectar ecosistemas similares, podrían generar suficiente **demanda** para las compensaciones óptimas. Un esquema de compensación específico por sector podría dirigir la protección y restauración de activos ambientales de alto valor. Dado que los impactos ambientales son similares dentro de distintas industrias (e.g. forestal), la infraestructura transaccional podría ser desarrollada, piloteada y mejorada en el tiempo. Esta aproximación permitiría sortear el gran desafío que implica desarrollar una infraestructura transaccional (incluidas las métricas o unidades de cambio) que sean aplicables a todos los sectores (e.g. impactos de la industria forestal en comparación con impactos de la acuicultura). Más aún, un esquema sector-específico que fuera inclusivo, probablemente gozaría de mayor apoyo por parte de la industria, ya que la participación sería requerida para todos los participantes y se reducirían los impactos sobre la competencia. Iniciar un diálogo con estos sectores, posiblemente co-diseñando esquemas sector-específicos para la compensación óptima de biodiversidad podría resultar en programas efectivos de compensación con apoyo del sector privado.

Incentivar la Compensación Óptima dirigida por el Mercado

El sector privado se ha involucrado crecientemente en la incorporación, evaluación y manejo de riesgos asociados a sus impactos sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Dow Chemical Company 2011; Puma 2011; Hansen et al. 2012). Las políticas existentes y emergentes, como los Principios del Ecuador y los estándares de desempeño del IFC -los cuales informan las políticas de préstamo de los Bancos del Ecuador- ayudarán a generar una demanda por políticas y actividades de compensación óptima. Promover tempranamente **incentivos** dirigidos al sector privado para la compensación de biodiversidad puede ayudar a generar apoyo multisectorial para un programa de compensaciones regulado.

El **interés** en las compensaciones óptimas es creciente en las instituciones financieras multilaterales. El Banco Mundial, la IFC y el Banco Interamericano del Desarrollo han adoptado estándares para el financiamiento de proyectos de desarrollo que son consistentes con la Jerarquía de mitigación y la compensación óptima (Doswald et al. 2012). Sin embargo, los bancos comerciales e inversionistas no tienen una **comprensión** clara de la compensación óptima de biodiversidad y de cómo aplica ésta a los productos financieros y el manejo del riesgo (BBOP et. al 2010). Un paso importante en el diseño exitoso de un programa de compensaciones a nivel nacional es trabajar con las instituciones financieras multilaterales para comunicar de mejor forma el rol de la Jerarquía de Mitigación y la Compensación Óptima, así como para integrar los estándares multilaterales existentes a un esquema de escala nacional. Los estándares del IFC podrían servir de punto de partida para que el MMA involucre al sector privado en proyectos piloto. Estos estándares podrían proveer la base para los proyectos pilotos y los lineamientos en

torno a compensación óptima de biodiversidad. Esta aproximación podría acelerar el diseño e implementación de pilotos.

Gestión de la oferta

Definir la oferta

Un aspecto clave en el diseño de un esquema de compensación óptima es **definir** el tipo de actividades que formarán parte de la oferta de compensaciones: actividades de conservación (protección y eliminación de amenazas) o restauración. En un esquema de compensación podría ser estratégico en algunos casos proteger activos ambientales que se encuentran amenazados por degradación. En otros casos, las compensaciones basadas en la restauración serán más adecuadas (e.g. creación de nuevos activos ambientales). Lo anterior presenta desafíos en torno a la adicionalidad de las actividades, como ya se describió en las secciones anteriores.

Tanto las actividades de conservación como las de restauración pueden ser legítimamente incluidas en el esquema de compensación, y sus requerimientos específicos dependerán de los sectores involucrados. Bajo un objetivo de Pérdida Neta Cero, la adicionalidad sin embargo es la clave. Se recomienda que el MMA trabaje en conjunto con el sector académico y de ONGs para revisar y definir las actividades más adecuadas para la compensación, así como las oportunidades de oferta del país.

Muchos de los valores ambientales críticos se encuentran hoy en manos de industrias tales como la forestal o agrícola. La sección 5.3.4 muestra cómo la industria vitivinícola tiene el potencial de ser un oferente de terrenos para compensaciones. Sin embargo debería tomarse en cuenta que la misma industria tiene importantes impactos que hoy en día no ingresan al SEIA. Transformar los terrenos de alto valor ecológico en activos ambientales a través de su puesta en valor como potenciales bancos es de interés para la industria, ya sea para adecuarse a los estándares internacionales de la industria y financiar los costos de no convertir esas zonas en terreno agrícola, así como para compensar su propia huella ecológica, previniendo así los efectos de una eventual inclusión de la actividad en el SEIA.

Definir la línea de base

Un elemento central de las políticas de compensación óptima es la línea de base o punto de referencia sobre el cual se evalúan las compensaciones. El tema de la línea de base ha recibido menos atención que otros aspectos, sin embargo presenta una serie de desafíos e influencia fuertemente los resultados de la compensación. Por ejemplo, utilizar una línea de base distinta a la condición del sitio al momento del impacto (o de la compensación) implica predecir qué habría ocurrido en caso de que el proyecto y la actividad de compensación no hubieran ocurrido, añadiendo complejidad e incertidumbre a los cálculos. Una política de Pérdida Neta Cero que tome como línea de base el peor escenario tendrá un resultado drásticamente distinto de una que tome como base las condiciones actuales (Gordon 2011). El MMA debería trabajar en conjunto con los sectores académico y el sector sin fines de lucro para crear un marco técnico para la definición de la línea de base adecuada en los diferentes ecosistemas relevantes del país.

Incentivar y crear la oferta

Los beneficios de biodiversidad deben crearse para satisfacer cualquier demanda potencial de compensaciones. Esto requiere **inversiones iniciales**. Los esquemas de compensación óptima que mejor funcionan hasta ahora dependen del sector privado no del gobierno, y sirven para proveer las acciones de compensación de humedales (e.g. esquema de Mitigación Compensatoria de Humedales) en EE.UU. y de vegetación nativa en Australia. Existe un alto nivel de capacidad en actividades de conservación en el sector académico y el sector sin fines de lucro. Sin embargo, el gobierno debe proveer los incentivos y recursos para atraer esa capacidad hacia un esquema nacional de compensaciones.

Algunas actividades iniciales pueden incluir identificar actores que puedan servir como **proveedores** de compensaciones, algunos de los cuales han sido destacados en este Informe (e.g. asociaciones de conservación privada, ONGs, municipios, cooperativas pesqueras, viñas), para evaluar sus capacidades e interés. Más aún, ciertas zonas geográficas son prioritarias para la compensación. Por lo tanto, sería de utilidad realizar una priorización espacial a nivel del paisaje, que pudiera ser integrada con información sobre dónde se producirá la mayor demanda por compensaciones (e.g. zonas mineras del norte de Chile). Esto es de particular interés dada la demanda que se produce por compensaciones ecológicamente equivalentes (igual por igual). En algunos casos puede ser apropiado un esquema que considere el intercambio por un componente ambiental más prioritario que el impactado (“igual por igual o mejor”), dependiendo de las prioridades de conservación del país.

La generación de un **marco regulatorio** efectivo también es importante para la oferta, especialmente si el sector privado espera ser un actor relevante en la provisión de compensaciones. La regulación crea las condiciones para una **demanda confiable** y consistente de compensaciones, que envía la señal de mercado al sector privado. Sin señales de mercado claras, es menos probable que el sector privado (y las ONGs y la academia) hagan las inversiones necesarias para generar la oferta necesaria para un esquema de bancos de compensación.

Infraestructura transaccional

La infraestructura transaccional se refiere a los mecanismos y roles de los actores que permiten el funcionamiento de un programa basado en el mercado, tal como los esquemas de bancos de compensación (Gartner & Donlan 2011, Donlan 2013). Componentes clave de esta infraestructura pueden incluir un agente o corredor para canalizar la oferta, un administrador de mercado para gestionar la validación por terceros, el monitoreo y la verificación de los créditos; y una metodología con base científica para cuantificar los impactos y beneficios ambientales en una Unidad de Intercambio (crédito) que pueda ser comprada y vendida. Como señala la sección anterior, la creación de un marco regulatorio efectivo es importante para la generación de oferta de compensaciones, y la infraestructura transaccional será creada para gestionar de la mejor manera la oferta y demanda por compensaciones.

Las siguientes son recomendaciones que ayudarán a desarrollar y poner a prueba la infraestructura necesaria para un esquema nacional de compensaciones exitoso.

- **Mejorar la Capacidad Institucional para la gestión de la conservación de la Biodiversidad**

Chile cuenta con políticas y regulaciones enfocadas al manejo de impactos ambientales de proyectos de desarrollo productivo. Estas políticas forman una base para la adhesión a la Jerarquía de Mitigación, incluyendo la compensación óptima de biodiversidad, las cuales podrían ser reforzadas a través de inversiones en gobernanza y capacitación. Existen revisiones sobre las opciones de políticas para la compensación de biodiversidad (BBOP 2010). El MMA y otras agencias gubernamentales involucradas en un esquema de compensación de biodiversidad deberían invertir en reforzar su capacidad institucional para la gestión de la conservación de la biodiversidad.

- **Desarrollo de Metodologías de Equivalencia**

Las metodologías de equivalencia son la pieza central de los bancos de compensación, ya que permiten la valoración de impactos en términos de débitos y de compensaciones en términos de créditos, lo cual los hace comparables y transables. Dentro del marco general expuesto en la sección 4, es deseable diseñar métricas de equivalencia que sean específicas para cada sector. El desarrollo de métricas de valoración de biodiversidad es un área activa de investigación, donde se aborda desde la perspectiva del área y calidad del hábitat; o sobre abundancia poblacional y dinámica de especies objetivo (Doherty et al. 2010; Parkes et al. 2003; Pascoe et al. 2011). Cada aproximación tiene sus ventajas y desventajas, y en algunos casos se han implementado aproximaciones híbridas (Donlan et al. 2013).

