

Compensación ambiental en Costa Rica: Aplicación del método hábitat/hectárea como alternativa para la estimación de áreas a indemnizar

Fabián Bonilla Murillo

Tesis Doctoral. Julio 2022

Directores:

Juan S. Monrós González y Mahmood Sasa Marín



Universitat de València
Programa de Doctorado en Biodiversidad y Biología Evolutiva

Imagen de portada: Reserva Biológica Lomas de Barbudal, Guanacaste Costa Rica.

Foto: Carlos Bravo.



Universitat de València

Programa de Doctorado en Biodiversidad y Biología Evolutiva

2022

**Compensación ambiental en Costa Rica: Aplicación del método hábitat/hectárea
como alternativa para la estimación de áreas a indemnizar**

Doctorando

Fabián Bonilla Murillo

Directores

Juan Salvador Monrós González

Mahmood Sasa Marín

Tesis presentada por Fabián Bonilla Murillo para optar al grado de Doctor en
Biodiversidad y Biología Evolutiva por la Universitat de València.

Firmado: Fabián Bonilla Murillo

Tesis dirigida por los doctores

Juan Salvador Monrós González
Profesor Titular de Universidad
Universitat de València

Mahmood Sasa Marín
Catedrático
Universidad de Costa Rica

Firmado: Juan S. Monrós González Firmado: Mahmood Sasa Marín

A mi esposa Rebeca Méndez, mis hijas Alexa y Amelia, mi madre Luz y mi padre Hugo (cf. D.E.P.) quienes sin duda han sido mi soporte e inspiración.

ÍNDICE

| | |
|--|-----|
| RESUMEN: | 11 |
| INTRODUCCIÓN: | 13 |
| CAPÍTULO I..... | 23 |
| BONILLA, F., SASA, M., & MONRÓS, J.S. (2022)A. BASES TEÓRICAS Y CONCEPTUALES PARA LA COMPENSACIÓN AMBIENTAL BAJO EL ENFOQUE ECOLÓGICO. <i>REVISTA DE BIOLOGÍA TROPICAL</i> , XX, EN PRENSA..... | 23 |
| CAPÍTULO II..... | 61 |
| BONILLA, F., SASA, M. AND MONRÓS, J.S. (2022). COMPENSACIÓN AMBIENTAL EN COSTA RICA: LEGISLACIÓN Y ALCANCES. <i>REVISTA DE BIOLOGÍA TROPICAL</i> , XX, EN PRENSA..... | 61 |
| CAPÍTULO III..... | 103 |
| BONILLA-MURILLO, F., MONRÓS, J. S., & MARÍN, M. S. (2022). ENVIRONMENTAL COMPENSATION ACTIONS IN COSTA RICA: DISPARITY BETWEEN COMMITMENTS AND ACTIONS. <i>OPEN JOURNAL OF ECOLOGY</i> , 12(5), 287-305. | 103 |
| CAPÍTULO IV. | 123 |
| BONILLA, F., OVIEDO-BRENES, F., BENEYTO-GARRIGOS, D., AREVALO, E., MORALES-GUTIÉRREZ, L., SERRANO-SANDÍ, J., & SASA, M. (2022)B. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE HÁBITAT-HECTÁREA EN COMPENSACIÓN AMBIENTAL: EL CASO DEL EMBALSE RÍO PIEDRAS, COSTA RICA. <i>REVISTA DE BIOLOGÍA TROPICAL</i> , XX, EN PRENSA. | 123 |
| DISCUSIÓN GENERAL..... | 177 |
| CONCLUSIONES GENERALES | 187 |
| RESUMEN AMPLIADO | 191 |
| AGRADECIMIENTOS | 203 |

RESUMEN

Para proyectos encaminados a la producción de bienes y servicios, la mayoría de países cuentan con legislación ambiental que, de una u otra manera, trata de reducir los impactos negativos que estos proyectos tengan con el entorno. El resarcimiento de hábitat o elementos del ambiente afectados suele presentarse como una sustitución a partir de recursos ecológicamente equivalentes. Sin embargo, una limitante frecuente es que los procedimientos de cómo realizar evaluaciones apropiadas de equivalencia ecológica no siempre son claros.

Este trabajo provee una visión teórica del uso de compensación ambiental como instrumento jurídico/técnico integrado al manejo del entorno natural. Además, evalúa los alcances de la implementación de medidas de compensación ambiental en Costa Rica y resume su legislación en torno al tema, con el objetivo de describir cómo se formula la compensación e identifica posibles vacíos regulatorios.

La metodología utilizada para conseguir los resultados esperados fue realizada por medio de revisiones de la literatura global sobre el tema, revisiones sistemáticas de la legislación ambiental costarricense y el análisis de expedientes de proyectos que han ameritado un plan de compensación ambiental registrados en la Secretaría Técnica Nacional Ambiental (SETENA).

En esta tesis además se realizó un estudio de caso, que se elaboró tomando como base una modificación del método Hábitat-Hectárea, para determinar el área equivalente necesaria para compensar por pérdidas de hábitat en la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB), un área silvestre protegida ubicada en el noroeste de Costa Rica. Este método fue originalmente diseñado para evaluar equivalencia ecológica de vegetación nativa y emplea puntajes sobre indicadores con relación a un hábitat de referencia. La sumatoria de esos puntajes es una medida de la condición estructural del ambiente con relación al de la referencia, por lo que esta métrica permite cuantificar el número de hectáreas necesarias para compensar las pérdidas de un hábitat semejante.

A partir de indicadores de paisaje, suelo, estructura de vegetación y servicios ecosistémicos se realizó una evaluación del hábitat en una propiedad identificada previamente como potencial sitio de compensación. Para cada indicador, asignamos puntajes en relación al ambiente encontrado en el sitio de inundación en RBLB y determinamos así su condición relativa. Siendo esto una cuantificación objetiva, el método Hábitat-Hectárea facilita la toma de decisión en el proceso de compensación ambiental, constituyendo un método práctico con el cual se puede evaluar diferencias entre ambientes de manera relativamente sencilla.

INTRODUCCIÓN

Los proyectos de infraestructura suponen una gestión ambiental con un abordaje integral, enfocado en entender y minimizar los impactos que estos pueden ejercer sobre el ambiente, o, por el contrario, la forma como el medio ambiente puede afectarlos. Es bien sabido que el desarrollo de zonas urbanas y de macroproyectos tendientes a la producción agrícola, explotación minera y generación energética es la principal causa de pérdida de biodiversidad en el planeta (Balmford & Bond, 2005). Es fundamental entonces, una buena gestión ambiental que procure evitar impactos en la biodiversidad y del medio que la sostiene, especialmente si estos impactos amenazan recursos de importancia en conservación, protección de hábitats, acuíferos, entre otros.

Ante los impactos ambientales generados por proyectos encaminados a la producción de bienes y servicios, los gobiernos de varios países requieren que los entes desarrolladores adopten lo que se conoce como la jerarquía de la mitigación (evitar–reducir–compensar) (Quetier & Lavorel, 2011). En términos generales este concepto establece una base sobre cómo lograr la mínima alteración posible del ambiente ante los potenciales impactos de un proyecto (Quetier & Lavorel, 2011). Según este enunciado, en primer lugar, se deben evitar los impactos a la biodiversidad que pudieran causar los proyectos (prevención). Si eso no fuera posible, en segundo lugar, se debe optar por medidas que minimicen los impactos no evitables (mitigación). En tercer lugar, aun siendo minimizados, se debe optar por compensarlos, a partir de la generación de una ganancia neta en biodiversidad (Cuperus, 2005). La compensación ambiental es entonces una medida última, planteada como una forma de resarcir un impacto inevitable. En esas circunstancias, la discusión no debe centrarse en la capacidad de compensar o no, sino en cómo llevarla a cabo de la mejor manera posible.

Un principio fundamental en el que se basa la compensación ambiental es que el resarcimiento no puede ser menor al costo del impacto, que resulte en un entorno de mejor “calidad” al existente antes del deterioro. Aquí, la designación de “calidad” es un tanto ambigua, pero hay consenso en que involucra mayor riqueza de especies de interés, disponibilidad y acceso sostenible a recursos naturales y ausencia o disminución de agentes nocivos (Hodgson *et al.*, 2011).

Un concepto que suele emplearse a la hora de establecer el resarcimiento es la equivalencia ecológica (relación entre la pérdida de biodiversidad y las ganancias que se esperan de las compensaciones). Esta construcción no es precisa y tiene también varias acepciones; pero en general, se refiere a que, si el impacto afecta a una comunidad determinada, la compensación respectiva deberá como mínimo contemplar una comunidad similar, con ecosistemas naturales o asociaciones vegetales que mantengan comunidades bióticas y procesos ecológicos similares (Parkes *et al.*, 2013; Quétier & Lavorel, 2011).

Por ejemplo, si el proyecto afecta un rodal de árboles de almendro maduros, su pérdida no podrá ser compensada por otro tanto de árboles jóvenes de almendro sembrados en un sitio particular. Los árboles maduros proveen una serie de recursos (estructura, refugio, sombra, frutos, néctar, retención de suelo, mitigación de efecto de lluvia, etc.) que no son aportados por árboles jóvenes. Por otro lado, la compensación no puede suponer que el ambiente compensado será exactamente igual al ambiente afectado por el impacto. Esto sería imposible en ambientes caracterizados por gran heterogeneidad, como ocurre en bosques tropicales, donde la diversidad de especies imposibilita que dos sitios contengan exactamente la misma composición. En esas circunstancias, lo que se espera es que el resarcimiento permita un ambiente comparable, más no idéntico, al que fue afectado.

Para realizar compensaciones por impacto ambiental no existe una metodología única que permita definir la equivalencia ecológica de manera universal. Por el contrario, se han empleado distintos procedimientos para encarar diferentes situaciones de impacto, y las metodologías adoptadas en distintos países también varían (Ten Kate *et al.*, 2004; McKenney & Kiesecker, 2010). A pesar de ello, un punto en el que convergen la mayoría de esos procedimientos es que el resarcimiento se basa en una sustitución de área superficial: el área impactada estimada es reemplazada por un área determinada con características ambientalmente equivalentes (Calle *et al.*, 2014).

Para maximizar las ganancias ambientales el abordaje debe ser dinámico y estar dispuesto a emplear varios criterios a la hora de establecer un plan de acción. Esta equivalencia se refiere a que los elementos bióticos (especies y comunidades) y abióticos (suelo,

geomorfología, etc.), así como la estructura del hábitat y procesos ecológicos sean similares por área y en el contexto paisajístico entre ambos sitios.

Esta acción es necesaria para lograr que las compensaciones verdaderamente contribuyan de manera efectiva a reducir al mínimo los impactos generados o por generar sobre la biodiversidad (Robertson, 2004; ten Kate et al, 2004; Norton, 2008; McKenney y Kiesecker, 2010; Wissel y Wätzold, 2010). Es decir, la compensación ambiental debe basarse en robustas medidas de equivalencia ecológica, investigando a profundidad consideraciones claves para determinar dicha equivalencia.

Existen varios enfoques para la evaluación de la equivalencia ecológica, sin embargo aquellos que involucran métodos estandarizados de puntuación (Quetier & Lavorel, 2011) son los más ampliamente utilizados, especialmente en los EEUU y en Alemania. Estos métodos tienen la ventaja de permitir la racionalización del proceso de evaluación y ofrecer valoraciones más predecibles y repetibles. Los procedimientos de puntuación requieren que se desarrollen indicadores y sistemas de calificación, que son validados por las autoridades ambientales antes de ser generalizadas. Esto significa que las diferentes partes interesadas sobre los impactos de la biodiversidad (por ejemplo, las organizaciones de conservación de la naturaleza, los desarrolladores, autoridades públicas, etc.) colaboran en el desarrollo de los métodos a ser empleados en su caso particular.

Los métodos estandarizados generalmente combinan puntuaciones de indicadores de manera aditiva, como es el caso del método UMAM (Uniform Mitigation Assessment Method), del Estado de Florida en USA, o del método de hábitat/hectárea de Parker y colaboradores (2003). El método UMAM provee un procedimiento estandarizado para evaluar las funciones ecológicas de humedales y otros cuerpos de agua superficial, la cantidad de esas funciones que son reducidas por el impacto propuesto y la mitigación necesaria para compensar esas pérdidas. Además, permite determinar el grado de mejora en el valor ecológico de las actividades propuestas de los bancos de mitigación. El método Hábitat/Hectárea asigna puntajes a cada indicador de calidad del hábitat a evaluar en relación a un hábitat de referencia. La sumatoria de esos puntajes es el índice de calidad del hábitat a evaluar.

Entre los aspectos medulares a considerar a la hora de diseñar una estrategia para evaluar una compensación se citan el alcance, la puntuación y el procedimiento cuantitativo sobre el cuál basar conclusiones (McKenney & Kiesecker, 2010). El alcance de la compensación implica especificar cuáles componentes de la biodiversidad o del ecosistema son los de interés para ser compensados. La cuestión de la puntuación implica asignar valores numéricos a cómo y cuándo la protección de la biodiversidad existente puede ser considerado una ganancia, así como los posibles requisitos sobre ubicación, el tiempo (antes o después del impacto) y la duración de las compensaciones. El procedimiento cuantitativo se refiere al algoritmo seguido para contrastar las ganancias y pérdidas y poder derivar el efecto total de la compensación.

En esa misma dirección, Quetier y Lavorel (2011) sugieren cinco pasos medulares a la hora de diseñar y evaluar una compensación ambiental:

- (1) Definir detalladamente los componentes de la biodiversidad y del ecosistema que se desean compensar (poblaciones de animales o plantas, ensamblajes particulares de especies, tipos de comunidades, propiedades de ecosistemas, servicios de ecosistemas, etc).
- (2) Seleccionar apropiados *indicadores* (incluyendo procesos a nivel de ecología de paisaje) y los *procedimientos de puntuación* de esos indicadores.
- (3) Identificar la metodología apropiada para el cálculo de pérdidas y ganancias y de otras necesidades a abordar.
- (4) Cuantificar e incorporar en el análisis aspectos relacionados con tiempo (retrasos entre las pérdidas y las ganancias).
- (5) Cuantificar e incorporar incertidumbres asociadas tanto en la evaluación como en los resultados de la compensación.

En Costa Rica, las referencias sobre el resarcimiento ambiental en la legislación son muy generales y el marco legal carece del nivel de especificidad sobre compensación

ambiental. El tema de compensación ambiental normalmente ha sido confundido con mitigación y no se ha realizado una discusión y análisis adecuado, por lo que directrices en este tema no especifican claramente cuándo y cómo debe realizarse la compensación, cuáles metodologías emplear, ni cómo debe evaluarse la compensación. Sin, embargo, se reconoce que existen algunas leyes y reglamentos que tangencialmente tocan el tema de compensación y se refieren a medidas compensatorias.

Como consecuencia, en Costa Rica no se dispone de mayor experiencia en procedimientos para establecer la compensación ambiental ante impactos de macroproyectos. Esta situación es particularmente problemática en caso de que el impacto afecte parajes naturales, especialmente si estos se encuentran asociados a las áreas silvestres protegidas. Por esta razón en este trabajo se profundiza el concepto y aplicación de la compensación en nuestro país, realizando una evaluación de la situación actual, así como el desarrollo de casos de estudio.

OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis ha sido contribuir a conocer, mejorar y analizar la compensación ambiental en Costa Rica, como una herramienta para la conservación de la biodiversidad. De una forma más específica, los objetivos han sido:

- Presentar y analizar el enfoque teórico de compensación ambiental según la literatura global.
- Describir los principales mecanismos utilizados para estimar compensación basada en equivalencia ecológica.
- Analizar el marco normativo y la jurisprudencia administrativa que sustentan acciones de compensación ambiental en Costa Rica.
- Presentar un análisis de expedientes de proyectos que han ameritado planes de compensación en Costa Rica.
- Establecer como estudio de caso por medio de la aplicación del Aplicación del método de Hábitat-Hectárea de los recursos y atributos de la biodiversidad que

serían impactados directamente en el área de inundación dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) y si la finca ASETREK Tres Azul S.A. cumple con las condiciones para compensar el área a inundar de la RBLB y que sea ecológicamente equivalente, estableciendo un área de equivalencia necesaria para realizar dicha compensación.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

La tesis se presenta en forma de capítulos que corresponden con artículos previamente publicados o aceptados por revistas científicas indexadas. Las revistas escogidas para la publicación de estos trabajos fueron: Revista Biología Tropical y Open Journal of Ecology. La distribución de las publicaciones por capítulos se encuentran distribuidos de la siguiente manera:

Capítulo I. Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022). Bases teóricas y conceptuales para la compensación ambiental bajo el enfoque ecológico. *Revista de Biología Tropical*, 70, Supplement 1, En Prensa.

Capítulo II. Bonilla, F., Sasa, M. and Monrós, J.S. (2022). Compensación Ambiental en Costa Rica: Legislación y alcances. *Revista de Biología Tropical*, 70, Supplement 1, En Prensa.

Capítulo III. Bonilla-Murillo, F., Monrós, J. S., & Marín, M. S. (2022). Environmental Compensation Actions in Costa Rica: Disparity between Commitments and Actions. *Open Journal of Ecology*, 12(5), 287-305.

Capítulo IV. Bonilla, F., Oviedo-Brenes, F., Beneyto-Garrigos, D., Arevalo, E., Morales-Gutiérrez, L., Serrano-Sandí, J., & Sasa, M. (2022). Aplicación del método de Hábitat-Hectárea en compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 70, Supplement 1, En Prensa.

JUSTIFICACIÓN DE LA TESIS

El incremento de proyectos de desarrollo y producción, ha generado una presión por los recursos naturales. Esta situación hace necesario el establecimiento de evaluaciones ambientales y medidas compensatorias para resarcir por los posibles efectos negativos sobre el ambiente, que busquen un equilibrio entre el desarrollo económico y la naturaleza.

Las medidas de compensación ambiental deben de contar con una proporcionalidad para resarcir los impactos, e intentar una ganancia ambiental neta. Como un instrumento técnico de indemnización, la compensación puede realizarse bajo diferentes enfoques teóricos: económico, social, político o ecológico. Pese a ser frecuentemente empleado, el enfoque económico es quizás el más arriesgado, ya que traslada la proporcionalidad al campo financiero, lo que no necesariamente garantiza una sustitución en elementos de biodiversidad u otros componentes ambientales afectados. Un caso extremo sucede a la hora de tasar impactos sobre recursos únicos o insustituibles, que bajo este enfoque pueden ser cambiados por capital monetario.

En el enfoque ecológico por su parte la proporcionalidad debe establecerse sobre los componentes ambientales afectados, sean estos biodiversidad, funciones ecológicas o servicios ecosistémicos. La actitud precautoria en favor del ambiente y la búsqueda de ganancia ambiental neta constituyen el eje central en este enfoque.

Es necesario entonces que la compensación ambiental favorezca el derecho universal a un ambiente sano, un precepto fundamental en la legislación de la mayoría de países en el mundo, que además está amparado por tratados internacionales y por las regulaciones ambientales de las agencias que financian proyectos para el desarrollo. Sin embargo, como instrumento de gestión, la compensación corre el peligro de constituirse en un mero trámite burocrático, o de licenciar cualquier proyecto incluso aquellos que comprometen el ambiente. La apreciación de componentes ambientales primariamente por su carácter utilitario, como puede suceder al enfatizar servicios ecosistémicos o componentes

económicamente relevantes de la biodiversidad, puede llevar a medidas compensatorias inadecuadas para asegurar una ganancia neta y de calidad en términos ambientales.

En Costa Rica existe una abultada legislación en materia ambiental, sin embargo la compensación ambiental como una manera de asegurar una ganancia del ambiente o sus componentes ante impactos inevitables no es abordada de forma clara y con la suficiente profundidad en la normativa. Es claro entonces que existe una necesidad de enfatizar la importancia del resarcimiento como una práctica positiva que debería estar incorporada dentro de los lineamientos del estudio de impacto ambiental y que identifique una serie de vacíos que deben subsanarse para mejorar su gestión.

Como instrumento de gestión ambiental, la compensación de recursos naturales debe ser fundamental para el desarrollo económico de Costa Rica, precisamente porque una parte de su economía se sustenta en la explotación, intervención y uso de muchos de esos recursos (Goldstein, 2001; Martin, 2004). Por tal razón es urgente estandarizar los mecanismos para determinar las medidas compensatorias a seguir en Costa Rica, analizando además las estrategias que se seguirán para asegurar proporcionalidad y equivalencia ecológica. Los procedimientos, indicadores, cálculos, etc., deben discutirse y hacerse explícitos en la normativa.

Para lograr estos supuestos se debe de utilizar la jerarquía de la mitigación, que establece una base conceptual sólida sobre cómo lograr la mínima alteración posible del ambiente, que utiliza como último recurso la compensación ambiental en caso que los impactos del proyecto no puedan ser evitados o minimizados. La compensación suele realizarse en la misma zona del impacto o en sus alrededores, aunque en algunos casos la compensación implica un resarcimiento en ambientes distintos al impactado.

Por otra parte las compensaciones a menudo han sido dimensionadas exclusivamente sobre la base de la superficie afectada por los impactos, es decir: una determinada extensión de área de un tipo de hábitat conservado reemplaza un área similar de un mismo tipo de hábitat que es impactado por algún proyecto (Wilkinson, 2008; Hough y Robertson, 2009). No obstante, esta forma de calcular la compensación se considera como un enfoque demasiado crudo de la evaluación de las pérdidas y ganancias, ya que hace

caso omiso de las variaciones en la "calidad" o "el estado" del ambiente, del hábitat de una especie particular, o de los tipos de hábitat que se ven afectados por el impacto.

En consecuencia para establecer un adecuado plan de compensación ambiental, se debe evaluar de forma apropiada la equivalencia ecológica entre la pérdida de biodiversidad y las ganancias que se esperan de las compensaciones. Esta acción es necesaria para lograr que la compensación verdaderamente contribuya de manera efectiva a reducir al mínimo los impactos generados (o por generar) sobre la biodiversidad y el ambiente (Robertson, 2004; ten Kate et al, 2004; Norton, 2008; McKenney y Kiesecker, 2009; Wissel y Wätzold, 2010).

Tomando esto en cuenta se debe contemplar que existen una serie de aspectos que deben sentar la base de cómo proceder en caso de impactos negativos al ambiente por parte de proyectos de desarrollo y producción en Costa Rica. Es por tanto que, la compensación (así como cualquier otro nivel de la jerarquía de mitigación) debe ser contemplada desde las primeras etapas del proceso de evaluación del impacto ambiental para salvaguardar la biodiversidad y conservar sus hábitat.

REFERENCIAS

- Balmford, A., & Bond, W. (2005). Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters*, 8, 1218–1234.
- Calle, I., Zababuru, S., & Mora, C. (2014). *Compensación Ambiental: Una oportunidad para la adecuada gestión de los impactos ambientales en el Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental.
- Cuperus, R. (2005). *Ecological compensation of highway impacts; negotiated trade-off or no-net-loss?* Leiden University.
- Goldstein, D. (2001). Financial sector reform and sustainable development: the case of Costa Rica. *Ecological Economics*, 37(2), 199-215.
- González Díaz, B. (2000). El coste de oportunidad como herramienta empresarial. Documentos de trabajo. Facultad de Ciencias Económicas. Universidad de Oviedo.

- Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, *48*(1), 148-152.
- Hough, P., & Robertson, M. (2009). Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetland Ecology and Management*, *17*, 15–33.
- Martin, E. J. (2004). Sustainable development, postmodern capitalism, and environmental policy and management in Costa Rica. *Contemporary Justice Review*, *7*(2), 153-169.
- McKenney, B., & Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, *45*, 165–176.
- Norton, D. A. (2008). Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environmental Management*, *43*, 698–706.
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The ‘habitat hectares’ approach. *Ecological Management and Restoration*, *4*, S29-S38
- Quetier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, *144*, 2991-2999.
- Robertson, M. M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, *35*, 361–373.
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.
- Wilkinson, J. (2008). In-lieu fee mitigation: coming into compliance with the new Compensatory Mitigation Rule. *Wetlands Ecology and Management*, *17*, 53–70.
- Wissel, S., & Wätzold, F. (2010). A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation Biology*, *24*, 404–411.

CAPÍTULO I.

Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022). Bases teóricas y conceptuales para la compensación ambiental bajo el enfoque ecológico. *Revista de Biología Tropical*, 70, Supplement 1, En Prensa.

