



THE
BIODIVERSITY
CONSULTANCY

Estudios de caso para el desarrollo de
la compensación ambiental en el Perú:
Bases conceptuales y metodológicas

**DOCUMENTO
DE TRABAJO**
Capítulo 1



Septiembre 2017



DOCUMENTO DE TRABAJO

Septiembre 2017

Capítulo 1

Estudios de caso para el desarrollo de la compensación ambiental en el Perú: Bases conceptuales y metodológicas

Antoine Escalas²

José Carlos Rubio Ayllón¹

Annie Escobedo Grandez¹

Robin Mitchell²

with collaboration from The Wildlife Conservation Society

¹Conservation Strategy Fund

²The Biodiversity Consultancy

Foto: José Carlos Rubio Ayllón

El desarrollo de la presente investigación ha sido posible gracias al apoyo de la Fundación Moore. Las opiniones expresadas en el documento son responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente la opinión de los financiadores.

Este documento se puede descargar de forma gratuita desde <http://www.conservation-strategy.org>

CONTENIDO

RESUMEN EJECUTIVO	3
1 Introducción	6
1.1 La Jerarquía de la Mitigación	7
1.2 Principios y criterios de la compensación ambiental.....	8
1.3 Costos de la compensación ambiental	9
1.4 Compensación ambiental y áreas protegidas	11
2 Marco metodológico para el desarrollo de los casos	12
2.1 Revisión del Estudio de Impacto Ambiental (EIA).....	13
2.2 Proceso para alcanzar la Pérdida Neta Cero	13
2.2.1 Síntesis del proceso para elaborar un Plan de Compensación.....	13
2.2.2 Paso 1: Identificación y priorización de los componentes de la biodiversidad	15
2.2.3 Paso 2: Selección de la métrica para cuantificar los componentes de la biodiversidad	20
2.2.4 Paso 3: Definición del plazo para medir las pérdidas y ganancias de biodiversidad	22
2.2.5 Paso 4: Construcción del escenario de referencia para evaluar las pérdidas y ganancias	22
2.2.6 Paso 5: Cuantificación de los impactos residuales	23
2.2.7 Paso 6: Identificación de un portafolio de sitios potenciales de compensación.....	24
2.2.8 Paso 7: Cuantificación de ganancias teóricas	27
2.2.9 Paso 8: Estimación de costos de la compensación	28
2.2.10 Paso 9: Selección de un sitio para alcanzar la Pérdida Neta Cero (PNC)	31
2.2.11 Paso 10: Implementación de garantías financieras	32
3 Referencias bibliográficas	36

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Ejemplo de valores identificados como prioritarios para la conservación, dentro de un proyecto de compensación ilustrativo.....	19
Tabla 2. Modelos de regresión lineal predictivos del costo de manejo básico y óptimo por unidad de área	30
Tabla 3. Modelos de regresión lineal predictivos del costo de oportunidad	31

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Proceso de nueve pasos para desarrollar un plan de compensación y alcanzar la Pérdida Neta Cero	15
Figura 2. El proceso de priorización de los valores de biodiversidad permite identificar los que requieren compensación.....	16
Figura 3. Criterios de priorización típicos en conservación de la biodiversidad	18
Figura 4. El impacto residual es la diferencia entre la línea de referencia al principio del proyecto (1%) y al cierre del proyecto (3%), al cual se sustituyen las pérdidas previstas independientemente del proyecto	27
Figura 5. Diagrama de flujo que muestra el proceso de desarrollo del plan de compensación y la cantidad según el escenario con compensación	29

LISTA DE CAJAS

Caja 1. Ejemplo de cuantificación del impacto residual sobre un ecosistema (ejemplo para un proyecto que genera impactos indirectos de deforestación)	25
Caja 2. Ejemplo de cuantificación de las ganancias de un ecosistema en un caso de la compensación con pérdidas evitadas	29
Caja 3. Instrumentos financieros de corto plazo y largo plazo más utilizados	33
Caja 4. Condiciones básicas de un fondo de conservación	35

RESUMEN EJECUTIVO

En diciembre del 2014, durante la COP 20, el Perú aprobó los lineamientos para la compensación ambiental (RM 398-2014-MINAM), dando inicio formal a la ejecución de este instrumento como parte de la gestión ambiental de los proyectos extractivos y de infraestructura. Los lineamientos se basan en la aplicación de la Jerarquía de Mitigación (evitar, mitigar, restaurar y compensar los impactos ambientales), para alcanzar la Pérdida Neta Cero de biodiversidad. Esta normativa aplica a proyectos de carácter público, privado o de inversión mixta de categoría III. Es decir, los proyectos energéticos, extractivos, industriales y de infraestructura, cuya implementación implique la generación de impactos ambientales significativos sobre la biodiversidad, deberán presentar un plan de compensación ambiental para obtener su Certificación Ambiental. Este instrumento será obligatorio una vez el Ministerio del Ambiente (MINAM) complete la elaboración de las guías técnicas correspondientes.

Este anuncio culminó un extenso proceso de elaboración de los lineamientos, llevado adelante por el MINAM, que contó con la colaboración de organizaciones de la sociedad civil, incluidas las que conformaron el Grupo de Trabajo de Compensación (Conservation Strategy Fund, Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, The Nature Conservancy y Wildlife Conservation Society).

Una vez aprobados los lineamientos para la compensación ambiental el Grupo de Trabajo propuso al MINAM el desarrollo de casos de compensación ambiental para orientar a los responsables de proyectos de infraestructura en la formulación de los planes de compensación a través de ejemplos ilustrativos, y –a la vez– contribuir a la preparación de las guías metodológicas necesarias para que los lineamientos entren plenamente en vigencia.

Siguiendo la orientación del MINAM, Conservation Strategy Fund (CSF), junto con The Biodiversity Consultancy (TBC) y Wildlife Conservation Society (WCS), propuso la realización de cuatro estudios de caso: la Carretera Interoceánica Sur (IOS) y el Lote Petrolero 76 en Madre de Dios, y la Central Hidroeléctrica de Mazán (CHM) y la Hidrovía Amazónica (HA) en Loreto. El portafolio de casos propuestos buscó ofrecer ejemplos ilustrativos de planes de compensación ambiental para distintos tipos de proyectos de infraestructura, con diferentes tipos de impactos, y –a su vez– explorar el rol que las áreas protegidas pueden cumplir con este nuevo instrumento regulatorio.

El punto de partida de los estudios de caso fue la revisión de los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) de cada proyecto (Escalas & Mitchel 2015; Wildlife Conservation Society 2015a). Esto se hizo con la finalidad de identificar limitaciones de información y buscar complementarla durante el desarrollo de los casos, y permitió también ofrecer recomendaciones al MINAM y otros interesados en relación a cómo enfocar los EIA hacia la aplicación de la Jerarquía de Mitigación (JdM), y a alcanzar la Pérdida Neta Cero de Biodiversidad (PNC) a través de la compensación ambiental.

En base a esta primera etapa de revisión y recopilación de información existente, se calcularon los impactos residuales inevitables de cada proyecto, y la compensación ambiental que se requeriría. Para ello se desarrolló una metodología que comprende diez pasos: 1) identificación y priorización de los componentes de biodiversidad, 2) selección de la métrica, 3) decidir el período de evaluación, 4) especificar el escenario futuro, 5) cuantificar los impactos residuales, 6) identificar un portafolio de sitios para la compensación, 7) cuantificar las ganancias teóricas de cada alternativa de compensación, 8) estimación de costos para implementar las acciones de compensación, 9) selección del o los sitios, y 10) diseño de garantías financieras. A través de este abordaje se ilustró un proceso que puede servir para

reorientar los esfuerzos de los EIA hacia estudios más concluyentes, que expresen los impactos en términos de su extensión y ubicación, de tal manera que sean útiles para el diseño de los planes de compensación.

Como resultado, los estudios de caso permitieron la aplicación de métricas del tipo “área x condición”, como por ejemplo la calidad - hectárea y una adaptación desarrollada para ecosistemas inundables y asociados a agua, que se denominó calidad - cuenca, aplicable a impactos de hidroyectos como los de los casos en Loreto (CHM y HA). Estas métricas fueron útiles también para resaltar la importancia de una adecuada aplicación de la JdM, ya que en la mayoría de casos, los impactos estimados fueron de gran magnitud y con poca posibilidad de alcanzar la PNC a través de la compensación, a diferencia del caso del Lote 76, cuyo diseño y planteamiento busca –desde el inicio– evitar y minimizar los impactos de la exploración petrolera.

Adicionalmente, se desarrollaron dos enfoques para la selección del portafolio de sitios de compensación. Uno a partir de sitios de interés y otro en base a datos espaciales y el uso de sistemas de información geográfica (SIG) (Josse *et al.* 2007; Hansen *et al.* 2013; Asner *et al.* 2014; MINAM 2015; Wildlife Conservation Society 2016; Eduardo *et al.* 2016), considerando criterios a nivel de paisaje. Finalmente, se calcularon los costos de cada alternativa de compensación dentro del portafolio para identificar la alternativa más costo-efectiva, y se analizó cómo los recursos financieros pueden ser garantizados para asegurar el logro de la compensación ambiental. Esto resalta la importancia del uso de información espacial y la necesidad de su generación para afinar y facilitar esta etapa dentro del plan de compensación.

Este análisis, realizado conjuntamente con TBC y WCS, fue desarrollado en colaboración con el MINAM, y fue dividido en cuatro documentos:

- 1) Documento 1: Marco metodológico
- 2) Documento 2: Estudios de caso en Madre de Dios: La Interoceánica Sur (IOS) y el Lote 76;
- 3) Documento 3: Estudios de caso en Loreto: La Central Hidroeléctrica Mazán (CHM) y la Hidrovía Amazónica (HA); y
- 4) Documento 4: Recomendaciones técnicas y lecciones aprendidas para la puesta en marcha de la compensación ambiental en el Perú.

En los documentos 2 y 3 se muestran los resultados para cada caso analizado, señalando algunas particularidades metodológicas ajustadas a la naturaleza de cada uno de ellos, para mostrar un espectro de opciones para abordar la compensación ambiental. El Documento 4 muestra una síntesis con los principales hallazgos, limitaciones y recomendaciones que resultan del desarrollo de estos estudios de caso.

El desarrollo de estos estudios de caso permitió mostrar la complejidad del proceso de elaboración de los planes de compensación, además de posibilitar la identificación de puntos críticos y vacíos de información que requieren ser resueltos para facilitar su diseño. Estos vacíos pueden solucionarse mediante la generación de información de base por parte del Estado, o formulando las directrices para que dicha información sea levantada por los desarrolladores del proyectos en el marco del EIA. El desarrollo de una clasificación nacional de ecosistemas, mapas de distribución y riqueza de especies, una identificación de amenazas actuales y futuras, son algunas de las recomendaciones que se plantean como conclusiones de este análisis. Del mismo modo es importante que se establezca el límite de lo que

es compensable y el nivel de “tolerancia” al impacto residual. De este modo, y con la delimitación de áreas de influencia definidas con criterios ecológicos que evidencien la extensión potencial de los impactos del proyecto, como se ilustró en los estudios de caso, se evitarían planes de compensación en extremo ambiciosos y con poca probabilidad de éxito.

Asimismo, los estudios de caso muestran la importancia y el rol que las áreas protegidas pueden cumplir en el esquema de compensación, dadas sus limitaciones de recursos y las amenazas constantes a las que están expuestas algunas de ellas. En los estudios de caso, las áreas protegidas sirvieron de eje para la selección de los sitios de compensación, y en algunos casos su elección fue necesaria dada la superficie requerida para compensar los impactos de los proyectos evaluados (como es el caso de la IOS, la CHM y la HA). Además, las áreas protegidas son espacios costo-efectivos para la compensación, por su bajo costo de oportunidad, y por coincidir con los propósitos de la compensación. Por ello, se recomienda que las áreas protegidas formen parte del sistema de compensación.

1 Introducción

En el Perú se ha iniciado un proceso de implementación de la compensación ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) mediante la RM N° 398-2014-MINAM de diciembre del 2014. Según dicha norma, los proyectos de inversión sujetos al SEIA que se clasifiquen en la categoría III (EIA-d)¹, deberán adherirse a la Jerarquía de Mitigación con la finalidad de alcanzar la pérdida neta cero de biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas a través de la compensación ambiental. Varios países, corporaciones e instituciones financieras vienen promoviendo la implementación de este tipo de instrumentos (Madsen *et al.* 2011; McKenney & Kiesecker 2010; BBOP 2012; IFC 2012), para disminuir la tensión existente entre el desarrollo económico y la conservación (Gardner *et al.* 2013).

En la actualidad se siguen discutiendo aspectos técnicos en torno a qué, cómo, cuándo, y dónde se pueden aplicar los planes de compensación ambiental. Existen diferentes definiciones y procedimientos para estimar el alcance de la compensación². Según Cuperus *et al.* (1999), la compensación ambiental es la sustitución de funciones ecológicas afectadas por el desarrollo de proyectos; para Kuiper (1997) en cambio, el concepto se refiere a la creación de nuevos valores (en biodiversidad) equivalentes a los perdidos. Sobre su aplicación, la regulación en Brasil, señala, por ejemplo, que los desarrolladores de proyectos deben compensar sus impactos ambientales a través de un pago al sistema de áreas protegidas (SNUC), dejando a discreción de dicha institución el uso de esos fondos (Doswald *et al.* 2012). Por otro lado, la normativa de compensación Australiana está enfocada en compensar la pérdida de vegetación nativa (Mckenney & Kiesecker 2010).