El MMA debería invertir en desarrollar métricas de manera colaborativa y adaptativa, trabajando con todos los actores, incluyendo la academia y el sector sin fines de lucro. Este es un trabajo iterativo, que debiera incluir protocolos para los titulares de proyecto y proveedores de compensaciones que especificar a) requisitos de elegibilidad para la creación y venta de créditos de biodiversidad y b) una metodología para la cuantificación de estos créditos.

El MMA debería considerar buscar apoyo internacional en esta materia, dado que diversos países y regiones ya han desarrollado y puesto a prueba metodologías similares y sería deseable construir sobre esas experiencias. Es más, esta aproximación podría ser financiada por agencias como el BID, o el Banco Mundial, las cuales ya están apoyando discusiones similares en otros países de la región.

- **Desarrollo de una plataforma de registro y transacción**

Así como sucede en todo mercado emergente, un objetivo prioritario para cualquier programa ambiental basado en mecanismos de mercado es asegurar la máxima transparencia y credibilidad (Donlan et al. 2013). Desafortunadamente, muchos de los programas ambientales que involucran pagos no tienen una infraestructura de registro, lo que ha resultado en una falta de transparencia que directamente obstaculiza el crecimiento, participación, inversión y confianza. Por ejemplo, los bancos de

compensaciones de especies y de humedales no tienen un registro centralizado, por lo que son difíciles de acceder y monitorear.

La falta de transparencia de muchos mercados ambientales ha impedido que diversos participantes potenciales comprendan el perfil, tamaño, volúmenes, niveles de participación, tendencias de crecimiento y otros factores centrales necesarios para crear una estrategia de cumplimiento ambiental.

De manera similar, para compañías que deseen tomar un rol de liderazgo y participar de oportunidades tempranas de mercados ambientales, la falta de transparencia dificulta la elaboración de un perfil de riesgo y una estrategia sobre la forma de su involucramiento, o la demostración pública de sus acciones con confianza.

Un registro es una infraestructura electrónica diseñada específicamente para asegurar la inscripción precisa, eficiente y transparente de créditos ambientales y sus respectivos beneficios ambientales. El registro es el conector estructural entre el desarrollo y creación de activos ambientales, y los mercados en los cuales ellos se transan. Cuando su uso es exclusivo, el registro verifica e inscribe la transferencia de propiedad.

Un registro debería funcionar de manera centralizada, permitiendo que toda la información sea capturada y esté disponible en un solo sistema, con los debidos niveles de cobertura (e.g. nacional o regional). Un registro a nivel nacional permite la captación de datos, amplía la participación y aumenta la transparencia para las compañías participantes, reguladores, inversionistas, consumidores, medios, analistas, el público y la sociedad civil organizada.

Sin embargo, la infraestructura también debe tener la flexibilidad necesaria para atender las necesidades específicas de cada región o zona, así como para los tomadores de decisiones que lo utilicen. Los coordinadores de programas deberían utilizar registros preexistentes, más que construir nuevos. Los registros preexistentes pueden ser modificados para adaptarse a las necesidades de cualquier programa ambiental basado en el mercado, incluyendo las compensaciones de biodiversidad. Una plataforma transaccional facilita la compra y venta de créditos, la cual debería estar vinculada al registro.

El MMA debería comenzar a trabajar con los socios adecuados para iniciar el trabajo de diseño de un registro y una plataforma transaccional para un esquema nacional de compensaciones. Existen proveedores con experiencia en estas plataformas específicamente enfocadas a mercados ambientales (e.g. Environmental Markit, Mission Marketplace).

5.3 Oportunidades específicas en sectores destacados de la economía nacional

El establecimiento de un sistema de compensaciones óptimas en biodiversidad (COB) puede ser una herramienta muy poderosa para articular la gestión de la conservación con la planificación

del desarrollo. En Chile, cuya economía depende directamente de la extracción de recursos naturales, los cuales a su vez dependen de la provisión de servicios ecosistémicos que son provistos por la biodiversidad nacional, sería deseable avanzar en el establecimiento de COB como una herramienta para dar sustentabilidad no sólo a ciertas industrias, sino a la economía nacional.

Dada la naturaleza de la biodiversidad en Chile, la cual presenta diferencias geográficas, sumado a la presencia predominante de algunas industrias en porciones acotadas del territorio, vislumbramos oportunidades para poder avanzar en el desarrollo de COB de manera sectorial. Se presentan a continuación estas reflexiones, de manera general, con la esperanza que puedan servir de inspiración y guía para explorar más en detalle el potencial que tiene Chile para avanzar en el diseño de las COB de la mano de las industrias más importantes en el país.

5.3.1 Salmonicultura y conservación marina en los fiordos australes

Las características geofísicas del sur de Chile ofrecen condiciones ideales para el desarrollo de la salmonicultura. El cultivo de salmónidos en Chile comenzó en la década de 70, a partir del estímulo y los esfuerzos liderados por CORFO, la Fundación Chile, el IFOP, la JICA e iniciativas privadas. La actividad experimentó un crecimiento explosivo, a una tasa anual promedio del 22%, hasta que en 1992 Chile se convirtió en el segundo productor mundial de salmónes. En el 2007 contaba con 1856 centros de cultivo en el país y daba empleo a unas 50.000 personas (70% en forma directa). La industria pasó de exportar 135 mil toneladas (US\$ 538 millones) en 1996 a 529 mil toneladas (US\$ 2.474 millones) en el 2008. Las exportaciones están principalmente dirigidas a los Estados Unidos, Japón, Brasil y la Comunidad Europea. El salmón del Atlántico concentra el 90% de la biomasa producida.

La industria del salmón se estableció en la X Región y, posteriormente, se expandió a la XI Región. Cerca del 75% de la producción del 2010 se generó en la X Región. En la región de Magallanes y Antártica Chilena sólo estaban registrados 64 centros de cultivo para el 2007, de los cuales operan activamente unos 15 y registran el 1,5% de la cosecha a nivel nacional. La producción en esta región aumentó de 500 toneladas en 1990 a unas 10.000 en el 2007.

El virus ISA y la expansión de la salmonicultura hacia el sur

En el año 2007, un brote de anemia infecciosa del salmón (virus ISA) en La región de Los Lagos, produjo una crisis que casi llevó a la industria al colapso. Fue diagnosticado inicialmente en dos centros de cultivo en el mes de julio y se dispersó rápidamente por toda la región. Para el año 2009 había afectado a más de 200 centros y a 25 compañías. Este brote de ISA también produjo un impacto socioeconómico significativo, el cual incluyó la pérdida de 20.000 puestos de trabajo para el 2009, una fuerte caída en la producción y unos 3 mil millones de dólares entre el 2008 y el 2011. La demanda de salmón chileno desde US cayó un 30% en el 2008. Para el caso de la XII Región, también se han registrado brotes de ISA en al menos 4 centros de engorde del sector Capitán Aracena. Entre los factores que contribuyeron con esta crisis se mencionan, la debilidad de las regulaciones existentes, las altas densidades de peces dentro de las trampas jaula, centros con múltiples generaciones de peces criados en forma simultánea, y la proximidad entre centros.

Para reducir los riesgos de reinfección y reconstruir la industria, se ha propuesto expandir la actividad a gran escala dentro de la región de Magallanes. Esta región también ofrece condiciones ambientales ideales para la producción de salmón, pero se caracteriza por la prístinidad de los ecosistemas que sustentan actividades económicas relevantes para la región, como el turismo de intereses especiales y las pesquerías artesanales, además de brindar importantes servicios ecosistémicos.

A partir de la crisis ISA el Gobierno impuso una moratoria de dos años para entregar nuevas concesiones en la zona austral. El Gobierno se propuso como meta la entrega de 200 nuevas concesiones, la generación de 3000 empleos a partir de ellas y producir 30.000 toneladas de salmón para el 2014. Las acciones propuestas para ello incluyen la macrozonificación del borde costero y la definición de nuevas áreas aptas para acuicultura (AAA). Si bien este proceso aún no ha concluido, se habían recibido 1644 solicitudes de concesiones para acuicultura hasta el 2010. Sin embargo, el 75% de ellas fueron informadas negativamente por la Subsecretaría de Pesca. Actualmente, se está discutiendo la ubicación definitiva de las AAA y de las solicitudes de concesiones, dado que muchas de ellas están ubicadas en las aguas interiores de los Parques Nacionales existentes en la región. Considerando este escenario y los potenciales riesgos asociados con la expansión de la salmonicultura a Magallanes, se está generando preocupación en diversos sectores de la sociedad.

Preocupaciones ambientales y su relación con las compensaciones

El manejo de las balsas jaulas puede originar una serie de impactos ambientales sobre los ecosistemas marinos, entre ellos la alteración de las propiedades físico-químicas del medio y la biodiversidad bentónica, el escape de salmones, las interacciones con depredadores marinos y la dependencia de peces silvestres para la generación del alimento para los centros de cultivo.

Dentro del marco de las compensaciones de biodiversidad, tanto el escape como las interacciones con depredadores y la dependencia de peces silvestres para la generación del alimento son impactos que deben ser prevenidos o mitigados. En cambio, los efectos sobre las propiedades físico-químicas y la biodiversidad bentónica podrían ser considerados en el marco de las compensaciones.