Bases conceptuales para la compensación ambiental bajo el enfoque ecológico

Fabián Bonilla-Murillo¹; Orcid: 0000-0002-5095-2750

Juan S. Monrós³; Orcid: 0000-0002-0952-2089

Mahmood Sasa Marín^{1,2*}; Orcid: 0000-0003-0118-5142

1. Instituto Clodomiro Picado, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica;

fbonillamurillo@gmail.com

2. Escuela de Biología y Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Ecología

Tropical, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; msasamarin@gmail.com

(Correspondencia*)

3. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia,

Valencia, España; monros@uv.es

ABSTRACT

Conceptual bases for environmental compensation under the ecological approach

Introduction: Infrastructure projects or development activities often generate a loss of biodiversity and reduce the quality of the services that the environment provides to human societies. Fortunately, many of these impacts can be reduced, controlled, or compensated through mitigation, rehabilitation, and compensation measures, which usually rely on the environmental legal framework of the countries or states where they are implemented. This work provides a theoretical vision of using environmental compensation as a legal/technical instrument integrated into the management of the natural environment. **Methodology:** We reviewed the global literature on the subject using the GoogleScholar and SciELO reference search engines using various indicators in English and Spanish. **Results:** A total of 244 references on environmental compensation were found, cataloged, and evaluated, showing a clear increasing pattern in the last decade. Environmental compensation constitutes a legal/technical instrument that allows offsets for environmental losses and often is part of the Environmental Impact Studies regulated by the state. Several methodological strategies are used to establish compensatory actions, each of them based on one of four possible approaches: economic, ecological, political, and cultural/social. Within the ecological approach, the ecological equivalence between the impacted environmental elements and compensation is sought, ensuring no net loss. Thus, this approach has the advantage of allowing the incorporation of multiple criteria for the evaluation of damage and compensation actions, so it is possible to apply it in different situations. Despite its use, the application of compensatory measures is not exempt from criticism, and there are situations in which the singularity of the impacted elements makes an adequate compensation for losses impossible. **Conclusions:** Our work shows that the issue of compensation is

currently highly relevant in environmental management. The compensation must favor the universal right to a healthy environment, but its practical application requires clear procedures and a very close vigilance to achieve zero losses or even a net environmental gain.

Key words: environment; biodiversity; ecological equivalence; economic equivalence; environmental evaluation.

Número total de palabras: 11621

El desarrollo de zonas urbanas y de macroproyectos tendientes a la producción agrícola, explotación minera, infraestructura vial y generación energética son consideradas como algunas de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el planeta (Balmford & Bond, 2005). Los grandes proyectos de infraestructura suelen impactar al ambiente en sus múltiples dimensiones de manera desigual, reduciendo o afectando la calidad de los servicios que este provee a sociedades humanas. Dado que esos servicios constituyen un requisito indispensable para garantizar la calidad de vida (Millennium Ecosystem Assessment Panel, 2005), las modificaciones al ambiente afectan directamente aspectos como salud, disponibilidad de materias básicas y seguridad.

Algunos de los impactos de proyectos son evitables o pueden ser reducidos a partir de medidas de mitigación, mientras que otros no pueden ser impedidos y constituyen una verdadera amenaza para los ecosistemas naturales y su biodiversidad. Para los impactos inevitables, la sociedad acepta la afección de recursos naturales siempre y cuando se entregue una retribución por las pérdidas que esto supone. Se recurre pues a la *compensación ambiental* como un mecanismo de gestión que pretende la proporcionalidad en el resarcimiento de beneficios ambientales en sustitución de aquellos afectados (Cuperus et al., 2001; Díaz-Reyes, 2014; Benabou 2014).

En este ensayo, detallamos qué se entiende por compensación ambiental y presentamos el marco teórico sobre el que se basa este concepto. Con el fin de consensuar el enfoque teórico de la compensación, revisamos la literatura global sobre el tema y hacemos una breve reseña de los mecanismos más comúnmente empleados para estimar compensación basada en equivalencia ecológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para esta revisión, empleamos GoogleScholar y SciELO como motores de búsqueda de referencias. Los indicadores empleados fueron: “compensación ambiental”, “jerarquía de mitigación”, “equivalencia ecológica”, “ecological equivalence”, “biodiversity offset”, “environmental offset”, “mitigation hierarchy”, “habitat equivalency analysis”. Se compilaron y evaluaron todas las referencias hasta con un 20% de coincidencia en título o palabras clave.

RESULTADOS

Un total de 244 referencias que versan sobre el tema de compensación ambiental fueron recopiladas. Este número incluye artículos publicados en revistas arbitradas (62% de las referencias) así como en literatura gris (reportes e informes de agencias estatales y ONGs, 29%). También contempla 18 tesis y 6 libros o capítulos de libro. Las referencias encontradas se extienden entre 1986 y el 2021, mostrando un claro incremento en el número de publicaciones en los últimos años (Fig. 1). Las temáticas tratadas incluyen: aspectos teóricos sobre compensación y críticas a la aplicación de medidas compensatorias (14% de las referencias), estrategias de compensación en la dimensión económica y bancos de hábitat (15%), normativa y legislación sobre compensación (12%), métodos y manuales descriptivo de procedimientos para compensación (34%) y estudios de casos (25%) (Fig. 2).

Estas cifras, así como las siguientes observaciones derivadas de la revisión de esos documentos, evidencian que el campo de la compensación ambiental está consolidándose tanto en sus aplicaciones como en sus aspectos teóricos.

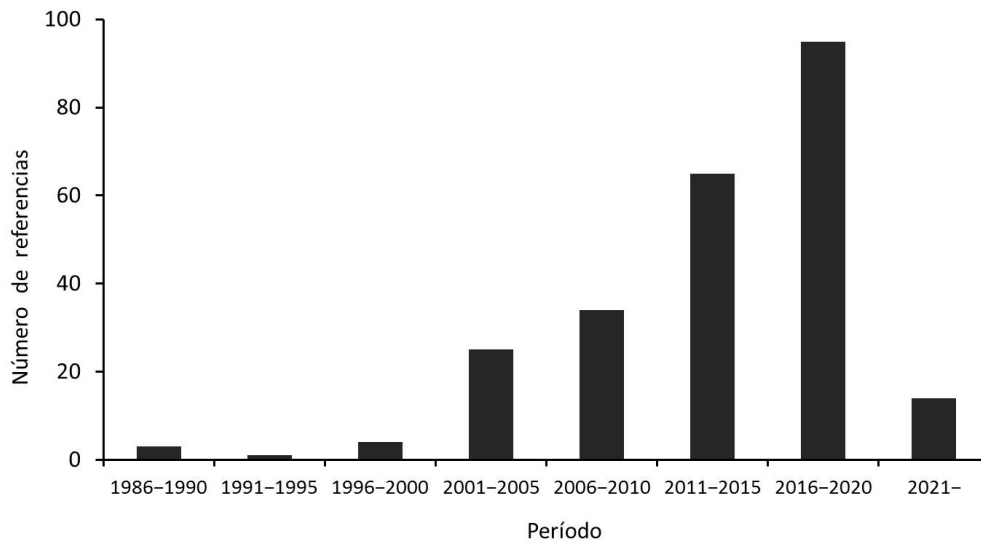


Fig. 1. Número de publicaciones por periodos penta-anales en temas de compensación ambiental.

Fig. 1. Number of publications for five-year periods on environmental compensation issues.

1. EL CONCEPTO DE COMPENSACIÓN AMBIENTAL

La compensación ambiental constituye un instrumento jurídico/técnico que busca resarcir por pérdidas ambientales irremediables producidas por los impactos de proyectos de infraestructura o por actividades productivas (Cowell, 1997; Díaz-Reyes, 2014). Compensar implica proveer un beneficio a alguien en restitución de un daño o perjuicio causado (RAE, 2001). A nivel ambiental, establecer la forma como estos daños deben ser identificados y subsanados es materia del instrumento de compensación, que –aunque independiente– suele constituir un componente del proceso de Evaluación del Impacto Ambiental (EIA) del proyecto a desarrollar (Carrasco et al., 2013).

La compensación ambiental no busca la prevención o corrección del impacto negativo, sino que provee una medida que genere un valor equivalente al valor perdido o disminuido (Díaz-Reyes, 2014; Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017). Al establecerse el derecho universal a un ambiente sano (Handl, 2012; Durango, 2017), la compensación procura satisfacer necesidades de las generaciones presentes sin comprometer a las generaciones futuras, por lo que la protección del medio ambiente es un aspecto fundamental abordado en el proceso. Además, una compensación ambiental satisfactoria se basa en una serie de principios y conceptos que deben estar claramente estipulados y legislados en la sociedad, por lo que se enmarca en normativas que velan por el bien

común de los habitantes de un territorio y por la sostenibilidad de su desarrollo (Vergara & Leyton, 2002).

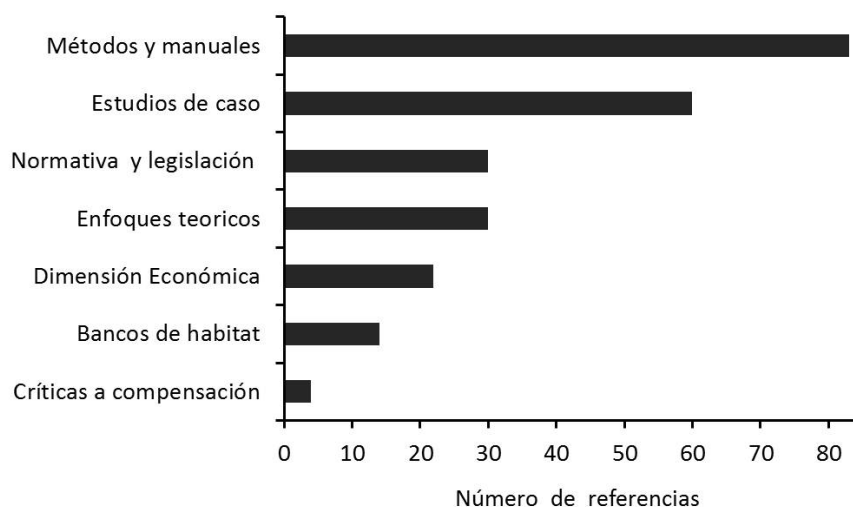


Fig. 2. Referencias bibliográficas sobre compensación ambiental por temática. Métodos y manuales, así como los estudios de caso se refieren principalmente a compensaciones basadas en el enfoque ecológico.

Fig. 2. Bibliographic references on environmental compensation by theme. Methods and manuals as well as case studies mainly refer to offsets based on the ecological approach.

2. IMPORTANCIA DE LA COMPENSACIÓN AMBIENTAL

La incorporación de medidas compensatorias en la gestión ambiental y el estudio de sus bases teóricas y jurídicas es un tema que ha venido incrementándose a nivel global (Fig. 2). De hecho, The Biodiversity Consultant ha identificado 56 países en el mundo que cuentan con legislación o normativa en torno a las compensaciones, 18 de ellos en Latinoamérica (TBC, 2013). Muchos países, especialmente aquellos con altos niveles de calidad de vida y gran desarrollo socioeconómico, tratan el tema de manera explícita en su jurisprudencia ambiental (Rundcrantz & Skärbäck, 2003; Villarroya-Ballarín et al., 2014). En otros, el tema de compensación ambiental es actualmente debatido por sectores interesados (Sarmiento et al., 2015; Poveda, 2016).

No tomar medidas compensatorias a nivel ambiental supone el acúmulo de pérdidas de recursos naturales e impactos a sectores vulnerables de la población. Esta situación es inadmisibles y constituye un retroceso en materia de gestión ambiental al no poder garantizar el derecho a un ambiente sano que pregonan las leyes supremas de la inmensa

mayoría de naciones del mundo (Handl, 2012). Por lo tanto, el consenso es que aplicar medidas compensatorias permite garantizar el mantenimiento de la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas y que como instrumento de gestión debería incluso abogar por la ganancia neta ambiental (Sonter et al., 2020).

3. ENFOQUES TEÓRICOS DE LA COMPENSACIÓN Y SUS MÉTODOS

La compensación ambiental puede ser abordada desde su dimensión económica, ecológica, política-normativa y cultural/social. Aunque estas dimensiones se interrelacionan estrechamente (Fig. 3), en la práctica los mecanismos empleados para resarcir las pérdidas suelen enfocarse en una de ellas (Carrasco et al., 2013; Díaz-Reyes, 2014), generalmente dejando por fuera del plan de compensación a las otras.

Dimensión económica: Bajo este enfoque, se analiza qué tanto gana y pierde la sociedad a partir del desarrollo del proyecto, suponiendo que la alternativa más favorable será aquella que genere mayores ganancias. Existen varios modelos que sustentan los enfoques económicos, cada uno con sus propias suposiciones, alcances y formas de estimar valores para la compensación (Dixon et al., 1994). Sin embargo, un denominador común en ellos es que se basan en la idea que el bienestar individual es maximizado con recursos y servicios que producen la mayor utilidad y que la suma del bienestar individual corresponde al bienestar social (Hicks, 1939, Dixon et al., 1994). La estimación de la compensación se fundamenta en el análisis de equivalencia económica, primariamente de valor-valor, donde los daños ambientales (débitos) deben ser compensados con mejoras equivalentes (créditos).



Fig. 3. Dimensiones de la compensación ambiental. Las acciones de compensación pueden estar enfocadas en uno o varias de esas dimensiones dependiendo del impacto a resarcir y la legislación vigente.

Fig. 3. Dimensions of environmental compensation. Compensation actions may be focused on one or several of these dimensions depending on the impact to be compensated and the current legislation.

El cálculo de los débitos y los créditos requiere una unidad de medida común para poder establecer la correspondencia (Riera & Borrego, 2013). Esta unidad puede ser recursos (p.ej. el número de árboles de determinada especie) o valor social (p.ej. cantidad de personas beneficiadas por actividades turísticas de los recursos naturales), aunque usualmente se enmarca en términos de unidades monetarias equivalentes (Cole, 2021).

Los instrumentos económicos emplean precios como señales de mercado para incentivar o desincentivar conductas hacia el medio ambiente (García-López, 2018). Existe gran variedad de instrumentos económicos, entre los que se distinguen: los fiscales (gravámenes, impuestos), financieros (créditos, fianzas, seguros de responsabilidad civil) y los instrumentos base de mercado (por ejemplo los sistemas de depósito-reembolso, certificados de emisión negociables y los programas de pago por servicios ambientales) (García-López, 2018). Otras estrategias, como el Análisis de Equivalencia del Valor propuesto por la Directiva de Responsabilidad Ambiental de la Unión Europea (Council of the European Parliament, 2004) permiten el diseño e implementación de

compensaciones ambientales basadas en la creación de proyectos públicos de conservación o restauración (Riera & Borrego, 2013).

Un inconveniente de los métodos de valoración económica es que no siempre es posible estimar costos cuando hay pérdidas irreversibles, por ejemplo, si el bien es único (un ecosistema singular o cuando el impacto es sobre un valor cultural irremplazable). Otra situación ocurre cuando la compensación genera a su vez nuevos impactos no contemplados, por ejemplo, la relocalización de una comunidad afectada por un impacto ambiental negativo, que puede derivar en dificultades de adaptación al nuevo entorno o en la destrucción del estilo de vida de esa comunidad (Díaz-Reyes, 2014). También puede haber desventaja si los métodos de valoración se basan en funciones de producción, pues en este caso solo pueden ser aplicados si los bienes impactados son efectivamente empleados como insumos en la producción de otros bienes (García-López, 2018). Por ejemplo, valorar el costo representado en anegar un bosque que es empleado como fuente de leña por una comunidad, en contraste a valorarlo si la comunidad no empleara leña.

Asimismo, basar la compensación ambiental solamente en valoraciones monetarias de utilidad puede oscurecer la verdadera valía de los recursos impactados, como lo ilustra Díaz-Reyes (2014) con este ejemplo: *“si la contaminación atmosférica generada durante el desarrollo de una actividad, obra o proyecto tiene un costo social valorado en \$1.000.000, un proyecto de compensación que consista en la construcción de una cancha de fútbol y que genere una ganancia de utilidad para la sociedad valorada en \$2.000.000, será apropiado desde la perspectiva de la equivalencia del valor”*. Aquí claramente, compensación basada en equivalencia del valor económico no garantiza que necesariamente se logre la conservación del capital natural. Esa idea, que siempre es posible resarcir la disminución en el consumo de un bien o servicio mediante el aumento del consumo de cualquier otra mercancía, es una muy peligrosa manera de visualizar la sostenibilidad (Díaz-Reyes, 2014).

Dimensión ecológica y física: En el ámbito ecológico, la compensación ambiental persigue restituir los ecosistemas afectados con ecosistemas equivalentes o –al menos– similares en algún grado, procurando la preservación de la integridad de esos ecosistemas y la conservación de la biodiversidad asociada (Herzog et al., 2005; McKenney & Kiesecker, 2010; Silva, 2017; Bull & Strange, 2018). Dada la importancia de los elementos físicos y bióticos, este enfoque intenta que las futuras generaciones cuenten

con las condiciones ecológicas necesarias para asegurar su bienestar y supervivencia (Dunforda et al., 2004). Aquí, la compensación se realiza a través de la provisión de bienes, servicios y recursos que tengan características, propiedades y funciones ecológicas equivalentes (Díaz-Reyes, 2014).

En este enfoque prevalece una actitud precautoria respecto a la afectación al capital natural, considerando la incertidumbre inherente a los procesos naturales (Díaz-Reyes, 2014). Además, reconoce que algunas afectaciones son irreversibles, por lo que el capital natural afectado podría no poder ser compensado únicamente con dinero o incluso podría no ser compensado del todo (Cowell, 1997; Ekins et al., 2003; Moreno-Mateos et al., 2015).

Defensores de este enfoque suelen ser más abiertos respecto a las otras dimensiones de la compensación, aceptando que el valor ecológico no es el único factor que puede ser tenido en cuenta al momento de diseñar mecanismos de compensación ambiental. Por ejemplo, De Groot et al. (2002) sugieren un procedimiento de valoración integral donde la cuantificación del valor ecosistémico es función de variables ecológicas, aspectos socioculturales (basados en la equidad y las percepciones culturales) y valores económicos (basados en la eficiencia y costo-efectividad). Otros autores, como Castiblanco et al. (2009) subrayan también la necesidad de integrar al análisis ecológico equivalencias en características socioculturales y económicas, especialmente en casos en los que los impactos afectan recursos y servicios ecosistémicos empleados por las comunidades.

Dimensiones social-cultural y política-normativa: Los derechos y deberes de ciudadanos en un estado parten de un acuerdo o pacto en el que basan la justicia para la mayoría a partir del reconocimiento de la autoridad, normas morales y leyes. Esto en esencia es lo que se conoce como contrato social (Basombrío, 2009). Dentro de la óptica del contrato social, la compensación debe no solo representar ganancias para la mayoría, sino que además debe contemplar los impactos a sectores particulares de esa sociedad (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017). La dimensión social y política de la compensación está íntimamente ligada a la forma como los individuos conciben la justicia. Por ejemplo, si la producción de energía hidroeléctrica (que beneficia a toda una región) requiere la construcción de un embalse, las comunidades directamente afectadas por este deberán ser debidamente compensadas, independientemente de las ventajas

económicas que el proyecto pueda suponer para la mayoría. En el plano cultural, la compensación intenta preservar valores intangibles enlazados con la identidad, formación de redes sociales, la religión, etc. (Díaz-Reyes, 2014), que toman en cuenta aspectos particulares de la población afectada y la forma como esta se relaciona con su entorno. Para ser justa y equitativa, una apropiada compensación debe estar adecuadamente normada. En el contrato social, se parte de que el causante del impacto es quien debe hacerse responsable de compensarlo (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017).

4. COMPENSACIÓN AMBIENTAL ENFOCADA EN ECOLOGÍA: PRINCIPIOS Y SUPOSICIONES

La compensación fundamentada en el enfoque ecológico parte de una serie de suposiciones y principios propuestos con el fin de asegurar la ganancia neta en el intercambio (Dunforda et al., 2004; Murcia et al., 2017). La primera suposición es que todos los impactos inevitables son adecuadamente identificados y cuantificados en las etapas de planeamiento, usualmente a partir de los estudios de impacto ambiental o incluso durante el diseño del proyecto. Esta identificación permite que se consideren las verdaderas dimensiones de las pérdidas y que estas sean tomadas en cuenta a la hora de plantear la restitución, asegurándose así la proporcionalidad y la ganancia neta ambiental. Otra suposición tácita es que la autoridad responsable de evaluar la compensación es oportuna y adecuadamente identificada y que esta tiene claro su responsabilidad para lograr compensaciones apropiadas (Villarroya-Ballarín, 2012). En general, la autoridad responsable suele ser una agencia estatal de corte técnico, que evalúa los estudios de impacto y que basa sus criterios en la legislación vigente en materia de compensación (Carrasco et al., 2013; Trindade et al., 2020). Sin embargo, no todos los países cuentan con estas oficinas o siquiera con un marco de jurisprudencia suficientemente comprehensivo del tema de compensación (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 201; Murcia et al., 2017). Algunas de las agencias financieras (p.ej., Banco Mundial, 2001; Georgoulas et al., 2016) requieren que se indiquen medidas compensatorias de los impactos identificados antes de aprobar la financiación a proyectos de desarrollo, manteniendo estrictos controles para su evaluación.

Bajo el enfoque ecológico, los principios orientadores que rigen la compensación suelen incluir: (1) jerarquía de mitigación, (2) equivalencia ecológica, (3) cero pérdidas ambientales netas, (4) participación y transparencia (Calle et al., 2014). A continuación, explicamos esos principios.

Jerarquía de la mitigación y sus limitaciones: Ante los impactos ambientales generados por la producción de bienes y servicios, los gobiernos requieren que los entes desarrolladores adopten lo que se conoce como la jerarquía de la mitigación (Quetier & Lavorel, 2011). En términos generales, la jerarquía de la mitigación sostiene que en primer lugar se debe evitar los impactos a la biodiversidad y otros componentes del ambiente. Sin embargo, si eso no fuera posible, se debe optar por medidas que minimicen los impactos no evitables. Si aun así quedaran impactos que no pueden mitigarse, entonces como última medida se opta por la compensación de esos impactos (McKenney & Kiesecker, 2010) a partir de la generación de una ganancia en biodiversidad equivalente ya sea en la misma zona de impacto o en otros sitios con condiciones similares (Ten Kate et al., 2004) (Fig. 4). Dentro de la jerarquía de mitigación, la compensación ambiental corresponde a un último nivel, al que debe recurrirse sólo en caso que los impactos del proyecto no puedan ser evitados o minimizados.

La jerarquía de la mitigación ha sido positivamente aceptada por los tomadores de decisión de muchos países como un mecanismo que permite la conservación de la naturaleza (Ten Kate et al., 2004; McKenney & Kiesecker, 2010). A pesar de ello, como indicamos más adelante, la jerarquía de la mitigación ha sido criticada por facilitar el desarrollo de proyectos incluyendo aquellos con impactos negativos sustantivos.

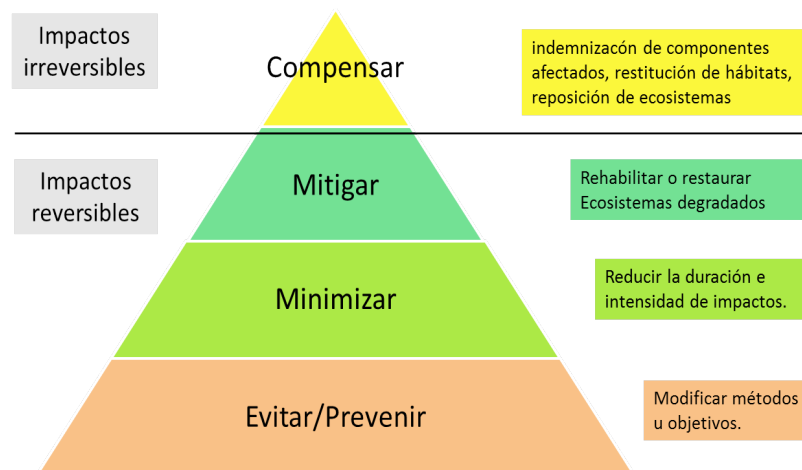


Fig. 4. Pirámide representativa de la jerarquía de la mitigación. La mayoría de los impactos reversibles deberían ser evitados o minimizados. Algunos de ellos deben ser mitigados con acciones como rehabilitación de hábitats o medidas de restauración.