Dada la diversidad de métodos y esquemas regulatorios existentes, y la limitada experiencia práctica en el desarrollo de los planes de compensación en el Perú, se desarrollan estos estudios de caso en compensación ambiental, con la finalidad de ilustrar, a través de ejemplos, la puesta en práctica de los lineamientos generales propuestos para el país. A partir de este ejercicio se pretende alcanzar lecciones aprendidas y recomendaciones metodológicas que contribuyan con el diseño de este instrumento.

Este análisis, realizado conjuntamente con TBC y WCS, fue desarrollado en colaboración con el MINAM, y ha sido dividido en cuatro documentos:

Documento 1: Marco metodológico

Documento 2: Estudios de caso en Madre de Dios: La Interoceánica Sur (IOS) y el Lote 76;

Documento 3: Estudios de caso en Loreto: La Central Hidroeléctrica Mazán (CHM) y la Hidrovía Amazónica (HA); y

Documento 4: Recomendaciones técnicas y lecciones aprendidas para la puesta en marcha de la compensación ambiental en el Perú.

En los documentos 2 y 3 se muestran los resultados para cada caso analizado, señalando algunas particularidades metodológicas ajustadas a la naturaleza de cada uno de ellos, para mostrar un espectro de opciones para abordar la compensación ambiental. El Documento 4 muestra una síntesis con los

¹ De acuerdo a la ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental, la categoría III considera a los proyectos "cuyas características, envergadura y/o localización, pueden producir impactos ambientales negativos significativos, cuantitativa o cualitativamente, requiriendo un análisis profundo para revisar sus impactos y proponer la estrategia de manejo ambiental correspondiente".

² El esquema de compensación ambiental más antiguo es el U.S Wetlands Mitigation que data de 1970, cuyo reglamento fue diseñado en 1995 (Mckenney & Kiesecker 2010).

principales hallazgos, limitaciones y recomendaciones que resultan del desarrollo de estos estudios de caso.

A continuación, se presentan los principales conceptos aplicables a la compensación ambiental en el Perú, la secuencia metodológica desarrollada para elaborar los estudios de caso, y las consideraciones técnicas aplicadas a los casos.

1.1 La Jerarquía de la Mitigación

Este es el concepto principal sobre el que se basa la compensación ambiental. La jerarquía de mitigación consiste en cumplir con una serie de etapas para contrarrestar posibles pérdidas en biodiversidad, generadas por la puesta en marcha de proyectos de Categoría III, como los proyectos extractivos y de infraestructura que se analizan en los estudios de caso. Las etapas que propone la jerarquía de mitigación son evitar, mitigar, restaurar y compensar³.

La primera de estas etapas permite la protección de atributos ambientales prioritarios (Ministerio de Ambiente de la Columbia Británica 2012), y consiste en evitar los impactos ambientales asociados con la huella del proyecto. Este tipo de medidas van desde mejorar los procedimientos y las tecnologías utilizadas, hasta el replanteamiento de la escala y/o de la locación del proyecto, de tal manera que no se afecten áreas con altos valores en biodiversidad.

La etapa de mitigación (o minimización) considera las acciones orientadas a reducir y/o corregir la duración e intensidad de los impactos ambientales que no pueden ser evitados (MINAM 2014). Por ejemplo reducir la cantidad de caminos de acceso a las infraestructuras del proyecto para minimizar el área a perturbar.

En la tercera etapa de la jerarquía de mitigación, la rehabilitación o restauración, se busca establecer medidas dirigidas a recuperar elementos y/o funciones de ecosistemas básicos que fueron alterados por el proyecto. Usualmente estas actividades se llevan a cabo al final del ciclo del proyecto, sin embargo, en algunos casos es posible realizar acciones de restauración durante la fase de operación (ej. en el caso de campamentos volantes, canteras, entre otras).

Finalmente, el último nivel en la jerarquía de mitigación es la compensación. Esta se aplica después de haber agotado las etapas anteriores, obteniéndose como resultado el impacto ambiental no evitable o residual, que deberá ser “compensado” en términos de biodiversidad a través de actividades de conservación y/o restauración.

De esta manera, la aplicación de la jerarquía de mitigación dependerá del tipo de proyecto, y de acuerdo a cómo éste afecte la biodiversidad. No existe consenso sobre indicadores o requisitos necesarios para avanzar de una etapa a otra dentro de la jerarquía, sin embargo criterios como la importancia o valor del ecosistema afectado, la extensión del área impactada por el proyecto, la relación inversión/esfuerzo asociada a cada etapa, y los beneficios en biodiversidad alcanzables en comparación con los costos

³ Prevención, minimización, rehabilitación y compensación, según la RM N° 398-2014-MINAM.

requeridos para su aplicación en la jerarquía, son aspectos importantes a considerar incluso desde la etapa de diseño y factibilidad del proyecto (BBOP 2012).

En resumen, la jerarquía de mitigación es una herramienta conceptual diseñada para brindar orientación en el desarrollo de proyectos extractivos y de infraestructura, de tal manera que se reduzcan (tanto como sea posible) los impactos ambientales negativos desde el diseño mismo de los proyectos, y se alcance la pérdida neta cero de biodiversidad. La integración de este concepto con otros principios y criterios que se describirán en la siguiente sección, conforman de manera general a la compensación ambiental, como instrumento de gestión ambiental, y como herramienta que puede contribuir con la conservación de la biodiversidad.

1.2 Principios y criterios de la compensación ambiental

Para llevar a cabo la compensación ambiental y alcanzar la “Pérdida Neta Cero de Biodiversidad”, la literatura sugiere tomar en cuenta una serie de principios y criterios que pueden ser útiles para disminuir el riesgo de fracaso de las medidas a implementar y, de esta manera, asegurar que las mejoras en la biodiversidad (como consecuencia de la compensación), sean sostenibles en el tiempo (ICMM IUCN 2012).

Adhesión a la jerarquía de mitigación. Bajo este principio, el titular del proyecto deberá respetar la secuencia de la jerarquía de mitigación. Es decir, la compensación por pérdida de biodiversidad representa un compromiso generado por un impacto adverso residual significativo, identificado después de haberse tomado las medidas adecuadas para evitar, mitigar y restaurar el área afectada (MINAM 2014).

Pérdida neta cero de biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas. Es el balance neto positivo entre el impacto ambiental de un proyecto sobre la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema, comparado con el resultado esperado de la aplicación de las medidas contempladas en la jerarquía de mitigación. De ser posible, se busca lograr una ganancia neta; para ello, la compensación deberá ser diseñada e implementada bajo metodologías que permitan alcanzar resultados medibles de las acciones de conservación in situ (SPDA 2014).

Adicionalidad. Este principio se refiere a que las medidas de compensación ambiental deberán alcanzar beneficios adicionales demostrables en el estado de conservación de la biodiversidad y en la funcionalidad de los ecosistemas, ya sea protegiendo biodiversidad en riesgo dado su nivel de exposición a amenazas, o recuperando la biodiversidad con acciones de manejo y/o restauración. Así mismo, el diseño y la implementación de la compensación deberá evitar el desplazamiento de estas amenazas hacia otros sitios (SPDA 2014).

En la práctica, la demostración de la adicionalidad generada por la compensación ambiental puede tornarse compleja (Sullivan 2013). Esto ocurre básicamente por la dificultad de simular escenarios sobre qué pasaría de no llevarse a cabo la compensación; ¿es un sitio amenazado?, ¿existen indicios sobre qué pasaría en el área si no se lleva a cabo ninguna acción? Estas son algunas de las preguntas subyacentes para determinar la adicionalidad en un plan de compensación.

Equivalencia ecológica. Esta es una de las condiciones básicas de la compensación ambiental. Las áreas donde se apliquen las medidas de compensación ambiental deberán ser ecosistemas naturales que

mantengan biodiversidad, atributos ecológicos y funcionales similares a los ecosistemas impactados por el proyecto. Para lograrlo, se deberá incluir en el análisis el contexto paisajístico y el rango de variación de sus elementos, de manera que aseguren su viabilidad y sostenibilidad (SPDA 2014).

Sostenibilidad de la compensación ambiental. Este principio sugiere que el titular del proyecto diseñe medidas de compensación bajo un enfoque ecosistémico, de manejo adaptativo, y cuente con garantías necesarias para asegurar su sostenibilidad en el tiempo (Darbi *et al.* 2009), de tal manera que se eviten pérdidas de los beneficios generados por los ecosistemas.

Además de estos principios, la literatura (Norton 2009; ten Kate *et al.* 2011; SPDA 2014; entre otros) mencionan otros elementos a considerar en el diseño de planes de compensación ambiental. Estos principios⁴ acotan aún más el alcance de la compensación, e incorporan fundamentos adicionales orientados al involucramiento y participación de los diferentes grupos de interés durante el diseño y la ejecución de la compensación ambiental.

Otro criterio a tomar en cuenta durante el diseño del plan de compensación es la **costo-efectividad**; esto es, cómo alcanzar las metas trazadas como parte de la compensación ambiental al menor costo (Naidoo *et al.* 2006). En términos económicos, la compensación ambiental es una herramienta que permite alcanzar una solución de mercado a las externalidades a través de la internalización de costos originados por la pérdida de biodiversidad. Es decir, la asignación de los derechos de propiedad de la naturaleza a los individuos (o al Estado) permite de forma explícita y transparente (Mann *et al.* 2013) transferir los “costos de la contaminación” a los desarrolladores de proyectos, y la consecuente internalización de los costos ambientales por medio de la compensación ambiental (Reid *et al.* 2014). Este concepto está alineado con lo expuesto por (Coase 1960) quien argumentó que en la medida en que los costos de transacción sean bajos o inexistentes, y que los derechos de propiedad estén establecidos, el intercambio entre los agentes económicos dará lugar a una asignación eficiente de la externalidad. Por lo tanto, considerar la eficiencia al diseñar el plan de compensación, tomando en cuenta la heterogeneidad del valor de la tierra (Ando *et al.* 1998), permitirá que el costo marginal de la compensación disminuya, y por lo tanto se maximicen los beneficios del intercambio entre el impacto residual del proyecto y la compensación ambiental.

Como ya se mencionó, estos principios y criterios sirven de orientación para el diseño del plan de compensación, así como la selección de las medidas apropiadas que contribuyan a alcanzar la Pérdida Neta Cero en biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas.

1.3 Costos de la compensación ambiental

Los costos de transacción son un aspecto clave que determinará (en gran medida) la viabilidad del esquema de compensación ambiental para el Perú. Según McCann *et al.* (2005), los costos de transacción son aquellos recursos necesarios para establecer, mantener y transferir los derechos de propiedad, que es el principio económico detrás de la compensación ambiental. Algunas de las actividades típicas sugeridas por la literatura como parte de los costos de transacción al implementar

⁴ Estos principios son: límites de lo que se puede compensar, contexto de paisaje, participación de actores, equidad, resultados a largo plazo, transparencia, y consideraciones sobre el uso de la ciencia y conocimientos tradicionales (Norton 2009; ten Kate *et al.* 2011).

una nueva política son: el análisis y levantamiento de información, el desarrollo de la legislación, el diseño e implementación de la norma, la gestión del nuevo instrumento de política, las contrataciones, y el monitoreo y evaluación del cumplimiento de lo estipulado en la nueva política (Coggan *et al.* 2010).

En la práctica, el diseño y la implementación de la compensación ambiental incluye, además de todo el aparato institucional y normativo que se debe construir para la gestión del sistema, una serie de costos a los diferentes grupos de interés vinculados a los proyectos: los desarrolladores de proyectos, las poblaciones locales, la sociedad civil, y el Estado, quienes cumplen roles diferenciados e importantes para alcanzar una compensación exitosa.

Por el lado de los costos específicos para ejecutar el plan de compensación, el método para su estimación y la envergadura de éstos variarían de acuerdo a la escala del proyecto y a la magnitud de los impactos ambientales ocasionados, así como del contexto ecológico en el cual ocurren (BBOP 2009b). En términos generales, estos costos se pueden agrupar de la siguiente manera:

Costos de adquisición. Estos corresponden a los costos en que se debe incurrir para obtener los derechos de propiedad de determinada área de terreno. Según (Naidoo *et al.* 2006), estos derechos pueden ser parciales o totales. Se habla de derechos parciales cuando implican el alquiler o concesión del terreno a través de contratos o acuerdos con la finalidad de alcanzar mejoras en los valores de conservación (Naidoo *et al.* 2006).