En un muestreo realizado sobre 8 centros de cultivo, ubicados a lo largo de 300 km de la costa de Chile, la biodiversidad bentónica se vio reducida en más de un 50% en los sitios en donde estaban ubicados estos centros. En un estudio realizado en la isla de Chiloé se documentó que en los sitios con centros de cultivo las densidades de invertebrados disminuyeron en dos órdenes de magnitud y que la relación entre individuos de moluscos vivos y muertos también decreció. Estas pérdidas de biodiversidad podrían estar relacionadas con las descargas de materia orgánica, bajos niveles de oxígeno en los sedimentos y la deposición de cobre.

En los ambientes marinos, el nitrógeno es comúnmente un nutriente limitante para los productores primarios. Si se incorporan cantidades adicionales, este puede estimular un rápido crecimiento del fitoplancton y un "bloom" de algas. En los centros de cultivo se libera nitrógeno, principalmente, a partir de los "pellets" de alimento que no son consumidos (las pérdidas

rondan en el 5% para las tecnologías más modernas de alimentación) y los excrementos de los salmones (alrededor del 15% del alimento consumido). Este enriquecimiento en nitrógeno puede resultar en una cadena de procesos que afectan a las comunidades bentónicas. Dentro del impacto negativo, la mortalidad masiva de la biomasa de productores primarios se deposita en el fondo marino y se descompone por bacterias anaeróbicas. Estas bacterias, al incrementar su metabolismo, consumen mayores cantidades de oxígeno y en casos extremos pueden producir anoxia. Dado que todos los organismos dependen del oxígeno, la diversidad y abundancia de las especies puede verse entonces alterada.

El uso de pesticidas, desinfectantes, antibióticos, detergentes y pinturas anti-incrustantes para prevenir la fijación de organismos en las jaulas, también puede tener efectos sobre la biodiversidad. Por ejemplo, el uso de Slice para controlar enfermedades y parásitos, tales como el piojo marino, sólo es metabolizado por los peces en un 80% y el residuo no metabolizado se elimina por los excrementos. El uso de antibióticos en la industria salmonera chilena ha sido mayor que en otros países productores. Por otro lado, las pinturas anti-incrustantes contienen cobre que puede precipitarse en el área de influencia de los centros de cultivo y resulta tóxico para embriones y gametos de especies marinas.

Indicadores de impacto y compensaciones en acuicultura

Una diversidad de estándares voluntarios (e.g. certificación, mesas de diálogo, buenas prácticas) para reducir o eliminar los impactos ambientales de la acuicultura, y la salmonicultura en particular, han sido desarrollados a nivel mundial. Algunos de ellos están siendo incorporados por la industria chilena. Si bien los indicadores y métodos de evaluación propuestos en el índice de performance de acuicultura global (GAPI) podrían ser considerados para evaluar impactos, tendencias, resultados de las políticas y las regulaciones e identificar prácticas orientadas a la sustentabilidad, estos no garantizan la implementación de medidas de compensación para la pérdida de biodiversidad. Asimismo, la reglamentación sectorial vigente en el país tampoco apunta directamente, a compensar los impactos de la actividad.

Tanto en los programas estatales como corporativos de protección ambiental o de buenas prácticas vinculados con la acuicultura en Chile no se contemplan medidas de compensación. Sin embargo, es posible que existan requisitos de compensación derivados de agencias financieras. Por ejemplo, el Estándar de Desempeño nº de la CFI menciona explícitamente a la acuicultura como uno de los sectores en los cuales debería aplicarse la jerarquía de mitigación y la COB para los impactos residuales.

Oportunidades de compensación en la zona austral

El desarrollo sustentable de actividades productivas en los ecosistemas marinos, entre ellas la acuicultura, ofrece desafíos y oportunidades para implementar el uso de compensaciones de biodiversidad. Las compensaciones marinas, si bien están menos desarrolladas, no difieren de las terrestres y se enfocan en la creación de áreas protegidas y la restauración de hábitats. Este tipo de compensaciones podría crear efectos sinérgicos sociales y económicos, pues un área protegida marina (APM) permite en forma simultánea, conservar biodiversidad e incrementar

la producción de las pesquerías vecinas por un efecto de desborde, y generar recursos locales a través del turismo de intereses especiales.

Los ecosistemas marinos están muy interconectados, pues presentan grandes concentraciones de biodiversidad en ciertos sectores (e.g. colonias de aves marinas, sitios de reproducción, cría o descanso de mamíferos marinos, bancos de recursos bentónicos, sitios de alimentación, arrecifes de coral, bosques de algas) y tienen algunas especies con ciclos de vida complejos, los cuales utilizan diferentes ambientes en sus diferentes estadios de vida. Estos sitios resultan críticos y representan tanto sectores altamente sensibles como así también una oportunidad de compensación para el sector privado.

Considerando la historia, el impacto económico y los efectos potenciales de la salmonicultura sobre los ecosistemas y la biodiversidad marina de sur de Chile, la identificación de sitios prioritarios para la conservación o áreas de alto valor de conservación marina en la zona austral resulta una aproximación promisorio e innovadora para la creación de AMPs como parte de un enfoque de compensaciones de biodiversidad. En particular, en la ecorregión de Canales y Fiordos existe un gran déficit de representación en cuanto a AMPs, pues sólo existe el Parque Marino Francisco Coloane (cubre el 0.08% de la ecorregión) y, por lo tanto, la creación de AMPs resulta una prioridad. Más aún, Francisco Coloane no ha sido efectivamente implementado y requiere de medidas urgentes de financiamiento y gobernanza para cumplir con sus objetivos de conservación. Adicionalmente, existen en la Región de Magallanes extensos parques nacionales terrestres que cuentan con un importante frente costero y/o incluyen dentro de sus límites aguas interiores, fiordos y canales, en los que no se han implementado medidas de conservación en el terreno.

Actualmente, la mayoría de las regulaciones ambientales existentes para la salmonicultura están diseñadas para monitorear los impactos de cada centro individual y en los sedimentos del fondo marino, debajo de las jaulas trampa más que en la columna de agua y en las áreas vecinas. Las evaluaciones realizadas en el marco del SEIA en particular, están orientadas al sitio puntual en el que será emplazada una concesión, pero no consideran los impactos en las áreas circundantes ni los impactos acumulados de varios centros operando dentro de una misma área (por ejemplo, dentro de un mismo fiordo). En ese sentido, una discusión abierta y transparente con el sector académico podría brindar las bases para establecer un programa de monitoreo y umbrales a partir de los cuales las empresas y/o el sector, en forma organizada, restauren y compensen sus impactos sobre la biodiversidad a escala ecorregional.

En ese contexto, se abre una oportunidad para encarar un enfoque de planificación para diseñar compensaciones a escala de paisaje o nivel regional buscando promover la creación de una red de AMPs correctamente implementadas. Algunos factores no regulatorios que podrían motivar esta acción en forma voluntaria serían: por imagen o políticas de responsabilidad social y ambiental empresarial, por presiones de mercados o de consumidores más exigentes tanto a nivel local como internacional (alimentación responsable) y/o requerimientos de desempeño ambiental por parte de los financistas (e.g. bancos adheridos a los principios de Ecuador).

En el caso de la ecoregión de los canales y fiordos, ya existe un análisis (Vila et al. 2010) que identifica aquellos sectores de la costa que tienen alto valor para la conservación, los que incluyen diversos atributos de la biodiversidad (e.g. zonas de alimentación, bancos de algas, zonas de reproducción). Este análisis, realizado en conjunto con la comunidad científica y de conservación que participa en el área, entrega una base sobre la cual comenzar a construir un diseño para compensaciones de biodiversidad de la industria salmonera. Podría constituir éste un piloto teórico, que permitiese convocar a actores a la discusión informada, sobre cómo diseñar una industria que pudiese mantenerse en el tiempo. Y revertir así lo ocurrido en la ecoregión Chilense años atrás.

5.3.2 Compensación óptima en ambientes marinos: Innovando desde la experiencia nacional en conservación y manejo costero

El desarrollo de esquemas de compensación de biodiversidad marina es un gran desafío en Chile. Una alternativa para fomentarlos es la utilización de instrumentos de manejo y conservación de la biodiversidad. En este contexto, investigaciones recientes (Gelcich et al 2008; Gelcich et al. 2012) muestran el rol de políticas de administración de recursos comerciales como las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB), que en términos de conservación de biodiversidad marina generan una interesante alternativa de estudio de la oferta para programas de compensaciones.

A través de la política de AMERB, la Subsecretaría de Pesca asigna derechos de acceso exclusivos de buceo a las organizaciones de pescadores (Castilla 1994; Castilla et al. 1998; Gelcich et al. 2010), donde el fundamento para el establecimiento de estos derechos se basa en la teoría de propiedad común. Actualmente en Chile hay 707 AMERB legalmente asignadas a organizaciones de pescadores (Sernapesca 2010). Ellas representan más de 1.100 km² de zonas costeras someras (<20m), tienen un tamaño medio de aproximadamente 100 ha y una distancia media entre ellas de 4,10 km (Gelcich et al. 2010).