Únicamente en caso de impactos irreversibles se recurre a medidas de compensación. Estas deben resarcir por las pérdidas inevitables procurando ganancia neta.

Fig. 4. Representative pyramid of the mitigation hierarchy. Most reversible impacts should be avoided or minimized. Some of them must be mitigated with actions such as habitat rehabilitation or restoration measures. Compensation measures are used only in the event of irreversible impacts. These must compensate for the unavoidable losses seeking net profit.

Principio de equivalencia ecológica: Para establecer una adecuada indemnización en el plano ecológico se requiere estimar la equivalencia ecológica entre los elementos ambientales impactados y aquellos que se ofrecen como ganancias en la compensación. Esa equivalencia refiere a una evaluación de la biodiversidad o servicios ecosistémicos apropiados para resarcir por las pérdidas ocasionadas por el proyecto (Hubbell, 2006; Ten Kate et al., 2004). En general, equivalencia ecológica suele estimarse empleando indicadores de biodiversidad, de servicios ecosistémicos o del área superficial de ambientes naturales. Así, un hábitat impactado puede ser sustituido por un área determinada de un hábitat equivalente con similar biodiversidad y funcionalidad. Lograr demostrar esta equivalencia en términos cuantitativos se convierte en una acción necesaria para lograr que las compensaciones verdaderamente contribuyan de manera efectiva a reducir al mínimo las pérdidas ambientales generadas (Robertson, 2004; Norton, 2008; Wissel & Wätzold, 2010). De hecho, el delimitar medidas de equivalencia ecológica apropiadas es precisamente uno de los grandes retos de la compensación bajo el enfoque ecológico (McKenney & Kiesecker, 2010).

Cero pérdida neta de biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas: Como mínimo, la compensación debe ser proporcional a las pérdidas, aunque al constituirse un instrumento de gestión ambiental, la aspiración última es que el resarcimiento genere más bien una ganancia neta medible (Sarmiento et al., 2015). Idealmente los resultados de una respuesta compensatoria deben alcanzar productos concretos y reconocibles de mejoramiento ambiental o conservación. El diseño y la implementación de la compensación deberían evitar actividades que causen daño a la biodiversidad o servicios ecosistémicos en otras localidades, buscando mejorar la funcionalidad y mantenimiento de ecosistemas (Quiroga-Prieto & Rodríguez-Zabala, 2017).

Participación de actores y transparencia: Para asegurar la ganancia neta ambiental, y en particular en el caso en que las medidas compensatorias deriven en nuevas áreas naturales, se requiere contar con la participación eficaz de todos los posibles actores en la toma de decisiones sobre compensaciones por pérdida de biodiversidad, incluyendo su evaluación, selección, diseño, implementación y monitoreo. Integrar todos los posibles actores (agencia desarrolladora, agencia fiscalizadora, comunidades locales) en las etapas de diseño e implementación de acciones de compensación asegura la transparencia de las medidas, minimizando la oposición a dichas medidas (Ten Kate et al., 2004).

Olivares-Cortés (2016) indica que a la hora de implementar planes de compensación se debe garantizar la transparencia en todas las etapas del proceso, especialmente durante las de seguimiento y monitoreo. Para ello, se debe recurrir a evaluaciones o auditorías preferiblemente llevadas a cabo por terceros, en las que no participen ni el Estado, ni de los desarrolladores. Este peritaje especializado genera más confianza al no estar directamente vinculado con el desarrollador o el Estado, lo que garantiza cierta neutralidad en los resultados finales. Con este tipo de acciones se permite una adecuada fiscalización, tanto de los organismos públicos competentes, como de la sociedad (Olivares-Cortés, 2016).

5. ¿CUÁNDO APLICAR LAS MEDIDAS DE COMPENSACIÓN?

A pesar de que la jerarquía de la mitigación establece las medidas de compensación como alternativa para los impactos irreversibles, en la práctica no siempre es claro cuándo esos impactos requieren planes resarcitorios.

Por un lado, la aplicación de las medidas depende del ordenamiento jurídico vigente, por lo que la respuesta a impactos similares puede variar entre estados (López-Arbeláez & Quintero-Sagre, 2015; Villarroja-Ballarín et al., 2014). Además, la evaluación y fiscalización de las medidas depende de la agencia estatal asignada para ello, que además de velar por el oportuno cumplimiento de los compromisos estipulados en el plan de compensación debe aplicar las sanciones administrativas que correspondan en caso de incumplimiento (Calle et al., 2014). Las políticas internas de estas agencias adicionan heterogeneidad a la decisión de cuándo recurrir a acciones compensatorias (Bonilla et al., 2022b).

Generalmente, la decisión sobre si un proyecto requiere compensación ambiental o no ocurre durante la certificación ambiental, conforme se desarrolla el Estudio de Impacto Ambiental y se identifican los impactos negativos de proyecto (Vergara y Leyton, 2002; Silva, 2017). En esa etapa, los proyectos son categorizados en referencia a sus dimensiones; en consecuencia, los planes de compensación suelen ser requeridos únicamente para proyectos catalogados de mayor relevancia ambiental, donde por sus características, envergadura y/o ubicación pueden producir impactos significativos (Calle et al., 2014).

En países como Australia, Brasil, México y Perú la normativa hace explícito cuándo son esperadas las medidas de compensación: proyectos en las áreas de hidrocarburos, minería, obras públicas y energía requerirán inevitablemente de ellas (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017; Villarroya-Ballarín et al., 2014). En otros países, como USA y miembros de la Unión Europea, la legislación consigna de manera más general las medidas compensatorias, señalándolas necesarias en caso de cualquier proyecto que genere impactos irreversibles a las especies y sus hábitats (Sarmiento, 2014). Incluso hay países como Australia donde las medidas resarcitorias son consultadas a las comunidades en el área de impacto del proyecto, lo que relega a la autoridad correspondiente a vigilar que las medidas planteadas efectivamente sean realizadas por el titular del proyecto (Burton, Rogers & Richert, 2017).

6. ¿CÓMO SE REALIZAN LAS MEDIDAS DE COMPENSACIÓN AMBIENTAL?

Nuestra revisión muestra una gran variedad de estrategias seguidas para procurar la compensación. Otra vez, esta diversidad es producto del marco legal y de la dimensión sobre la que se base el concepto de compensación seguido (Hernández 2015; Barbé & Francaria-Lacoste 2021; Clarke & Bradford 2014).

Acciones resarcitorias no necesariamente basadas en una equivalencia ecológica son consideradas en muchos países, principalmente en aquellos con índice de desarrollo humano alto (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017; Dixon et al., 1994). Así, en USA la pérdida de biodiversidad y hábitats es indemnizada con medidas encaminadas a la restauración a partir de créditos comprados por el desarrollador (Sarmiento, 2014), aunque también se recurre a otros instrumentos basados en mercado (De Groot et al., 2002; Manga, 2008; Poveda, 2016). En Latinoamérica, algunos países como Brasil recurren al pago de un monto del valor total del proyecto a un sistema de conservación estatal (REDLAC, 2016). La idea en estos casos es que se obtengan recursos económicos

para posteriormente establecer hábitats con atributos y funciones ecológicas equivalentes a los hábitats afectados, aunque estos no siempre logran corresponder ecológicamente con las afecciones (Villarroya-Ballarín et al., 2014).

Además, en varios de esos países existe la posibilidad de los **bancos de hábitat** (también llamados 'bancos de biodiversidad', Enríquez-Salamanca, 2016), un modelo de compensación de daños ambientales donde a través de una agencia privada se financian proyectos de recuperación y restauración de hábitats en terrenos particulares como resarcimiento por los impactos residuales de proyectos (Blanco-Herbosa, 2012; García-Ureta, 2015; Sarmiento et al., 2014). Los bancos de hábitat permiten reducir la incertidumbre y los retrasos porque brindan la oportunidad de implementar compensaciones anticipadas: las actividades de compensación pueden empezar a implementarse antes de que el crédito sea comprado (Latimer & Hill, 2007).

Mecanismos más directos de indemnización en especie, como son medidas activas de manejo y rehabilitación de hábitats son realizados en países como Australia, Alemania y Reino Unido (Sarmiento et al., 2014); mientras que sustitución de los recursos naturales o elementos del medio ambiente afectados por otros de similares características y naturaleza ocurre en México y Chile (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017). Acciones encaminadas al manejo de paisaje son observadas en Colombia donde se dispone de algunas estrategias para estimar las compensaciones por los ecosistemas impactados (MADS, 2012; Saenz et al., 2013; Murcia et al., 2017). En Perú la legislación no es explícita en cómo calcular la compensación, pero sí define una lista de variables (p. ej., tipo de hábitat afectado, áreas prioritarias para la conservación y servicios ecosistémicos) que deben contemplarse al trazar el área que se utilizará para indemnizar (Villarroya-Ballarín et al., 2014; Alarcón et al., 2018). Finalmente hay países, como España o Costa Rica, donde no hay una definición explícita de cómo deben realizarse las medidas de compensación, lo que deja un tanto abierta las posibilidades de acciones resarcitorias (Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017; Bonilla et al., 2022b).

En algunos casos de estudio (Baca-Soto, 2017; Becerrera-Gonales, 2020), acciones de mitigación fueron consideradas como alternativas a impactos irreversibles, sustituyendo con ellas a medidas de compensación adecuadas (Olivares-Cortes, 2016). Esta práctica evidencia confusión en los tipos de abordajes que deben darse a impactos irreversibles, lo que puede llevar a reducir la calidad del resarcimiento y comprometer el principio de cero pérdidas netas ambientales (Orozco-Gómez, 2020).

7. Medidas de compensación basadas en economía ecológica.

Tanto la dimensión ecológica-física como la social y político-normativa de la compensación ambiental aceptan distintos marcos metodológicos. En algunos casos se emplean herramientas de valoración económica y de análisis de equivalencia monetaria (Díaz-Reyes, 2014), aunque esto último podría derivar en las dificultades de análisis las mencionadas en el enfoque de dimensión económica (ver sección 3). Maneras más frecuentes de abordar compensación con esas herramientas es a través de principios de *economía ecológica*, una disciplina que trata de describir la relación entre crecimiento económico y la explotación de recursos naturales y energéticos (Venkatachalam, 2007). Aunque este enfoque aplica herramientas de economía al análisis de la oferta y demanda de recursos, integra también aspectos analíticos de ecología enfocados en la identificación de cambios irreversibles en el entorno (irreversibilidades), que requieren compensación. Bajo este precepto, la compensación partirá del hecho que el capital natural es vital para el bienestar humano cuya afectación puede ser irreversible y no siempre sustituible con dinero o mercancías (Martínez-Alier et al., 1998). La actitud precautoria es imprescindible en caso de intentar compensar pérdidas en el capital natural o social.

Díaz-Reyes (2014) señala algunas características de la economía ecológica que son relevantes para la compensación ambiental: 1) inconmensurabilidad (los valores pueden ser evaluados con base en múltiples criterios); 2) comparabilidad débil (las preferencias no se pueden ordenar con base a una escala cardinal de medición, sino más bien con base a una escala ordinal); 3) sostenibilidad fuerte (no se puede sustituir perfectamente el capital natural con el capital artificial) y; 4) no compensabilidad o compensabilidad parcial (no es posible compensar las desventajas adquiridas en un criterio o una dimensión del valor mediante ventajas en otro criterio). El hecho que las valoraciones del impacto y su compensación puedan hacerse con base a múltiples criterios hace que sea posible evaluar situaciones diversas, por ejemplo, aquellas donde no existe compensabilidad, aplicando para ello metodologías de la economía ecológica (Bouyssou, 1986; o & Vansnick, 1986).

Ahora bien, nuestra revisión muestra que a pesar de existir una base sólida a partir de la cual desarrollar políticas para las compensaciones de biodiversidad, pero varios temas requieren más orientación, incluida la mejor manera de: (1) garantizar la conformidad con la jerarquía de mitigación; (2) identificar las compensaciones ambientalmente más

preferibles dentro de un contexto de paisaje; (3) determinar las proporciones de reemplazo de mitigación apropiadas para asegurar que las pérdidas y ganancias de biodiversidad sean equivalentes; y (4) garantizar que se dedique el tiempo y el esfuerzo adecuados para monitorear el desempeño de las compensaciones.

8. Estimación de equivalencia ecológica.

La compensación basada en equivalencia ecológica es sugerida cuando los impactos afectan biodiversidad, funciones o hábitats naturales (Quétier & Lavorel, 2011; Bezombes et al, 2017), favoreciendo el principio de cero pérdida neta. Aunque existe toda una gama de medidas de compensación posibles bajo ese esquema, se habitan acciones como: identificación del tipo de especies o hábitats impactados, ecosistemas, poblaciones o comunidades afectados, así como la localización de los impactos y si la compensación ocurre en el área de influencia de la actividad o proyecto, o por fuera de ella. Así, se suelen favorecerse compensaciones que son del mismo tipo y que ocurren en el área de influencia del proyecto (Castiblanco et al., 2009).

En caso de que la equivalencia se base en sustitución de hábitats, la superficie a emplear en la compensación suele estimarse utilizando un factor multiplicador que depende de la incertidumbre y del riesgo asociado al proyecto de sustitución o restauración (Vargas et al., 2020). Por ejemplo, si se considera que el impacto ambiental afecta X unidades de recursos (o hábitat), la compensación deberá ser equivalente a kX , donde k es un factor multiplicador > 1 .

El valor de k es sopesado dependiendo de la importancia con que se considere el hábitat impactado: multiplicadores más altos corresponderán a impactos ambientales que generan afectación de recursos ecológicos estratégicos (especies endémicas, ecosistemas protegidos o de importancia, etc) (MADS, 2012). De esta manera, se garantiza que al resarcir por hábitats equivalente no se reduce el ambiente (o biodiversidad) impactado y que más bien se logre una ganancia neta, cumpliéndose así también el objetivo de no pérdida neta de bienestar.

Existen varios procedimientos para la evaluación de equivalencia ecológica, sin embargo, aquellos que involucran *métodos estandarizados de puntuación* (Quétier & Lavorel, 2011) son los más ampliamente utilizados. Estos métodos tienen la ventaja de permitir la racionalización del proceso de evaluación y ofrecer valoraciones más predecibles y repetibles (aspecto importante desde el punto de vista legal). Los procedimientos de puntuación requieren que se desarrollen indicadores y sistemas de calificación de los

mismos, que son validados por las autoridades ambientales antes de ser generalizados. Esto significa que las diferentes partes interesadas sobre los impactos de la biodiversidad (por ejemplo, las organizaciones de conservación de la naturaleza, los desarrolladores, autoridades gubernamentales, etc.) colaboran en el desarrollo de los métodos a ser empleados en su caso particular.

Los métodos estandarizados generalmente combinan puntuaciones de indicadores de manera aditiva, como es el caso del método UMAM (Florida Uniform Mitigation Assessment Method; Reiss & Hernandez, 2018); o del método de hábitat/hectárea (Parkes et al., 2003). Por ejemplo, UMAM provee un procedimiento estandarizado para evaluar las funciones ecológicas de humedales y otros cuerpos de agua superficial, la cantidad de esas funciones que son reducidas por el impacto propuesto y la mitigación necesaria para compensar esas pérdidas. Además, permite determinar el grado de mejora en el valor ecológico de las actividades propuestas en los bancos de mitigación (Reiss & Hernández, 2018). El método Hábitat/Hectárea asigna puntajes a cada indicador de calidad del hábitat a evaluar en relación a un hábitat de referencia. La sumatoria de esos puntajes es el índice de calidad del hábitat a evaluar (Bonilla et al., 2022a). Ahora bien, se podría diseñar un análisis en el que las puntuaciones se combinen de manera multiplicativa o incluso jerárquica (Apfelbeck & Farris, 2005). Sin embargo, índices complejos son más difíciles de explicar a no-expertos y requieren de evaluaciones antes de poder ser generalizados (Gibbons & Freudenberger, 2006).

Entre los aspectos medulares a considerar a la hora de diseñar una estrategia para evaluar una compensación se citan el *alcance*, la *puntuación* y el *procedimiento cuantitativo* sobre el cuál basar conclusiones (McKenney & Kiesecker 2010). El alcance de la compensación implica especificar cuáles componentes de la biodiversidad o del ecosistema son los de interés para ser compensados. La puntuación implica asignar valores numéricos a cómo y cuándo la protección de la biodiversidad existente puede ser considerada una ganancia, así como los posibles requisitos sobre ubicación, el tiempo (antes o después del impacto) y la duración de las compensaciones. El procedimiento cuantitativo se refiere al algoritmo seguido para contrastar las ganancias y pérdidas y poder derivar el efecto total de la compensación.

En esa misma dirección, Quetier & Lavorel (2011) sugieren cinco pasos medulares a la hora de diseñar y evaluar una compensación ambiental basada en equivalencia ecológica:

- (1) Definir detalladamente los *componentes* de la biodiversidad y del ecosistema que se desean compensar (poblaciones de animales o plantas, ensamblajes particulares de especies, tipos de comunidades, propiedades de ecosistemas, servicios de ecosistemas, etc.).
- (2) Seleccionar apropiados *indicadores* (incluyendo procesos a nivel de ecología de paisaje) y los *procedimientos de puntuación* de esos indicadores.
- (3) Identificar la metodología apropiada para el cálculo de pérdidas y ganancias y de otras necesidades a abordar.
- (4) Cuantificar e incorporar en el análisis aspectos relacionados con tiempo, ejemplo retrasos entre las pérdidas y las ganancias.
- (5) Cuantificar e incorporar incertidumbres asociadas tanto en la evaluación como en los resultados de la compensación.

Componentes meta y alcances: Los diferentes componentes meta de biodiversidad o ecosistemas pueden ser identificados dependiendo de los objetivos del esquema de compensación correspondiente. Entre los componentes más frecuentemente empleados se citan: (a) riqueza de especies en general o de grupos taxonómicos o gremios particulares (usualmente se enfoca en vertebrados, algunos grupos carismáticos de insectos y plantas vasculares); (b) listado de especies amenazadas o sus hábitats y nivel de amenaza; (c) composición de vegetación y tipo de coberturas; (d) servicios ecosistémicos (Villarroya-Ballarín, 2012; Villacrez-Guerra, 2021).

Enfoques a nivel de ecosistema son también utilizados en el control y gestión de los ecosistemas y la biodiversidad, basado en conceptos como “*la salud de los ecosistemas*” (Rapport et al., 1998), “*la integridad ecológica*” (LaPaix et al., 2009), o “*buen estado ecológico*” (Hobbs et al., 2010). Estos enfoques en general requieren una referencia de “*buen estado*” o de “*buen estado*”, lo que debe establecerse ya sea mediante comparaciones ambientes similares en esas condiciones, o sobre la comunidad existente en el sitio antes de la intervención (lo que se conoce como *línea base ecológica*).

Indicadores apropiados: Las pérdidas debido al impacto y las ganancias generadas por la compensación deben ser medidas empleando las mismas métricas. Si la evaluación de pérdidas, ganancias y su equivalencia se enfocan en componentes de la biodiversidad y los ecosistemas, entonces estos deben estar claramente definidos desde la fase inicial del proyecto.

Tradicionalmente se ha empleado la *riqueza de especies* y la *uniformidad* (medida de qué tan homogénea es la frecuencia relativa de las especies que forman una comunidad) para cuantificar biodiversidad y usarla como métricas para los tomadores de decisión (Duelli & Obrist, 2003; Fleishman et al., 2006). Sin embargo, varios investigadores argumentan que éstas no son medidas suficientes en el diseño y dimensionamiento de las compensaciones ya que no captan adecuadamente la complejidad de la diversidad biológica, y difieren en sus prioridades de conservación (Noss, 1990; Quetier & Lavorel, 2011). Siguiendo estas consideraciones, una cuantificación del grado de amenaza o del estatus de conservación de especies suelen también incorporarse como medidas de interés (Martín-López et al., 2009). Otros indicadores empleados pueden ser atributos del hábitat que cuantifican su complejidad, usos o estructura; entre ellos se encuentran la distribución diamétrica de árboles, área basal, alturas dominantes en coberturas boscosas, estratos verticales y biomasa (Mosqueda Lagunes, 2014; Baca-Soto, 2017).

Es importante apuntar que no existe un indicador (o indicadores) de la biodiversidad o del estado del ecosistema que puedan ser utilizados de forma universal (Failing & Gregory, 2003); por lo tanto, la equivalencia ecológica debe ser evaluada por separado para cada objetivo de la compensación. Así, algunos investigadores recomiendan el uso de indicadores que sean definidos *de novo* en cada caso particular, mientras otros por el contrario prefieren indicadores predefinidos para determinar las pérdidas y ganancias (Quetier & Lavorel, 2011).

Procedimientos de puntuación de los indicadores: Las compensaciones a menudo han sido dimensionadas exclusivamente a partir de la superficie afectada por los impactos, es decir: una determinada extensión de área de un tipo de hábitat bien conservado reemplaza un área similar de un mismo tipo de hábitat que ha sido impactado. Hasta hace poco, esto era generalmente el caso en la mitigación de humedales en el EE.UU. (Wilkinson, 2008; Hough & Robertson, 2009). Sin embargo, esta forma de calcular la compensación es actualmente considerada como un enfoque demasiado crudo de la evaluación de las pérdidas y ganancias, ya que hace caso omiso de las variaciones en la “*calidad*” o “*el estado*” del ambiente, del hábitat de una especie particular, o de los tipos de ecosistemas que se ven afectados por el impacto.

Si la evaluación de la equivalencia ecológica se basa en las pérdidas y las ganancias, entonces es imprescindible seleccionar o desarrollar indicadores apropiados (o combinaciones de los mismos) y definir sus criterios de puntuación (Butler, 2009).

Tiempo y equivalencia ecológica: Un paso adicional en el análisis de compensación a partir de la equivalencia ecológica es incorporar la dinámica temporal en su evaluación. Esto plantea dos cuestiones metodológicas importantes:

- (1) seleccionar la línea base apropiada para el cálculo de las pérdidas y ganancias
- (2) el tener en cuenta los posibles retrasos entre el momento en que ocurren las pérdidas y cuando las ganancias son eficaces (Gibbons & Lindenmayer, 2007; Bendor, 2009).

Demostrar que una compensación ha generado una ganancia en la biodiversidad requiere una referencia contra la cual se pueda calcular esa ganancia. La evaluación debe detallar cuál sería el nivel de biodiversidad que se vería en el sitio si la compensación no se produce, así como especificar la base de referencia contra la cual se evalúan las pérdidas. Un aspecto crítico a considerar es que los retrasos en implementar medidas compensatorias podrían incrementar el riesgo de pérdidas netas. La solución más sencilla a este problema es exigir que las compensaciones sean implementadas antes de que ocurran las pérdidas (Hough & Robertson, 2009). Cuando las compensaciones se implementan sólo después de haberse producido los impactos, los retrasos se pueden tomar en cuenta mediante el sobre-dimensionamiento de las compensaciones en proporción a las pérdidas temporales (Quetier & Lavorel, 2011).

Incertidumbre: Considerable incertidumbre rodea la identificación y cuantificación de las pérdidas derivadas del impacto, así como posiblemente de las ganancias derivadas de la compensación. Por ejemplo, Castiblanco et al. (2009) distinguen varias posibles fuentes de incertidumbre o de riesgo, entre ellas: (1) La incertidumbre inherente a las valoraciones ecológicas o económicas de los daños y de los ecosistemas o hábitats a compensar. (2) La probabilidad de fracaso de la compensación en cuanto a alcanzar sus objetivos de conservación. (3) Incertidumbre asociada al seguimiento futuro de las medidas compensatorias. (4) La posibilidad de que la compensación genere impactos adversos. (5) Riesgos asociados a fenómenos climáticos naturales que afecten la compensación. (6) Empleo de técnicas de restauración, inciertas o no comprobadas. Además, la evaluación de la equivalencia ecológica tiene su propia incertidumbre también.

Es precisamente debido a la existencia de estas incertidumbres que se justifica el que la compensación “*deba ser mayor que el impacto*”, tanto cuando la cuantificación se trata de especies como cuando se trata de tipos de hábitats. Cuando la restauración es viable, la incertidumbre puede tenerse en cuenta al dimensionar los requisitos de compensación

a través de enfoques probabilísticos (Moilanen et al., 2009). Estos requieren datos sobre la fiabilidad de las medidas de compensación, lo cual raramente está disponible. De forma alternativa, algunos métodos utilizan un multiplicador para aumentar el tamaño de los requisitos de compensación con base en el éxito esperado, utilizando datos parciales o cualitativos sobre confiabilidad (Hruby et al., 2012). Por ejemplo, en el método UMAM de la Florida, la probabilidad de fracaso de las acciones de compensación se toma en cuenta usando un factor de riesgo basado en las experiencias previas en la creación, restauración y rehabilitación de humedales (Reiss & Hernandez, 2018).