Costos de oportunidad. Reflejan los beneficios que se dejarían de percibir por desarrollar actividades o usos de un recurso en determinado lugar (Kaphengst *et al.* 2011). Por ejemplo, el costo de oportunidad de la tierra que se pretende conservar corresponde a las rentabilidades de las actividades que en ese sitio se desarrollan; es decir los ingresos que se dejarían de obtener por proteger dicha área y dedicarla a actividades de conservación. Si se piensa en un plan de compensación, el costo de oportunidad corresponde a los beneficios que se “sacrificarían” por destinar un área a realizar actividades de compensación ambiental. En términos de eficiencia económica, la compensación se debería desarrollar preferentemente en sitios que minimicen su costo de oportunidad, como en las áreas protegidas, por ejemplo.

Esto último establece una de las ventajas que ofrecen las áreas protegidas para la compensación. Al estar destinadas a la conservación no existe competencia con otros usos de la tierra; es decir, el costo de oportunidad en dichos sitios tiende a ser cero, lo que implica compensaciones a menor costo en comparación con otro tipo de propiedad o derechos sobre el terreno. Hay que considerar que los costos de adquisición y los costos de oportunidad contabilizan lo mismo: la rentabilidad de la tierra., por lo que habrá que escoger lo que mejor refleje el costo incurrido en el caso analizado, para no hacer una doble contabilidad.

Costos de manejo. Son aquellos recursos necesarios para poner en operación algún programa o proyecto de conservación y/o restauración (Kaphengst *et al.* 2011). Por ejemplo, en áreas protegidas estos costos están asociados a su establecimiento y mantenimiento (Naidoo *et al.* 2006), y corresponden a actividades diseñadas de acuerdo a sus objetivos de creación, nivel de accesibilidad al área, y tamaño de la misma (Bruner *et al.* 2004). En el caso de la compensación ambiental, estos costos incluyen los recursos necesarios para la implementación y monitoreo del plan previamente diseñado.

1.4 Compensación ambiental y áreas protegidas

Uno de los objetivos de este documento es explorar el rol que las áreas protegidas pueden cumplir en el esquema de compensación ambiental propuesto para el Perú. Una de las estrategias para hacer efectiva la compensación ambiental sugerida por la legislación peruana es a través de las áreas protegidas de carácter privado (AP), regional (ACR) o nacional (ANP). Esto se presenta como una alternativa interesante considerando que el Sistema Nacional de Áreas Protegidas por el Estado (SINANPE), cuenta con algunos instrumentos y prácticas institucionales que pueden facilitar y/o servir de vehículo para llevar a cabo la compensación ambiental en áreas protegidas⁵.

Algunos expertos consideran que la compensación ambiental puede convertirse en un mecanismo innovador para generar fondos para las áreas protegidas (Pilgrim & Bennun 2014). Según el ICMM IUCN (2012), la selección de sitios prioritarios para conservación, y la identificación de áreas protegidas sin suficientes recursos para cumplir con sus objetivos de creación, pueden conformar un portafolio de sitios con potencial para llevar a cabo planes de compensación ambiental.

Este último es el supuesto que puede permitir que los planes de compensación ambiental sean implementados en áreas protegidas, aceptando una adicionalidad temporal (Pilgrim & Bennun 2014). Es decir, la compensación ambiental a través de áreas protegidas será viable hasta el momento en que se demuestre que dichos sitios han logrado superar sus necesidades de financiamiento (o hasta que el Estado alcance las capacidades para asumir íntegramente las responsabilidades de las áreas protegidas), logrando con esto cumplir con sus objetivos de creación. Por lo tanto, se esperaría que este tipo de estrategias de compensación sean factibles en países con menores ingresos (como el Perú), ya que es probable que sus sistemas de áreas protegidas cuenten con una brecha financiera significativa que puede ser cubierta (en parte) por los aportes provenientes de la compensación ambiental.

La compensación a través de áreas protegidas presenta una serie de ventajas y oportunidades, así como riesgos que deben ser tomados en cuenta para alcanzar los resultados esperados en cuanto a la pérdida neta cero de biodiversidad. Por el lado de las oportunidades, el sistema de áreas protegidas se podría ver beneficiado por el incremento de fondos (siempre y cuando se demuestre la necesidad de recursos por parte del área protegida y se planteen metas concretas sobre la compensación); y por otro lado, los desarrolladores de proyectos contarían con un amplio portafolio de posibilidades para realizar sus acciones de compensación, una estructura administrativa ya conformada (el sistema de áreas protegidas) que facilite la gestión de la compensación (y por lo tanto contribuya a minimizar los costos de transacción), y mayor certidumbre sobre los resultados esperados en el largo plazo (Pilgrim & Bennun 2014).

Con respecto a los riesgos y limitaciones de compensar en áreas protegidas, estos están relacionados con el cumplimiento del principio de adicionalidad, y la sostenibilidad financiera de las áreas protegidas. Al compensar en áreas protegidas existe el riesgo de que esta nueva entrada de recursos desplace (indirectamente) los aportes provenientes de otras fuentes de financiamiento (como el Estado o cooperantes). De igual forma, en los casos en que la compensación asigne recursos de corto plazo a

⁵ Estas formas de participación del sector privado en la gestión de las ANPs pueden clasificarse en: económicas, a través de esquemas de pagos por servicios ambientales, pagos por derechos de uso, y concesiones de ecoturismo; financieras, mediante fondos patrimoniales o fiduciarios (en algunos casos a perpetuidad); y bajo otras modalidades como son los programas de responsabilidad social, ambiental y empresarial; alianzas público-privada; patronatos; y contratos de administración.

actividades recurrentes del área protegida (como el control y la vigilancia del área), esto puede traer consigo que se reasignen recursos propios del área a otras actividades, poniendo en riesgo el adecuado desarrollo de actividades recurrentes una vez que los recursos de la compensación se hayan agotado por haber cumplido con sus objetivos. En estos casos, la compensación no cumpliría con ser adicional; por el contrario, se generarían incentivos perversos para que fuentes de financiamiento actuales retiren sus aportes, debilitando la capacidad de las áreas protegidas para cumplir con sus objetivos, y en consecuencia, afectando los niveles de biodiversidad que se protege (Pilgrim & Bennun 2014).

Para superar estos riesgos es importante que el esquema de compensación ambiental cuente con una reglamentación clara que establezca los criterios y consideraciones a tomar en cuenta para ejecutar este tipo de planes en áreas protegidas. Por un lado, se puede establecer un umbral a partir del cual se puedan ejecutar planes de compensación en áreas protegidas (por ejemplo, las metas Aichi⁶) (Pilgrim & Bennun 2014). Por el otro, se puede orientar la asignación de los recursos provenientes de la compensación ambiental hacia actividades específicas de la gestión del área que cumplan con el principio de adicionalidad, y durante el plazo estimado para la compensación. La aplicación de cualquiera de estas alternativas debe considerar que, si se establece un umbral muy elevado, o si no se asignan los fondos a actividades con necesidades demostrables, se puede tener como resultado la persistencia de áreas protegidas con recursos insuficientes y expuestas a constante amenaza, desaprovechando la oportunidad de recaudar fondos a través de la compensación ambiental.

Por lo tanto, la compensación a través del sistema de áreas protegidas presenta oportunidades interesantes tanto para los desarrolladores de proyectos, como para la conservación de la biodiversidad (sobre todo en el largo plazo). El éxito de este tipo de estrategia dependerá del diseño de la reglamentación de la norma, así como de la construcción de una estructura institucional que facilite su operatividad.

2 Marco metodológico para el desarrollo de los casos

El presente marco metodológico describe las diferentes etapas y pasos recorridos para el desarrollo de los estudios de caso, y fue desarrollado en colaboración con The Biodiversity Consultancy y Wildlife Conservation Society. Como ya se mencionó, el punto de partida de este proceso es la revisión de los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) de cada proyecto. Esto fue hecho con la finalidad de identificar limitaciones de información y buscar complementarla durante el desarrollo de los casos. Esto permitió también ofrecer recomendaciones al MINAM y otros interesados, en torno a cómo enfocar estos estudios hacia la aplicación de la Jerarquía de Mitigación (JdM), y a alcanzar la Pérdida Neta Cero (PNC) a través de la compensación ambiental.

Luego de esto se describen dos etapas que buscan mostrar cómo cuantificar los impactos residuales, y construir un plan de compensación ambiental orientado hacia la PNC.

⁶ Las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica conforman un conjunto de 20 metas, comprometidas a nivel de país, que deberían alcanzarse de aquí al 2020. Estas metas buscan la protección de la biodiversidad hasta alcanzar ecosistemas resilientes, asegurando la continuidad de los servicios ecosistémicos que estos ofrecen. Una de ellas es que al menos el 17 por ciento de las zonas terrestres y de aguas continentales y el 10 por ciento de las zonas marinas y costeras, se conservan por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa (CDB).

2.1 Revisión del Estudio de Impacto Ambiental (EIA)

Se revisaron los componentes del EIA cuya información es necesaria para la compensación ambiental: la línea base y la aplicación de la jerarquía de mitigación.

Las líneas de base de los EIAs de los dos estudios de caso en Madre de Dios, IOS y el Lote 76 fueron evaluadas tomando como referencia los lineamientos del Banco Inter-Americano de Desarrollo (BID), que cuenta con 42 elementos agrupados en siete categorías (objetivos y contexto, estudios preliminares, zona de estudio, interesados, metodología, resultados y limitaciones). Estos lineamientos permiten evaluar y manejar los impactos y riesgos sobre la biodiversidad. Para cada uno de los 42 elementos se presenta un extracto del EIA que ilustra cómo el elemento fue considerado. También se indica si cumple con los requisitos de los lineamientos de compensación o no. Una síntesis por categoría se encuentra en los resultados de cada estudio de caso, y los detalles para cada línea de base se encuentran en el Anexo 1 y Anexo 2.

Para los casos de Loreto, CHM y HA, los criterios utilizados para evaluar las líneas base del EIA (CHM) y el del Estudio de Factibilidad (EdF de la HA), así como sus impactos, fueron: el régimen hidrológico de los ríos y sus planicies de inundación, la dinámica hidráulica y geomorfológica (y geológica) de los mismos, y la distribución, diversidad de hábitats y especies acuáticas (y de ambientes terrestres circundantes), incluyendo especies endémicas, de paisaje y/o amenazadas, entre otros (Wildlife Conservation Society 2015a; Wildlife Conservation Society 2016).

La aplicación de la jerarquía de mitigación (JdM), fue analizada a través de las siguientes preguntas:

- ¿Qué tipo de impactos fueron considerados? (¿directos?, ¿indirectos?, ¿acumulativos?)
- ¿Es suficiente el alcance de los impactos considerados?
- ¿Qué etapas de la jerarquía fueron aplicadas?
- ¿Las etapas fueron aplicadas de manera secuencial?
- ¿Se cuantificaron los impactos residuales?

Los vacíos identificados en la línea base y en la aplicación de la jerarquía de mitigación son mencionados para ser tomados en cuenta en las propuestas de lineamientos metodológicos.

2.2 Proceso para alcanzar la Pérdida Neta Cero

2.2.1 Síntesis del proceso para elaborar un Plan de Compensación

En los casos de Madre de Dios, el proceso propuesto se enfoca en la compensación y no incluye las etapas previas de la jerarquía de mitigación, debido a que los dos estudios de caso ya cuentan con un EIA y han sido ejecutados. En los casos de Loreto se ilustra la aplicación de la JdM a través de medidas hipotéticas de mitigación, para mostrar la importancia de esta herramienta y alcanzar proyectos con impactos residuales compensables.