Al evaluar el rol de las AMERB como instrumentos de conservación de biodiversidad se aprecia que las estructuras de comunidades submareales son significativamente diferentes entre las zonas de libre acceso y las AMERB. Estas estructuras de comunidades de hecho, son similares entre las AMERB y las reservas no extractivas (Gelcich et al. 2012). Las especies comerciales, tanto de invertebrados como de peces, respondieron fuertemente positivamente a la protección asociada a las AMERB (Gelcich et al. 2008; Gelcich et al. 2012). Los resultados de estas investigaciones muestran además que los bosques de algas, invertebrados y peces de arrecifedifieren significativamente entre las zonas de libre acceso y las AMERB. Se detectó que la riqueza de especies en general es mayor en el interior de las AMERB al compararla con zonas de libre acceso aledañas, y que la densidad de especies de invertebrados es hasta 15 veces mayor en el interior de las AMERB, lo que es consistente con estudios previos (Castilla et al. 1998, Subpesca 2002). Es importante destacar que los patrones de biodiversidad marina antes descritos se presentan en AMERB que tienen programas de vigilancia, mientras que en aquellas donde la vigilancia es deficiente las diferencias entre AMERB y zonas de libre acceso son menores. Esto es importante en términos de justificar la adicionalidad de combinar las AMERB con compensaciones óptimas de biodiversidad; si bien las AMERB producen ganancias en

biodiversidad aún en ausencia de compensaciones, las medidas de compensación podrían consistir en financiar una adecuada vigilancia, contribuyendo a mayores ganancias y aportando la adicionalidad necesaria.

Producto de los resultados descritos es que se propone establecer mercados de compensación de la biodiversidad marina asociados a AMERB, los que podrían ofrecer un mecanismo real en el que existe una oferta concreta y medible de biodiversidad que pudiese ser transformada en un activo financiero por parte de los pescadores artesanales. Estas compensaciones pudiesen ser además útiles para financiar y mantener activa la vigilancia de las AMERB. Como un pescador en la caleta de pescadores del Quisco mencionó: "Nosotros, como pescadores artesanales, estamos haciendo un bien social en términos de protección de la naturaleza mientras desarrollamos nuestra actividad productiva... tenemos que aprovechar eso...".

Para desarrollar un esquema de compensación a través de AMERBs es fundamental obtener los conocimientos científicos necesarios, lo que implica entender bien la oferta, la demanda y la forma de realizar transacciones, que son necesarias para asegurar un acuerdo entre las partes interesadas. El estudio sobre la demanda de estos esquemas de compensación es entonces fundamental. Posibles interesados incluyen a industrias que construyen emisarios submarinos, tomas de agua o puertos. El próximo gran paso en el avance de estos esquemas de compensación es evaluar su disposición a pagar por dichos esquemas.

Dependiendo de cómo se establece el plan de compensación, la optimización de la biodiversidad mediante el establecimiento de zonas de veda dentro de los límites de las AMERB podría llegar a ser una medida costo-efectiva. En esencia, con acuerdos claros, las AMERB tienen el potencial de ofrecer posibilidades de compensación a través de 4.000 km de costa chilena.

Con los contratos necesarios y los marcos políticos correctos, las compensaciones de la biodiversidad marina través de AMERB puede presentar una opción real en el corto plazo. Sin embargo, es de suma importancia avanzar en nuestro conocimiento científico de oferta, demanda, y monitoreo de variables biológicas a través de casos pilotos para asegurar un futuro promisorio a esta innovación.

5.3.3 Compensación óptima como herramienta para la minería del siglo XXI

La industria minera es el pilar de la economía nacional, concentrando el mayor aporte al PIB nacional, las mayores exportaciones, altos niveles de inversión extranjera, y una fuente laboral importante (Gobierno de Chile 2010). Los niveles de inversión en esta industria son millonarios, así como también lo son sus ganancias, siendo la actividad económica más rentable del país, estando cercana a un 26% sobre su patrimonio. A pesar de que CODELCO es una industria nacional relevante, la mayor parte de la inversión en minería en Chile proviene de fuentes extranjeras, fundamentalmente de países desarrollados. El crecimiento y mantención de la minería depende directamente de la provisión adecuada de energía, por lo que las oportunidades y desafíos que enfrentan estas industrias son compartidos.

Las industrias mineras y de energía son las que a su vez concentran una parte significativa de los conflictos ambientales a nivel nacional, muchos de los cuales tienen relación directa o indirecta

con la gestión de la conservación de la biodiversidad. Desde el punto de vista del desarrollo de la industria, resulta preocupante constatar que Chile concentra el mayor número de conflictos ambientales asociados a la minería en la región (OCMAL 2012), hecho que es visto incluso desde el mundo público como uno de los desafíos más urgentes de resolver para el sector en el corto plazo (Solminihac 2012).

Afortunadamente el sector minero ha avanzado en reconocer la gestión ambiental como uno de los factores que afecta su negocio. Cada vez con mayor frecuencia se identifican estos factores, ya sea en políticas nacionales (e.g. Política Ambiental Minera de Chile) o en políticas internas de cada compañía (e.g. políticas de sustentabilidad). Sea cual fuere el caso, la minería nacional se compromete en palabra con el desarrollo de actividades mineras ambientalmente responsables (Gobierno de Chile 2010). Desafortunadamente los mecanismos para implementar estas políticas, sean de tipo regulatorio o voluntario requieren aún ser debidamente desarrollados y puestos a prueba, lo que genera muchas veces incumplimiento, riesgo y finalmente incertidumbre en la práctica de la gestión ambiental minera.

En particular la gestión de la conservación de la biodiversidad -uno de los componentes clave de la sustentabilidad- en el sector minero y el energético, ha estado excluida de la planificación estratégica del sector. Dada la naturaleza local de la biodiversidad y de su relación directa con el bienestar de las comunidades locales, esta falta de visión ha resultado en proyectos que durante su ejecución inicial o avanzada, enfrentan numerosos y “sorpresivos” conflictos ambientales, que obligan inversiones millonarias y no planificadas en la resolución de conflictos no previstos. La mayoría de ellos constituyen ellos riesgos previsibles y posibles de abordar en etapas tempranas, sea reduciéndolos o definitivamente solucionándolos. Paradojalmente, las inversiones que se realizan para abordar dichos problemas no previstos muchas veces resultan mayores que las que derivaría de su prevención vía planificación efectiva (Hajek 1990). Sumado a esto, el legado histórico de la industria minera a las comunidades locales lo constituye un cúmulo de “pasivos ambientales” que afectan su provisión de servicios ambientales básicos (Infante 2011). Esto, sumado al hecho indiscutible de mayor y mejor acceso a información, tanto de orden local como global, de la sociedad en su conjunto ha promovido el endurecimiento de la posición de comunidades y reducido su aceptación de la industria tradicional. La consecuencia de todo esto es el establecimiento de conflictos de envergadura, que involucran a numerosos actores relevantes tanto públicos y privados, sin que éstos permitan avanzar en la gestión efectiva de la conservación del patrimonio natural local, así como tampoco en el desarrollo de la industria.

La compensación óptima de biodiversidad constituye un mecanismo poco explorado en Chile, el que puede permitir destrabar parte de los problemas a los cuales se enfrenta esta industria. Su uso está contenido en el Reglamento del SEIA nacional (véase sección 4.1), encontrándose en pleno desarrollo en el resto del mundo, impulsada especialmente por la industria minera internacional (ICMM/IUCN 2013; WEHAB WG 2002; EBBI n.d.). Los detalles específicos que caracterizan la compensación óptima son elaborados a lo largo de este documento, sin embargo se destacan aquí algunos de sus atributos más relevantes, los que permiten visualizar su integración al desarrollo del negocio minero.

El objetivo último de la compensación óptima es producir un legado positivo de biodiversidad, por lo que es crítica la integración de su gestión a la planificación del negocio minero desde sus inicios. Algunas de recomendaciones derivadas de esta premisa incluyen:

- que la operación minera minimice los impactos sobre biodiversidad y maximice las oportunidades de conservación con una planificación cuidadosa y efectiva.
- que la planificación de la gestión de la conservación de la biodiversidad sea integrada a todos los procesos de toma de decisiones de las compañías.

- que la planificación de la compensación óptima informe debidamente la toma de decisiones de evaluaciones de impacto, de manejo, restauración y rehabilitación de sitios.
- que el proceso de planificación de la compensación incluya a actores diversos, usuarios de la biodiversidad impactada.
- que la aproximación a este problema sea realizado a la escala apropiada, poniendo especial atención a la relación entre los valores biodiversidad y las comunidades humanas, relación que puede manifestarse no sólo a escala local, sino nacional e incluso global.
- que la planificación de la compensación sea realizada con herramientas científicas, produciendo planificación y ejecución objetiva y verificable.

Se vive hoy un momento propicio para el establecimiento de compensaciones óptimas, y es esperable que los factores que hoy día están afectando la adopción de políticas y herramientas de conservación de biodiversidad sólo se hagan más fuertes en el futuro, cuando la atención sobre la conservación de agudice en un mundo cada vez más demandante y demandado por los recursos naturales. Entre estos factores se encuentran las regulaciones ambientales, a las cuales Chile por ser país miembro de la OCDE se verá cada días más comprometido; el manejo de riesgos financieros, producto de la dependencia de la actividad minera de gran escala de acceso a fuentes internacionales de financiamiento, y de riesgos del negocio, los cuales están relacionados con la planificación in situ de la operación. En un mundo cada vez más conectado, con acceso casi instantáneo a la información, se suman a estos riesgos la presencia y demanda de actores (locales o no) empoderados.

El mayor valor de la compensación óptima para la industria minera radica en que permite vincular explícitamente los impactos de la industria con las acciones de conservación, hecho no observado en acciones de tipo filantrópico por ejemplo, muy utilizadas por este sector en nuestro país. Esto permite objetivar y demostrar las acciones reparatorias, transparentar el proceso de toma de decisiones y ejecución, pudiendo definirse claramente el inicio y el término de la misma, diferenciándose claramente de otras acciones como lavado de imagen. Más importante aún, la compensación óptima permite evaluar de manera transparente y objetiva el riesgo de la relación entre operación minera y biodiversidad desde sus inicios, generando oportunidades para la innovación e inversión necesaria para minimizar dichos riesgos. Finalmente, dado que la compensación óptima requiere de procesos efectivos de consulta, ofrece un espacio controlado de encuentro con actores relevantes.