Por otro lado, enfoques basados en diferentes escenarios ofrecen una vía alterna para considerar la incertidumbre. Usando el “peor escenario posible” se pueden calcular las ganancias esperadas y así dimensionar la compensación. Los diferentes escenarios también se pueden emplear para considerar los impactos acumulados de los muchos proyectos de desarrollo (planificados, probables y posibles) en un área determinada.

Cualquiera que sea el método utilizado para incorporar la incertidumbre en el diseño y el dimensionamiento de los requisitos de compensación, es esencial que el manejo de las compensaciones sea adaptativo (Keith et al., 2011), de manera que se garantice su contribución a largo plazo para los objetivos de conservación de la naturaleza.

9. CRÍTICAS A LA COMPENSACIÓN AMBIENTAL ¿ES SIEMPRE FACTIBLE COMPENSAR?

En la jerarquía de la mitigación, la compensación surge como una alternativa para resarcir por impactos negativos inevitables. Sin embargo, esta idea no está exenta de inconvenientes. Algunos autores critican la compensación al considerar que podría proveer incentivos para minimizar o ignorar el requisito de evitar o reducir impactos de proyectos en el ambiente (Quetier & Lavorel, 2011). Moreno-Mateos et al. (2015) incluso sostienen que la compensación se convierte en un slogan que legitima el desarrollo de un proyecto al representar una “solución” al problema que este plantea, generando la falsa impresión entre los desarrolladores de que cualquier impacto puede ser indemnizado (Cuperus, 2005). Además, se corre el peligro de convertir la compensación en un mero trámite más en la consecución de proyectos con efectos en el ambiente (Bonilla et al., 2022b).

Varios autores (Kiesecker et al., 2010; Villarroja-Ballarín et al., 2014) sugieren que en gran medida este problema parte de la débil observancia de la jerarquía de la mitigación: el uso ampliado de compensaciones resulta de posiciones laxas a medidas que eviten o minimicen los impactos de manera más efectiva. De hecho, existe un amplio acuerdo

entre académicos, científicos, formuladores de políticas y reguladores de que, en la mayoría de los marcos de mitigación, el primer y más importante paso en la jerarquía de mitigación, evitar los impactos, se ignora con más frecuencia de lo que se implementa (Villarroya-Ballarín et al., 2014).

La compensación puede además ser un pobre o incompleto reemplazo de las pérdidas sobre hábitats o sobre biodiversidad (Robertson, 2004; Burgin, 2008), especialmente si consideramos ambientes únicos. Esa singularidad es explicada por características específicas del sitio, su historia y la complejidad de sus procesos ecológicos, lo que hace difícil poder reemplazarlos adecuadamente. El resarcimiento debe procurar además ser proporcional y equivalente. Por ejemplo, no se intentaría mitigar la pérdida de turberas del páramo por otro tipo de humedales en zonas bajas; o sería contraproducente el reemplazo de bosques maduros por coberturas boscosas en otro estadio de sucesión.

Moreno-Mateos et al. (2015) también sugieren que políticas de compensación podrían erosionar la idea que subyace en la protección de especies y hábitats, especialmente cuando se enfatizan valores instrumentales sobre valores ecológicos. Como ejemplo, estos autores aluden al énfasis sobre compensar servicios ecosistémicos que tiene la estrategia de biodiversidad de la Unión Europea (Millennium Ecosystem Assessment Panel, 2005). Recordemos que servicios ecosistémicos son definidos como “beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas”, por lo que enfatizarlos podría hacerlos más deseables que los ecosistemas en sí mismos (p. ej. almacenar carbono podría ser compensado o incluso mejorado mediante la sustitución de bosques maduros por plantaciones forestales). Otro problema es que, dada la complejidad de evaluar la totalidad de los servicios ecosistémicos, solo unos pocos son evaluados para sustituir (p. ej. servicios de recreación). Restringir la compensación a ciertos servicios trae implícita la idea de que la naturaleza es solo un proveedor de beneficios para los seres humanos, desvalorizando su propio valor y fin (Cole, 2021).

Las políticas de mitigación también han sido criticadas por su pobre historial de ejecución y los pocos registros sobre la supervisión efectiva de las compensaciones (Strange et al., 2002; Robertson, 2004; Burgin, 2008). En este sentido, en los planes de compensación se suele definir un área determinada que eventualmente es dejada como el aporte compensatorio ante el impacto realizado, pero no suele haber ningún seguimiento que permita efectivamente evaluar el valor que esta área de compensación tenga en la mitigación del impacto. Es decir, no se implementan programas *a posteriori* que permitan

evaluar constantemente las capacidades de resarcimiento ecológico del área ofrecida como indemnización (Murcia et al., 2017).

Las objeciones anotadas en los párrafos anteriores no deben ser tomadas a la ligera. Consideramos que hay situaciones en las que la compensación ambiental no debería ser contemplada, como cuando el ambiente a impactar tenga un nivel de singularidad biótica, física o cultural muy alto, lo que imposibilitaría una compensación efectiva de las pérdidas. Otra situación donde medidas compensatorias podrían no ser pertinentes es en el caso de recursos o áreas silvestres protegidas previamente declarados en un nivel alto de protección. En esas circunstancias, la singularidad y nivel de amenaza del recurso o del área silvestre limitarían su sustitución, lo que contravendría la noción de una compensación adecuada. En esos casos, las alternativas deberían enfocarse al proyecto: mejorando las medidas de mitigación de sus impactos, o modificando el proyecto para no afectar el ambiente sensible. Una solución extrema sería simplemente no realizar el proyecto y sustituir sus objetivos por otros desarrollos. A la luz del enfoque ecológico, donde el ambiente natural es prioritario, semejantes acciones deberían ser plausibles.

DISCUSIÓN

La presión por los recursos naturales y el incremento de proyectos de desarrollo y producción hace necesario el establecimiento de evaluaciones ambientales y medidas compensatorias para resarcir por los posibles efectos negativos sobre el ambiente, procurándose un equilibrio entre desarrollo económico y naturaleza. La compensación ambiental corresponde a medidas utilizadas como último recurso en la jerarquía de la mitigación, cuando no es posible subsanar los impactos negativos con medidas preventivas o de mitigación. Las medidas compensatorias deben procurar no solo una proporcionalidad para resarcir los impactos, sino además intentar una ganancia neta ambiental o al menos procurar no incurrir en pérdida neta.

Como un instrumento técnico de indemnización, la compensación puede realizarse bajo diferentes enfoques teóricos: económico, social, político o ecológico. Pese a ser frecuentemente empleado, el enfoque económico es quizás el más arriesgado, ya que traslada la proporcionalidad al campo financiero, lo que no necesariamente garantiza una sustitución en elementos de biodiversidad u otros componentes ambientales afectados.

Un caso extremo sucede a la hora de tasar impactos sobre recursos únicos o insustituibles, que bajo este enfoque pueden ser cambiados por capital monetario.

En el enfoque ecológico la proporcionalidad se establece sobre los componentes ambientales afectados, sean estos biodiversidad, funciones ecológicas o servicios ecosistémicos. Además es más integral al basar las medidas compensatorias en equivalencias ecológicas y en tasaciones económicas que parten del principio de economía ecológica, donde los impactos pueden ser irreversibles y no siempre sustituibles con dinero. La actitud precautoria en favor del ambiente y la búsqueda de ganancia ambiental neta constituyen el eje central en este enfoque.

Diversas metodologías han sido postuladas para evaluar la proporcionalidad y equivalencia de las medidas compensatorias bajo el enfoque ecológico. En general, se trata de procedimientos estandarizados y simples que facilitan la interpretación del personal técnico de las agencias evaluadoras a partir de la identificación de componentes a compensar, sus indicadores y el peso que estos tienen en la valoración. Estas evaluaciones proveen una base para estimar sustituciones proporcionales de los componentes ambientales afectados (Bruggeman et al., 2005).

La compensación ambiental debe favorecer el derecho universal a un ambiente sano, un precepto fundamental en la legislación de la mayoría de países en el mundo, que además está amparado por tratados internacionales y por las regulaciones ambientales de las agencias que financian proyectos para el desarrollo. Sin embargo, como instrumento de gestión, la compensación corre el peligro de constituirse en un mero trámite burocrático, o de licenciar cualquier proyecto incluso aquellos que comprometen el ambiente. La apreciación de componentes ambientales primariamente por su carácter utilitario, como puede suceder al enfatizar servicios ecosistémicos o componentes económicamente relevantes de la biodiversidad, puede llevar a medidas compensatorias inadecuadas para asegurar una ganancia neta y de calidad en términos ambientales.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se enmarca en los proyectos B6A02 de la Vicerrectoría de Investigación y el ED-3585 de la Vicerrectoría de Acción Social de la Universidad Costa Rica. Los autores agradecen a la Organización para Estudios Tropicales (OET) por su apoyo en labores de logística.

RESUMEN

Introducción: La generación de impactos negativos producto de proyectos de infraestructura o actividades de desarrollo generan pérdida de biodiversidad y reducción de la calidad de los servicios que el ambiente provee a sociedades humanas. Afortunadamente, muchos de esos impactos pueden ser reducidos, controlados o resarcidos por medio de medidas de mitigación, rehabilitación y compensación, que suelen sustentarse en el marco jurídico ambiental de los países o estados donde son implementados. Este trabajo provee una visión teórica del uso de compensación ambiental como instrumento jurídico/técnico integrado al manejo del entorno natural. **Metodología:** Realizamos una revisión de la literatura global sobre el tema mediante los buscadores de referencias GoogleScholar y SciELO empleando varios indicadores en inglés y español. **Resultados:** Un total de 244 referencias sobre compensación ambiental fueron encontradas, catalogadas y evaluadas, mostrándose un claro patrón de incremento del número de ellas en la última década. La compensación ambiental constituye un instrumento jurídico/técnico que permite resarcir por pérdidas ambientales y suele ser un componente de los Estudios de Impacto Ambiental regulado por el estado. Varias estrategias metodológicas son empleadas para establecer acciones compensatorias, cada una de ellas sustentada en alguno de cuatro enfoques posibles: económico, ecológico, político y cultural/social. Dentro del enfoque ecológico, se busca la equivalencia ecológica entre los elementos ambientales impactados y la compensación, procurando que no exista pérdida neta. Así, este enfoque tiene la ventaja de posibilitar la incorporación de múltiples criterios para la evaluación del daño y de las acciones de indemnización, por lo que es posible de aplicar en situaciones diversas. A pesar de su uso, la aplicación de medidas compensatorias no está exenta de crítica y hay situaciones en que la singularidad de los elementos impactados imposibilita un resarcimiento efectivo de las pérdidas. **Conclusiones:** Nuestro trabajo evidencia que el tema de compensación tiene gran relevancia actualmente en la gestión ambiental. La compensación debe favorecer el derecho universal a un ambiente sano, pero su aplicación efectiva requiere claridad en los procedimientos seguidos y una muy estrecha vigilancia para lograr cero pérdidas o incluso una ganancia neta ambiental.

Palabras clave: medio ambiente; biodiversidad; equivalencia ecológica; equivalencia económica; evaluación ambiental.

REFERENCIAS

- Alarcón Aguirre, G., Díaz Revoredo, J. L., Vela Da-Fonseca, M., Quiñonez Almiron, J. J., Zevallos Pollito, P. A., & Gutiérrez Alberoni, J. D. (2018). Valor de conservación en bosques de comunidades indígenas: Un estudio de caso en la Amazonia Peruana, San Jacinto y Puerto Arturo. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 20(3), 301-314.
- Apfelbeck, R., & Farris, E. (2005). Montana Wetland Rapid Assessment Method Guidebook (Version 2.0). Montana Department of Environmental Quality. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.548.7196&rep=rep1&type=pdf>
- Ariza-Pardo, D. M., & Moreno-Hincapié, J. C. (2017). *Análisis comparativo sobre compensaciones ambientales por pérdida de biodiversidad en el contexto nacional e internacional*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Baca-Soto, J. E. (2017). Captura de dióxido de carbono (CO₂) de especies forestales como mecanismo de compensación ambiental en una vía de alta presión vehicular (Avenida Separadora Industrial)-Lima. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/3492>
- Balmford, A., & Bond, W. (2005). Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters*, 8, 1218–1234.
- Banco Mundial. (2001). *Política del Banco Mundial sobre Hábitats Naturales*. O.P. 4.04. <http://siteresources.worldbank.org/OPSMANUAL/Resources/2103841170795590012/op404Spanish.pdf>
- Barbé, H., & Frascaria-Lacoste, N. (2021). Integrating Ecology into Land Planning and Development: Between Disillusionment and Hope, Questioning the Relevance and Implementation of the Mitigation Hierarchy. *Sustainability*, 2021, 13, 12726.
- Basombrío, M. (2009). *Estado e igualdad: del contrato social al pacto fiscal*. CEPAL /AECID. Naciones Unidas, Santiago de Chile. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/5462/S0900605_es.pdf
- Becerra-Gonzales, E. (2020). *Compensación ambiental de los impactos previstos por la expansión de la Unidad Minera Animón* [Tesis de maestría, Universidad de Alcalá]. <https://ebuah.uah.es/dspace/handle/10017/46027?show=full>
- Benabou, S. (2014). Making up for lost nature?: A critical review of the international development of voluntary biodiversity offsets. *Environment and Society*, 5(1), 103-123.
- Bendor, T. (2009). A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. *Landscape and Urban Planning*, 89, 17–27.
- Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbiriou, C., Reinert, M. E., & Spiegelberger, T. (2017). Ecological equivalence assessment methods: what trade-offs between

operationality, scientific basis and comprehensiveness?. *Environmental management*, 60(2), 216-230.

- Blanco-Herbosa, A.M.D.S. (2012). *Bancos de Hábitat como instrumentos de apoyo en la reparación del daño medioambiental*. [Master Profesional en Ingeniería y Gestión Medioambiental, Escuela de Organización Industrial, España].
http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:80068/EOI_BancosHabitat_PF_M_Abr il2012.pdf
- Bonilla, F., Oviedo-Brenes, F., Beneyto-Garrigos, D., Arevalo, E., Morales-Gutiérrez, L., Serrano-Sandí, J., & Sasa, M. (2022)b. Aplicación del método de Hábitat-Hectárea en compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica.. *Revista de Biología Tropical*, en prensa.
- Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022)c. Environmental compensation actions in Costa Rica: Disparity between commitments and actions. *Open Journal of Ecology*, en prensa.
- Bouyssou, D. (1986). Some remarks on the notion of compensation in MCDM. *European Journal of Operational Research*, 26, 150-160.
- Bouyssou, D., & Vansnick, J. C. (1986). Noncompensatory and generalized noncompensatory preference structures. *Theory and decision*, 21(3), 251.
- Bruggeman, D. J., Jones, M. L., Lupi, F., & Scribner, K. T. (2005). Landscape equivalency analysis: methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits. *Environmental Management*, 36(4), 518-534.
- Bull, J.W., & Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nature Sustainability*, 1, 790–798.
- Butler, D.W. (2009). Planning iterative investment for landscape restoration: choice of biodiversity indicator makes a difference. *Biological Conservation*, 142, 2202–2216.
- Burgin, S. (2008). BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17, 807–816.
- Burton, M., Rogers, A., & Richert, C. (2017). Community acceptance of biodiversity offsets: evidence from a choice experiment. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 61(1), 95-114.
- Calle, I., Zababuru, S., & Mora, C. (2014). *Compensación Ambiental: Una oportunidad para la adecuada gestión de los impactos ambientales en el Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental:
https://repositorio.spda.org.pe/bitstream/20.500.12823/142/1/Compensacion_Ambiental_2014.pdf

- Carrasco, M.J., Sánchez-Cámara, A.E.S., García-Sánchez-Colomer, M.R., & Ruiz-Arraiga, S., (2013). Evolución de las medidas compensatorias en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental. *Ingeniería Civil, Revista Digital del Cedex*, 172, 73-82.
- Castiblanco, C., Valbuena, M.S., & Palacios, M.T. (2009). *Descripción y análisis de las metodologías existentes de valoración de compensaciones ambientales y sociales que sean aplicables al contexto colombiano*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Convenio de Asociación No. 09 de 2008. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, The Nature Conservancy. World Wildlife Fund, Conservación Internacional. Colombia.
- Clarke, K. D., & Bradford, M. J. (2014). *A review of equivalency in offsetting policies*. Canadian Science Advisory Secretariat.
- Cole, S.G. (2021). *Environmental Compensation is not for the Birds: Assessing social welfare impacts of resource-based environmental compensation*. [Tesis Doctoral, Swedish University of Agricultural Sciences]. Umeå, Sweden.
- Council of the European Parliament (2004). *"Environmental Liability Directive. 2004/35/EC on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage"*. <https://ec.europa.eu/environment/legal/liability/>
- Cowell, R. (1997). Stretching the limits: environmental compensation, habitat creation and sustainable development. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 22, 292–306.
- Cuperus, R. (2005). *Ecological compensation of highway impacts; negotiated trade-off or no-net-loss?* Leiden University.
- Cuperus, R., Bakermans, M.M.G.J., Udo de Haes, H.A., & Canters, K.J. (2001). Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental management*, 27(2), 75-89.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., & Boumans, R.M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.
- Díaz-Reyes, C.E. (2014). *Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia], Bogotá.
- Dixon, J., Fallón-Scura, L., Carpenter, R., & Sherman, P. (1994). *Economic analysis of environmental impacts*. London, Earthscan.
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, ecosystems & environment*, 98(1-3), 87-98.

- Dunforda, R.W., Ginnb, T.C., & Desvousges, W.H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49–70
- Durango, E.A.K. (2017). Derechos humanos y el derecho a un ambiente sano. *Derecho & Sociedad*, 1(2), 27-40.
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., & De Groot, R. (2003). A Framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44(2-3), 165–185.
- Enríquez-de-Salamanca, Á., & Medioambiental, S. L. (2016). *Hacia un esquema integrado de compensación ambiental: la unificación de los bancos de conservación y los mercados de carbono*. Conama, Madrid.
- Failing, L., & Gregory, R. (2003). Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *Journal of Environmental Management*, 68, 121–132.
- Fleishman, E., Noss, R. F., & Noon, B. R. (2006). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological indicators*, 6(3), 543-553.
- García-López, T. (2018). Instrumentos económicos para la protección ambiental en el derecho ambiental mexicano. *Sociedad y Ambiente*, 6(17), 247-266.
- García-Ureta, A.M.G. (2015). Protección de la biodiversidad, mercados, compensación por daños y bancos de conservación. *Revista de administración pública*, 198, 297-330.
- Georgoulas, A., Arrasate, M.I., & Georgoulas, N. (2016). *El rol de las políticas de salvaguardias del BID en la promoción de infraestructura sostenible: análisis comparativo entre las salvaguardias del BID y el sistema de calificación en visión*. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Gibbons, P., & Freudenberger, D. (2006). An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management & Restoration*, 7, S10–S17.
- Gibbons, P., & Lindenmayer, D.B. (2007). Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Environmental Management and Restoration*, 8, 26–31.
- Handl, G. (2012). *Declaration of the United Nations conference on the human environment (Stockholm Declaration), 1972 and the Rio Declaration on Environment and Development, 1992*. United Nations Audiovisual Library of International Law.
- Hernández, M. A. (2015). Acciones colectivas en materia de protección ambiental, fallas de origen. *Boletín Mexicano de Derecho Comparado*, 48(144), 899-929.
- Herzog, F, Dreier, S., Hofer, G., Marfurt, C., Schu'pbach, B., Spiess, M., & Walter, T. (2005). Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird

- diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, 189–204.
- Hicks, J.R. (1939). The foundations of welfare economics. *The economic journal*, 49(196), 696-712.
- Hobbs, R.J., Cole, D.N., Yung, L., Zavaleta, E.S., Aplet, G.H., Chapin, F.S., Landres, P.B., Parsons, D.J., Stephenson, N.L., White, P.S., Graber, D.M., Higgs, E.S., Millar, C.I., Randall, J.M., Tonnessen, K.A., & Woodley, S. (2010). Guiding concepts for park and wilderness stewardship in an era of global environmental change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 483–490.
- Hough, P., & Robertson, M. (2009). Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetland Ecology and Management*, 17, 15–33.
- Hruby, T., Richter, K., Fuerstenberg, B., & Murphy, M. (2012). *Calculating credits and debits for compensatory mitigation in wetlands of western Washington*. Washington State Department of Ecology.
- Hubbell, S.P. (2006). Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87(6), 1387-1398.
- Keith, D.A., Martin, T.G., McDonald-Madden, E., & Walters, C. (2011). Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 144, 1175–1178.
- Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B. (2010). Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Front Ecol Environ* 8: 261–266
- LaPaix, R., Freedman, B., & Patriquin, D. (2009). Ground vegetation as an indicator of ecological integrity. *Environmental Reviews*, 17, 249–265.
- Latimer, W., & Hill, D. (2007). Mitigation banking: Securing no net loss to biodiversity? A UK perspective. *Planning, Practice & Research*, 22, 155-175.
- López-Arbeláez, D., M., L., & Quintero-Sagre, J., D., Q. (2015). Compensaciones de biodiversidad: experiencias en Latinoamérica y aplicación en el contexto colombiano. *Gestión y Ambiente*, 18 (1), 159-177.
- MADS Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*. Ministerio de Ambiente y The Nature Conservancy, Bogotá.
- Manga, J., G. (2008). El pago por servicios ambientales en Colombia: perspectivas desde el control fiscal. In Ortega, S. C. (Ed.), *Reconocimiento de los Servicios Ambientales: Una Oportunidad para la Gestión de los Recursos Naturales en Colombia* (pp. 175-181). Bogotá: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo

Territorial, Unidad Administrativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales, WWF, Conservación Internacional y The Nature Conservancy.

- Martín-López, B., Montes, C., Ramírez, L., & Benayas, J. (2009). What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation*, 142(7), 1370-1380.
- Martínez-Alier, J., Munda, G., & O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26, 277-286.
- McKenney, B., & Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- Millennium Ecosystem Assessment Panel. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y., & Ferrier, S. (2009). How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17, 470–478.
- Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., & Curran, M. (2015). *La verdadera pérdida causada por las políticas de compensación de la biodiversidad*. BC3 Policy Briefing Series 08-15” Basque Centre for Climate Change (BC3). Bilbao, España.
- Mosqueda Lagunes, M. Á. (2014). Propuesta de metodología para establecer medidas de compensación ambiental atmosférica mediante el análisis de la captura de carbono [Tesis de Maestría, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla].
- Murcia C, Guariguata MR, Quintero-Vallejo E y Ramírez W. (2017). *La restauración ecológica en el marco de las compensaciones por pérdida de biodiversidad en Colombia: Un análisis crítico*. Documentos Ocasionales 176. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Norton, D.A. (2008). Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environmental Management*, 43, 698–706.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364.
- Olivares-Cortés, C.M. (2016). *Los bancos de compensación de biodiversidad como medida de compensación de biodiversidad en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental*. [Tesis de Maestría, Universidad de Chile].
<https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/143125>
- Orozco Gómez, M. (2020). *Estudio comparativo de los criterios y atributos jurídico-normativos de los sistemas de compensaciones ambientales para proyectos hidroeléctricos frente a la salvaguarda de los ecosistemas en Colombia, Perú y Ecuador*. [Tesis de Maestría, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano]

- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration*, 4, S29-S38
- Poveda, L.M. (2016). *Licenciamiento ambiental en Colombia y su debate frente a la compensación ambiental*. [Universidad Católica de Colombia].
- Quetier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991-2999.
- Quiroga-Prieto, N., & Rodríguez-Zabala, N. (2017). *Análisis crítico del manual de compensación por pérdida de biodiversidad de Colombia*.
<http://hdl.handle.net/11349/6704>
- Rae, R. A. E. (2001). *Diccionario de la lengua española. Vigésima segunda Edición*.
<http://www.rae.es/rae.html>
- Rapport, D.J., Costanza, R., & McMichael, A.J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13, 397-402.
- Red de Fondos Ambientales de Latinoamérica y el Caribe - REDLAC. (2016). *Oportunidades para los Fondos Ambientales en esquemas de compensación y offset*. Obtenido de:
<http://toolkit.conservationfinance.org/sites/default/files/documents/redlac-capacity-building/5-opportunidades-para-los-fondos-ambientales-en-esquemas-de-compensacion-y-offset.pdf>.
- Reiss, K.C., & Hernandez, E. (2018). Florida Uniform Mitigation Assessment Method. *Wetland and Stream Rapid Assessments*, 371-379. doi:10.1016/b978-0-12-805091-0.00045-1.
<http://www.dep.state.fl.us/Water/wetlands/mitigation/umam/index.htm>
- Riera, P., & Borrego, A. (2013). El análisis de equivalencia valor-valor en la evaluación de daños ambientales: Una aplicación a fuegos forestales en España. *Natura@economía*, 1(1), 33-45.
- Robertson, M.M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35, 361-373.
- Rundcrantz, K., & Skärbäck, E. (2003). Environmental compensation in planning: a review of five different countries with major emphasis on the German system. *European Environment*, 13(4), 204-226.
- Saenz S, Walschburger T, González JC, León J, McKenney B, & Kiesecker, J. (2013). Development by Design in Colombia: Making Mitigation Decisions Consistent with Conservation Outcomes. *PLoS One* 8: e81831
- Sarmiento, M., López, A., & Mejía, A. (2014). *Hacia un sistema de bancos de hábitat como herramienta de compensación ambiental en Colombia*. Fundación para la defensa del interés público [Fundepúblico]. Bogotá.