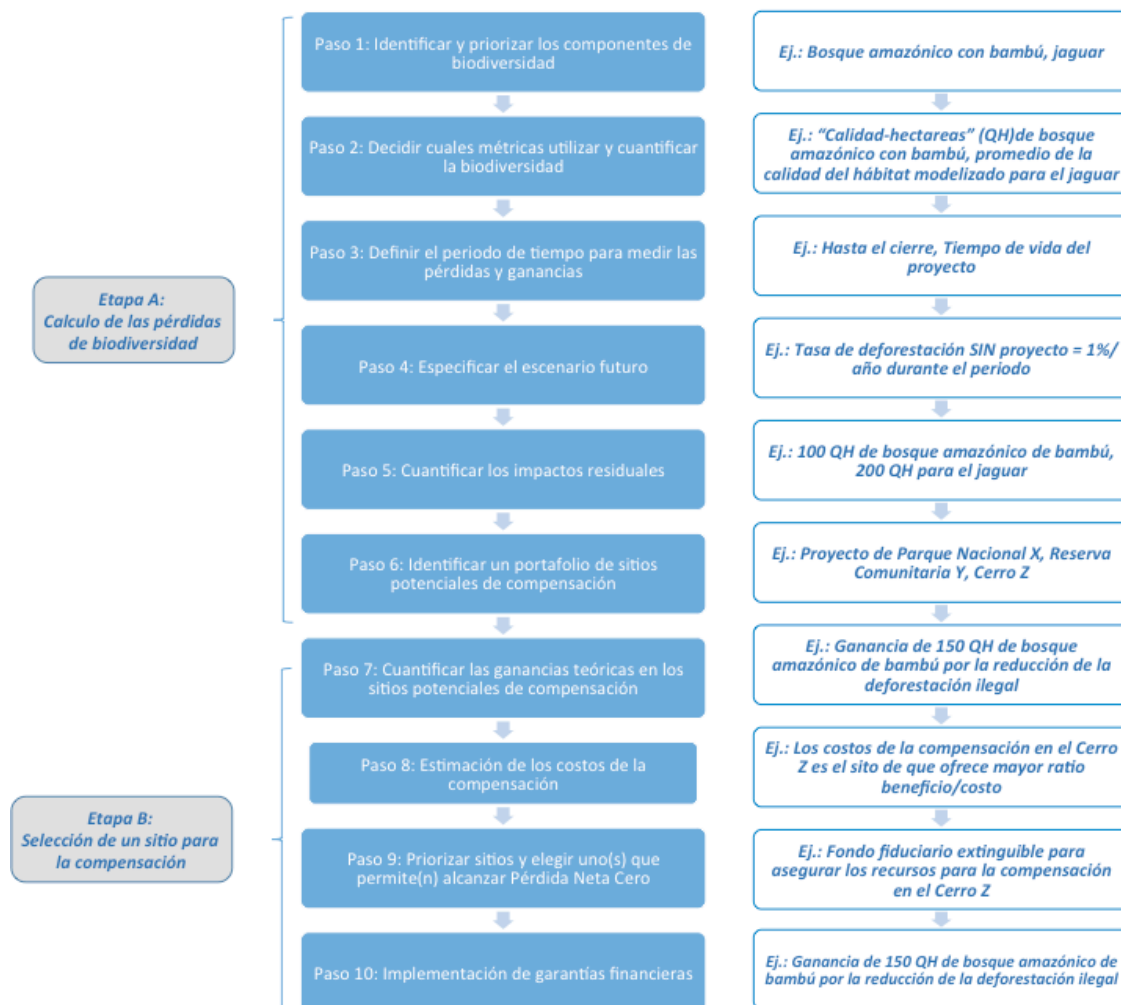
La metodología propuesta se ha dividido en diez pasos sugeridos para desarrollar los planes de compensación, los cuales se encuentran agrupados en dos etapas principales (ver Figura 1):

- **Cálculo de las pérdidas de biodiversidad atribuidas al proyecto:** etapa que se enfoca en cuantificar aquellos impactos residuales atribuidos al proyecto y que no han podido ser eliminados completamente a través de la implementación de las medidas de prevención, minimización y rehabilitación.
- **Selección de un sitio de compensación:** etapa de análisis de las oportunidades ofrecidas por un portafolio de sitios en el paisaje, que permitan obtener las ganancias de biodiversidad requeridas, mediante medidas de restauración y/o de pérdidas evitadas.

Los pasos aplicados en este informe se ofrecen para guiar la preparación de otros planes de compensación con la meta de Pérdida Neta Cero en el Perú. Estos pasos están enfocados de acuerdo a los principales principios y criterios de la compensación ambiental comprendidos en la Resolución Ministerial, de procesos similares obtenidos de la revisión de literatura (Treweek (2010); Temple *et al.* (2010); Gardner *et al.* (2013); ICMM IUCN (2012)), y son consistentes con los enfoques usados en muchos sistemas de compensación obligatorios o voluntarios en América Latina y a través del mundo (Escalas & Mitchell 2015).

De este modo, el proceso se enfoca en la compensación de los impactos residuales, última etapa de la jerarquía de mitigación y que en principio sólo debe ser considerada una vez reducidos los impactos del proyecto tanto como sea posible mediante el diseño de medidas de prevención, minimización y rehabilitación (BBOP 2012; IFC 2012; BID 2014). En la práctica, en un EIA donde se incluye la jerarquía de mitigación completa, el mismo proceso puede ser aplicado, pero se deberá añadir la descripción de cómo se aplicó, cuantificando la reducción de los impactos totales hasta obtener los residuales (Escalas & Mitchell 2015).

Figura 1. Proceso de diez pasos para desarrollar un plan de compensación y alcanzar la Pérdida Neta Cero



2.2.2 Paso 1. Identificación y priorización de los componentes de la biodiversidad

En el Perú, los lineamientos para la compensación ambiental, enmarcados en el Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (MINAM 2014), establecen que el objetivo de la compensación ambiental es alcanzar la Pérdida Neta Cero (PNC) de **biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas**.

La biodiversidad abarca un gran número de componentes, desde la diversidad entre ecosistemas hasta la diversidad genética dentro de los individuos de una especie. Sin embargo, no es posible medirla en toda su complejidad, y suele cuantificarse a nivel de especies y ecosistemas. Por lo tanto, la priorización de los valores de biodiversidad es indispensable para que la cuantificación sea relevante y factible en la práctica.

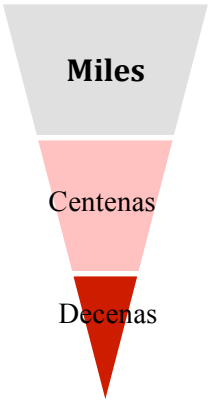
Los lineamientos también exigen alcanzar la PNC a nivel de funcionalidades ecológicas. Estas funcionalidades se definen en la norma como "Los procesos dinámicos e interrelacionados entre las comunidades ecológicas, su espacio y el hombre, en el que se vinculan sus diferentes componentes, ciclos

y flujos de materia, energía e información, en un contexto de paisaje, para garantizar la integridad del ecosistema. Este proceso incluye la estabilidad y capacidad de evolución del ecosistema, así como su capacidad de generar servicios ecosistémicos” (MINAM 2014). Los componentes a integrar se tienen que elegir tomando en cuenta las funciones más significativas localmente, y de acuerdo con el objetivo de la normativa, las que más importancia tienen en términos de biodiversidad, así como el nivel de impacto que pueda tener el proyecto sobre ellas. Sin embargo, se debe notar que existe limitada información sobre estas funciones para priorizarlas, y cuantificarlas.

Para los estudios de caso, se priorizaron los valores de biodiversidad en dos etapas (ver Figura 2):

- **Identificación de los valores de biodiversidad prioritarios para la conservación:** valores presentes en la zona del proyecto y que habrá que considerar con mucha atención durante la evaluación del impacto residual.
- **Identificación de los valores de biodiversidad prioritarios para la compensación:** valores significativamente impactados por el proyecto y puestos en riesgo a pesar de las medidas de prevención, minimización y rehabilitación que requieren acciones de compensación.

Figura 2. El proceso de priorización de los valores de biodiversidad permite identificar aquellos que requieren compensación

Nivel de prioridad	Descripción	Cantidad de especies/ecosistemas
Bajo	Especies y ecosistemas presentes o potencialmente presentes en la zona de influencia del proyecto.	
Biodiversidad prioritaria para la conservación	Especies y ecosistemas presentes en la zona de influencia del proyecto y calificando bajo uno o varios criterios de priorización.	
Biodiversidad prioritaria para la compensación	Especies y ecosistemas prioritarios para la conservación potencial y significativamente impactados por el proyecto, a pesar de las medidas de mitigación.	

Los siguientes criterios, fueron relevantes al identificar las especies y ecosistemas prioritarios para la conservación en el caso de los proyectos elegidos como estudios de caso (ver Figura 3):

- **Vulnerabilidad:** nivel de amenaza o tasa de pérdida de una especie o ecosistema a nivel mundial, regional o nacional. La versión más reciente de la Lista Roja de las Especies

Amenazadas y la caracterización de las especies, así como los sistemas ecológicos de NatureServe⁷ (Josse *et al.* 2007) fueron fuentes de información para evaluar las especies según este criterio. La Lista Roja de Ecosistemas del IUCN en preparación también proporcionó información valiosa (<http://www.iucnredlist.org>).

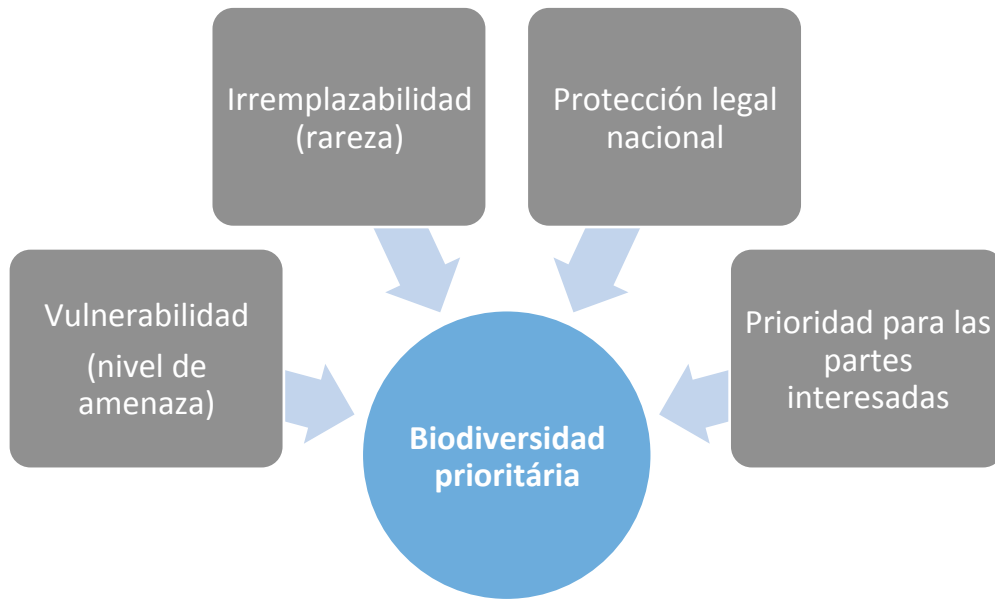
- **Irreemplazabilidad:** nivel de rareza de un componente de biodiversidad. Aquí se consideró por ejemplo, el área de alcance total de las especies, de los ecosistemas y el nivel de endemismo.
- **Protección legal:** estado de protección legal de las especies en el Perú ya que reflejan las prioridades nacionales (MINAGRI 2014).
- **Importancia para las partes interesadas:** las preocupaciones de las partes interesadas incluyen el valor de la biodiversidad como medio de subsistencia o valores culturales⁸. Las partes interesadas pueden asignar distintos valores a los componentes de biodiversidad y sus preocupaciones también deben ser consideradas como un criterio clave de priorización de la biodiversidad (IFC 2012). Por ejemplo, un bosque puede ser valioso en términos de conservación de especies amenazadas para una ONG internacional, ser importante para las comunidades nativas como reservorio de caza, y/o para el sector privado y el gobierno por sus recursos maderables. Estos intereses deben ser considerados al momento de evaluar la factibilidad social y política de una iniciativa de compensación.

Nótese también que ciertas instituciones financieras tienen requisitos específicos relativos a la biodiversidad e incluyen criterios propios de priorización (ej: los bancos firmantes de los Principios de Ecuador). El proyecto tiene que considerar esos criterios cuando recibe apoyo financiero de tales bancos.

⁷ En adelante se usará el término ecosistema como sinónimo de sistema ecológico con fines de homogenizar terminologías de acuerdo a la normativa peruana.

⁸ Cabe destacar que los servicios ecosistémicos no están incluidos en ámbito de la compensación según los lineamientos del MINAM.

Figura 3. Criterios de priorización típicos en conservación de la biodiversidad



Estos criterios generales son relevantes para muchos proyectos. Ante la falta de exigencias reglamentarias como es el caso actualmente en Perú, se puede referir a las mejores prácticas internacionales para atribuir un nivel de prioridad según estos criterios. Por ejemplo, la Norma de Desempeño 6 de la Corporación Financiera Internacional y los lineamientos que la acompañan, definen umbrales para ciertos criterios (IFC 2012) y son cada vez más reconocidos como mejor práctica, en particular en el sector industrial (Rainey *et al.* 2014).

La Tabla 1, presenta un ejemplo de los valores que pueden ser considerados prioritarios de acuerdo al objetivo del proyecto.

Tabla 1. Ejemplo de valores identificados como prioritarios para la conservación, dentro de un proyecto de compensación ilustrativo

Criterios	Especies	Ecosistemas
Vulnerabilidad	Especies amenazadas clasificadas en la Lista Roja del IUCN como: <ul style="list-style-type: none"> • CR (Peligro Critico) • EN (En Peligro) • VU (Vulnerable), si el desarrollo del proyecto cambiaría su nivel de amenaza a “EN” 	Ecosistemas: <ul style="list-style-type: none"> • Endémicos, • que abrigan especies prioritarias por su vulnerabilidad.
Irreemplazabilidad	Especies: <ul style="list-style-type: none"> • Con un rango de distribución < 50 000 km² • Con una presencia mundial < 10 sitios • Endémicas en Perú. 	Ecosistemas: <ul style="list-style-type: none"> • Con una presencia mundial < 5 sitios • Con una área de ocupación < 50 km² • Que abriguen especies prioritarias por su irreemplazabilidad.
Protección legal	Especies protegidas por el D.S. 004-2014-MINAGRI Especies amenazadas de flora silvestre D.S. 043-2006-AG	
Preocupaciones de los interesados	Especies consideradas prioritarias por los pueblos indígenas (ej: una palma necesaria para la construcción de viviendas)	Ecosistemas indispensables a la sobrevivencia de los pueblos indígenas (ej: un tipo de bosque que provee alimentos)

Una vez identificados los valores de biodiversidad prioritarios para la conservación, los valores de biodiversidad prioritarios para la compensación se pueden identificar a partir de la evaluación de la magnitud de los impactos residuales. Un ejemplo es considerar prioritarios para la compensación todos los valores prioritarios para la conservación que sean impactados en un nivel moderado o mayor después de implementadas las medidas de prevención, minimización y rehabilitación. Ekstrom *et al.* (2015) ofrecen ejemplos de lineamientos para definir los niveles de impactos, lo cual puede contribuir a pensar en un umbral sobre el cual enfocar los esfuerzos de la compensación.