Se enumeran aquí algunos de los atributos de la industria minera internacional y nacional que están especialmente relacionados con este mecanismo de conservación de biodiversidad y que podrían permitir su aplicación y promoción en Chile.

- Redefinición de la industria minera. En el mundo actual, caracterizado por la globalización de los mercados, incremento de niveles de demanda y de impactos sobre la biota, la minería de gran escala está haciendo esfuerzos importantes tendientes a desarrollar una mejor práctica en su relación con el medio ambiente, y especialmente dentro de ella la gestión de la conservación de biodiversidad a través del establecimiento de compensaciones óptimas. Esta tendencia mundial está impulsada por consorcios mineros globales (e.g. (ICMM/IUCN 2013)) o compañías ampliamente reconocidas (e.g (Stuart Anstee 2011)) quienes han desarrollado encuentros

especializados (e.g. UICN), generado discusión y producido políticas o normas (e.g. BBOP) para el desarrollo estratégico de la herramienta (WEHAB WG 2002). Resulta interesante constatar que compañías nacionales (e.g. CODELCO, AMSA), o globales con presencia en el país (e.g. Angloamerican, Xstrata) no sólo participan sino que promueven este movimiento, por lo que es esperable que más temprano que tarde dichas directrices globales comiencen a ser aplicadas en nuestro país, con la consecuente ventaja que ello traería a la industria minera nacional. El interés de estas discusiones es promover no solo medidas mínimas de mitigación de la actividad minera, sino compensatorias que permitan realizar una contribución positiva a la biodiversidad nacional. Más aún, se reconoce que este trabajo debe ser consensuado con los gobiernos, actores locales relevantes, y que permite a las compañías desarrollar estrategias y programas efectivos que benefician no sólo la biodiversidad local y las compañías, sino finalmente a los países en los que se desarrolla esta actividad productiva.

- Siendo Chile un miembro activo y signatario de importantes acuerdo globales de conservación (e.g. CBD) o comercio (e.g. OCDE), está mandado a seguir o favorecer el desarrollo y establecimiento de las regulaciones promovidas por estos acuerdos. Su temprana adopción sólo favorecerá el desarrollo de mayores y mejores herramientas competitivas de la industria nacional. La compensación óptima es una de ellas.
- La mayor parte de los financiamientos para la gran industria minera proviene de agencias internacionales las cuales han desarrollado y adoptado principios y criterios relacionados con la conservación de la biodiversidad (e.g. World Bank, IFCS). Especial énfasis ha sido puesto en avanzar en el seguimiento y fiscalización de las medidas compensatorias/reparatorias de impactos sobre biodiversidad. La compensación óptima permite abordar este problema de manera explícita, respondiendo a las exigencias de agencias financiadoras.
- La actividad minera chilena está fundamentalmente localizada en la porción centro-norte de Chile, donde a la vez se concentra gran parte de los valores ambientales de nuestro país, como son los ecosistemas alto-andinos, mediterráneos o costeros, por nombrar algunos. Algunos de estos valores cobran en esta zona una presencia desproporcionada, como es el caso del agua en la zona desértica de Chile, o humedales de relevancia global como pueden ser salares o ríos de gran envergadura. La compensación óptima permite establecer sinergias entre compañías y gobiernos, para proveer de la información científica necesaria para el desarrollo de herramientas de conservación de manera integrada, más eficiente y efectiva.
- A pesar de que la minería resulta en impactos visibles e importantes sobre porciones específicas de un territorio, en la zona norte-centro de Chile su impacto relativo sobre la biodiversidad es mucho menor a impactos que derivan de otras actividades (e.g. agricultura, ganadería) y que tienen efectos devastadores sobre el capital natural de la zona, su desarrollo, tales como la desertificación, erosión, crecimiento urbano o contaminación industrial. La planificación estratégica de la gestión de la conservación, incluyendo la compensación óptima, permite deslindar responsabilidades sobre los impactos específicos de la industria minera sobre la biodiversidad de un área.
- El objetivo final de la compensación óptima es la obtención de un impacto positivo sobre la biodiversidad. Dado que ella incluye toda la operación minera, especialmente el cierre, su implementación estratégica podría llegar a transformar los tradicionales pasivos ambientales de la industria minera en activos ambientales, con la recuperación de diversidad relevante y sus servicios ecosistémicos asociados, reconocidos y

demandados cada vez con más fuerza por las comunidades locales y otros actores relevantes.

- Finalmente, el establecimiento de compensaciones en su forma más elaborada se manifiesta a través del establecimiento de Bancos de Compensación, fórmula que requiere de la acción concertada y sinérgica de actores públicos y privados. Este espacio de interacción administrativa resulta en general en una reducción en los plazos de tramitación de permisos ambientales, uno de los factores sindicados hoy día como preocupantes para la atracción de futuras inversiones en el área.

En resumen, la compensación óptima es una herramienta potencialmente novedosa para balancear la conservación y el desarrollo, reconciliando dos posiciones erróneamente consideradas antagónicas. El factor clave para su establecimiento es la adopción de una visión estratégica inclusiva a la variable biodiversidad, lo que permitiría una cuidada planificación de la operación completa y sus riesgos asociados. Se cambia así a la biodiversidad como una variable relevante desde el inicio de un proyecto, y no como una “variable sorpresa” de la cual los planificadores descubren una vez que enfrentan el primer (y generalmente obvio) conflicto ambiental.

5.3.4 Alianzas para la conservación del ecosistema mediterráneo: el potencial de la industria vitivinícola

El ecosistema mediterráneo

Con tan solo el 2% de la superficie terrestre, el bioma mediterráneo contiene casi el 20% de las plantas vasculares en el mundo. Sin embargo, solo el 4% del bioma se encuentra protegido, y más del 40% de su hábitat ya ha sido convertido para uso humano (Underwood et al. 2009). Como resultado de la convergencia de biodiversidad, degradación y amenaza, el bioma mediterráneo ha sido listado entre los ecosistemas más críticamente amenazados del mundo y que requiere protección (Dinerstein et al. 1995, Myers et al. 2000, Olson & Dinerstein 2002).

La región centro-sur de Chile representa uno de los 34 hotspots de biodiversidad del planeta, siendo al mismo tiempo uno de los hábitats más amenazados del país (Arroyo et al. 2006). Entre los ecosistemas que comprenden el hotspot destaca el bosque esclerófilo y el matorral mediterráneo, catalogados En Peligro y con una prioridad regional máxima en el Informe del Estado del Medio Ambiente 2011.

Estos ecosistemas proporcionan múltiples bienes y servicios, incluyendo una excepcional biodiversidad, siendo fundamentales para el desarrollo socioeconómico de las comunidades rurales, así como también del bienestar de la población urbana de Chile central (Echeverría et al. 2010). En la zona central de Chile, se concentra alrededor del 50% de la flora de Chile, la de mayor valor en términos de biodiversidad vegetal (Pliscoff & Fuentes 2008).

Las amenazas existentes en esta zona son las más fuertes que se presentan para la conservación de los ecosistemas naturales en el país, ya que es la zona que concentra la mayor cantidad de población humana y a su vez es donde hay mayor conversión de uso de suelo, principalmente por actividades agrícolas y forestales. Esto conlleva a que la existencia de ecosistemas en estado de prístinidad, solo se encuentren en zonas de difícil acceso o montañosas (Pliscoff & Fuentes 2008). Las formaciones vegetacionales de Chile central han estado sometidas, históricamente, a diferentes procesos de degradación y deforestación. La extracción de madera, carbón y tierra

de hojas han conducido a una progresiva degradación de estos ecosistemas. La expansión de terrenos urbanos y el reemplazo de bosques y matorral esclerófilo por cultivos frutales, **viñas** y plantaciones forestales con especies exóticas constituyen otra causante de la pérdida de la vegetación nativa en Chile central (Echeverría et al. 2010).

En Chile se han realizado varias aproximaciones para evaluar la representatividad ecosistémica del SNASPE en los distintos ecosistemas presentes en el país. En términos generales todos estos trabajos han identificado fuertes desequilibrios en la protección de los ecosistemas terrestres del país, en especial la zona mediterránea (centro-norte) la que presenta menor protección y a su vez es la más amenazada (Pliscoff & Fuentes 2008). La inadecuada distribución de las unidades del SNASPE, permite que más del 80% de su superficie se encuentre en las regiones extremas del país, teniendo a los ecosistemas mediterráneos y áridos como los menos representados, y los que poseen una gran parte de los endemismos y la diversidad biológica de Chile (Pauchard 1999).

En las últimas décadas, las plantaciones de paltos y viñedos se encuentran entre los factores determinantes en el cambio de uso de suelo de Chile Central, donde el área destinada a viñedos casi se ha duplicado a expensas de la vegetación nativa en las laderas de los cerros (fig. 10), amenazando los últimos remanentes de hábitats donde se concentra la riqueza de flora y fauna mediterránea (Armesto et al. 2010).