- Sarmiento, M., Buitrago, L., Cardona, W., Sarmiento, A.M., Forero, G., Ríos, C., & Victurine, R. (2015). *Orientaciones para el diseño e implementación efectiva de planes de compensación ambiental en la Amazonía Andina de Colombia, Ecuador y Perú*. Santiago de Cali: Wildlife Conservation Society, Colombia. https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PA00KZ2F.pdf
- Silva, J.S.D. (2017). *Compensação de reserva legal no Estado de São Paulo: uma análise da equivalência ecológica*. [Tesis Doctoral, Universidade de São Paulo].
- Sonter, L.J., Simmonds, J.S., Watson, J.E., Jones, J.P., Kiesecker, J.M., Costa, H.M., Bennun, L., Edwards, S., Grantham, H.S., Griffiths, V.F., Jones, K., Sochi, K., Puydarrieux, P., Quétier, F., Rainer, H., Rainey, H., Roe, D., Satar, M., Soares-Filho, B., Starkey, M., ten Kate, K., Victurin, R., von Hase, A., Wells, J.A., & Maron, M. (2020). Local conditions and policy design determine whether ecological compensation can achieve No Net Loss goals. *Nature communications*, *11*(1), 1-11.
- Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D., & Lipton, J. (2002). Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental Management*, *29*, 290–300.
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.
- The Biodiversity Consultancy (2013). *Government policies on biodiversity offsets*. Available: <http://www.thebiodiversityconsultancy.com/wp-content/uploads/2013/07/Government-policies-on-biodiversity-offsets1.pdf>. Accessed 2014 Aug 4.
- Trindade, D., Sartori, R., Botelho-Silva, M., Bicalho, L., & Bovini, M.G. (2020). Environmental compensation used as a legal mechanism for the recovery of an urban forest in the state of Rio de Janeiro. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, *(2)*, 4-16.
- Vargas, S., Corral Gómez, N., & Corzo, G. (2020). *Fichas de interacciones Una guía para el soporte de la evaluación de planes de compensación ambiental y planes de inversión forzosa de no menos del 1%*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.
- Venkatachalam, L. (2007). Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? *Ecological economics*, *61*(2-3), 550-558.
- Vergara, J., & Leyton, P. (2002). Compensación de recursos naturales en el ordenamiento jurídico chileno. *Revista Derecho Ambiental*, *1*, 97-117.
- Villacrez-Guerra, W. A. (2021). *Determinación de áreas equivalentes desde el punto de vista ecológico con fines de compensación ambiental*. Caso de Estudio Proyecto Toromocho–Minera Chinalco. Yauli-Junín.

- Villarroya-Ballarín, A. (2012). Compensación ecológica en la evaluación de impacto ambiental en España: Situación y propuestas de acción. [Tesis Doctoral, Universidad de Navarra].
- Villarroya-Ballarín, A, Barros AC, Kiesecker J. (2014). Policy Development for Environmental Licensing and Biodiversity Offsets in Latin America. *PLoS ONE* 9(9): e107144. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107144>
- Wilkinson, J. (2008). In-lieu fee mitigation: coming into compliance with the new Compensatory Mitigation Rule. *Wetlands Ecology and Management*, 17, 53–70.
- Wissel, S., & Wätzold, F. (2010). A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 24, 404–411.

CAPÍTULO II.

Bonilla, F., Sasa, M. and Monrós, J. S. (2022). Compensación Ambiental en Costa Rica: Legislación y alcances. *Revista de Biología Tropical*, 70, Supplement 1, En Prensa.

Compensación Ambiental en Costa Rica: Legislación y alcances

Fabián Bonilla-Murillo¹; Orcid: 0000-0002-5095-2750

Juan S. Monrós²; Orcid: 0000-0002-0952-2089

Mahmood Sasa^{3*}; Orcid; : 0000-0003-0118-5142

1. Instituto Clodomiro Picado, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; fbonillamurillo@gmail.com (Correspondencia*)
2. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia, Valencia, España; monros@uv.es
3. Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Ecología Tropical, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; msasamarin@gmail.com (Correspondencia*)

ABSTRACT

Environmental Compensation in Costa Rica: Legislation and scope.

Introduction: Environmental compensation is a technical-legal instrument of environmental management used to offset environmental damage due to non-reversible and unavoidable impacts of developmental projects. Usually, offset regulations are included in the countries' environmental legislation where it applies. This paper summarizes environmental compensation legislation in Costa Rica, a country with a recognized conservation tradition and environmental awareness. Our goal is to describe how compensation is formulated in that country and identify possible regulations gaps. **Methods:** We carried out a systematic review of environmental legislation through the Costa Rican Legal Information System (SCIJ, http://www.pgrweb.go.cr/scij/avanzada_pgr.aspx), considering both regulations and pronouncements on compensation measures and mitigation. **Results:** The Political Constitution of Costa Rica recognizes a healthy environment as a fundamental right for all citizens. At least seven laws dealing with environmental issues and their respective regulations are currently enforced. This bulky legislation aims to protect natural resources by regulating their use and creating an assemblage of protected wild areas. However, the legislation is somewhat repetitive and open to interpretation, facilitating confusion. Actions requiring compensation are regulated in a general way, making it difficult to establish when and how to apply them. In addition, compensation is considered based on when the damage is identified and not on its level of environmental impact. Furthermore, the regulations do not make explicit the principles and goals that support the compensatory measures or how they should be carried out, briefly mentioning some actions that do not ensure that the net environmental loss is zero. **Conclusions:** This review reveals the need to standardize the mechanisms to determine compensatory measures at the regulatory level, also analyzing the strategies that will be followed to ensure proportionality and ecological equivalence. The legislation must emphasize the importance of compensation as a positive practice, which must be incorporated within the guidelines of the Environmental Impact Study.

Key words: biodiversity; compensation; environment; mitigation; protected areas; SETENA.

Número total de palabras: 13775

La compensación ambiental designa una serie de instrumentos de gestión ambiental encaminados a indicar las medidas y acciones para resarcir –de manera proporcional– los daños o perjuicios ambientales generados por el impacto de proyectos de desarrollo (Cowell, 1997; ten Kate et al., 2004). Es pues un instrumento orientado a la generación de beneficios ambientales, que se implementa en aquellos casos en los que no se puedan adoptar medidas de prevención, corrección, mitigación, recuperación o restauración eficaces (US EPA and DA, 1990; McKenney & Kiesecker, 2009).

La fiscalización de las medidas de mitigación suele realizarse por agencias gubernamentales ambientales, aunque en ello pueden también participar entidades externas privadas (Georgoulas et al., 2016). López-Arbeláez & Quintero-Sagre (2015) señalan que comúnmente hay tres mecanismos empleados para regular compensaciones por parte del Estado: (1) legislación sobre especies o hábitats, usualmente apoyados en leyes del Estado y/o convenios internacionales; (2) regulación a través de la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA) del proyecto, que generalmente constituye uno de los requisitos previos a realizar un proyecto de desarrollo; y (3) disposiciones específicas de compensación. Un cuarto mecanismo lo establecen los requisitos y normas de las agencias financieras externas, como el Banco Mundial o el Banco Interamericano de Desarrollo, que solicitan a los proyectos resarcir la pérdida o modificación substancial de hábitats a partir de lineamientos particulares, como la creación o fortalecimiento de áreas protegidas (Banco Mundial, 2001; Georgoulas et al., 2016).

Como otros instrumentos de gestión ambiental, la compensación está refrendada por un marco legal en materia ambiental (Trindade et al., 2020). Este marco legal varía entre distintos Estados, por lo que es razonable suponer que las medidas compensatorias y los requisitos para implementarlas difieren también entre países (Villarroya-Ballarín, 2012; Calle et al., 2014; Orozco-Gomez, 2020). En EEUU, Canadá, Australia y los miembros de la Unión Europea, medidas de compensación ambiental han estado presentes en la legislación sobre especies y hábitats desde hace varias décadas (McKenney & Kiesecker, 2009; Clarke & Bradford, 2014). Por ejemplo, la Ley de Agua Limpia (1972) de EEUU establece que los impactos sobre humedales deben ser compensados por humedales que sean equivalentes en función; mientras que la Ley sobre Especies Amenazadas

(Endangered Species Law of 1973) de ese mismo país indica que cualquier impacto sobre especies amenazadas debe ser compensado mediante la creación de un hábitat para un número similar de especies (Schwartz, 2008).

En contraste, no es sino hasta hace relativamente poco tiempo que la compensación ha aparecido en la legislación de la mayoría de países latinoamericanos (Andrade et al., 2012; Sarmiento, 2014), siendo aún incipiente en varios de ellos (López-Arbeláez & Quintero-Sagre, 2015; Ariza-Pardo & Moreno-Hincapié, 2017). Por ejemplo, en Colombia, una extensa normativa de protección ambiental se ha ido desarrollando en las últimas décadas (Poveda, 2016; Murcia et al, 2017), incluyendo un marco regulatorio específico para la implementación de compensaciones de diversidad y hábitats. Así, su "Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad (MADS, 2012), estipula medidas de compensación a partir de un índice basado en la rareza, remanencia, representatividad y tasa de transformación del ambiente impactado. Este índice es empleado para estimar el área a emplear para resarcir por pérdidas en hábitat particulares y ha sido aplicada en proyectos sujetos a la licencia ambiental por parte de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) encargada de custodiar que los proyectos cumplan con la normativa ambiental en Colombia (Novoa & Sánchez, 2016). En Chile, no se cuenta con una norma general enfocada en la compensación de recursos naturales, aunque en la legislación si existen referencias indirectas que permiten compensar estos recursos con la entrega de otros de similares características (Vergara & Leyton, 2002). Además, este país cuenta con un Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental que contempla medidas sujetas a los criterios de equivalencia ecológica para resarcir por la utilización de recursos naturales. En Perú, la Ley General del Ambiente N° 28611 del 2005 enmarca todos los aspectos referentes al ambiente, subrayando el derecho universal a un ambiente saludable y sostenible, así como a la necesidad de generar un Plan de Compensación, como parte de la estrategia de manejo ambiental en estudios de impacto ambiental (Calle et al., 2014).

En Costa Rica, hay jurisprudencia disponible en materia medio ambiental, mucha de la que subraya la importancia de conservación de recursos y biodiversidad a partir de la protección de áreas silvestres (Valverde, 2000; Salazar, 2004). El país reconoce que los recursos son bienes del Estado y que su explotación es importante para lograr el desarrollo socioeconómico. Sin embargo, la normativa enfatiza que esta explotación debe ser

regulada por el Estado para garantizar su sostenibilidad en el tiempo (Blanco-Obando, 2016).

A pesar de esa extensa legislación ambiental y de su enorme reputación en materia de conservación y sostenibilidad (Barton et al., 2009, Valverde-Sánchez, 2018), Costa Rica no dispone de un marco regulatorio claro en el tema de compensación ambiental.

En el presente trabajo analizamos el marco normativo y la jurisprudencia administrativa que sustentan acciones de compensación ambiental en Costa Rica y analizamos el contexto para la realización de dicha compensación en el país. Nuestra meta es resumir la información sobre la legislación en el tema e identificar posibles vacíos a ser contemplados para consolidar el resarcimiento de impactos inevitables de proyectos de desarrollo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Revisamos sistemáticamente documentos de carácter legal sobre temas ambientales en general y sobre aspectos de mitigación y compensación en particular, depositados en el Sistema Costarricense de Información Jurídica (SCIJ, http://www.pgrweb.go.cr/scij/avanzada_pgr.aspx). SCIJ es un proyecto digital del Programa de Modernización de la Administración de Justicia del Gobierno de Costa Rica. Este sistema permite la consulta de normas (leyes, decretos ejecutivos, reglamentos, acuerdos, etc.), pronunciamientos (dictámenes, opiniones legales o judiciales) y asuntos constitucionales en línea. Para la búsqueda de documentos, empleamos los siguientes descriptores: ambiental, biodiversidad, áreas silvestres, compensación ambiental, mitigación.

Como resultado de nuestra revisión, dividimos este trabajo en tres partes. La primera introduce la legislación nacional referente a temas ambientales, incluyendo normativa sobre las áreas silvestres protegidas como elementos esenciales para la conservación del patrimonio natural del Estado. La segunda parte hace una breve descripción del engranaje administrativo relacionado con la evaluación de proyectos y sus impactos ambientales, indicando la forma como es abordada la compensación ambiental en Costa Rica. Finalmente, en una tercera parte identificamos vacíos normativos sobre la aplicación de medidas compensatorias y sus posibles soluciones.

RESULTADOS

I. LEGISLACIÓN AMBIENTAL GENERAL EN COSTA RICA

Ambiente como patrimonio estatal: Costa Rica cuenta con una variada normativa referente a temas ambientales. El ambiente es mencionado como un derecho fundamental de los ciudadanos en su Constitución Política de 1949, que define que el Estado debe procurar el mayor bienestar ambiental para sus habitantes y identificándolo como garante de la calidad de ese ambiente. En su artículo 50 se indica que: *“toda persona tiene derecho a un ambiente sano y ecológicamente equilibrado. Por ello, está legitimada para denunciar los actos que infrinjan ese derecho y para reclamar la reparación del daño causado”*

TABLA 1

Leyes ambientales vigentes en Costa Rica

TABLE 1

Current environmental laws in Costa Rica

| Normativa | Año | Indicación |
|---|------|---|
| Constitución Política de la República de Costa Rica | 1949 | Reconoce la responsabilidad del Estado de procurar el mayor bienestar para todos sus habitantes, incluyendo el derecho a un ambiente sano y ecológicamente equilibrado. Incentiva además a denunciar actos que puedan vulnerar ese derecho, promoviendo que se repare cualquier daño causado. Promulga el derecho de todas las personas de acceso al agua potable, como bien esencial para la vida. |
| Ley de Conservación de Vida Silvestre, N°7317 | 1992 | Considera la vida silvestre (biodiversidad) y otros recursos naturales de dominio público y que forman parte del patrimonio nacional del Estado. Obliga al gobierno de turno a realizar esfuerzos sustantivos para su protección y la regulación de su explotación |

| | | |
|--|------|--|
| Ley Orgánica del Ambiente N°7554 | 1995 | Genera los instrumentos y herramientas jurídicas necesarios para conseguir un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, en concordancia con el artículo 50 de la Constitución. Marca un precedente importante porque define el ambiente como un sistema constituido por los diferentes elementos naturales que interactúan con el ser humano (artículo 2, inciso C). |
| Ley Forestal N°7575 | 1996 | Establecer la responsabilidad del Estado en la conservación, protección y administración de los bosques naturales y recurso forestal |
| Ley de Biodiversidad N°7788 | 1998 | Subraya la importancia de hacer esfuerzos en conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de los recursos, aludiendo a la necesidad de distribuir en forma justa los beneficios y costos derivados de esos aprovechamientos. Formaliza los criterios ambientales preventivos, precautorios y de interés público, reconociendo la importancia de anticipar, prevenir y atacar las posibles causas de la pérdida de la biodiversidad |
| Ley de Aguas N°276 | 1942 | Expone a las aguas (lagos, mares, ríos, subterráneas, etc) como de dominio público y propiedad nacional. |
| Ley de Servicio de Parques Nacionales N°6084 | 1977 | Permite el desarrollo y administración de los parques nacionales y reservas biológicas, como patrimonio natural del país |

La responsabilidad estatal de garantizar un ambiente de calidad es además reiterada en varias leyes y documentos, como se indican en Tabla 1. El núcleo de la legislación ambiental vigente se formaliza principalmente durante la década de los años noventas, conforme la sociedad costarricense adquiere mayor conciencia ecológica y la protección de recursos naturales toma importancia.

Por otro lado, esta legislación reconoce que los recursos pueden ser explotados, pero aboga por hacerlo de manera sostenible y en procura de beneficios sociales para la población. Así, la Ley Forestal N°7575 hace explícita la regulación de recursos que pueden ser explotados, indicando que el Estado deberá velar por la *“conservación, protección y administración de los bosques naturales y por la producción, el aprovechamiento, la industrialización y el fomento de los recursos forestales del país destinados a ese fin, de acuerdo con el principio de uso adecuado y sostenible de los recursos naturales renovables. Además, velará por la generación de empleo y el incremento del nivel de vida de la población rural, mediante su efectiva incorporación a las actividades silviculturales”*.

La normativa además identifica la responsabilidad estatal de interceder ante posibles daños que se causen al ambiente. En su apartado de contingencias ambientales, la Ley Orgánica del Ambiente N°7554 (artículos 4 y 61) estipula que *“la autoridad competente dictará las medidas preventivas y correctivas necesarias cuando sucedan contingencias por contaminación ambiental y otras que no estén contempladas en esta ley”*. Esta ley reconoce al Ministerio de Ambiente y Energía como el órgano responsable de formular y ejecutar políticas en torno al ambiente (artículos 1 y 2, Ley Orgánica del Ambiente 7554). Entre sus funciones, este órgano regula el uso que se hace a elementos de la biodiversidad y a los recursos no bióticos que son explotables, administra las áreas silvestres protegidas del Estado (ASP) y ejerce funciones de protección y regulación medioambiental.

Mucha de la legislación en Tabla 1 alude también a la conservación y uso sostenible de ecosistemas, en contraposición a un abordaje enfocado a elementos puntuales de la biodiversidad. Esta visión posiblemente se relaciona con la concepción de ambiente sano que deriva del desarrollo de las áreas silvestres protegidas, iniciado unas pocas décadas antes.

Legislación sobre Áreas Protegidas: A nivel global, la sociedad costarricense es reconocida como una con gran conciencia ambiental (Valverde, 2000; Campbell, 2002), al permitir el desarrollo de una red de áreas protegidas estatales que cubren más que la quinta parte de la superficie del país (Boza, 1993; Valverde-Sánchez, 2018) (Fig. 1).

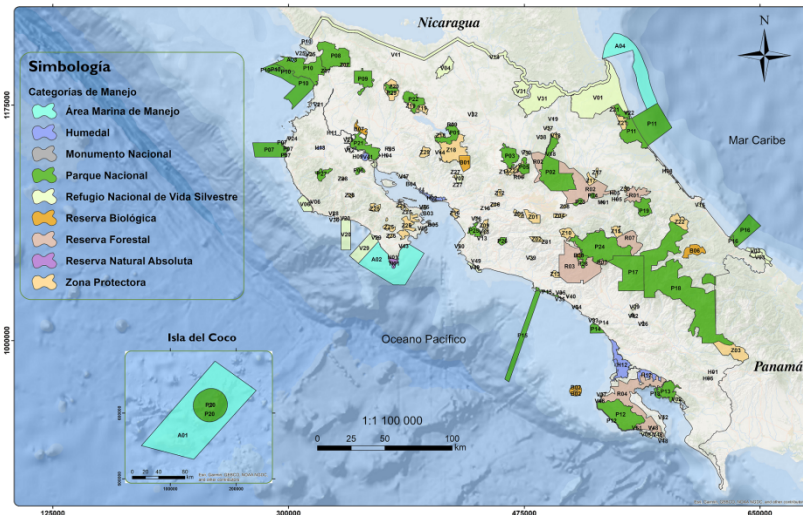


Fig. 1. Áreas silvestres protegidas de Costa Rica. Fuente: sistema Nacional de Áreas de Conservación, Ministerio de Energía. Versión: 2020.

Fig. 1. Wild protected areas of Costa Rica. Source: National System of Conservation Areas, Ministry of Energy. Version: 2020.

La creación de dicha red, y su relevancia socioeconómica, ha sido posible a través del establecimiento de una serie de leyes y decretos que constituyen parte importante del tejido normativo ambiental del país (Salazar, 2004). Las ASP son definidas en el artículo 3 de la Ley Forestal N°7575: *“espacio, cualquiera que sea su categoría de manejo, estructurado por el Poder Ejecutivo para conservarlo y protegerlo, tomando en consideración sus parámetros geográficos, bióticos, sociales y económicos que justifiquen el interés público”*. Una mejor definición de este concepto es incluida en el artículo 58 de la Ley de Biodiversidad N°7788 y su reglamento: *“zonas geográficas delimitadas, constituidas por terrenos, humedales y porciones de mar y que han sido declaradas como tales por representar significado especial por sus ecosistemas, la existencia de especies amenazadas, la repercusión en la reproducción y otras necesidades y por su significado histórico y cultural. Estas áreas estarán dedicadas a conservación y proteger la biodiversidad, el suelo, el recurso hídrico, los recursos culturales y los servicios de los ecosistemas en general”*.

Esta segunda definición clarifica los objetivos perseguidos a la hora de declarar un ASP, al tiempo que sienta las responsabilidades para su adecuada gestión y sostenibilidad.

La mayoría de las ASPs fueron establecidas a partir la década de los años setenta, aunque muchos de las contempladas en categorías de Refugio Nacional son de mas reciente fundación. Desde entonces, han sido claves en el mantenimiento de la diversidad

biológica del país, como fuentes de recursos energéticos e hídricos, y como innegables atractivos turísticos con significativos aportes a la economía nacional (Boza, 1993; Pimbert & Ghimire, 1997; Aguirre, 2008).

Amparado en el artículo 2 de la Ley Forestal, el MINAE promueve el establecimiento de sus ASP: *“los terrenos deberán ser integrados voluntariamente a las áreas silvestres protegidas o bien comprados directamente cuando haya acuerdo de partes. En caso contrario, serán expropiados, cuando exista previa justificación científica y técnica del interés público, se determine mediante ley que el terreno es imprescindible para conservar la diversidad biológica o los recursos hídricos, quedará constituida una limitación a la propiedad que impedirá cortar árboles y cambiar el uso del suelo. Esta restricción deberá inscribirse como afectación en el Registro Público”*.

Las ASP son clasificadas según sus objetivos y el tipo de actividad que se permite en ellas, por lo que la rigurosidad de la protección que en ellas se lleva a cabo varía. La Ley Orgánica del Ambiente N°7554 en su artículo 32 las clasifica como: Reservas Forestales, Zonas Protectoras, Parques Nacionales, Reservas Biológicas, Refugios Nacionales de Vida Silvestre, Humedales y Monumentos Naturales, permitiendo así direccionar sus usos. El Estado debe respetar las características ecológicas, geomorfológicas y estéticas presentes en las ASP y que en cierta manera permitieron su creación. Por ello, se estipula la obligatoriedad de realizar estudios fisiogeográficos, de diversidad biológica y socioeconómica que justifiquen su existencia, buscando siempre objetivos de conservación de ambientes naturales, diversidad genética de las especies silvestres, uso sostenible de los ecosistemas y promoción de la investigación científica (artículo 35 y 36, Ley Orgánica del Ambiente N°7554).

Algunas categorías de ASP también están regulados mediante la Ley de Servicio de Parques Nacionales N°6084 del año 1977. Esta legislación tiene como función el desarrollo y administración de los parques nacionales y reservas biológicas como instrumentos esenciales de la conservación del patrimonio natural del país. A pesar de ser una ley que data de muchas décadas atrás, contempló la evolución del sistema de parques nacionales y la creación de nuevas ASP por medio de propuestas provenientes del Poder Ejecutivo, las cuales pueden establecerse vía Decreto Ejecutivo. Esta posibilidad permitió agilizar la red de áreas protegidas al acelerar la forma como son declarados terrenos de importancia en protección.