Es importante destacar que no todos los valores de biodiversidad pueden ser compensados. Hay situaciones donde el valor de biodiversidad no puede ser compensado por su irreemplazabilidad o su vulnerabilidad a la extinción (Pilgrim *et al.* (2013), para un ejemplo de como evaluar la “compensabilidad” de los valores de biodiversidad). Ejemplos incluyen sitios de concentración de fauna (ej.: tránsito de migraciones), o ecosistemas escasos, únicos o relictuales con muy lenta recuperación natural o asistida (ej.: turberas, bofedales). En tales casos conviene enfatizar las medidas de prevención y minimización para disminuir la magnitud o probabilidad de los impactos residuales hasta un nivel de riesgo de impacto que no requiera compensación. Si no es posible, entonces el proyecto no podrá

cumplir con la meta de Pérdida Neta Cero y se tendrá que redefinir su escala y diseño de ingeniería, a fin de que sus impactos residuales sean compensables. De lo contrario, los proyectos no serían viables desde el punto de vista de la compensación ambiental.

Al final del Paso 1, se establece una lista de valores de biodiversidad prioritarios que se toman en cuenta para la cuantificación de las pérdidas y ganancias de la biodiversidad.

2.2.3 Paso 2: Selección de la métrica para cuantificar los componentes de la biodiversidad

La biodiversidad carece de un parámetro uniforme, único y sustituible a nivel global, en contraste –por ejemplo– con el carbono que puede utilizar una unidad de medida única (Ej.: Tg CO², Teragramos equivalentes de dióxido de carbono).

Las métricas de biodiversidad son diseñadas para facilitar el intercambio. Es decir, que la misma métrica permita cuantificar pérdidas y ganancias de biodiversidad. Métricas de tipo “área x estado” de hábitats o ecosistema son las más usadas para este cálculo (Parkes *et al.* 2003; BBOP 2012; Río Tinto 2012). Estas métricas multiplican la superficie de un tipo de hábitat o ecosistema (hectáreas de vegetación, hectáreas de hábitat de fauna) por su estado, calidad o condición (densidad de especies, condición de la cobertura vegetal, etc.). Un ejemplo sencillo de tal métrica sería “hectáreas de bosque x % de cobertura del dosel”.

El uso de esta clase de métrica requiere de una clasificación de los ecosistemas en “tipos” a los cuales se les aplica una métrica adecuada. Por ejemplo, los ecosistemas boscosos pueden ser de un “tipo” para el que la misma métrica “área x estado” puede funcionar. Los desiertos son otro “tipo” de ecosistemas y requieren otra métrica de “área x estado” porque los atributos para medir su condición son distintos.

El estado de un ecosistema no está relacionado con su valor de conservación. Es una estimación de su estado de integridad, evaluado con referencia a un estado menos perturbado. Este concepto permite demostrar diferencias en el valor relativo de áreas de hábitats en distintos estados o condiciones. No existe un método único para medir el estado, se puede medir de diversas maneras dependiendo del hábitat en cuestión. Se puede tomar como referencia métodos establecidos y aceptados para desarrollar un método propio con expertos, e involucrar a las partes interesadas para asegurar que las métricas incorporen sus preocupaciones.

Por ejemplo, 100 hectáreas de cierto tipo de bosque en el estado menos perturbado de referencia contarían como 100 “Hectáreas de Calidad” (100 ha x calidad del 100% = 100 CH); mientras que 100 hectáreas de bosques degradados a un 40% de la calidad óptima, se expresarían como 40 Hectáreas de Calidad (100 ha x calidad del 40% = 40 CH).

Las métricas de tipo “área x estado” son populares porque son adaptables, flexibles y se pueden usar en muchos contextos (Parkes *et al.* 2003). Abarcan una amplia gama de valores de biodiversidad, incluyendo especies amenazadas, hábitats únicos o productos forestales no maderables, que se pueden

expresar en términos de su cantidad y calidad. Sin embargo, tienen limitaciones significativas (ver McCarthy *et al.* 2004 para ejemplos de limitaciones⁹).

Más aun, muchas especies pueden conservarse a través de su hábitat (Galindo-González 2007). Estas especies no necesitan una métrica específica porque pueden estimarse a través de la cuantificación de su hábitat. La superficie y la calidad de su hábitat es un buen sustituto para calcular las pérdidas y ganancias de estas especies.

Por otro lado, existen especies para las cuales el hábitat no es un buen sustituto para su cuantificación y para las cuales se necesita una métrica específica (Álvarez 2012), en particular:

- Cuando la clasificación de los ecosistemas usada por el proyecto no es suficientemente precisa para reflejar el hábitat específico de la especie. Por ejemplo, si el “bosque con bambú del suroeste de la Amazonía”, al cual está restringida el ave *Poecilotriccus albifacies*, está incluido junto con otros tipos de bosque en la clase más amplia de “bosque de selva baja”.
- Cuando la especie sufre amenazas específicas que no afectan el hábitat, y que por lo tanto el hábitat puede estar en buen estado aunque no esté presente la especie. Se trata típicamente de especies que son cazadas, como por ejemplo la huangana (*Tayassu pecari*) y la sachavaca (*Tapirus terrestris*).

De manera general, las métricas deben reflejar un compromiso adecuado entre precisión e inclusión, y ser definidas de manera que sean lo suficientemente flexibles como para permitir los intercambios (entre pérdidas y ganancias de biodiversidad por el proyecto y la compensación respectivamente), pero no demasiado laxas a fin de asegurar la equivalencia ecológica. Por ejemplo, la “superficie de bosque tropical asociado a un pacal” puede ser una buena métrica; mientras que la “superficie de bosque tropical” sería demasiado flexible; y la “superficie de bosque tropical asociado a un pacal entre altitudes de 500 y 700 m” sería poco flexible.

Ante la ausencia de una métrica reglamentaria establecida por el MINAM, se construyeron dos métricas de tipo “área x estado”, considerando las particularidades de los ecosistemas presentes en cada ámbito, los atributos de la biodiversidad que impactarían los proyectos, y la información disponible. En los casos de Madre de Dios, se utilizó la consulta a expertos para identificar los diferentes niveles de Calidad - Hectárea asociados a los usos de suelo existentes en la cuenca de Madre de Dios (concesiones mineras, concesiones forestales, áreas protegidas, entre otros). Para los casos de Loreto, se construyó una métrica denominada Calidad - Cuenca (q - C) en base a dos criterios representados por dos índices: el índice de calidad del bosque de ribera (QBR) (Munné *et al.* 1998), y el índice de contexto de paisaje. Ambos índices fueron agregados para finalmente obtener un sólo valor que denote el nivel de calidad o condición de las cuencas presentes en el área de estudio. El detalle de estas estimaciones será presentado durante el desarrollo de los casos.

Al final del Paso 2 se establece cómo medir los impactos sobre la biodiversidad prioritaria definida en el Paso 1.

⁹ Este tipo de métricas están sujetas a imprecisiones y subjetividad del evaluador, el benchmark o uso de un área testigo como referencia del mejor estado o condición del hábitat no considera la dinámica del sitio, entre otras limitaciones (McCarthy *et al.* 2004).

2.2.4 Paso 3: Definición del plazo para medir las pérdidas y ganancias de biodiversidad

En teoría, las pérdidas y ganancias se tienen que medir hasta que no haya impactos negativos restantes, y que la Pérdida Neta Cero sea alcanzada. Considerando que en algunos proyectos es difícil medir con precisión la duración de los impactos, y dada la naturaleza iterativa de los EIA¹⁰ y los planes de compensación, en la práctica este periodo es el resultado de acuerdos entre los tomadores de decisión y otros actores interesados.

Se distinguen por lo menos dos clases de proyectos: los que tienen una fecha de cierre prevista (ej.: una mina), y los que serán permanentes (ej.: una carretera). En el caso de proyectos con una fecha de cierre prevista es práctico usar como período de tiempo la duración del proyecto, incluyendo las obras de restauración después de la explotación (ver Temple *et al.* (2012)), para un ejemplo sobre una mina en Madagascar).

Cuando la infraestructura es permanente hace falta elegir un plazo lo suficientemente largo para incluir los impactos directos e indirectos, pero también lo suficientemente corto para que se puedan evaluar los impactos en el futuro con un nivel de certidumbre razonable. Una re-evaluación de los impactos más adelante del periodo definido inicialmente será necesaria.

Al final del Paso 3, se define el periodo durante el cual se calculan los impactos sobre la biodiversidad prioritaria.

2.2.5 Paso 4: Construcción del escenario de referencia para evaluar las pérdidas y ganancias

Un factor clave a considerar en la medición de las pérdidas y ganancias es el escenario de referencia (sin el proyecto), con el que se miden las pérdidas y ganancias de biodiversidad generadas por el proyecto. En este caso, pueden emplearse dos opciones: un escenario de referencia estático y un escenario de referencia dinámico.

Cuando se usa una línea estática se plantea la hipótesis que la cantidad y el estado de biodiversidad en la zona de influencia del proyecto no cambiaría en el futuro si no se desarrolla el proyecto. Esta opción implica que todas las pérdidas de biodiversidad que se van a observar en la zona de influencia son debidas al proyecto. Este supuesto es adecuado en casos donde no se espera que las actividades antrópicas independientes del proyecto afecten negativamente la biodiversidad, o cuando quien planifica el proyecto quiere adoptar una postura conservadora para cuantificar sus impactos. Este es el caso de Loreto por ejemplo, en el que la implementación de obras de gran magnitud como la CHM y la HA generan niveles de incertidumbre altos y pueden ocasionar impactos severos sobre la biodiversidad, por lo que es recomendable utilizar un escenario de referencia conservador.

Al contrario, cuando el proyecto se ubica en una zona donde los ecosistemas están sujetos a procesos de destrucción o degradación, o donde los ecosistemas se están recuperando, el uso de una línea dinámica puede ser más adecuado. Esta opción permite evitar que se le atribuya al proyecto pérdidas de biodiversidad debidas a actividades antrópicas que hubiesen ocurrido de todas maneras sin el proyecto.

¹⁰ La regulación peruana (DS N° 019-2009-MINAM) establece que los EIA se deben actualizar cada 5 años. Como parte del EIA, el plan de compensación está sujeto al mismo requisito.

En la cuenca del río Madre de Dios, una línea de referencia dinámica es particularmente relevante en las zonas boscosas que son propensas a la deforestación por la agricultura/ganadería, la explotación de recursos maderables y la minería informal e ilegal.

La observación de la tasa de deforestación histórica ofrece una base para proyecciones a futuro, y puede ser usada para definir la línea de referencia dinámica. Sin embargo, existen evidencias que demuestran que las tasas históricas de deforestación no reflejan necesariamente las tasas futuras de deforestación. Varios proyectos REDD⁺ (Reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques – otra metodología en la que la tasa de deforestación es muy importante), se están apartando del uso de simples líneas de referencia del pasado para predecir las tasas futuras, en favor de modelos complejos que contemplan la densidad poblacional, carreteras, etc. para predecir la deforestación futura. Por lo tanto, un modelo de deforestación y una postura conservadora es preferible para evitar que la definición de la línea de referencia dinámica subestime los impactos del proyecto.

Al final del Paso 4, se define el escenario hipotético a futuro, con el cual se pueden medir las pérdidas de biodiversidad prioritarias atribuidas a sus impactos.

2.2.6 Paso 5: Cuantificación de los impactos residuales

La cuantificación tiene que incluir tanto los impactos directos del proyecto (ej. deforestación para construir las infraestructuras) como los impactos indirectos¹¹ (ej. deforestación por ganaderos que colonizan la zona después de la construcción de la carretera). En muchos casos, los impactos indirectos llegan a ser mayores que los impactos directos. Por ejemplo, en la cuenca del río Madre de Dios se puede dar el caso que la apertura de nuevas vías de comunicación en zonas remotas facilite el desarrollo de actividades antrópicas. Lo mismo ocurre con proyectos hidroeléctricos como los analizados en Loreto, donde el impacto sobre la migración de peces puede alcanzar a casi toda la cuenca amazónica.

Los impactos como la deforestación pueden cuantificarse con un análisis espacial de la huella del proyecto respecto a la distribución de los ecosistemas. Sin embargo, no todos los impactos pueden ser cuantificados fácilmente (ej. el impacto de la fragmentación o de la introducción de una especie invasiva). Cuando se presenta tal situación, esos impactos tendrán que ser considerados de manera cualitativa en el diseño de la compensación.