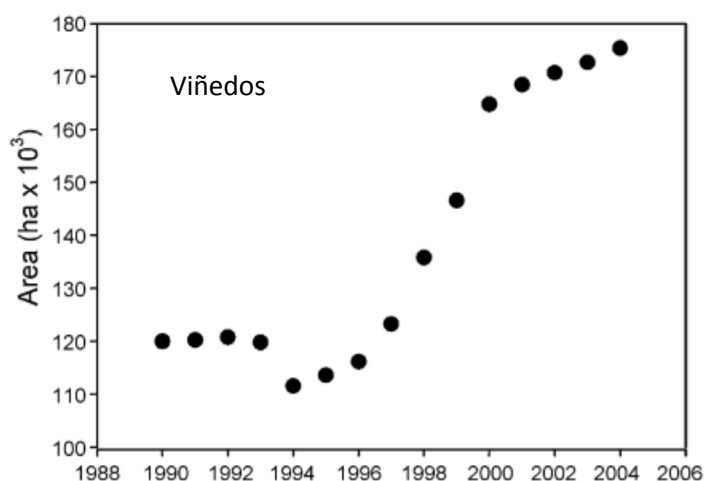


Figura 10. Tendencia incremental de área de viñedos en Chile Central entre 1988 y 2006 (Armesto et al. 2010)

Frente a esto, la industria vitivinícola cumple con un rol crucial en la protección de la vegetación nativa remanente. Ello por cuanto esta industria hoy en día, está modificando sus prácticas en respuesta a la demanda ambiental del mercado. Un manejo adecuado de los viñedos ha permitido desarrollar actividades que incrementen y conserven la biodiversidad remanente de sus terrenos, potenciando su actuar como corredores ecológicos, ofreciendo refugio y alimento a especies amenazadas por la fragmentación del territorio o el cambio climático. Potenciar estos valores adicionales del viñedo depende de la labor de aquellos viticultores que apuestan por la producción extensiva, de calidad frente a cantidad, adecuada a las condiciones de suelo y al clima de cada región (WWF 2011).

Viticultura

A nivel mundial existe gran interés en desarrollar este tipo de iniciativas e incrementar las oportunidades de asociación y esfuerzos en conjunto, lo que ha llevado a la conformación de

una red internacional llamada “Vinecology Network”, la cual está integrada por científicos y productores de vino que colaboran en programas de conservación de los ecosistemas de clima mediterráneo de California, Baja California, Sud África, Australia y Chile. Esta red difunde la necesidad de realizar prácticas directamente dirigidas a la conservación de la biodiversidad, las cuales consideran:

- La mantención y restauración de remanentes de vegetación nativa en terrenos que no tengan como objetivo un uso productivo. Donde sea relevante realizar remoción de especies invasoras.
- La mantención y restauración de ríos, corredores riparianos y vegetación de humedales, como fundamentales para provisión y regulación de servicios ecosistémicos.

Un ejemplo a nivel local es el programa “Biodiversity and Wine Initiative” (BWI) en Sudáfrica, el cual cumple un rol fundamental en la protección de la vegetación remanente de la Región Floral del Cabo. En menos de 4 años, se ha logrado una huella de conservación que actualmente supera las 102.000 hectáreas de viñedos en el Cabo. Estos viñedos lideran la producción integral y sustentable del vino. Implementando prácticas de manejo que conservan la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los campos, se redujeron los costos de producción en 75% en 11 años de trabajo. También incentivando la llegada de predadores naturales, regulando el balance natural, mejorando la calidad y seguridad del agua, reduciendo los riesgos de incendios, inundaciones, por nombrar algunas medidas. Hasta la fecha, 135 productores asociados al BWI han destinado más de 130.000 hectáreas de vegetación nativa para la conservación a largo plazo (Kotze 2009).

En Chile también existen viñas interesadas en aportar a la conservación, siendo hoy en día más de 13 las que forman parte del Programa Vino Cambio Climático y Biodiversidad (VCCB), iniciativa que desde 2008 propone mejoras en el diseño de los viñedos y el desarrollo de prácticas de manejo que minimicen el impacto de esta actividad agrícola sobre la biodiversidad de Chile central y los servicios ambientales que sustentan la producción de vinos. A través de la conformación de corredores biológicos y restauración ecológica, el manejo de especies exóticas invasoras, la educación y difusión de la ciencia y la ecología (talleres, senderos de indagación, inventarios de biodiversidad), además de la estimulación e implementación de áreas de protección de la biodiversidad dentro de las viñas.

Dentro de la red se encuentran viñas como Arboleda, Errázuriz, Concha y Toro, y Caliterra, quienes voluntariamente han comprometido para la conservación áreas no productivas de ecosistema mediterráneo, reduciendo de esta forma los costos de mantención en la viña (menor riego, mayor protección contra plagas y enfermedades), reduciendo los riesgos de erosión e incendios en las zonas aledañas a la productiva, y potenciando el turismo de intereses especiales con senderos de indagación. Para que estos mercados voluntarios se hagan competitivos es necesario que mayor cantidad de industrias se sumen. Detrás de eso debe existir un incentivo por parte del estado que fomente el uso de prácticas sustentables.

Conservación del ecosistema mediterráneo

La conservación del ecosistema mediterráneo en Chile puede tener su gran aliado en las múltiples Viñas que tenemos a lo largo de nuestro país, y más aún si son considerados dentro de un sistema de compensaciones. Tomando el ejemplo de las viñas en Sudáfrica, las más de 150 viñas que conforman el programa han aportando cada una con terrenos de distintos tamaños y características para la conservación, que en total suman más de 100 mil ha.

Aunque al evaluar el aporte de estos terrenos se observa que la mayor abundancia de fragmentos conservados corresponde a tamaños pequeños (1-14 ha), seguido aquellos que tienen un tamaño entre 100-499 ha, y que solo dos áreas son de mayor tamaño (fig. 11), el aporte que hacen a la conservación es destacable. Por una parte protegen áreas de alto valor de conservación que suman a las áreas protegidas ya existentes, y por otro la industria en Sudáfrica estaría compensando, en términos de área, su huella ecológica al tener mayor territorio para la conservación que para la explotación.

En Chile es importante recordar que las actividades agrícolas no ingresan al Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), por lo que no tienen la obligación de dar cuenta de sus impactos, los cuales ciertamente ocurren, ni deben compensar por ley.

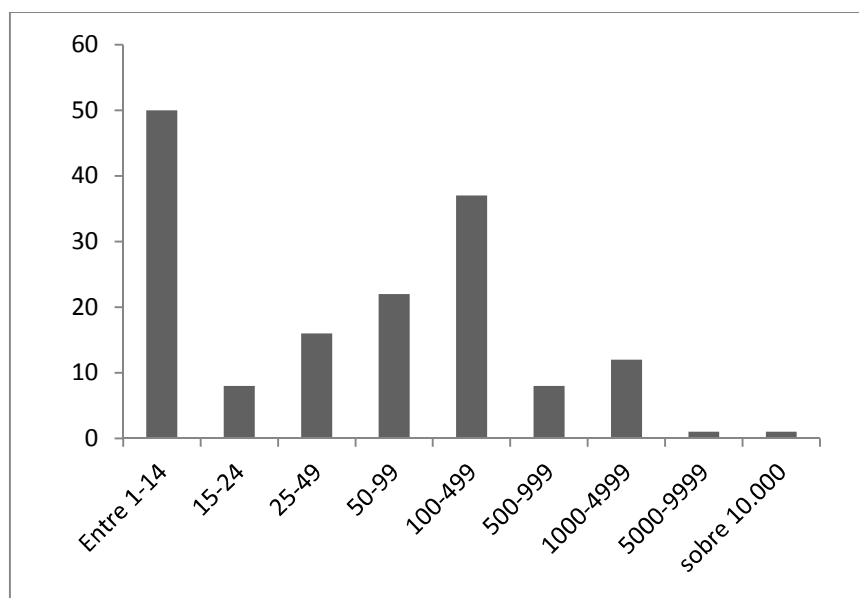


Figura 11. Frecuencia de viñas según rangos de número de hectáreas donadas para la conservación.

Frente al riesgo de pérdida de biodiversidad del ecosistema mediterráneo, las Viñas pueden sumarse voluntariamente a través de la certificación ambiental y teniendo en cuenta la no pérdida neta de biodiversidad en áreas de hábitat natural, considerando el diseño de medidas de mitigación entre las que se incluyen:

- Evitar impactos en la biodiversidad mediante la identificación y la protección de áreas reservadas
- Implementar medidas para reducir al mínimo la fragmentación del hábitat, tales como los corredores biológicos
- Restaurar los hábitats durante las operaciones y/o después de las operaciones

Al ejecutar estas medidas, y al no existir legalmente una obligatoriedad, estos terrenos destinados “para la conservación” dentro de la Industria Vitivinícola generan un mercado que podría incentivar la venta de estos a otras empresas que necesitan por ley compensar sus impactos. Ante esta oportunidad, el Gobierno puede generar o incentivar una acreditación que permita a las viñas ratificar que previamente se han preocupado de compensar voluntariamente sus propios impactos y luego de eso, recién podrían considerar la venta de sus terrenos como compensaciones.

La industria vitivinícola ofrece una oportunidad para Chile y la protección de los ecosistemas mediterráneos, pudiendo ejercer un fuerte liderazgo sobre otras industrias en cuanto a la

conservación voluntaria junto con crear Green Markets basados en códigos de sustentabilidad y una industria más resiliente para el futuro. Pero es fundamental desarrollar herramientas alternativas que guíen el proceso para que este se conforme de la forma más eficientemente posible.

6. Consideraciones Finales

La biodiversidad constituye el capital natural que sostiene toda actividad humana, especialmente las actividades productivas. La gestión de su conservación requiere por lo tanto la participación directa y efectiva de aquellos agentes que participan en su degradación, en los sitios en que esa pérdida ocurre. La compensación óptima de biodiversidad es una herramienta especialmente diseñada para ello, la cual está siendo desarrollada aplicada cada vez con más frecuencia en el mundo.