Un importante aspecto que se menciona en el artículo 13 de la Ley de Servicio de Parques Nacionales N°6084, es que una vez establecidos mediante decretos ejecutivos, los parques nacionales (y ASP en general) no pueden variar sus límites, excepto si dicha modificación se realizan mediante ley de la República.

Por otra parte, existen otros terrenos que no son definidos específicamente como ASP, pero que poseen valor ambiental y cultural y merecen ser protegidos, como es reconocido por la legislación. Entre ellos están las áreas de patrimonio natural que se caracterizan por ser zonas inalienables. Estos incluyen terrenos forestales y fincas pertenecientes a municipalidades e instituciones autónomas (artículo 13, Ley Forestal N°7575). También se incluyen zonas protectoras, que son definidas en el artículo 70 del Reglamento a la Ley de Biodiversidad N°7788: *“áreas geográficas formadas por los bosques o terrenos de aptitud forestal, en que el objetivo principal sea la regulación del régimen hidrológico, la protección del suelo y de las cuencas hidrográficas”*.

Las zonas inalienables del Estado también refieren a los bosques y terrenos forestales o de aptitud forestal ubicados en las franjas fronterizas de 2 kilómetros de ancho a lo largo de las fronteras terrestres del país, así como los terrenos adyacentes a fuentes proveedoras de agua potable o que puedan llegar a serlo en el futuro, la zona de 50 metros contigua al sector navegable declarado por el Poder Ejecutivo para ciertos ríos, entre otros (C-339-2004, Procuraduría General de la República).

Protección del recurso hídrico y ambientes acuáticos: La protección y aprovechamiento del recurso hídrico es contemplada en la Ley Aguas N°276 que indica que el agua es de dominio público. La estrategia de protección asumida mayormente por la normativa costarricense se basa en la conservación de los ambientes superficiales del reservorio, principalmente el mantenimiento de su cobertura forestal; así, la identificación y preservación de zonas protectoras contemplada en la Ley de Biodiversidad N°7788 tiene como meta la protección del agua como recurso de valor. Otras normativas que sustentan esa meta son la Ley Orgánica del Ambiente N°7554 (artículo 50), la Ley Forestal N°7575 (artículo 33-34) y la Ley de Aguas N°276, (artículos 149-150). Para efectos de construcción u obras en cercanía de zonas de protección de recurso hídrico, la definición específica de las fronteras está a cargo del Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo, quien autoriza y establece los linderos según el artículo 34, de la Ley Forestal N°7575.

Ambientes acuáticos como los humedales también gozan de reconocimiento y protección explícito por la Ley Orgánica del Ambiente N°7554. La definición de estos ecosistemas acuáticos es muy amplia, lo que permite incluir casi todos los cuerpos de agua existentes: *“ambientes naturales o artificiales, permanentes o temporales, lénticos o lóticos, dulces, salobres o salados, incluyendo las extensiones marinas hasta el límite posterior de fanerógamas marinas o arrecifes de coral o, en su ausencia, hasta seis metros de profundidad en marea baja”*. (artículo 40, 41 y 42,).

Regulación de cobertura forestal: La cobertura forestal natural es considerada patrimonio del Estado, por lo que su tala, aún en propiedad privada, es regulada por ley (Calvo et al., 1999). En Costa Rica se prohíbe la corta o el aprovechamiento de los bosques en parques nacionales, reservas biológicas, manglares, zonas protectoras, refugios de vida silvestre y reservas forestales propiedad del Estado, excepto cuando de por medio exista una autorización (Ley Forestal, artículos 1 y 18). La eliminación de cobertura boscosa en áreas protegidas solamente se podrá realizar mediante justificaciones de proyectos declarados por el Poder Ejecutivo como de conveniencia nacional. Adicionalmente la Ley de Aguas N°276 en su Artículo 146 prohíbe destruir en los bosques nacionales los árboles que estén situados en las pendientes, orillas de las carreteras y demás vías de comunicación, lo mismo que los árboles que puedan explotarse sin necesidad de cortarlos.

Protección de la vida silvestre: La conservación de la vida silvestre esta regulada por la Ley de Conservación de la Vida Silvestre N°7317 y su reglamento, que fue actualizado en el año 2017. Esta legislación reglamenta la vida silvestre, que esta conformada por el conjunto de organismos que viven en condiciones naturales, temporales o permanentes en el territorio nacional y que no requieren el cuidado del ser humano para su supervivencia. Esta legislación además propicia las actividades productivas relacionadas con el manejo y la reproducción de la vida silvestre de manera sostenible.

Organización administrativa del recurso ambiental: La administración del recurso natural y de las áreas silvestres protegidas y sus ecosistemas actualmente es realizada por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), una dependencia del MINAE. El SINAC fue establecido en el año 1998 por la Ley de Biodiversidad N°7788 (artículos

22 al 28) y constituye un sistema integrado por unidades territoriales administrativas denominadas Áreas de Conservación. Estas unidades son responsables de aplicar la legislación vigente en materia forestal, vida silvestre y áreas protegidas así como de dictar las políticas, planificación y ejecución de medidas de protección y sostenibilidad de los recursos naturales dentro de su territorio.

Otras normativas han sido establecidas con el fin de regular actividades concretas dentro las áreas de conservación. Por ejemplo, conforme el concepto de ASP fue desarrollándose a través del tiempo, se evidenció la necesidad de cubrir servicios básicos en ellos, no solamente para su mantenimiento y gestión, sino también para su uso como sitios de educación, investigación y ocio. Por tal motivo, en 2004 se impulsó la normativa “*Reglamento para la Regulación de las Concesiones de Servicios no Esenciales en las Áreas Silvestres Protegidas Administradas por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación. N° 32357*”, aprobados por el Consejo Nacional de Áreas de Conservación (CONAC) (artículos 39, Ley de Biodiversidad N°7788). Estos servicios no esenciales se definen como:

- Servicios turísticos (áreas de acampar, venta de alimentos, estacionamiento, alojamiento, construcción de senderos, tiendas comerciales)
- Servicios de información (centros de visitantes, salas de exhibición, aulas educativas).
- Administración de servicios sanitarios, guardarropas, vestidores y duchas.

Otro ejemplo se presenta en los proyectos para el aprovechamiento de aguas públicas, que requieren de autorización del MINAE según la Ley de Aguas N°276 (artículo 17 y 178). De igual manera el Poder Ejecutivo cuenta con la potestad de constituir reservas para la generación de energía hidroeléctrica, mediante la declaración de que se constituye una reserva, por lo que las aguas de propiedad nacional comprendidas en las zonas reservadas, ya no estarán a disposición para quien las solicite (Artículo 143).

II. EVALUACIÓN AMBIENTAL Y SU LEGISLACIÓN

En la legislación costarricense, el daño ambiental se define como “*el resultado de la alteración o destrucción, intencional o no, producto de impactos negativos, de alguna actividad humana o de origen natural, que afecta, interrumpe o destruye los componentes*

de los ecosistemas, alterando su función y estructura en forma reversible o irreversible” (inciso c, Reglamento N°34433 de Ley de Biodiversidad N° 7788).

Otra definición de daño ambiental se presenta en el artículo 3 del Decreto N°31849-MINAE-MOPT-MAG-MEIC: *“el impacto ambiental negativo, no previsto, ni controlado, ni planificado en un proceso de Evaluación de Impacto Ambiental (evaluado ex-ante), producido directa o indirectamente por una actividad, obra o proyecto, sobre todos o cualquier componente del ambiente, para el cual no se previó ninguna medida de prevención, mitigación o compensación y que implica una alteración valorada como de alta significancia de impacto ambiental”*. Este segundo enunciado es un tanto problemático por cuanto la definición de daño es restringida sólo a aquellos impactos negativos no previstos ni planeados luego de la evaluación ambiental, lo cual deja por fuera importantes impactos negativos que son reconocibles *a priori*.

Varias normas demarcan más específicamente casos de daño ambiental y las responsabilidades de aquellos que incurren en ellas. Así, el artículo 2 de la Ley Orgánica del Ambiente N°7554 indica que quien contamine el ambiente o le ocasione daño será responsable del mismo, conforme lo establecen las leyes de la República y los convenios internacionales vigentes. Además, denuncia que el daño al ambiente puede constituirse en un delito de carácter social y económico (atenta contra recursos indispensables para las actividades productivas como el agua o suelo), cultural (pone en peligro la forma de vida de las comunidades) y ético (atenta contra la existencia misma de las generaciones presentes y futuras).

La Ley de Biodiversidad N°7788, en su artículo 11, señala la importancia de anticipar, prevenir y resolver los daños ambientales y las causas de la pérdida de la biodiversidad, subrayando la necesidad de que todas las actividades humanas deban realizarse en apego a normas científico-técnicas para el mantenimiento de los procesos ecológicos vitales, tanto dentro como fuera de las áreas protegidas. Es precisamente en esta ley (artículos 50-51) que se hace explícita la toma de medidas apropiadas, como la mitigación (destinadas a disminuir los impactos ambientales y sociales negativos) y la restauración-recuperación (para acelerar la recuperación de los recursos naturales afectados).

Mecanismo de evaluación ambiental: La institución encargada de recomendar las acciones necesarias para minimizar el impacto sobre el medio ambiente, así como para recuperarlo es la Secretaria Técnica Nacional Ambiental (SETENA), otra dependencia

del MINAE. SETENA fue creada en el año 1995 (artículo 83, Ley Orgánica del Ambiente N°7554) y es la agencia que debe evaluar, aprobar y emitir las resoluciones a las que debe someterse todo proyecto que contenga actividades que alteren o destruyan elementos del ambiente o generen residuos, materiales tóxicos o peligrosos y que produzcan un impacto considerable al medio. Sin embargo, en la práctica estos criterios resultaron relativamente ambiguos, lo que no dejaba claro cuáles debían de vincularse a evaluaciones ambientales. Por esta razón en el año 2004 se publica el decreto N°31849-MINAE-MOPT-MAG-MEIC *Reglamento General sobre los Procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)*, cuyo objetivo es definir los requisitos para determinar la viabilidad ambiental del proyecto que pueden alterar o destruir elementos del ambiente, así como las medidas de prevención, mitigación y compensación que deben ser implementadas. En sus anexos 1 y 2 este decreto enlista los tipos de proyectos sujetos a evaluación ambiental, su categorización y la legislación que debe aplicárseles. El reglamento constituye la base del quehacer regulador de SETENA.

SETENA ha generado una serie de herramientas (formularios) para simplificar e intentar homogenizar el análisis de los proyectos mediante procedimientos semi-cuantitativos. Actualmente se utilizan dos formularios de evaluación inicial conocidos como “D1” y “D2”, que se aplican dependiendo de los niveles de impacto de cada proyecto. La función de estos formularios es la de medir de manera inicial el nivel de impacto que tiene una obra o proyecto en el ambiente para con ello definir los requisitos generales a seguir para determinar la viabilidad o licencia ambiental. Dependiendo del impacto inferido, SETENA puede pedir otros estudios posteriores. Estos instrumentos se realizan en coordinación con un consultor externo ambiental, debidamente registrado ante SETENA, que es el responsable de la elaboración de las evaluaciones de posibles impactos (inciso 25, artículo 3, Decreto N°31849).

El formulario D1 es el utilizado para proyectos de moderado a mayor impacto e incorpora dentro de sus requisitos la descripción detallada del proyecto, su área geográfica, situación ambiental, procesos y los posibles impactos ambientales esperados por la actividad, como la generación potencial de desechos líquidos, sólidos, emisiones y otros factores de riesgo ambiental. También registra las medidas ambientales para prevenir, corregir y mitigar los posibles impactos ambientales. Adicionalmente se deben de anexar estudios técnicos básicos (biológicos, geológicos, arqueológicos, ingeniería) elaborados en el terreno en que se desarrollará la actividad. Por su parte, el formulario D2 es una

herramienta para proyectos de bajo impacto, siendo básicamente una declaración jurada de las obras a desarrollar y el compromiso de no producir un impacto negativo al ambiente y que no requiere ningún estudio preliminar (Decreto N° 31849-MINAE-S-MOPT-MAG-MEIC).

Los criterios para determinar el nivel de impacto potencial del proyecto, y por lo tanto definir cuál es el formulario correspondiente, está definido por el anexo II del Decreto N° 31849. Entre esos criterios se incluye: el área de proyecto, dimensiones del tamaño de la actividad (número de empleados, número de casas o unidades, número de unidades de transporte, etc.), aspectos ambientales, manejo de sustancias peligrosas, emisiones al aire, entre otros.

Para su valoración, el formulario D1 contiene un mecanismo de puntajes, que evalúa la significancia del impacto ambiental (SIA), obteniéndose de esta manera una calificación ambiental final para la toma de decisiones y rutas a seguir posteriores a esta primera valoración, como procedimientos de declaraciones juradas de compromisos ambientales, planes de gestión ambiental o estudios de impacto ambiental como se describe en la Tabla 2 (Decreto N° 31849, artículos 19 y 20).

TABLA 2

Clasificación y requisitos ambientales basados en la evaluación de proyectos

TABLE 2

Classification and environmental requirements based on project evaluation

| Clasificación de impactos SIA | Procedimiento a seguir | Características |
|-------------------------------|--------------------------------------|--|
| A – Alta SIA | Estudio de Impacto Ambiental (EsIA). | Instrumento técnico de Evaluación de impacto ambiental, cuya finalidad es la de analizar la actividad o proyecto, respecto a la condición ambiental del espacio geográfico en que se propone, intentando predecir, identificar y valorar los impactos ambientales significativos que determinadas acciones puedan causar sobre ese ambiente y definir el conjunto de medidas ambientales que permitan su prevención, corrección, mitigación, o en su defecto compensación buscando el balance mas equilibrado posible entre el desarrollo planteado y el ambiente. |

| | | |
|-------------------|--|---|
| B1 – Moderada SIA | Pronóstico - Plan de Gestión Ambiental (P-PGA) | Instrumento técnico de Evaluación de Impacto Ambiental, de formato preestablecido, que además de realizar un pronóstico general de los aspectos e impactos ambientales más relevantes que generará la actividad o proyecto, incluye: las medidas ambientales, sus posibles costos, plazos, responsables de aplicación, destinadas a prevenir, mitigar, corregir, compensar o restaurar impactos ambientales que se producirían. |
| B2-Baja SIA | Declaración Jurada de Compromisos Ambientales (DJCA) | Manifestación, bajo juramento ante notario público, que el desarrollador del proyecto se compromete a cumplir íntegra y totalmente los términos y condiciones estipuladas en el cuadro de medidas ambientales, o bien aquellos otros lineamientos emanados del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental. |
| C- Bajo impacto | Formulario D2 y Declaración Jurada | Actividades de bajo impacto con planes reguladores vigentes y con variable ambiental aprobada por SETENA, que deberán de cumplir solamente con un registro digital ambiental (declaración jurada) |

Una vez otorgada la viabilidad ambiental, que representa un equilibrio aceptable entre el desarrollo y ejecución de una actividad y sus impactos ambientales potenciales (inciso 65, artículo 3 Decreto N° 31849), SETENA solicita varios requisitos para los proyectos bajo las categorías A y B (Tabla 2) para el inicio de las obras, como por ejemplo un responsable ambiental, bitácora, plan de informes y garantía ambiental. El responsable ambiental es una persona física o jurídica inscrita en SETENA, que deberá ser contratada por el desarrollador que tiene como finalidad el cumplimiento de los compromisos ambientales adquiridos por el proyecto y constituye el vínculo entre el desarrollador y SETENA por medio de informes y seguimientos periódicos a las actividades que se realizan.

La garantía ambiental por su parte consiste en un rubro económico fijado por SETENA, que corresponde a un porcentaje del valor total del proyecto (tasado en el 1%) y es estipulada en el artículo 86 del mencionado decreto N°31849, así como en el artículo 21 de la Ley Orgánica del Ambiente N°7554. La garantía funciona como resguardo para la aplicación de medidas ambientales de corrección, mitigación o compensación por daños ambientales, impactos no controlados o ante cualquier incumplimiento de las

obligaciones y compromisos ambientales adquiridos por el desarrollador durante cualquiera de las etapas del proyecto (construcción u operación). Es responsabilidad del SETENA el debido seguimiento y cumplimiento de todas estas disposiciones, así como imputar a la persona física o jurídica que por sus conductas u omisiones impacte negativamente al ambiente y no resuelva debidamente su falta (Ley Orgánica del Ambiente N° 7554).

Con respecto a proyectos de explotación de recursos minerales, estos solo se pueden realizar mediante concesiones otorgadas por el Estado, ya que son recursos catalogados como de dominio absoluto, inalienable e imprescriptible del Estado (Artículo 1, Código de Minería N°6797). Este proceso no excluye a estos proyectos de realizar toda la evaluación ambiental de impactos descrita anteriormente (artículo 3, Código de Minería N° 6797).

Compensación de daño ambiental: La compensación ambiental en Costa Rica como medida de protección al ambiente está estipulada en el artículo 3 del Decreto N°31849, que define medidas de compensación como: *“acciones que retribuyen a la sociedad o la naturaleza, o a una parte de ellas, por impactos ambientales negativos, por impactos acumulativos de tipo negativo, ocasionados por la ejecución y operación de una actividad, obra o proyecto”*. En su artículo 1, este mismo Decreto indica que los impactos negativos al ambiente derivados de proyectos deben de ser sometidos a medidas de prevención, mitigación o compensación según sea el caso y que estas deben de ser implementadas y costeadas por el desarrollador. Así, la legislación costarricense establece que las medidas de protección al ambiente son realizadas por medio de ejecuciones de la garantía ambiental, medidas compensatorias o estabilizadoras del ambiente, incluso pueden establecerse alternativas de compensación de la sanción como programas de ayuda a la sociedad civil. Estas medidas conforman los compromisos ambientales, que en el Decreto N°31849 son definidos como: *“el conjunto de medidas ambientales a las cuales se compromete el desarrollador de una actividad, obra o proyecto, a fin de prevenir, corregir, mitigar, minimizar o compensar los impactos ambientales que pueda producir la actividad, obra o proyecto sobre el ambiente en general o en algunos de sus componentes específicos. Los compromisos ambientales constan de un objetivo y las tareas o acciones ambientales para su cumplimiento, dentro de un plazo dado y deberán expresarse también en función de la inversión económica a realizar.”*

Así, el compromiso ambiental adquirido por el desarrollador para tratar los impactos negativos de su proyecto debe indicar las tareas o acciones ambientales a seguir, el plazo para hacerlo y el costo económico que ello representa.

Esta valoración suele realizarse durante las etapas iniciales de la evaluación del impacto ambiental del proyecto (EIA), de modo que, de requerirse, las medidas de compensación son identificadas y planificadas con anterioridad al desarrollo del proyecto y -por tanto- contempladas en los compromisos ambientales.

En los lineamientos oficiales de SETENA (<https://www.setena.go.cr/es/Catalogo/d1>), se indica que los compromisos ambientales -incluyendo medidas compensatorias- son presentadas en el marco de una DJCA (*“Declaración Jurada de Compromisos Ambientales: Manifestación que se hace bajo juramento, otorgada en escritura pública ante notario público, en la que el desarrollador de la actividad, obra o proyecto, se compromete a cumplir íntegra y totalmente con los términos y condiciones estipuladas en el cuadro de medidas ambientales, o bien aquellos otros lineamientos emanados del proceso de Evaluación de Impacto ambiental”*), un PGA (*“Plan de Gestión Ambiental: Instrumento técnico de evaluación de impacto ambiental de formato preestablecido, que además de realizar un pronóstico general de los aspectos e impactos ambientales más relevantes que genera la actividad obra o proyecto a desarrollar, incluye: las medidas ambientales, sus posibles costos, plazos, responsables de aplicación, destinadas a prevenir, mitigar, corregir, compensar o restaurar impactos ambientales que se producirán”*), o EsIA (*Estudio de Impacto Ambiental: instrumento técnico de evaluación de impacto ambiental cuya finalidad es la de analizar la actividad obra o proyecto propuesto, respecto a la condición ambiental del espacio geográfico en que se propone y, sobre esta base, predecir, identificar y valorar los impactos ambientales significativos que determinadas acciones pueden causar sobre ese ambiente y a definir el conjunto de medidas ambientales que permitan su prevención, corrección, mitigación, o en su defecto compensación busca la inserción más armoniosa y equilibrada posible entre la actividad, obra o proyecto propuesto y el ambiente en que se localizará*). Es a partir de estos instrumentos que el SETENA pondera si las medidas de compensación (sumadas a otro tipo de medidas propuestas) son suficientes para resarcir los impactos identificados.

Ahora bien las medidas de *compensación* difieren de las medidas de *mitigación*, que son las destinadas a disminuir los impactos ambientales y sociales negativos ocasionados por el proyecto, o las de *prevención*, que son las realizadas para evitar la ocurrencia de los

impactos. Sin embargo, a pesar de que esta diferenciación es explícita en el Decreto N°31849, en la práctica los términos se han confundido y ha habido mucha confusión en cuanto a los alcances de estas medidas. Esta situación suscitó que en el año 2011 la Comisión Plenaria de SETENA generara el *Manual de procedimientos para el establecimiento de medidas compensatorias a proyectos con viabilidad ambiental o en proceso de su otorgamiento* CP-042-2011-SETENA con el fin de esclarecer cuándo y cómo aplicar estas medidas. El manual implementa el *Plan de Compensación* como un instrumento que permite estandarizar los requerimientos solicitados a proyectos que causen daño ambiental comprobado. Este plan de compensación es solicitado por medio de una resolución del SETENA ante los incumplimientos los compromisos ambientales adquiridos previamente por el desarrollador o ante el surgimiento de un impacto negativo no tomado en cuenta en la evaluación ambiental realizada. Un aspecto medular establecido en el Plan de Compensación es que busca que la retribución por el daño sea “*proporcional a lo expuesto en la valoración económica presentada. El plan de medidas compensatorias no deberá contener medidas ambientales de cualquier otro tipo ya establecidas en los instrumentos de evaluación de impacto ambiental*” (CP-042-2011-SETENA, ASA-377-2011). Es decir, que, siguiendo este procedimiento, la compensación se realiza solo en caso de impactos negativos que no hayan sido contemplados en la evaluación de impacto y que su estimación –nuevamente- se basa en una tasación económica del costo del impacto. La valoración económica es elaborada por un profesional pertinente que es contratado por parte de desarrollador. Si el daño ambiental es comprobado, la SETENA podría solicitar apoyo a SINAC o al Tribunal Ambiental para valorar ese impacto o en casos muy complejos, hacer una contratación externa que deberá de sufragar el desarrollador. Una vez realizada la valoración económica, es el desarrollador quien propone el Plan de Compensación por un monto aproximado y sometido a SETENA para su aprobación.

El párrafo anterior identifica entonces un segundo momento en el que un proyecto puede realizar compensación ambiental, que sucede cuando por solicitud de SETENA se ordena realizar un plan formal de medidas compensatorias (Plan de Compensación), debido a hallazgos de incumplimientos técnicos y administrativos encontrados durante el seguimiento y fiscalización de los compromisos ambientales. Este proceso se justifica en el apartado de las sanciones que puede imponer la SETENA (inciso i, artículo 99, Ley Orgánica del Ambiente N° 7554, que dicta: “*Sanciones administrativas-Ante la violación*

de las normativas de protección ambiental o ante conductas dañinas al ambiente claramente establecidas en esta ley, la Administración Pública aplicará las siguientes medidas protectoras y sanciones:

- a) Advertencia mediante la notificación de que existe un reclamo.*
- b) Amonestación acorde con la gravedad de los hechos violatorios y una vez comprobados.*
- c) Ejecución de la garantía de cumplimiento, otorgada en la evaluación de impacto ambiental.*
- d) Restricciones, parciales o totales, u orden de paralización inmediata de los actos que originan la denuncia.*
- e) Clausura total o parcial, temporal o definitiva, de los actos o hechos que provocan la denuncia.*
- f) Cancelación parcial, total, permanente o temporal, de los permisos, las patentes, los locales o las empresas que provocan la denuncia, el acto o el hecho contaminante o destructivo.*
- g) Imposición de obligaciones compensatorias o estabilizadoras del ambiente o la diversidad biológica.***
- h) Modificación o demolición de construcciones u obras que dañen el ambiente.*
- i) Alternativas de compensación de la sanción, como recibir cursos educativos oficiales en materia ambiental; además, trabajar en obras comunales en el área del ambiente.***
Estas sanciones podrán imponerse a particulares o funcionarios públicos, por acciones u omisiones violatorias de las normas de esta ley, de otras disposiciones de protección ambiental o de la diversidad biológica”.