Los impactos tienen que ser cuantificados con el escenario futuro hipotético. Por lo tanto, se tiene que descontar del impacto del proyecto las pérdidas que hubiesen ocurrido de todas maneras sin el proyecto, en el caso de que se aplique una línea de referencia dinámica.

Al final del Paso 5, se cuantifican las pérdidas de biodiversidad prioritaria, asociadas a su impacto residual¹² (Caja 1).

¹¹ Ley N 27446 SEIA

¹² Nótese que en el análisis de los casos de Madre de Dios no se incluyó la aplicación de la jerarquía de mitigación porque los proyectos ya han sido construidos. Cuando se diseña un proyecto, la aplicación secuencial de las cuatro etapas de la jerarquía de mitigación es necesaria para asegurar que los impactos residuales son los menores posibles. La compensación siempre se tiene que usar como último recurso.

Este paso es el final de la “Etapa A”, en la que se definen los requisitos de la compensación.

2.2.7 Paso 6: Identificación de un portafolio de sitios potenciales de compensación

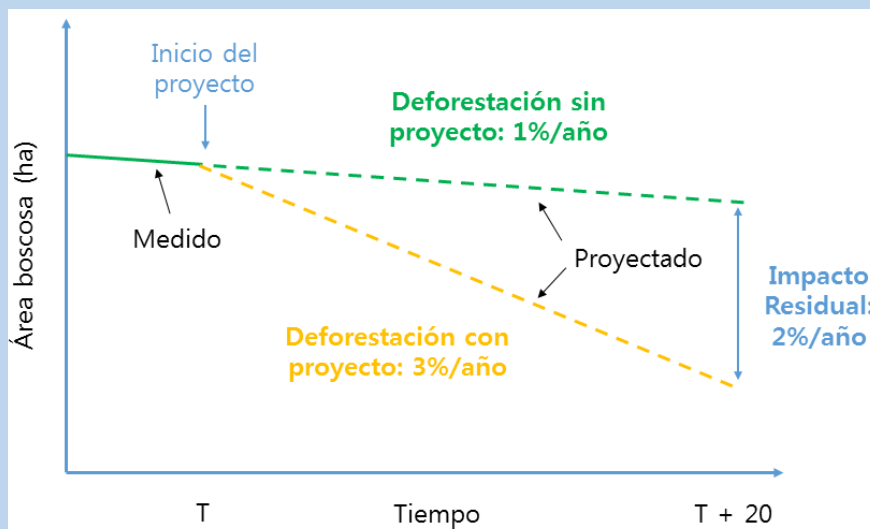
Una vez cuantificadas las pérdidas en biodiversidad se tiene que establecer una lista de sitios de compensación potenciales específicos a cada proyecto. En esquemas como el de Estados Unidos por ejemplo¹³, el gobierno provee una lista de sitios para compensación a priori, para reducir los costos de transacción y alcanzar ganancias incluso antes del desarrollo del proyecto (Álvarez & González 2012).

¹³ Más allá de las diferencias existentes entre éste, y la regulación propuesta para el Perú.

Caja 1. Ejemplo de cuantificación del impacto residual sobre un ecosistema (ejemplo para un proyecto que genera impactos indirectos de deforestación)

- Valor de biodiversidad prioritaria = el bosque “X”
- Métrica = Calidad Hectáreas
- Cantidad de bosque X en la zona de influencia del proyecto (H) = 1 000 ha
- Calidad del bosque X en la zona de influencia del proyecto (C)= 1 (estado prístino / menos perturbado de referencia)
- Periodo de análisis (T) = 20 años
- Escenario de referencia = el bosque “X” es deforestado con una tasa anual de 1% durante el periodo de análisis SIN proyecto (tasa de crecimiento anual SIN compensación (r_0) = 0.99)
- Impacto del proyecto, o pérdidas = deforestación del escenario de referencia multiplicada por 3, ej. tasa anual de 3% durante el periodo de análisis CON proyecto (tasa de crecimiento anual CON compensación (r_1) = 0.97)
- Pérdidas = $H \times C \times (r_1^T - r_0^T) = 1\,000 \times 1 \times (0.97^{20} - 0.99^{20}) = -274 \text{ CH}$

Figura 4. El impacto residual es la diferencia entre la línea de referencia al principio del proyecto (1%) y al cierre del proyecto (3%), al cual se sustituyen las pérdidas previstas independientemente del proyecto



En primer lugar, se deberá definir el objetivo de la compensación. En el caso de Perú, la Resolución Ministerial RM-398-2014-MINAM precisa que el objetivo es “alcanzar pérdida neta cero de biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas; y, de ser posible, lograr una ganancia neta”.

En segundo lugar, los sitios de compensación potenciales deberán ser aquellos donde “la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas, sean equivalentes o similares a los del área antes de ser impactado por el proyecto”. Por lo tanto, los sitios de compensación tienen que presentar la misma biodiversidad, funcionalidades ecológicas, y ofrecer oportunidades de ganar igual o mayor cantidad de biodiversidad que las pérdidas identificadas en el Paso 5.

Los lineamientos de la Resolución Ministerial también sugieren criterios relativos a la equivalencia ecológica para la identificación de sitios de compensación, los mismos que fueron tomados en cuenta en los estudios de caso y se presentan a continuación:

- **Distancia al sitio impactado:** es buena práctica elegir sitios de compensación cercanos geográficamente a los sitios impactados porque son más propensos a presentar similitudes de biodiversidad.
- **Área:** los sitios de compensación potenciales tienen que ser lo suficiente extensos para tener la capacidad de generar las ganancias necesarias. En general, tienen que ser varias veces más grandes que el área impactada intensamente (ver Paso 7 para más detalles sobre las ganancias potenciales de biodiversidad).
- **Similitudes de la biodiversidad prioritaria:** los sitios de compensación potenciales tienen que alojar los ecosistemas y especies que se identificaron como prioritarios en el Paso 1.

En teoría, estos criterios de equivalencia ecológica pueden aplicarse a cualquier sitio para constituir un portafolio de sitios de compensación potenciales. Sin embargo muchas veces los sitios de mayor importancia para la conservación ya han sido identificados por el gobierno o la comunidad científica, y es a menudo más eficaz revisar estos sitios antes de buscar otras opciones (p.e. áreas protegidas, sitios RAMSAR, etc.).

Un portafolio de sitios potenciales puede incluir diferentes unidades de gestión ya identificadas, como por ejemplo:

- Áreas reconocidas internacionalmente (Patrimonio de la Humanidad, Reservas de la Biosfera, áreas claves para la biodiversidad “ACB”, sitios Ramsar)
- Otras áreas de interés para la conservación (Reservas Forestales, Reservas Comunes); Propuestas de Nuevas Áreas Protegidas
- Áreas Protegidas legalmente (Parques Nacionales, etc.)

Tales sitios pueden ofrecer buenas oportunidades para la compensación cuando sufren amenazas, pero carecen de protección legal o de recursos para manejarlas. Además, al ser ya identificados como prioritarios son más propensos a recibir apoyo de la sociedad civil y del gobierno si se seleccionan para la compensación. En el caso de las áreas protegidas, será indispensable demostrar que el manejo y los recursos existentes no son suficientes para conservar el sitio, y que el proyecto de compensación será adicional.

Al final del Paso 6, se propone una lista de sitios de compensación potenciales, que se pueden analizar para confirmar si pueden generar las ganancias necesarias para alcanzar la meta de Pérdida Neta Cero de biodiversidad.

2.2.8 Paso 7: Cuantificación de ganancias teóricas

Existen dos estrategias principales para generar ganancias de biodiversidad (BBOP 2012; ICMM IUCN 2012):

- **Compensación por pérdidas evitadas:** consiste en la protección de especies o ecosistemas que se encuentran actualmente amenazados (o se anticipa que pueden ser amenazados en un futuro próximo) para evitar las pérdidas correspondientes (ej.: evitar la deforestación de bosque natural de alto valor para la biodiversidad).
- **Compensación por restauración:** consiste en la restauración pasiva o activa de ecosistemas y/o especies en áreas degradadas, reintroducción de especies nativas, mejoramiento/creación de ecosistemas para aumentar el valor para la biodiversidad.

La restauración puede ser costosa e incierta, provee resultados a largo plazo, y no genera un ecosistema tan valioso para la biodiversidad como un ecosistema expuestos a diversas amenazas, que esté en buen estado y de alto valor de conservación. Al contrario, la compensación con pérdidas evitadas puede ser más costo-efectiva y segura, y provee resultados inmediatos y de alto valor para la biodiversidad, si se realiza en ecosistemas en buen estado y de alto valor.

En el Perú es técnicamente factible realizar ambos tipos de compensación. Sin embargo, la compensación con pérdidas evitadas es preferible porque en la mayoría de los casos sería menos arriesgada, y tiene una mejor razón costo/beneficio que la compensación con restauración, en particular la restauración activa¹⁴.

Un factor clave de la compensación es 'la adicionalidad'. Eso significa que la compensación debe brindar un aumento medible en cuanto a la biodiversidad que puede atribuirse razonablemente a las medidas adoptadas por el proyecto. Así, un Área Protegida bien manejada que logra contener las amenazas no constituye una oportunidad para la compensación con pérdidas evitadas porque las acciones no serían adicionales.

Otro factor clave es la prevención de la fuga de las amenazas. La compensación con pérdidas evitadas debe "disminuir, mitigar" las amenazas que generan las pérdidas de biodiversidad y no desplazarlas. No cuentan como ganancias las pérdidas evitadas en el sitio de compensación que desplazan las amenazas hacia otro sitio. Es por eso que la compensación se implementa y se mide a nivel del paisaje. En el Perú, donde el sector primario es un pilar del desarrollo económico, la prevención de la fuga de las amenazas puede ser muy desafiante.

Las acciones de compensación deben continuar por lo menos hasta que la Pérdida Neta Cero sea alcanzada, lo que debe ocurrir lo más temprano posible según las mejores prácticas, inclusive antes del cierre del proyecto, si fuese posible.

¹⁴ Una excepción sería la restauración ecológica para conectar áreas de alto valor para la conservación donde el beneficio para la conservación podría ser muy alto en relación al esfuerzo necesario para restaurar la conexión entre las áreas.

Por otro lado, las ganancias tienen que ser cuantificadas usando las métricas definidas en el Paso 2. Estas ganancias involucran aumentos de la calidad y/o cantidad de un determinado componente de la biodiversidad, como por ejemplo, un tipo de hábitat.

En el caso de la compensación con pérdidas evitadas, se asume que las acciones de conservación van a reducir la tasa de desaparición de la biodiversidad proyectada según un escenario futuro hipotético. Esta se calcula de manera similar al interés compuesto en una cuenta bancaria (ver Caja 2 para un ejemplo).

En el caso de la restauración, se asume una tasa de mejora de la calidad de los ecosistemas en el transcurso del tiempo. En ambos casos, las hipótesis deben tener sustento científico (experimentación y/o por lo menos consulta de expertos), y ser conservadoras para evitar una subestimación del esfuerzo de compensación necesario para alcanzar la Pérdida Neta Cero.

Al final del Paso 7, se define un orden de magnitud de las ganancias potenciales que se pueden generar en cada sitio de compensación, y se descarta los sitios que no ofrecen suficiente potencial de ganancias.

2.2.9 Paso 8: Estimación de costos de la compensación

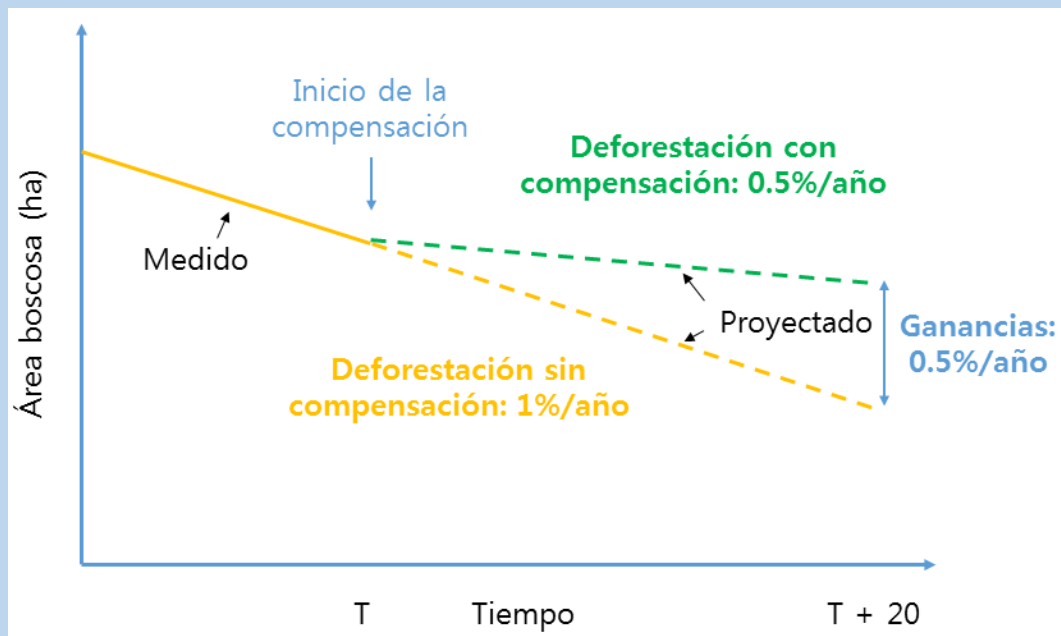
La identificación de los costos de la compensación requiere estimar los costos de manejo y de oportunidad para cada una de las opciones de compensación identificadas en el paso anterior. Lo que se busca con esto es incluir el criterio de costo-efectividad en la toma de decisiones sobre la compensación, y obtener una aproximación, a priori, de los costos asociados a las distintas alternativas de compensación. Esto puede ser de utilidad incluso en la etapa de diseño del proyecto, como criterio para evaluar su factibilidad, e incluir dichos recursos en el presupuesto del proyecto.