Chile tiene la necesidad y la oportunidad de liderar el desarrollo de compensaciones óptimas en biodiversidad, por cuanto la salud de su economía depende de la gestión efectiva de los recursos naturales que la sostiene, y cuenta con condiciones mínimas para avanzar en la planificación de este tipo de instrumentos. Por una parte, cuenta con un SEIA que opera a escala nacional y cuya existencia no sólo permite, sino que promueve el establecimiento de compensaciones de calidad. En su base impulsa la realización de acciones que permitan evitar, minimizar o restaurar las pérdidas de biodiversidad, sentando el precedente más importante para el establecimiento de compensaciones óptimas: generar una pérdida neta nula o incluso ganancia en biodiversidad en las zonas de desarrollo de proyectos.

La compensación óptima de biodiversidad requiere de la aplicación de una mirada preventiva y participativa sobre los efectos del proyecto sobre toda la complejidad de la biodiversidad, lo que ayuda a incorporar esta variable tempranamente en la planificación de los proyectos. Constituye además un espacio de trabajo conjunto con actores diversos, que facilita su ejecución.

Dada la naturaleza fundamentalmente local de la biodiversidad y los actores asociados, así como la necesidad de abordar los problemas de conservación a la escala pertinente, el desarrollo de compensaciones óptimas es un proceso que requiere de planificación y participación comprometida y efectiva tanto de los agentes del estado, las compañías y otros actores sociales, como científicos, comunidades, entre otros.

A pesar que Chile cuenta con numerosos factores que podrían ayudar a construir compensaciones de calidad, existe un número importante de condiciones que deben ser preparadas y resueltas en el proceso. Las más importantes han sido incluidas y explicitadas en este informe, y esperamos constituyan una hoja de ruta para guiar este camino, no sólo por parte del mundo público, sino especialmente por parte del sector privado.

6.0 Referencias

- Abdulla, A., 2010. Biodiversity Offsets and Marine and Coastal Development. Ecosystem Marketplace. Disponible en:
http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=7443§ion=home
- Del Alamo, C. & Rábade, J.M., 2010. *Montes, servicios ambientales y mecanismos de mercado*, Madrid.
- Anderson, C. et al., 2010. Construyendo una Red Chilena para Estudios Socioecológicos a Largo Plazo: Avances, enfoques y relevancia. *Revista chilena de historia natural*, 83(1), pp.1–11. Available at: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0716-078X2010000100001&lng=es&nrm=iso&tlng=es [Accessed March 14, 2013].
- Anstee, Stuart, 2011. *Rio Tinto's Biodiversity Strategy & NPI Goal*,
- Barnosky, A.D. et al., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486(7401), pp.52–8. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22678279> [Accessed February 10, 2013].
- BBOP, 2009a. *BBOP Pilot Project Case Study - Strongman Mine New Zealand*, Washington, D.C.
- BBOP, 2009b. *Biodiversity Offset Cost-Benefit Handbook*,
- BBOP, 2009c. *Biodiversity Offset Design Handbook Appendices*, Washington D.C.
- BBOP, 2012a. *Biodiversity Offset Design Handbook-Updated.*, Washington D.C.
- BBOP, 2009d. *Biodiversity Offsets and Stakeholder Participation: A BBOP Resource Paper*, Washington, D.C.
- BBOP, 2009e. *Business, Biodiversity Offsets and BBOP. An Overview*, Washington D.C.
- BBOP, 2012b. *Estándar sobre compensaciones por pérdida de biodiversidad*, Washington, D.C.

- BBOP, 2012c. *Guidance Notes to the Standard on Biodiversity Offsets*, Washington, D.C.
- BBOP, 2012d. *Resource Paper: No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets*, Washington, D.C.
- BBOP, 2012e. *Resource Paper : Limits to What Can Be Offset* B. and B. O. Programme, ed., Washington, D.C.
- BBOP, 2012f. *Standard on Biodiversity Offsets*, Washington D.C.
- BBOP, 2009f. *The Relationship between Biodiversity Offsets and Impact Assessment*, Washington, D.C.
- Bean, M., Kihslinger, R. & Wilkinson, J., 2006. *Design of U.S. Habitat Banking Systems to Support the Conservation of Wildlife Habitat and At-Risk Species*,
- Beissinger, S. & McCullough, D., 2002. *Population Viability Analysis*, University of Chicago.
- Biodiversa, F., 2011. *Estudio Prospectivo sobre Instrumentos Públicos de Fomento, Emprendimiento e Innovación, y su Funcionalidad para la Gestión de Conservación y Uso Sustentable de la Biodiversidad en Sitios Prioritarios*,
- Bovarnick, A., Alpizar, F. & Schnell, C., 2010. *The importance of Biodiversity and Ecosystems in Economic Growth and Equity in Latin America and the Caribbean: An economic valuation of ecosystems*,
- Bovarnick, A., Knight, C. & Stephenson, J., 2010a. *Habitat Banking in Chile A Feasibility Assessment Working Paper*,
- Bovarnick, A., Knight, C. & Stephenson, J., 2010b. *Habitat Banking in Latin America and Caribbean : A Feasibility Assessment Main Report*,
- Bull, J. et al., 2013. *Biodiversity Offsets in Theory and Practice*. *Oryx*, In press.
- CEA, 2006. *Conceptos y criterios para la evaluación ambiental de humedales*, Santiago de Chile.
- CEA/CONAMA, 2006. *Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica*, Santiago de Chile.
- Chapman, D. & LeJeune, K., 2007. *Review Report on Resource Equivalence Methods and Applications*,
- Cochran, B., Robinson, N. & Alcott, E., 2011. *Measuring Up : Synchronizing Biodiversity Measurement Systems for Markets and Other Incentive Programs*,
- CoE, 2008. *Final Environmental Assessment Finding of No Significant Impact and Regulatory Analysis for the Compensatory Mitigation Regulation*, Washington, D.C.
- CONAMA, 2003. *Estrategia nacional de biodiversidad*, Santiago de Chile.
- DFO, 1986. *Policy for the Management of Fish Habitat*, Ottawa, Ontario.

- DSE, 2004. *Vegetation Quality Assessment Manual-Guidelines for applying the habitat hectares scoring method. Versión 1.3*, Melbourne.
- EBBI, *Opportunities for Benefiting Biodiversity Conservation*, Available at: <http://www.theebi.org/products.html>.
- Eftc, IEEP & Al., E., 2010. *The use of market based instruments for biodiversity protection - The case of Habitat Banking.*,
- ELI, 2004. *Measuring mitigation: A review of the science for Compensatory Mitigation Performance Standards*, Washington, D.C.
- EPA, 2008. *Guidance for the Assessment of Environmental Factors (in accordance with the Environmental Protection Act 1986) Environmental Offsets- Biodiversity No. 19*, Western Australia.
- Faber-Langedoen, D. et al., 2008. *Ecological Performance Standards for Wetland Mitigation: An Approach Based on Ecological Integrity*, Arlington.
- Fariña, J., Ossa, P. & Castilla, J., 2010. Ecosistemas Marinos. In CONAMA, ed. *Biodiversidad de Chile: patrimonio y desafíos*. Santiago de Chile: Ocho Libros Editores.
- FDEP, *Uniform Mitigation Assessment Method*, Florida. Available at: <https://www.flrules.org/gateway/ChapterHome.asp?Chapter=62-345>.
- Fennessy, M.S. et al., 2004. *Review of Rapid Assessment Methods for Assessing Wetland Condition*, Washington, D.C.
- Fernández, M et al., 2000. Diversity, dynamics and biogeography of Chilean benthic nearshore ecosystems: an overview and guidelines for conservation. *Revista chilena de historia natural*, 73(4), pp.797–830.
- Frankham, R., 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research*, 66(2), pp.95–107.
- Gardner, T. & Von Hase, A., 2012. *Key ingredients for Biodiversity Offsets to Achieve No Net Loss*,
- Gelcich, S. et al., 2011. Scaling-up marine coastal biodiversity conservation in Chile: a call to support and develop ancillary measures and innovative financing approaches. In E. Figueroa, ed. *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations*. Santiago, pp. 199–216.
- Gibbons, P. et al., 2009. An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecological Indicators*, 9(1), pp.26–40.
- Gibbons, Philip & Freudenberger, D., 2006. An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management and Restoration*, 7(1), pp.10–17.
- Gobierno de Chile, 2010. *Política Minera del Bicentenario*, Santiago de Chile.

- Gonzalez, A., Mouquet, N. & Loreau, M., 2009. Biodiversity as spatial insurance : the effects of habitat fragmentation and dispersal on ecosystem functioning. In S. Naeem et al., eds. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford Scholarship Online.
- Gorrod, E. & Keith, D., 2009. Observer variation in field assessments of vegetation condition: implications for biodiversity conservation. *Ecological Management and Restoration*, 10(1), p.31.
- Gómez, S., 1991. *Manual de Derecho de Minería*, Santiago de Chile: Editorial Jurídica de Chile.
- Hagan, J.M. & Whitman, A.A., 2006. Biodiversity Indicators for Sustainable Forestry : Simplifying Complexity. *Journal of Forestry*, (June), pp.203–210.
- Hilderbrand, R.H., Watts, A.C. & Randle, A.M., 2005. The Myths of Restoration Ecology. *Ecology and Society*, 10(1).
- Hruby, T., 2012. *Calculating Credits and Debits for Compensatory Mitigation in Wetlands of Western Washington. Final Report*,
- ICMM/IUCN, 2013. *Independent Report on Biodiversity Offsets*,
- IEB/CONAMA, 2009. *Estudio de Análisis de Omisiones y Vacíos de Representatividad en los Esfuerzos de Conservación de la Biodiversidad en Chile*, Santiago de Chile.
- IFC, 2012a. *Guidance Note 6. Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources*,
- IFC, 2012b. *Performance Standard 6. Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Resources*,
- Infante, C., 2011. *Pasivos ambientales mineros: barriendo bajo la alfombra.*,
- IUCN, 2010. Saving biodiversity An economic approach. *World Conservation*, (July), pp.1–24.
- Jones, C., Lawton, J. & Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, pp.373–386.
- Joosten, H. & Clarke, D., 2002. *Wise Use of Mires and Peatlands*, Saarijärvi: International Mire Conservation Group and International Peat Society.
- Kate, K., Bishop, J. & Bayon, R., 2004. *Biodiversity offsets : Views , experience , and the business case*,
- Kerckhove, D.T. De, Smokorowski, K.E. & Randall, R.G., 2008. A Primer on Fish Habitat Models. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2817, p.iv + 65.
- Kiesecker, J.M. et al., 2010. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), pp.261–266. Available at: <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/090005> [Accessed December 11, 2012].