Por lo tanto, los incisos (g) e (i) de ese artículo identifican acciones compensatorias para resarcir por los daños ambientales no previstos en el EsIA o contravenciones ocurridas durante el desarrollo del proyecto, posterior al otorgamiento de la viabilidad ambiental del mismo.

El Plan de Compensación es entonces otro instrumento que contempla medidas resarcitorias de los impactos negativos no previstos e incluye una valoración económica que el desarrollador aporta de esos impactos. En caso de proyectos con daño ambiental comprobado, la valoración económica deberá ser solicitada por parte de la SETENA al SINAC. Esto con sustento en el artículo 58 de la Ley Forestal N° 7575 “*acción de representación a la Procuraduría General de la República, para que establezca la acción*

civil resarcitoria sobre el daño ecológico ocasionado al patrimonio natural del Estado. Para estos efectos, los funcionarios de la Administración Forestal del Estado podrán actuar como peritos evaluadores". El artículo 81 de esa misma ley señala: "*consulta técnica a las Áreas de Conservación. Cuando se trate de actividades, obras o proyectos que afecten la vida silvestre, áreas protegidas, recursos forestales y recursos hídricos, la SETENA de previo a resolver, deberá consultar al Área de Conservación del SINAC lo que corresponda, para que emita criterio técnico al respecto en el plazo que establece la ley*". Cuando por el grado de complejidad del impacto el SINAC no pudiera valorar el daño ambiental, el acuerdo de la comisión plenaria de SETENA (CP-042-2011-SETENA), indica que SETENA podrá realizar una contratación administrativa para ese fin, misma que será sufragada económicamente por el desarrollador.

Entre las medidas de compensación sugeridas por este mismo acuerdo se citan: programas de reforestación, creación de reservas forestales, reproducción de especies de flora y fauna, programas de educación ambiental, programas de ayuda a la sociedad civil, etc, siempre tomando en cuenta que deben ser proporcionales a las áreas afectadas o a la sociedad civil perjudicada, así como a las valoraciones económicas realizadas. Estas alternativas no necesariamente restituyen los daños específicos al ambiente, transgrediendo una de las premisas fundamentales de la compensación ambiental es que el resarcimiento sea proporcional y sobre elementos similares a los afectados (Bull & Strange, 2018).

Finalmente para que la SETENA se asegure que se cumplan los compromisos ambientales en los proyectos, incluidos los planes de compensación, cuenta con la herramienta de la garantía ambiental que es equivalente al 1% del valor total del proyecto (artículo 21, Ley Orgánica del Ambiente 7554) y esta definida como un "*depósito de dinero, que establece la SETENA de conformidad con la normativa vigente, para resguardar la aplicación de medidas ambientales de corrección, mitigación o compensación por daños ambientales o impactos ambientales negativos no controlados por la actividad, obra o proyecto. Dicho depósito se deberá llevar a cabo a favor de la SETENA en la cuenta de Fondos de Custodia del Fondo Nacional Ambiental*" (inciso 41, artículo 3, Decreto 31849).

La compensación ambiental por daños inevitables de un proyecto está, por lo tanto, normada en el país.

Otras disposiciones de compensación: La normativa costarricense contempla otras indemnizaciones en casos particulares. Por ejemplo, la Ley Forestal N°7575 prevé apoyo financiero para programas de compensación ambiental a partir de recursos provenientes del impuesto selectivo de consumo de los combustibles y otros hidrocarburos. Así, su artículo 69 estipula que anualmente se destinará un tercio de esos impuestos a: *“programas de compensación a los propietarios de bosques y plantaciones forestales, por los servicios ambientales de mitigación de las emisiones de gases con efecto invernadero y por la protección y el desarrollo de la biodiversidad, que generan las actividades de protección, conservación y manejo de bosques naturales y plantaciones forestales”*. Esta es una medida indemnizar por la polución generada por uso de combustibles empleando para ello el concepto de pago por servicios ambientales.

Otro caso es mencionado en el artículo 148 de la Ley de Aguas N°276, que indica que: *“los propietarios de terrenos atravesados por ríos, arroyos, o aquellos en los cuales existan manantiales, en cuyas vegas o contornos hayan sido destruidos los bosques que les servían de abrigo, están obligados a sembrar árboles en las márgenes de los mismos ríos, arroyos o manantiales, a una distancia no mayor de cinco metros de las expresadas aguas, en todo el trayecto y su curso, comprendido en la respectiva propiedad”*. Este lineamiento si bien es cierto no se enmarca como un resarcimiento normativo a la biodiversidad, claramente tiene el objetivo de cumplir con esa función. De igual forma cuando se realice tala ilegal de zonas protegidas, la misma ley estipula en su artículo 151 que deben reponerse los árboles destruidos, siendo esto una medida de compensación para favorecer el buen mantenimiento del recurso hídrico y la zona boscosa que lo protege.

Existen además algunas restricciones para las medidas de compensación ambiental. Por ejemplo, cuando estas se realizan por medio de bienes inmuebles, los terrenos ofrecidos no pueden haberse adquirido por medio de donaciones, fondos públicos o pertenecer al Estado. Tampoco pueden aceptarse medias fincas. Además, la normativa (CP-042-2011-SETENA, ASA-377-2011) es clara en mencionar que la obligación de la conservación de esos terrenos recaerá al responsable del proyecto, sin que en ningún momento pueda ser beneficiado con el pago por servicios ambientales o cualquier otro beneficio otorgado por el Estado (Fondo Nacional de Financiamiento Forestal).

Compensación en áreas silvestres protegidas: Como se ha mencionado, el país dispone de una red de áreas silvestres protegidas cuya función primaria es el mantenimiento de

ecosistemas naturales representativos y sus componentes bióticos y abióticos, así como su patrimonio cultural (Boza, 1993). Daños ocasionados a esas propiedades contravienen en buena medida esos objetivos por lo que las medidas para compensar impactos en ASP deben ser claramente estipuladas y apoyar su gestión en su propia normativa.

En el ordenamiento territorial del país, los planes o autorizaciones de uso y aprovechamiento de recursos minerales, suelo, flora, fauna, agua y otros patrimonios naturales, así como la ubicación de asentamientos humanos y de desarrollos industriales y agrícolas deben considerar en su elaboración e implementación la conservación de la biodiversidad y su empleo sostenible, en especial cuando afecten las áreas silvestres protegidas.

Los impactos negativos de proyectos pueden afectar las ASP de muchas maneras: alterando los recursos naturales que protegen (p.ej. contaminación), acelerando su remoción (p.ej. cacería, tala), o destruyendo ecosistemas (p.ej. inundando terrenos, drenando humedales). Algunos impactos son tan grandes o persistentes que se opta por segregar una porción del ASP, lo que supone una modificación de sus límites originales. Ante esa situación, el SINAC debe priorizar la conservación de la biodiversidad su empleo sostenible, así como de los procesos ecológicos relevantes en las ASP, según lo indican los artículos 50 a 54 de la Ley de Biodiversidad N°7788.

La creación de un ASP, en cualquiera de sus categorías, requiere de estudios preliminares físico-geográficos, de diversidad biológica, o socioeconómicos, que constituyen una línea base ambiental y que permiten justificar técnicamente el área. Una vez establecida, el área no puede ser disminuída, a menos que esta reducción sea llevada a cabo mediante una ley de la República. Así, la Ley Orgánica del Ambiente N°7554, en su artículo 38 indica:

“La superficie de las áreas silvestres protegidas, patrimonio natural del Estado, cualquiera sea su categoría de manejo, sólo podrá reducirse por Ley de la República, después de realizar los estudios técnicos que justifiquen esta medida.” Consecuentemente, cualquier modificación que implique la reducción de los límites de un ASP –sin importar su categoría de manejo– debe hacerse mediante acto legislativo avalado por un criterio técnico previo, que justifique su adopción.”

Aunque tanto su delimitación como su área superficial pueden ser modificadas, dichas acciones contravienen los fines primordiales para los que fueron creadas las ASP. Esta

situación fue ratificada por la Sala Constitucional en su sentencia N°07294-98 de 1998 que indica:

" De la sentencia transcrita queda claro que, una vez declarada una determinada área como zona protectora por un acto del Estado, no puede éste, simplemente, desafectarlo en todo o en parte, para proteger otros intereses – públicos o privados– en menoscabo del disfrute de un ambiente sano, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 50 constitucional. Ahora bien, el hecho de que una norma, del rango que sea, haya declarado como zona protectora una determinada área, no implica la constitución de una zona pétreo, en el sentido de que, de manera alguna, su cabida pueda ser reducida por una normativa posterior. Sin embargo, se debe tener presente que la declaratoria y delimitación de una zona protectora, en cumplimiento de lo preceptuado en el artículo 50 constitucional, implica una defensa del derecho fundamental al ambiente y, por ello, la reducción de cabida no debe implicar un detrimento de ese derecho, situación que debe establecerse en cada caso concreto. No resulta necesariamente inconstitucional el hecho de que por medio de una ley posterior se reduzca la cabida de una zona protectora, una reserva forestal, un Parque Nacional o cualesquiera otros sitios de interés ambiental, siempre y cuando ello esté justificado en el tanto no implique vulneración al derecho al ambiente. Podría ser que, por diversas circunstancias, un determinado sitio haya perdido, al menos en parte, el interés ambiental que, en su momento, provocó, lo que, hechos los estudios del caso, justificaría su modificación o reducción, todo en aplicación del principio de razonabilidad constitucional. Del mismo modo, la delimitación inicial de una zona protectora –o de otra índole– podría, a la larga, resultar insuficiente y, en razón de esto, motivar la aprobación de una reforma para ampliar la cabida... si para la creación de un área silvestre protectora la Asamblea Legislativa, por medio de una ley, estableció el cumplimiento de unos requisitos específicos, a fin de determinar si la afectación en cuestión es justificada, lo lógico es que, para su desafectación parcial o total, también se deban cumplir determinados requisitos –como la realización de estudios técnicos ambientales– para determinar que con la desafectación no se transgrede el contenido del artículo 50 constitucional. En este sentido, podemos hablar de niveles de desafectación. Así, no toda desafectación de una

zona protegida es inconstitucional, en el tanto implique menoscabo al derecho al ambiente o amenaza a éste. De allí que, para reducir un área silvestre protegida cualquiera, la Asamblea Legislativa debe hacerlo con base en estudios técnicos suficientes y necesarios para determinar que no se causará daño al ambiente o se le pondrá en peligro y, por ende, que no se vulnera el contenido del artículo 50 constitucional. El principio de razonabilidad, en relación con el derecho fundamental al ambiente, obliga a que las normas que se dicten con respecto a esta materia estén debidamente motivadas en estudios técnicos serios, aún cuando no existiera otra normativa legal que así lo estableciera expresamente. A juicio de este Tribunal Constitucional, la exigencia que contiene el artículo 38 de la Ley Orgánica del Ambiente N° 7554, en el sentido de que para reducir un área silvestre protegida por ley formal deben realizarse, de previo, los estudios técnicos que justifiquen la medida, no es sino la objetivación del principio de razonabilidad en materia de protección al ambiente.”

Siendo consecuentes con los requerimientos para la creación de áreas silvestres protegidas, la Sala Constitucional deduce que: (1) si es posible reducir o modificar un ASP, (2) siempre que se cuente con un estudio técnico previo que contemple un sustento similar al que fue utilizado para la creación. Ese estudio busca caracterizar el ambiente en el área de influencia del proyecto o actividad que potencialmente afectaría el ASP, así como la posible compensación ambiental a realizar.

Sin embargo, no se brinda mayor detalle sobre la naturaleza del estudio técnico en el que se sustentaría la modificación de límites del ASP, razón por la que el Reglamento de la Ley de Biodiversidad N°34433 del año 2008, establece en sus artículos 71 y 72 que dicho informe técnico, deberá ser coordinado por SINAC e incluir al menos los siguientes criterios:

“a) Relevancia y fragilidad de los ecosistemas, poblaciones silvestres, atributos geológicos o geomorfológicos que incluye el área propuesta.

b) Dimensiones estimadas de los ecosistemas más relevantes, atributos geológicos o geomorfológicos que contiene el área propuesta.

c) Estado de conservación de dichos ecosistemas, poblaciones silvestres más relevantes, atributos geológicos o geomorfológicos y potencial comprobado para la recuperación ecológica de sitios degradados dentro del área propuesta.

d) Relevancia y naturaleza de los bienes y servicios ambientales que suministra el área propuesta para las comunidades locales circunvecinas.

e) Potencial comprobado del área propuesta para aquellos usos que sean compatibles con la categoría de manejo recomendada.

f) Régimen de tenencia de la tierra (estatal, privada o mixta) en el área propuesta.

g) Existencia de recursos financieros suficientes para adquirir los terrenos del área propuesta y asegurar su adecuada protección y manejo en el largo plazo.

h) Consulta obligatoria a poblaciones indígenas o comunidades locales que puedan ser afectadas, impactadas con la creación o modificación de áreas silvestres protegidas”.

El reglamento traza una hoja de ruta para caracterizar el entorno a segregar, pero omite cómo evaluar si la modificación de los límites contraviene el derecho ambiental refrendado en la legislación. Tampoco hace referencia a las medidas que deberían contemplarse para compensar por esos daños. Es decir, ni la sentencia N°7294-98 ni la Ley Orgánica del Ambiente mencionan explícitamente la necesidad de compensar en caso que se modifique los límites de un ASP. Esta necesidad si es contemplada en el Decreto Ejecutivo N° 31849-MINAE-S-MOPT-MAG-MEIC. Además, la Sala Constitucional Resolución N° 2019000673 del año 2019 declara que “*de la jurisprudencia reiterada de esta Sala se tiene que, toda reducción de un área silvestre protegida, en cualquiera de sus categorías de manejo (en cuenta los refugios nacionales de vida silvestre), deben cumplirse tres requisitos esenciales: reserva legal (es decir, sólo por ley puede hacerse), previa realización de estudios técnicos suficientes que justifiquen la medida y establecer medidas de compensación*”. Además, en la misma resolución dentro de sus considerandos referente a medidas de compensación en áreas protegidas indica “*un área protegida solo se puede reducir si se hace mediante ley, si hay estudios técnicos y científicos que descarten el daño ambiental y si se da una compensación del área suprimida con otra de igual tamaño. No cabe duda que todas aquellas normas en los cuales hay reducción de las áreas protegidas sin el respaldo de estudios técnicos ni compensación alguna, son inconstitucionales*”. Nótese que este voto de la Sala Constitucional además alude a las dimensiones que debe tener un área empleada como medida de compensación. Este aspecto es relevante pues, pese a que la proporcionalidad que debería emplearse en estos casos no está establecida en la legislación, apunta a que al menos deba ser de igual tamaño que la segregada del ASP. Partiendo del principio de razonabilidad, se podría suponer entonces que las medidas de compensación deberían ser contempladas siempre en caso

de modificación a los límites o reducción de áreas silvestres protegidas, como una manera de asegurar que no se transgrede con el derecho ambiental.

La idea mencionada en el párrafo anterior está de hecho normada en el caso de humedales. Los humedales son ambientes protegidos, algunos de ellos incluso por la Convención de Humedales de Importancia Internacional (sitios Ramsar) de la que Costa Rica es signatario desde 1991 (Ley N°7224). El inciso 2 del artículo 4 de esta convención dicta: *“cuando una parte contratante, por motivos urgentes de interés nacional, retire de la Lista o reduzca los límites de un humedal incluido en ella, deberá compensar en la medida de lo posible, la pérdida de recursos de humedales y, en particular, crear nuevas reservas naturales para las aves acuáticas y para la protección de una porción adecuada de su hábitat original, en la misma región o en otro lugar”*. Aunque no hace explícita la proporcionalidad, es claro que la indemnización debe realizarse sustituyendo el humedal impactado.

III VACÍOS LEGALES EN LA COMPENSACIÓN AMBIENTAL

Inconsistencias en la legislación ambiental: Como se desprende de las secciones anteriores, en Costa Rica existe una abultada legislación que trata de cubrir de manera exhaustiva el tema de protección ambiental y la regulación del uso de recursos de manera sostenible. Esta situación no es del todo inesperada en una sociedad que reclama el derecho a un ambiente sano y donde el mantenimiento de un importante acervo de ecosistemas representativos y la preservación de la biodiversidad son considerados patrimonio para futuras generaciones (Steinberg et al., 2001; Barton et al., 2009). La legislación también refleja la percepción un tanto utilitaria que se posee del recurso natural, del que dependen muchos sectores para su desarrollo socioeconómico (Hunt et al., 2015; Jones & Spadafora, 2017).

Lo extenso de la normativa no evita algunos inconvenientes ya anotados previamente y que han sido señalados por otros investigadores. Bustos (2004), subraya que la legislación ambiental en Costa Rica es incongruente, redundante y contradictoria, lo que limita su eficacia. Ante cada desafío ambiental pareciera que el país ha respondido a través de la creación de una nueva legislación que a su vez acarrea la normativa previamente establecida. En consecuencia, enunciados y nociones están dispersos por varias leyes y reglamentos que además son repetitivos (Bustos, 2004; Salazar, 2004). Esta situación hace más complejo y lento el poder acceder a toda la normativa para resolver asuntos

particulares, lo que facilita la confusión y el error. Un abultado número de decretos, lineamientos y manuales establecidos posteriores al pronunciamiento de las leyes, que intentan resolver posibles vacíos, pueden estar reflejando que la legislación cuenta con vacíos que intentan ser subsanados posteriormente cuando se requiera la aplicación en la práctica de la ley.

Algunas de las normativas mencionadas son además contradictorias, lo que incrementa aún más la confusión. Sirve de ejemplo la ya señalada diferencia en la definición de daño ambiental entre el reglamento N°34433 de la Ley de Biodiversidad y el Decreto N°31849: si se sigue al aludido reglamento, el daño ambiental es identificado a priori en la evaluación del proyecto y se formulan medidas de compensación antes de la viabilidad ambiental. En cambio, en el decreto el daño ambiental resulta de denuncias o inspecciones del SETENA una vez realizado el EIA, por lo que es atendido a partir del Plan Compensación Ambiental. Esta situación hace que la atención al mismo daño difiera dependiendo en si este es identificado a priori o posteriori del EIA y no por su nivel de afectación al ambiente.

Otro problema es que la normativa es ambigua y está abierta a interpretación del usuario, lo que puede generar un entendimiento incompleto o equívoco de los impactos ambientales y de la manera como estos deben ser manejados (Bustos, 2004; Salazar, 2004). A estos problemas se suma la carencia de mecanismos efectivos de seguimiento, evaluación y verificación de los tratamientos de compensación (Salazar 2004). Esta carencia en parte deriva de insuficiente presupuesto para temas ambientales tanto en el Poder Judicial (falta de formación) como en el propio MINAE como institución responsable del ambiente (Salazar, 2004).

Vacíos en la normativa sobre compensación: Como hemos visto, la legislación costarricense contempla la compensación ambiental como una medida para garantizar un ambiente sano en caso de impactos inevitables. Sin embargo, el tratamiento de compensación en la normativa es general y un tanto impreciso, por lo que no es del todo claro si su implementación permite remediar las pérdidas ambientales de manera efectiva. SETENA es la única agencia que evalúa los impactos de proyectos y aprueba las acciones para remediarlos. Desde la normativa que rige el quehacer de esta institución (Decreto N° 31849), existe confusión en cuanto a cuándo aplicar medidas compensatorias. Si los impactos negativos son previstos durante el PGA o el EsIA, SETENA no parece

considerarlos como daños ambientales, aunque trata de controlados a partir de medidas de mitigación o -incluso- compensación. En cambio, si los impactos son identificados después del otorgamiento de la viabilidad ambiental, o si se encuentran faltas de índole administrativo, SETENA las clasifica como daño ambiental, empleando el inciso “i” del artículo 99, Ley Orgánica del Ambiente N° 7554 para solicitar los planes de compensación ambiental. Este artículo explícitamente interpreta dichas acciones como sanciones a faltas, más que como medidas para resarcir por impactos a la biodiversidad u otros componentes ambientales. Es decir, la compensación se percibe como una indemnización a aquellos impactos negativos que surgen de imprevisto, o incluso como una expiación a faltas de los compromisos ambientales adquiridos. Con esa restricción, surge la duda de si un impacto significativo inevitable, identificado *a priori* durante el EIA será siempre tratado con medidas de mitigación o si efectivamente pasaría a ser catalogados como meritorio de medidas compensatorias.

Por otro lado, la compensación ambiental supone una reparación o restitución directa sobre aquellos factores o componentes ambientales impactados, empleando como base la equivalencia ecológica y el principio de proporcionalidad (ver Bonilla et al., 2022a). Las medidas compensatorias referidas en la normativa costarricense (CP-042-2011-SETENA) incluyen: programas de reforestación, educación ambiental, de ayuda a la sociedad civil, entre otros. De hecho, el artículo 99 de la Ley Orgánica del Ambiente N°7554 señala, *“la imposición de alternativas de compensación de la sanción, como recibir cursos educativos oficiales en materia ambiental; además, trabajar en obras comunales en el área del ambiente. Estas sanciones podrán imponerse a particulares o funcionarios públicos, por acciones u omisiones violatorias de las normas de esta ley, de otras disposiciones de protección ambiental o de la diversidad biológica”*. Como mencionamos, el Plan de Compensación corresponde más bien a sanciones que, si bien corresponden a acciones positivas en el ámbito social o económico, no necesariamente aseguran un reemplazo adecuado de los elementos del ambiente afectados por el proyecto, por lo que no puede asegurarse ni proporcionalidad ni ganancia neta ambiental.

La legislación vigente tampoco contempla la evaluación de las medidas de compensación una vez implementadas, ni hay referencia en ninguna normativa a seguimientos en el tiempo por parte del SETENA, por lo que el examen de los alcances reales de dichas medidas a favor del ambiente permanecen desconocidos. Esta situación es una consecuencia del enfoque económico que tienen las medidas de compensación en Costa

Rica y la predominancia de medidas compensatorias que no priorizan restituir variables ambientales afectadas.

Otro de los vacíos preocupantes es que no hay referencias directas a los mecanismos de compensación si los impactos ambientales se producen en áreas silvestres protegidas (ASP) o en otros ambientes en alguna condición de vulnerabilidad. La declaración de un ASP supone que el nivel de amenaza y singularidad de ese sitio requiere un esfuerzo sólido para su perpetuación. Entonces, las ASP no deberían estar sujetas a modificaciones posteriores si están las afectan negativamente. Las acciones que impacten ASP, y los mecanismos de compensación para ellas, deberían ser reguladas explícitamente a partir de legislación.

El ente regulador debería tener mucho cuidado a la hora de analizar impactos en ASP, analizando posibilidades de compensación de manera específica para cada caso. Aspectos que sin duda deberían considerarse en caso de impactos potenciales sobre las ASP serían: (1) La posibilidad de desarrollar el proyecto de manera distinta, de modo que no impacte el área protegida; (2) Si la afectación planteada es inevitable y estrictamente necesaria, evaluar rigurosamente esos impactos y establecer medidas de compensación durante la fase de evaluación del impacto; (3) asegurar que las medidas de compensación se basen en sustituciones de los mismos factores o elementos afectados, en el marco de valoraciones de equivalencias ecológicas; (4) incluir (y ejecutar) un plan de seguimiento de las medidas de compensación para su evaluación en el tiempo.

Uno de los bemoles más notables de nuestra legislación son las frecuentes excepciones a normativa regulatoria, que sin duda dificultan el control que se desea ejercer en leyes, decretos y reglamentos. El artículo 38 de la Ley Orgánica del Ambiente N°7554 es precisamente uno de esos portillos, al desfigurar el carácter de protección absoluta que deberían tener las áreas silvestres protegidas en categorías restrictivas como son las de Parque Nacional o Reserva Biológica. Como vimos en secciones anteriores, ese artículo posibilita la modificación de límites de las ASP e incluso posibilita la reducción de sus superficies, siempre que se cumpla con el requisito de estudios que lo refrenden. Como consecuencia, una opción a la que se recurre es segregar alguna sección del área silvestre protegida impactada, lo que ha direccionado el tema de compensación en ASP a la búsqueda de áreas que tengan características ecológicas que permitan sustituir las pérdidas por la segregación (ver Bonilla et al., 2022b).