Caja 2. Ejemplo de cuantificación de las ganancias de un ecosistema en un caso de la compensación con pérdidas evitadas

- Valor de biodiversidad prioritaria = el bosque "X"
- Métrica = Calidad Hectáreas
- Cantidad de bosque en el sitio de compensación (H) = 10 000 ha en el estado menos perturbado de referencia
- Calidad del bosque en el sitio de compensación (C) = 1 (prístino)
- Duración de la compensación (T) = 20 años
- Escenario de referencia = el bosque "X" esta deforestado a una tasa anual de 1% durante el periodo (tasa de crecimiento anual SIN compensación (r_0) es 0.990)
- Efecto esperado de las acciones de conservación = reducción de la tasa de deforestación a 0.5% (tasa de crecimiento anual CON compensación (r_1) es 0.995)

$$\text{Ganancias} = H \times C \times (r_1^T - r_0^T) = 10\,000 \times 1 \times (0.995^{20} - 0.990^{20}) = 867 \text{ CH}$$

Figura 5. La ganancia es la diferencia al cierre del proyecto entre la cantidad según el escenario hipotético y la cantidad según el escenario con compensación



Para los costos de manejo de la compensación se puede construir un modelo espacial a partir de información sobre costos de manejo en áreas protegidas del Perú. La información para la construcción de los estudios de caso fue obtenida de Villanueva (2005). Estos costos de manejo son estimados en dos

escenarios: manejo básico y manejo óptimo¹⁵. Para este estudio, estos costos de manejo son expresados en costos anuales por unidad de área (\$ /año, km²).

Con esta información se obtienen dos modelos de regresión lineal múltiple para explicar la variación de los costos en función a características espaciales:

Tabla 2. Modelos de regresión lineal predictivos del costo de manejo básico y óptimo por unidad de área

Modelo	Variable	Coefficiente	Sig.	R ² ajustado y P
1) Log10 <u>costo básico</u> (\$ año/km ²)	Intercepción	4.747	<2.00E ⁻¹⁶	R ² : 0.901 P<0.001
	Log ₁₀ Área	-0.692	<2.00E ⁻¹⁶	
	Territorio indígena	-0.165	0.05	
2) Log10 <u>costo óptimo</u> (\$ año/km ²)	Intercepción	5.128	<2.00E ⁻¹⁶	R ² : 0.92 P<0.001
	Log ₁₀ Área	-0.731	<2.00E ⁻¹⁶	
	Territorio indígena	-0.246	0.003	

Para estos modelos, la variable *tamaño del área protegida* es la que mejor explica los costos de manejo básico y óptimo (Tabla 2), seguida de los *territorios indígenas*. Estos modelos explican gran parte de la variabilidad de costos de manejo (R² ~0,90) e indican que reservas de mayor tamaño y en territorios indígenas tienen costos de manejo más bajos por unidad de área (ver el **Anexo 3** para más detalles sobre los modelos).

En relación a los costos de oportunidad, se obtuvieron 653 datos tomados en campo (Solis & Malky 2015; Zamora & Malky 2014; Hopkins *et al.* 2015) y expresados en Valor Presente Neto (VPN; US\$) y la Trayectoria del Valor Presente Neto (VPN_t; US\$). Estos datos están agrupados alrededor de 3 regiones o localidades amazónicas: 233 datos provienen del departamento de Ucayali en Perú, 269 de la Provincia de Sucumbíos en Ecuador, y 152 datos del Departamento de Meta, Colombia.

Se realizaron modelos de regresión lineal para explicar la variabilidad de costos de oportunidad (tanto a nivel de rentabilidad por producto como para trayectorias productivas) en función de 12 variables. Estas variables predictivas se clasifican en cinco tipos: climáticas, topográficas, de impacto o desarrollo humano, de vegetación y de país (**Anexo 3**).

¹⁵ “Los dos escenarios identificados se basan en la implementación de los programas y sub programas de los Planes Maestros de las ANP y los soportes necesarios a nivel de la IANP para el buen funcionamiento del SINANPE. En el escenario mínimo se considera la implementación de los sub programas de protección y vigilancia y el programa de apoyo a la gestión. El escenario óptimo supone la implementación de los 3 programas, incluyendo todos los sub programas: Programa de Conservación de Recursos, Programa de Uso Público y Programa de Apoyo a la Gestión” (Villanueva 2005).

Se usaron los modelos escogidos como mejores (Tabla 3) para estimar o proyectar los costos de oportunidad potenciales en el resto del área de estudio para cada celda de aproximadamente $\sim 1\text{km}^2$. Una vez proyectados, se comparó el patrón espacial de costos obtenido para Perú con el trabajo previo de Naidoo *et al.* (2006).

Tabla 3. Modelos de regresión lineal predictivos del costo de oportunidad

Modelos	Variables		Coficiente	Sig.	R ² ajustado y P
1) Ln VPN trayectoria	Intercepción		11.16	2.00 ⁻¹⁶	R ² : 0.77 P<0.001 AIC: 364.1762 BIC: 384.4012
	Temperatura anual	media	-0.00999	0.00652	
	Precipitación anual	media	-.00031	0.00560	
	Perú		1.10251	2.35 ⁻¹⁵	
2) Ln VPN	Intercepción		9.7	2.00 ⁻¹⁶	R ² : 0.5 P<0.001
	Precipitación anual	media	-0.000395	3.88 ⁻¹⁰	
	Ecuador		-0.5096	5.23 ⁻⁰⁸	

Finalmente, ya que el modelo (1) VPN tiene una capacidad explicativa menor (del 50%), el modelo obtenido (2) VPNT, y su patrón de la variabilidad espacial de costos, se consideró de mayor fiabilidad y es el que se utilizó para este estudio.

Al final del Paso 8, se estiman los costos de las diferentes opciones para llevar a cabo la compensación de sus impactos residuales.

2.2.10 Paso 9: Selección de un sitio para alcanzar la Pérdida Neta Cero (PNC)

La siguiente etapa consiste en priorizar los sitios del portafolio para identificar la mejor opción para compensar los impactos residuales del proyecto. La priorización requiere una evaluación más profunda de los sitios. Ésta fue realizada añadiendo a los criterios ecológicos del Paso 6 y Paso 7 los costos estimados en el Paso 8, como criterio de costo-efectividad. Se consideraron también criterios técnicos y políticos, tales como alineamiento con los objetivos del gobierno, apoyo de las partes interesadas locales, y otros beneficios para la conservación (ej. conectividad del hábitat).

Es posible que no exista un sitio único que ofrezca todas las oportunidades de ganancias necesarias para compensar los impactos del proyecto sobre cada tipo de ecosistema impactado. En tales casos se tendrá que considerar una combinación adecuada de sitios, o declarar inviable el proyecto según su diseño actual por no poder compensar sus impactos.

Para este paso serán necesarios estudios técnicos adicionales, así como una participación activa de las partes interesadas, para confirmar la adecuación del sitio y establecer un marco para su gestión. El Business and Biodiversity Offset Program propone estándares (BBOP 2012) para guiar el diseño de los proyectos de compensación (ver **Anexo 4**).

Al final del Paso 9, se establece el mejor sitio(s) para compensar sus impactos residuales y alcanzar Pérdida Neta Cero de biodiversidad.

Luego de este paso, viene la etapa de garantizar la sostenibilidad de la compensación.

2.2.11 Paso 10: Implementación de garantías financieras

El último componente que debe contener el plan de compensación es el establecimiento de garantías financieras. Una vez estimados los costos por la implementación del plan de compensación, se debe establecer una garantía financiera que permita asegurar la disponibilidad de recursos durante su ejecución, y hasta haber alcanzado la compensación de los atributos en biodiversidad perdidos por el desarrollo del proyecto. Esta identificación de alternativas de financiamiento y gestión de los recursos es una etapa clave para asegurar la disponibilidad de fondos necesarios para el plan de compensación en el largo plazo (BBOP 2009a). Las acciones de conservación deberían iniciarse antes de la ocurrencia de los impactos, de tal manera que se eviten las pérdidas netas en todo el ciclo del proyecto, lo cual en muchos casos puede resultar en una reducción de los costos de la compensación, y en consecuencia, el monto a garantizar (Banco-Mundial 2008).

Según Pagiola *et al.* 2005 y Bayón *et al.* 2000, los criterios a considerar para la selección del instrumento financiero adecuado para alcanzar resultados en conservación están relacionados con los resultados esperados luego de implementadas las acciones, y el plazo estimado para alcanzarlos. En ese sentido, existe una gama de alternativas que pueden garantizar la sostenibilidad financiera de la compensación.

Garantías de corto plazo

Mediante este tipo de instrumento el desarrollador del proyecto se compromete a remediar los impactos que se generen por la implementación del proyecto a través de un bono, carta fianza y/o seguro (Caja 3), que será perdido en caso de no cumplir con el compromiso de compensación ambiental (Reid 2013). De alcanzar el compromiso contraído, la garantía es devuelta al desarrollador, incluyendo los intereses acumulados durante ese período.

Caja 3. Instrumentos financieros de corto plazo y largo plazo más utilizados

Instrumento	Descripción	Ventajas	Desventajas
Garantías corporativas	Se basa en los activos y pasivos de la compañía y su capacidad de financiamiento de las acciones de conservación.	Ventajoso para las compañías por no haber desembolsos. No inmoviliza recursos. Simple de administrar.	Todas las compañías están sujetas a riesgo de no alcanzar los objetivos de las acciones, más allá de sus estados financieros positivos.
Depósito bancario (Fondos contra valor)	Los fondos se depositan con el propósito de financiar las acciones de conservación, bajo el manejo de una institución conjuntamente con el Estado y demás interesados. Estos depósitos se calculan a partir de un interés esperado de tal manera que se logre la totalidad de lo presupuestado.	Bajos costos de preparación. Bajos costos administrativos. Participación más activa del Estado y otros grupos de interés.	Riesgos de falla por parte de la institución financiera garante. Reduce la capacidad de endeudamiento de la compañía. La rentabilidad del depósito está sujeta a las fluctuaciones del mercado bursátil.
Fondos fiduciarios	Acuerdo entre el proponente y una institución especializada en el manejo de este tipo de fondos, para financiar los recursos de las acciones de conservación. Además de esto debe haber un acuerdo entre el proponente y el Estado sobre los objetivos y el financiamiento del fondo.	Los recursos están disponibles para las acciones de conservación. Se disminuye el riesgo de falta de recursos. Alta aceptación de las partes interesadas.	Inmovilización de una porción significativa de fondos del proponente.

Fuente: (Banco-Mundial 2008). Adaptación propia.

El fundamento de los instrumentos de corto plazo es que los compromisos ambientales garantizados a través de los recursos del desarrollador del proyecto actúan como incentivos para evitar los riesgos ambientales existentes, y a mitigar los impactos del proyecto (Boyd 2001). Esto, aplicado a la compensación ambiental, significa garantizar los costos de la compensación hasta demostrar los resultados alcanzados. De lo contrario, el Estado (o alguna otra institución que la reglamentación señale), podría disponer de dichos recursos para gestionar la compensación que no pudo ser cumplida por el titular del proyecto.

Una de las limitaciones de los mecanismos de corto plazo es su aplicación ante eventos inesperados, como casos de disolución o cambio del titular del proyecto. En estos casos, se dificulta el seguimiento del responsable del cumplimiento de los compromisos ambientales adquiridos (Boyd 2001). Es por esto que este tipo de herramienta es aplicable a obligaciones contraídas de corto o mediano plazo, en donde los riesgos relacionados con la continuidad del proyecto se reducen.

En el Perú ya se aplican instrumentos similares. Como parte de la normativa ambiental para el sector minero, existe una ley que les solicita a los desarrolladores de proyectos garantías financieras como parte de su plan de cierre (Gala 2006). Estas garantías cubren el valor de mercado de los costos del Plan de Cierre de Minas, en caso de que el titular incumpla con su ejecución. El valor de los activos en garantía representa el 100% de costo de ejecución de las medidas de cierre y restauración ambiental.

Fondos fiduciarios de conservación

En casos que el compromiso adquirido por el desarrollador del proyecto represente grandes necesidades de recursos y una evaluación de resultados en el largo plazo, la literatura sugiere otro tipo de instrumento financiero: los fondos fiduciarios o fondos de conservación (Caja 4).