- King, D. & Price, E., 2006. *Developing Defensible Wetland Mitigation Ratios*, Solomons.
- Langhammer, P.F. et al., 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas. *Best Practice Protected Area Guidelines Series*, 15.
- Levrel, H., Pioch, S. & Spieler, R., 2012. Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*, 36(6), pp.1202–1210.
- Lindenmayer, D.B., Margules, Chris R. & Botkin, D.B., 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4), pp.941–950. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>.
- Lloyd, K. & Rate, S., 2012. *Selection and weighting of attributes for use in biodiversity offsetting currencies*,
- Lorimer, G., 2008. *Landscape-scale monitoring of native vegetation condition in Manningham, Doncaster*.
- Luebert, F. & Pliscoff, P., 2006. *Sinópsis biomclimática y Vegetacional de Chile*, Santiago de Chile: Editorial Universitaria.
- MADS, 2012. *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*,
- Madsen, B. et al., 2011. *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide. 2011 Update*,
- Margules, C R & Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), pp.243–53. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10821285>.
- Maron, M. et al., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, pp.141–148.
- Mckenney, B., 2005. Environmental Offset Policies , Principles , and Methods : A Review of Selected Legislative Frameworks.
- McKenney, B. a & Kiesecker, J.M., 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental management*, 45(1), pp.165–76. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19924472> [Accessed November 8, 2012].
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* M. E. Assessment, ed., Washington, DC: Island Press.
- MNB, M.D.B.N., 2011. *Cuenta pública 2011*,
- Moilanen, A. et al., 2009. How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology*, 17(4), pp.470–478.
- Muncina, L., 2009. *Critical Global Review of Approaches to Assessment to Vegetation Condition*, Perth.

- Naeem, S. et al., 1999. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life Support Processes. *Issues in Ecology*, 4, p.14.
- NOAA, 2006. *Habitat Equivalency Analysis : An Overview*,
- Noss, R., 1990. Indicators for monitoring biodiversity. *Conservation Biology*, 4(4), pp.355–364.
- NRC, 2001. *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act* N. R. Council, ed., Washington, D.C.: The National Academies Press.
- OCDE/CEPAL, 2005. *Evaluaciones del desempeño ambiental- Chile*,
- OCMAL, 2012. Sistema de Información para la gestión comunitaria de conflictos socio-ambientales mineros en Larinoamérica. Available at: http://basedatos.conflictosmineros.net/ocmal_db/.
- Oliver, I, 2007. Expert panel assessment of attributes for natural variability benchmarks for biodiversity. *Austral Ecology*, 32(4), p.453.
- Oliver, Ian, 2002. An expert panel-based approach to the assessment of vegetation condition within the context of biodiversity conservation Stage 1 : the identification of condition indicators. *Ecological Indicators*, 2, pp.223–237.
- Ormazabal, C., 2000. Banco de proyectos de compensación ambiental. *Ambiente y Desarrollo*, 16(1 & 2), pp.6–11.
- Paeile, V., Guijón, R. & Sierralta, L., 2012. Cambios recientes hacia la especialización en la institucionalidad para la conservación de la diversidad biológica. In S. Montenegro et al., eds. *Actas de las VI Jornadas de Derecho Ambiental*. Abeledo Perrot Chile / Universidad de Chile.
- Parkes, B.D., Newell, Graeme & Cheal, D., 2003. Assessing the quality of native vegetation : The “ habitat hectares ” approach. , 4(February), pp.29–38.
- Pilgrim, John D. et al., 2012. A process for assessing offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, p.In press. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/conl.12002> [Accessed December 18, 2012].
- Pressey, R.L., Johnson, I.R. & Wilson, P.D., 1994. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity and Conservation*, 3, pp.242–262.
- PWC, 2012. *Bases para el diseño y análisis de factibilidad para el desarrollo de un Esquema de Bancos de Compensaciones en Biodiversidad en Chile, en el marco del SEIA*,
- Püschel, L. & Guijón, R., 2012. Compensación en biodiversidad en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. In S. Montenegro et al., eds. *Actas de las VI Jornadas de Derecho Ambiental*. Abeledo Perrot Chile / Universidad de Chile, p. 18.

- Quigley, J.T. & Harper, D.J., 2006. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environmental management*, 37(3), pp.351–366. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16456631> [Accessed November 7, 2012].
- Quétier, F. & Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), pp.2991–2999.
- Rodrigues, A.S.L. & Brooks, T.M., 2007. Shortcuts for Biodiversity Conservation Planning: The Effectiveness of Surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1), pp.713–737. Available at: <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095737> [Accessed January 29, 2013].
- Rodriguez, J.P., Rojas, F. & Giraldo, D. eds., 2010. *Libro Rojo de los Ecosistemas de Venezuela*, Caracas: Provita, Shell Venezuela, Lenovo.
- Rodríguez, J.P. et al., 2012. Definición de Categorías de UICN para Ecosistemas Amenazados. *Conservation Biology*, 25(2011), pp.21–29.
- Salzman, J. & Ruhl, J., 2000. Currencies and the Commodification of Environmental Law. *Stanford Law Review*, 53, pp.607–694.
- SCBD, 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*, Montreal.
- SCBD, 2012. *Strategic Plan for Biodiversity 2011 – 2020 and the Aichi Targets*,
- SCBD, 2000. *Sustaining life on Earth*,
- Schamberger, M. & Krohn, W.B., 1982. Status of the Habitat Evaluation Procedures. *US Fish & Wildlife Publications*, 48.
- Scott Mills, L., Soule, M.E. & Doak, D.F., 1994. The Keystone concept in ecology and conservation. *BioScience*, 43(4), pp.219–225.
- Sepúlveda, C. & Rojas, A., 2010. Conflictos ambientales y reforma ambiental en Chile: una oportunidad desaprovechada de aprendizaje institucional sobre participación ciudadana. *Ambiente y Desarrollo*, 14(2), pp.15–23.
- Simonetti, J., 2002. Diversidad biológica. In N. Gligo, ed. *Estado del medio ambiente en Chile*. Santiago de Chile: LOM Ediciones, pp. 161–195.
- Solminihaç, H., 2012. *Cuenta Pública del Ministerio de Minería*, Santiago de Chile.
- Soule, M., 1985. What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), pp.727–734.
- Stoddard, J.L. et al., 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, 16(4), pp.1267–76. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16937796>.

- Temple, H J et al., 2012. *Forecasting the path towards a Net Positive Impact on biodiversity for Rio Tinto QMM*, Gland.
- Thom, R.M., Williams, G.W. & Diefenderfer, H.L., 2005. Balancing the Need to Develop Coastal Areas with the Desire for an Ecologically Functioning Coastal Environment: Is Net Ecosystem Improvement Possible? *Restoration Ecology*, 13(1), pp.193–203. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1526-100X.2005.00024.x>.
- Thur, S.M., 2007. Refining the use of habitat equivalency analysis. *Environmental management*, 40(1), pp.161–70.
- Tognelli, M.F., De Arellano, P.I.R. & Marquet, P. a., 2008. How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Diversity and Distributions*, 14(1), pp.148–158.
- Tolsma, A. & Newell, G, 2003. *Assessing the Quality of Native Vegetation: Further Development of the Habitat-Hectare Approach*, Melbourne.
- USFWS, 2003. *Guidance for the Establishment, Use and Operation of Conservation Banks*, Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/5784470>.
- Usher, G. & Miller, K., 2012. *Title : Offsets for developers : measuring impacts and defining offset specifications (Winstone Aggregates Symonds Hill Quarry)*, Auckland.
- Valenzuela, J. & Schlatter, R., 2004. Las turberas de la Isla Chiloé (Xa Región, Chile): aspectos sobre usos y estado de conservación. In V. De la Balze & D. Blanco, eds. *Turbales de la Patagonia*.
- Viehman, S., Thur, S.M. & Piniak, G. a., 2009. Coral reef metrics and habitat equivalency analysis. *Ocean & Coastal Management*, 52(3-4), pp.181–188.
- WEHAB WG, 2002. *Good practice Guidance for Mining and Biodiversity*, New York. Available at: http://www.johannesburgsummit.org/html/documents/summit_docs/wehab_papers/wehab_biodiversity.pdf.
- Wissel, S. & Wätzold, F., 2010. A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 24(2), pp.404–11. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20136869> [Accessed November 8, 2012].
- Yapp, G., Walker, J. & Thackway, R., 2010. Linking vegetation and condition to ecosystem goods and services. *Ecological Complexity*, 7(3), p.292.
- Zafonte, M. & Hampton, S., 2007. Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 61(1), pp.134–145.