Este tipo de instrumentos es establecido para anclar recursos desde el inicio de las acciones de conservación, mediante una gestión transparente y eficiente de dichos fondos (Moye 2007). Estos fondos fiduciarios pueden constituirse de manera permanente (mediante un fondo patrimonial, gastando solo los intereses ganados), mediante fondos extinguidos (se gastan tanto los intereses como el principal), o a través de fondos revolventes (fondo mixto donde aportan varias fuentes de financiamiento).

Este tipo de instrumentos son cada vez más usados a fin de asegurar recursos de largo plazo para acciones de conservación (BBOP 2009b) y por lo general presentan las siguientes características: a) atraen recursos financieros de fuentes nacionales e internacionales; b) pueden actuar como organizaciones canalizadoras e implementadoras de proyectos ambientales; c) contribuyen favorablemente con la política ambiental y el fortalecimiento de áreas protegidas a nivel nacional y regional; d) trabajan como expertos técnicos con agencias públicas y privadas y capacitan a organizaciones no gubernamentales (ONG) y organizaciones comunitarias que implementan las actividades de conservación de biodiversidad y desarrollo sostenible.

Caja 4. Condiciones básicas de un fondo de conservación

De acuerdo al GEF (1999), los fondos de conservación deben cumplir con las siguientes condiciones básicas:

1. Los objetivos propuestos deben tener un horizonte de largo plazo, mayores a 10 años.
2. Es necesaria una participación activa del Estado en la intermediación y gestión de un instrumento como los fondos de conservación.
3. Es necesaria la participación de las partes interesadas (Estado, compañías, comunidades, sociedad civil, etc.) para alcanzar los objetivos de conservación y su sostenibilidad.
4. Existe un aparato legal e institucional (banca, estado, y procedimientos de monitoreo) sólido sobre el que se enmarque la aplicación de este tipo de instrumentos.

Mediante este instrumento, una parte del fondo fiduciario es reservado como patrimonio autónomo o “fondo fideicomiso”, el cual es usado en inversiones de bajo riesgo (depósitos a plazo fijo y otras) para que generen retornos estables. Los intereses ganados por el fondo se utilizan en el presupuesto de gastos corrientes de los programas y/o proyectos específicos (en este caso en los costos para implementar el plan de compensación), para lo cual se establecen condiciones formales de utilización para evitar que el patrimonio corra riesgo de ser utilizado en otros fines (Cordero 2008).

Al final del Paso 10, se identifica mecanismos de garantía financiera que asegure los recursos y los resultados esperados del plan de compensación ambiental; es decir, la Pérdida Neta Cero.

Esta es la base conceptual y los diez pasos que conforman el enfoque metodológico construido para estos estudios de caso en compensación ambiental. Como se señala en la parte introductoria, su aplicación e implicancias se presentan en los dos documentos siguientes, con los resultados del análisis de los casos en Madre de Dios y Loreto, para finalmente ofrecer una síntesis de lecciones y recomendaciones en el cuarto documento.

3 Referencias bibliográficas

- Álvarez Alonso, J. (2012). Conservación y desarrollo de la amazonía en un contexto megadiverso. *Ciencia Amazónica*, 2(1), 57-62.
- Álvarez García, D., & González Alcalde, I. (2012). *Bancos de hábitat: una solución de futuro*. Ecoacs Reserva de Biodiversidad, Madrid.
- Ando, A., Camm, J., Polasky, S., & Solow, A. (1998). Species distribution, land values, and efficient conservation. *Science*.
- Asner, G., Knapp, D., Martin, R., Tupayachi, R., Anderson, C., Mascaro, J., . . . Higgins, M. (2014). The high resolution carbon geography of Perú. *Carnegie Institution for Science*.
- Banco-Mundial. (2008). *Guidance notes for the implementation of financial surety for mine closure*. Oil, Gas and Mining Policy Division.
- Bayón, R., Lovink, J., & Steven-Veening, W. (2000). *Financiamiento de la conservación de la biodiversidad*. EUA, 47p: Banco Mundial.
- BBOP. (2009a). Biodiversity offset implementation handbook. In BBOP. Washington, D.C.
- BBOP. (2009b). Biodiversity offset cost-benefit handbook. En BBOP. Washington, D.C.
- BBOP. (2012). Biodiversity offset design handbook updated. En BBOP. Washington, D.C.
- BID. (2014). *Guidance for assesing and managing biodiversity impacts and risks in inter-american development bank supported operations*. Inter-American Development Bank.
- Boyd, J. (2001). Show me the money: Environmental regulation demands mor, not les, financial assurance. *Resources*. No. 144. Summers 2001.
- Bruner, A., Gullison, R., & Balmford, A. (2004). Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected area systems in developing countries. *BioScience*.
- Coase, R. (1960). The problem of social cost. *The journal of law and economics*, III, 44.
- Coggan, A., Whitten, S., & Bennett, J. (2010). Influences of transaction costs in environmental policy. *Ecological Economics*.
- Cordero, D. (2008). *Esquemas de pagos por servicios ambientales para la conservación de cuencas hidrográficas en el Ecuador*. INIA, Quito.
- Cuperus, R., Canters, K., Udo de Haes, H., & Friedman, D. (1999). Guidelines for ecological compenstion associated with highways. *Biological Conservation*, 90:41-51.
- Darbi, M., Ohlenburg, H., Herberg, A., Wende, W., Skambracks, D., & Herbert, M. (2009). *International approaches to compensation for impact on biological diversity. Final Report*.
- Doswald, N., Barcellos, M., Jones, M., Pilla, E., & Mulder, I. (2012). *Biodiversity offsets: voluntary ando compliance regimes. A review of existing schemes, initiatives and guidance for financial institutions*. Cambridge, UK. UNEP FI, Geneva- Switzeland: UNEP-WCMC.
- Eduardo, V., Bruce, F., Ronaldo B, B., Paulo, P., Laura, H., Armando, M., . . . Michael, G. (2016). SNAPP Western Amazon Group - Amazon Aquatic Ecosystem Spatial Framework. KNB Data Repository. doi:10.5063/F1BG2KX8.
- Ekstrom, J., Bennum, L., & Mitchell, R. (2015). *A cross sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy*. Cross Sector Biodiversity Initiative.
- Escalas, A., & Mitchell, R. (2015). *Planificación de la compensación de biodiversidad para alcanzar la Pérdida Neta Cero: Estudios de caso en la cuenca del Rio Madre de Dios*. Documento interno, The Biodiversity Consultancy.
- Gala, F. (2006). *Garantías financieras*. PUCP.

- Galindo-González, J. (Febrero de 2007). Efectos de la fragmentación del paisaje sobre poblaciones de mamíferos; el caso de los murciélagos de los Tuxtlas, Veracruz. 19.
- Gardner, T., von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J., Savy, C., . . . ten Kate, K. (2013). Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology*, published online 23 AUG 2013. DOI 10.1111/cobi.12118.
- GEF. (1999). Experiencia de los fondos fiduciarios para la conservación. . *Fondo para el Medioambiente Mundial. Informe de evaluación resumido 1-99*.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., . . . Townshend, J. R. (2013). "High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Data available on-line from: <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>. *Science* 342 (15 November): 850–53.
- Hopkins, A., Malky, A., Glave, M., Ventocilla, R., Ledezma, J., & Aran, A. (2015). Análisis económico y socioambiental de los proyectos de interconexión Pucallpa-Cruzeiro do Sul. 77.
- ICMM IUCN. (2012). *Independent report on biodiversity offsets*. Biodiversity Consultancy. Disponible en: www.icmm.com/biodiversity-offsets.
- IFC. (2012). *Performance standart 6: biodiversity conservation and sustainable management of living natural resources*. Washington, D.C: International Finance Corporation. World Bank Group.
- Josse, C., Navarro, G., Encarnacion, F., Tovar, A., Comer, P., Ferreira, W., . . . Zarate, R. (2007). *Sistemas ecológicos de la cuenca amazónica de Perú y Bolivia, clasificación y mapeo*. Arlington, Virginia: NatureServe.
- Kaphengst, T., Bassi, S., Davis, M., Gardner, S., Herbert, S., Mazza, L., . . . Rayment, M. (2011). *Taking into account opportunity costs when assessing costs of biodiversity and ecosystem action*. Ecologic Institute, Berlin.
- Kuiper, G. (1997). Compensation of environmental degradation by highways: a dutch case study. *European Environment*, 7: 118-125.
- Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D., & Bennett, G. (2011). *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. Forest Trend, Washington, DC.
- Mann, C., VoB, J., Simons, A., Amelung, N., & Runge, T. (2013). *Challenging futures of biodiversity offsets and banking. Critical issues for robust form of biodiversity conservation. A report based on an interactive, anticipatory assessment of the dynamics of governance instruments*. Technische Universität (TU), Berlin.
- McCann, I., Colby, B., Easter, K., Kasterine, A., & Kuperan, K. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*.
- McCarthy, M. A., Parris, K. M., van der Ree, R., McDonnell, M. J., Burgman, M. a., Williams, N. S., . . . Coates, T. (2004). The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management & Restoration*, 5, 24-27.
- Mckenney, B., & Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental management*, 45:165-176.
- MINAGRI. (2014). *DS N° 004-2014, que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas por el MINAGRI*.
- MINAM. (2 de diciembre de 2014). Resolución Ministerial N°398-2014-MINAM. Lineamientos para la compensación ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental-SEIA.
- MINAM. (2015). Mapa Nacional de Cobertura Vegetal. Memoria Descriptiva. . *MINAM*, 108.
- Ministerio de Ambiente de la Columbia Británica. (2012). *Procedures for mitigating impacts on environmental values*, 65.

- Moye, M. (2007). *WWF Standards of Conservation Project and Programme Management*. WWF-US Conservation Finance Program.
- Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los bosques de ribera. *Tecnología del agua*, 175(20), 37.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P., Polasky, S., Ricketts, T., & Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution*, 21:681-687.
- Norton, D. (2009). Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assesment framework. *Environmental Management*, 43:698-706.
- Pagiola, S., Arcenas, A., & Gunars, P. (2005). Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of these issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 33(2) 237-253.
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (Febrero de 2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological management & restoration*, 4.
- Pilgrim, J. D., & Bennun, L. (2014). *Will Biodiversity Offsets Save or Sink Protected Areas?* The Biodiversity Consultancy.
- Pilgrim, J. D., Brownlie, S., Ekstrom, J. M., Gardner, T. A., von Hase, A., Ten Kate, K., . . . Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*(6), 376-384.
- Rainey, H., Pollard, E., Dutson, G., Ekstrom, J., Livingstone, S., Temple, H., & Pilgrim, J. (2014). A review of corporate goals of not net loss and net positive impact on biodiversity. *ORYX*, 1-7.
- Reid, J. (2013). Financial mechanisms for environmental compliance in infraestructura projects.
- Reid, J., Bruner, A., Chow, J., Malky, A., Rubio, J. C., & Vallejos, C. (2014). *Innovations in the internalization of social costs: The case of Peru's emerging ecological compensation policy*. CSF.
- Río Tinto. (2012). *Staged Approach to Biodiversity Action Planning – Guidance Note*.
- Solis, C., & Malky, A. (2015). El Programa Socio Bosque en la provincia de Sucumbíos, Ecuador: Costos de oportunidad y preferencias de los propietarios.
- SPDA. (2014). *Compensación ambiental. Una oportunidad para la adecuada gestión de los impactos ambientales en el Perú*.
- Sullivan, S. (2013). After the Green Rush? Biodiversity Offsets, Uranium Power and the 'Calculus of Casualties' in Greening Growth. *Human Geography*, 22.
- Temple, H., Anstee, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J., Rabenantoandro, J., & Randriatafika, F. (2012). Previsiones conducentes a un impacto neto positivo sobre la biodiversidad en las operaciones de Río Tinto. *Río Tinto, Gland, Switzerland and London UK. QMM(Nº2) IUCN*.
- Temple, H., Edmonds, B., Butcher, B., & Treweek, J. (2010). Biodiversity offsets: testing a possible method for measuring losses and gains at Bardon Hill Quarry, UK. *In Practice*.
- Ten Kate, K., von Hase, A., Boucher, J., Cassin, J., & Victurine, R. (2011). Oportunidades para los fondos ambientales en esquemas de compensación y offset.
- Treweek, J. (2010). Scoping study for the design and use of biodiversity offsets in an english context. *Final Report to Defra*.
- Villanueva, J. (2005). Análisis de las necesidades de financiamiento del SINANP 2005-2014.
- Wildlife Conservation Society. (2015a). *Evaluación de las Líneas de Base Ambientales en los Estudios de Impacto Ambiental y de Factibilidad de Hidroproyectos en Loreto, Perú: Estudio de los casos de la Central Hidroeléctrica Mazán y de la Hidrovía del Amazonas*.
- Wildlife Conservation Society. (2016). *La Compensación Ambiental y la Jerarquía de Mitigación en Loreto, Perú: Estudio de los casos de la Central Hidroeléctrica de Mazán y de la Hidrovía del Amazonas*. Documento de Trabajo 29., Lima.
- Zamora, S., & Malky, A. (2014). Análisis de costos de oportunidad de la iniciativa de implementación temprana REDD en el sector Gúejar-Cafre.