Si bien la normativa específica la necesidad de contar con estudios técnicos para justificar desarrollos o desafecciones de ASP, no es del todo claro qué deben contemplar esos estudios, cuál metodología emplear para determinar el área a compensar, ni cómo deben evaluarse los estudios de donde derivan las alternativas de compensación antes de ser aprobados. Tampoco hay referencias en torno a los indicadores bióticos y abióticos a analizar, tiempos de ejecución, porcentajes o proporcionalidad de compensación o cómo esta debería de establecerse. Esta situación promueve el que en la mayoría de los casos las acciones compensatorias queden supeditadas al criterio de quienes desarrollan el proyecto (ver Bonilla et al, 2022c). Un aspecto que debería ser igualmente normado es el papel que deben jugar los funcionarios de SINAC y SETENA en el establecimiento del plan de compensación en estos casos.

DISCUSIÓN

Existe una abultada legislación en materia ambiental en Costa Rica. En contraste, la compensación ambiental como una manera de asegurar una ganancia del ambiente o sus componentes ante impactos inevitables no es abordada de forma clara y con la suficiente profundidad en la legislación costarricense. Nuestra revisión revela la necesidad de enfatizar la importancia del resarcimiento como una práctica positiva que debería estar incorporada dentro de los lineamientos del estudio de impacto ambiental e identifica una serie de vacíos que deben subsanarse para mejorar su gestión.

La autoridad administrativa correspondiente, en nuestro caso SETENA, es quien tiene la potestad de formular y aceptar o no medidas de compensación, sopesando para ello el nivel de daño que el proyecto pueda causar al ambiente, así como el nivel de protección con que cuenta el área o recurso que se pretende afectar (Quetier & Lavorel, 2011). De manera prioritaria, un adecuado plan de compensación deberá procurar cumplir con los requisitos de equivalencia, cercanía y oportunidad (Vergara & Leytón, 2002).

Como instrumento de gestión ambiental, la compensación de recursos naturales es fundamental para el desarrollo económico de Costa Rica, precisamente porque una parte de su economía se sustenta en la explotación, intervención y uso de muchos de esos recursos (Goldstein, 2001; Martin, 2004). Sin embargo, debe recordarse que la compensación no constituye una solución universal para resarcir por cualquier daño ambiental (Bonilla et al., 2022c). De hecho, una de las principales críticas al empleo de

medidas compensatorias es precisamente que hay casos en los que simplemente no es posible una restitución a los elementos ambientales impactados y que el forzar estas medidas puede generar la errónea impresión que siempre los impactos negativos de un proyecto podrán ser compensados sin importar su dimensión (Cuperus, 2005; Moreno-Mateos et al., 2015). Si los ambientes o componentes del mismo son únicos o irremplazables, el propio ordenamiento jurídico debería negar la posibilidad de compensar, lo que posiblemente implicaría que la obra o proyecto no podría desarrollarse o que su desarrollo requeriría modificaciones que aseguren que el impacto sobre los ambientes singulares desaparezca (Moreno-Mateos et al., 2015). Ambientes o recursos singulares pueden ser declarados bajo protección absoluta, como sucede con la categoría de monumento natural en la Convención de Washington (Moreno-Mateos et al., 2015). El carácter de protección absoluta debería bastar como nivel de protección en algunas de las categorías de ASP, para que estas no deban ser sometidas a ninguna amenaza evitable y por lo tanto no tener que forzar su compensación.

Es imperativo estandarizar los mecanismos para determinar las medidas compensatorias a seguir en Costa Rica, analizando además las estrategias que se seguirán para asegurar proporcionalidad y equivalencia ecológica. Los procedimientos, indicadores, cálculos, etc., deben discutirse y hacerse explícitos en la normativa, previo consenso entre los distintos actores involucrados. Particularmente relevante será clarificar protocolos sobre compensación en áreas silvestres protegidas. La evaluación de otros mecanismos que podrían explorarse en el contexto de compensación, como son los bancos de biodiversidad (Sarmiento, 2014; Ureta, 2015; de Guerrero-Manso, 2016), podrían ser opciones interesantes a considerar en esas situaciones, al permitir posibilidades de colaboración entre las organizaciones gubernamentales dedicadas a la protección de recursos naturales y proyectos productivos (privados o públicos) que afecten a los recursos naturales (Bayon et al, 2000).

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Rebeca Méndez y Miguel Méndez por su apoyo en labores de investigación y logística. Edgardo Arévalo y dos revisores anónimos efectuaron importantes sugerencias para mejorar el manuscrito. Wagner López apoyó con el mapa presentado. Este trabajo es parte de una serie de estudios realizados en compensación ambiental, financiados parcialmente por la Organización para Estudios Tropicales OET, la Vicerrectoría de Investigación, proyecto B6A02 y la Vicerrectoría de Acción Social, proyecto ED-3585, de la Universidad de Costa Rica.

RESUMEN

Introducción: La compensación ambiental es un instrumento técnico-jurídico de gestión ambiental utilizado para compensar el daño ambiental debido a los impactos irreversibles e inevitables de proyectos de desarrollo. Por lo general, las regulaciones de compensación se incluyen en la legislación ambiental de aquellos países donde se aplica. Este artículo resume la legislación de compensación ambiental en Costa Rica, un país con una reconocida tradición de conservación y conciencia ambiental. Nuestro objetivo es describir cómo se formula la compensación en ese país e identificar posibles vacíos regulatorios. **Métodos:** Realizamos una revisión sistemática de la legislación ambiental a través del Sistema Costarricense de Información Jurídica (SCIJ, http://www.pgrweb.go.cr/scij/avanzada_pgr.aspx), considerando tanto normativa como pronunciamientos sobre medidas de compensación y mitigación. **Resultados:** La Constitución Política de Costa Rica reconoce el medio ambiente sano como un derecho fundamental de todos los ciudadanos. Actualmente se encuentran en vigencia al menos siete leyes que tratan de temas ambientales y sus respectivos reglamentos. Esta voluminosa legislación tiene como objetivo proteger los recursos naturales regulando su uso y creando un conjunto de áreas silvestres protegidas. Sin embargo, la legislación es algo repetitiva y abierta a interpretación, lo que facilita la confusión. Las acciones que requieren compensación están reguladas de manera general, lo que dificulta establecer cuándo y cómo aplicarlas. Además, la compensación se considera en función de cuándo se identifica el daño y no debido a su nivel de impacto ambiental. Asimismo, la normativa no hace explícitos los principios y objetivos que sustentan las medidas compensatorias ni cómo deben llevarse a cabo, mencionando brevemente algunas acciones que no aseguran que la pérdida ambiental neta sea cero. **Conclusiones:** Esta revisión revela la necesidad de estandarizar los mecanismos para determinar las medidas compensatorias a nivel regulatorio, analizando además las estrategias que se seguirán para asegurar la proporcionalidad y la equivalencia ecológica. La legislación debe enfatizar la importancia de la compensación como práctica positiva, la cual debe ser incorporada dentro de los lineamientos del Estudio de Impacto Ambiental.

Palabras clave: ambiente; áreas protegidas; biodiversidad; compensación; mitigación; SETENA.

REFERENCIAS

- Andrade, G.I., Rodríguez, M., & Wills, E. (2012). Dilemas Ambientales de la Gran Minería en Colombia. *Revista Javeriana*, 785, 17-23.
- Aguirre, J.A. (2008). Midiendo el impacto económico del gasto turístico de los visitantes a los parques nacionales de Costa Rica. *Pasos. Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 6(1), 11-26.
- Ariza-Pardo, D. M., & Moreno-Hincapié, J. C. (2017). *Análisis comparativo sobre compensaciones ambientales por pérdida de biodiversidad en el contexto nacional e internacional*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Banco Mundial. (2001). *Política del Banco Mundial sobre Hábitats Naturales*. O.P. 4.04. <http://siteresources.worldbank.org/OPSMANUAL/Resources/2103841170795590012/op404Spanish.pdf>
- Barton, D.N., Faith, D.P., Rusch, G.M., Acevedo, H., Paniagua, L., & Castro, M. (2009). Environmental service payments: Evaluating biodiversity conservation trade-offs and cost-efficiency in the Osa Conservation Area, Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 901-911.
- Bayon, R., Lovink, J.S., & Veening, W.J. (2000). *Financiamiento de la conservación de la biodiversidad* (No. 1546 caja 140). BID.
- Blanco-Obando, E. (2016). Medio ambiente y desarrollo: efectos de las actividades productivas y la legislación ambiental sobre la naturaleza y las condiciones de vida de la población, en la región chorotega de costa rica. 1990-2014. *Diálogos Revista Electrónica de Historia*, 17(2), 3-30.
- Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022)a. Bases teóricas y conceptuales para la compensación ambiental bajo el enfoque ecológico. *Revista de Biología Tropical*, en prensa.
- Bonilla, F., Oviedo-Brenes, F., Beneyto-Garrigos, D., Arevalo, E., Morales-Gutierrez, L., Serrano-Sandí, J., & Sasa, M. (2022)b. Aplicación del método de Hábitat-Hectárea en compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica.. *Revista de Biología Tropical*, en prensa.
- Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022)c. Environmental compensation actions in Costa Rica: Disparity between commitments and actions. *Open Journal of Ecology*, en prensa.
- Boza, M.A. (1993). Conservation in action: past, present, and future of the national park system of Costa Rica. *Conservation Biology*, 7(2), 239-247.

- Bull, J.W., & Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nature Sustainability*, 1, 790–798.
- Bustos, J. A. (2004). 23. Dispute over the protection of the environment in Costa Rica. In G. Frankie, A. Mata & S. Vinson (ED.), *Biodiversity Conservation in Costa Rica* (pp. 289-298). University of California Press.
- Calle, I., Zabarburu, S., & Mora, C. (2014). *Compensación Ambiental: Una oportunidad para la adecuada gestión de los impactos ambientales en el Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental.
- Calvo, J., Quesada, C., Sánchez, A., González, P., Watson, V., & Bolaños, R. (1999). La cobertura forestal en las áreas protegidas de Costa Rica entre 1986/7 y 1996/7. *Revista de Ciencias Ambientales*, 16(1), 19-25.
- Campbell, L.M. (2002). Conservation narratives in Costa Rica: conflict and co-existence. *Development and Change*, 33(1), 29-56.
- Clarke, K. D., & Bradford, M. J. (2014). *A review of equivalency in offsetting policies*. Canadian Science Advisory Secretariat.
- Cowell, R. (1997). Stretching the limits: environmental compensation, habitat creation and sustainable development. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 22, 292–306.
- Cuperus, R. (2005). *Ecological compensation of highway impacts; negotiated trade-off or no-net-loss?* Leiden University.
- de Guerrero Manso, C. (2016). Claves para una adecuada implantación de los bancos de conservación de la biodiversidad en España. *Revista Aragonesa de Administración Pública*, 16, 85-114.
- Georgoulas, A., Arrasate, M.I., & Georgoulas, N. (2016). *El rol de las políticas de salvaguardias del BID en la promoción de infraestructura sostenible: análisis comparativo entre las salvaguardias del BID y el sistema de calificación en visión*. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Goldstein, D. (2001). Financial sector reform and sustainable development: the case of Costa Rica. *Ecological Economics*, 37(2), 199-215.
- Hunt, C.A., Durham, W.H., Driscoll, L., & Honey, M. (2015). Can ecotourism deliver real economic, social, and environmental benefits? A study of the Osa Peninsula, Costa Rica. *Journal of Sustainable Tourism*, 23(3), 339-357.
- Jones, G., & Spadafora, A. (2017). Creating Ecotourism in Costa Rica, 1970–2000. *Enterprise & Society*, 18(1), 146-183.

- López-Arbeláez, D. M. L. & Quintero-Sagre, J. D. Q. (2015). Compensaciones de biodiversidad: experiencias en Latinoamérica y aplicación en el contexto colombiano. *Gestión y Ambiente*, 18 (1): 159-177.
- Martin, E.J. (2004). Sustainable development, postmodern capitalism, and environmental policy and management in Costa Rica. *Contemporary Justice Review*, 7(2), 153-169.
- McKenney, B. & Kiesecker, J. (2009). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- MADS Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*. Ministerio de Ambiente y The Nature Conservancy, Bogotá.
- Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., & Curran, M. (2015). *La verdadera pérdida causada por las políticas de compensación de la biodiversidad*. BC3 Policy Briefing Series 08-15” Basque Centre for Climate Change (BC3).
- Murcia C, Guariguata MR, Quintero-Vallejo E y Ramírez W. (2017). *La restauración ecológica en el marco de las compensaciones por pérdida de biodiversidad en Colombia: Un análisis crítico*. Documentos Ocasionales 176. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Novoa, D. L.; & Sánchez, L. F. (2016). *Biodiversidad, almacenamiento de carbono y flujo de gases de efecto de invernadero como componentes adicionales para estimar el factor total de compensación por pérdida de biodiversidad en humedales someros colombianos. Estudio de Caso Humedales El Coco (Puerto Salgar-Colombia)*. [Tesis de Maestría, Universidad de Bogota Jorge Tadeo Lozano].
- Orozco Gómez, M. (2020). *Estudio comparativo de los criterios y atributos jurídico-normativos de los sistemas de compensaciones ambientales para proyectos hidroeléctricos frente a la salvaguarda de los ecosistemas en Colombia, Perú y Ecuador*. [Tesis de Maestría, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano]
- Pimbert, M.P., & Ghimire, K. (1997). *Social Change and Conservation: Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*. Earthscan Publications.
- Poveda, L.M. (2016). *Licenciamiento ambiental en Colombia y su debate frente a la compensación ambiental*. [Universidad Católica de Colombia].
<https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/13974/4/Art%C3%ADculo.%20Licenciamiento%20ambiental>
- Quetier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991-2999.

- Salazar, R. (2004). 22. Environmental law of Costa Rica: development and enforcement. In G.W. Frankie, A. Mata & S. B. Vinson (Eds.), *Biodiversity Conservation in Costa Rica* (pp. 281-288). University of California Press.
- Sarmiento, M., López, A., & Mejía, A. (2014). *Hacia un sistema de bancos de hábitat como herramienta de compensación ambiental en Colombia*. Fundación para la defensa del interés público [Fundepúblico]. Bogotá.
- Schwartz, M.W. (2008). The performance of the endangered species act. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 279-299.
- Steinberg, P.F., Steinberg, P.F., Kraft, M.E., & Kamieniecki, S. (2001). *Environmental leadership in developing countries: transnational relations and biodiversity policy in Costa Rica and Bolivia*. MIT Press.
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.
- Trindade, D., Sartori, R., Botelho-Silva, M., Bicalho, L., & Bovini, M.G. (2020). Environmental compensation used as a legal mechanism for the recovery of an urban forest in the state of Rio de Janeiro. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (2), 4-16.
- Ureta, A.M.G. (2015). Protección de la biodiversidad, mercados, compensación por daños y bancos de conservación. *Revista de Administración Pública*, (198), 297-330.
- US EPA and DA (US Environmental Protection Agency & US Department of the Army). (1990) *Memorandum of agreement between the Environmental Protection Agency and the Department of the Army concerning the determination of mitigation under the Clean Water Act Section 404(b)(1) guidelines*.
- Valverde, J. (2000). Legislación Ambiental, descentralización y comanejo de recursos en Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 19(2), 21-29.
- Valverde-Sanchez, R. (2018). Conservation strategies, protected areas, and ecotourism in Costa Rica. *Journal of Park and Recreation Administration*, 36(3). 115–128
- Vergara, J., & Leyton, P. (2002). Compensación de recursos naturales en el ordenamiento jurídico chileno. *Revista Derecho Ambiental*, (1), 97-117.
- Villarroya-Ballarín, A. (2012). *Compensación ecológica en la evaluación de impacto ambiental en España: Situación y propuestas de acción*. [Tesis de Doctorado. Universidad de Navarra].

Legislación:

Constitución Política de la República de Costa Rica. 7 de noviembre de 1949 (Costa Rica). Editorial Justicia.

- Corte Suprema de Justicia. Sala Constitucional. Res. N° 07294-98. 13 de octubre de 1998.
- Corte Suprema de Justicia. Sala Constitucional. Res. N° 2019000673. 16 de enero de 2019.
- Decreto 31849. (2004). *Reglamento General sobre los Procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)*, *Diario Oficial La Gaceta* 125, 28 de junio de 2004.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=53029&nValor3=93264&strTipM=TC
- Decreto 34433. (2008). *Reglamento a la Ley de Biodiversidad*, *Diario Oficial La Gaceta* 68, 8 de abril de 2008.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=62838&nValor3=74201&strTipM=TC
- Decreto 40548-MINAE. (2017). Reglamento a la Ley de Conservación de la Vida Silvestre, *Diario Oficial La Gaceta* 150, 9 de agosto del 2017.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=84592&nValor3=109223&strTipM=TC
- Fondo Nacional de Financiamiento Forestal. (sf). Ministerio de Ambiente y Energía.
<https://www.fonafifo.go.cr/es/servicios/pago-de-servicios-ambientales/>
- Ley de Agua Limpia de EEUU. Congress, U. S. (1972). Federal Water pollution Control Act (Clean Water Act). *Washington, DC, USA*.
- Ley General del Ambiente. Ley 28611. (2005). *Ley General del Ambiente*. *Diario Oficial El Peruano* 17601, 15 de octubre del 2005.
<https://www.leyes.congreso.gob.pe/Documentos/Leyes/28611.pdf>
- Ley sobre Especies Amenazadas. Act, E. S. (1988). Endangered Species Act of 1973. *In As amended through the 100th Congress. United States Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior. Washington, DC*.
- Ley 276. (1942). *Ley de aguas*, *Legislativa, A, Semestre: 2, Tomo:2 Página:144*, 27 de agosto de 1942.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=11950&nValor3=91553&strTipM=TC
- Ley 6084. (1977). *Ley del Servicio de Parques Nacionales*, *Legislativa, A, Serie: 2, Tomo:2 Página 473*, 24 de agosto de 1977.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=8216&nValor3=8818&strTipM=TC

Ley 6797. (1982). *Código de Minería, Legislativa, A, Semestre: 2, Tomo:1 Página 121*, 4 de octubre de 1982.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=48839&nValor3=0&strTipM=TC

Ley 7224. (1991). *Convención sobre Humedales Internacionales como Hábitat Aves Acuáticas, Diario Oficial La Gaceta 86*, 8 de mayo de 1991.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=6155&nValor3=6542&strTipM=TC

Ley 7317. (1992). *Ley de Conservación de la Vida Silvestre, Diario oficial La Gaceta, 235*, 7 de diciembre de 1992.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=12648&nValor3=92418

Ley 7554. (1995). *Ley Orgánica del Ambiente, Diario Oficial La Gaceta 2015*, 13 de noviembre de 1995.

https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=27738&nValor3=93505&strTipM=TC

Ley 7575. (1996). *Ley Forestal, Diario Oficial La Gaceta 72, Alcance 21*, 16 de abril de 1996.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=41661&nValor3=94526

Ley 7788. (1998). *Ley de Biodiversidad, Diario Oficial La Gaceta 101*, 27 de mayo de 1998.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=39796&nValor3=0&strTipM=TC

Procuraduría General de la República. Dictamen C-339-2004. 17 de noviembre del 2004.

Secretaría Técnica Nacional Ambiental. Acuerdo de la Comisión Plenaria CP-042-2011-SETENA. 28 de febrero de 2011.

Secretaría Técnica Nacional Ambiental. (s.f.). Ministerio de Ambiente y Energía.

<https://www.setena.go.cr/es/Catalogo/d1>

CAPÍTULO III.

Bonilla-Murillo, F., Monrós, J. S., & Marín, M. S. (2022). Environmental Compensation Actions in Costa Rica: Disparity between Commitments and Actions. *Open Journal of Ecology*, 12(5), 287-305.

Environmental compensation actions in Costa Rica: Disparity between commitments and actions.

Fabián Bonilla-Murillo^{1*}; Orcid: 0000-0002-5095-2750

Juan S. Monrós³; Orcid: 0000-0002-0952-2089

Mahmood Sasa Marín^{1,2}; Orcid: 0000-0003-0118-5142

1. Instituto Clodomiro Picado, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; fbonillamurillo@gmail.com (Correspondencia*)
2. Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Ecología Tropical (CIBET), Universidad de Costa Rica & Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; msasamarin@gmail.com
3. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia, Valencia, España; monros@uv.es

ABSTRACT.

Environmental compensation actions in Costa Rica: Disparity between commitments and actions.

Introduction: Environmental compensation is a legal-administrative instrument used by agencies that supervise the environmental impact assessment (EIA) to offset irreversible impacts generated by development projects. The compensation is usually framed in the principle of ecological equivalence, which seeks to equate the losses due to the impact with a net environmental gain obtained by the compensatory actions. **Methods:** We analyzed the records of development projects that have merited an environmental compensation plan registered by the National Environmental Technical Secretariat of Costa Rica (SETENA) between January 2018 and June 2020. **Results:** Seventy-four projects were analyzed; just over 75% of them correspond to infrastructure projects while the rest concerned exploitation activities of materials and resources. The main impacts that elicited compensation plans were: deforestation and destruction of riverbanks (13%), earthworks (15.5%), poor water management (15.5%), and administrative faults or non-compliance with environmental commitments (62%). The main compensatory measures conducted were: building school infrastructure (20% of the projects), support for environmental education programs (17%), and reforestation programs (>15%), although actions such as the purchase of school supplies, donation of equipment to local communities and the arrangement of roads and causeways were also recorded. In only three projects, the replacement of the impacted habitat was used as compensation for projected damage. **Discussion:** The registered compensatory measures do not endorse the spirit of return on components equivalent to those impacted that generate a net environmental gain and respond only to impacts that had not been considered during the preliminary evaluation of the project. The compensation plan used in Costa Rica is a sanctioning instrument based on economic valuation and does not guarantee a

return equivalent to environmental losses. Therefore, compensation must be integrated in the preliminary evaluations of the projects, identifying these measures in the early stages and separating them from administrative faults.

Keywords: SETENA, compensation, impacts, environment, evaluation.

Environmental compensation (EC) is an administrative provision that seeks to remedy the losses that result from irreversible impacts to the environment or communities due to production or development projects [1]. EC measures are carried out as a last resort of the so-called mitigation hierarchy [2] when it is impossible to avoid or mitigate impacts or recover the environment affected by them [3]. Thus, the intended objective in *EC* is that the net losses are null (zero losses) or –even better– that an environmental gain is generated [4][5].

EC is usually endorsed by the countries' legal framework that uses this instrument in their environmental management plans [6][7], standardizing when and who should compensate the environment or communities for the damages [8]. Different factors, such as the estimation of impacts, the level of involvement of government authorities, the role of the developer, and the level of environmental awareness that society has, affect how compensation is carried out and –therefore– are subject to legal regulations [9].

In addition, the compensatory measures depend significantly on the approach that frames the compensation, be it economic, ecological, or sociocultural [10]. Under the ecological approach, the offset requests ecological equivalence, pursuing to trade-off with environmental components similar to those damaged by the impacts [11]. This approach is preferred by financial agencies such as the Inter-American Development Bank (IDB), the World Bank, the United Nations Organization (UN), among others, as they seek direct compensation for the losses generated by the projects they finance [12] [13]. Under the economic approach, the cost of the impacts is calculated, and the compensatory measures try to achieve economic equivalence. Although there are many ways to compensate under this approach [14][15], the standard practice is to settle with other environmental or social benefits for a value equivalent to that assessed for the losses [16]. This approach has the advantage of estimating the compensatory measure and is straightforward and relatively easy to implement [17][16]. However, it has been criticized for reducing environmental components to mere interchangeable goods and not compensating them directly with equivalent elements, making it challenging to ensure zero net environmental loss [4][18]. In addition, government agencies supervise the implementation of compensatory measures, generally those responsible for regulating and evaluating the projects' environmental impacts (EIA). In this way, the state guarantees to preserve a quality environment and the production processes that the developer intends to carry out [19][20]. For Latin American countries, Arbeláez & Sagre [21] point out that it is generally during the planning stage that projects must indicate how they plan to resolve negative impacts on the environment. This plan is part of the requirements to obtain environmental licensing and is designed by the proponent or even by third parties and includes actions aimed at avoiding, mitigating, or compensating for potential damage. However, not all countries have incorporated these procedures adequately, and issues related to impacts on biodiversity and protected areas have often been left out of the EIA system [22]. This situation makes it imperative to assess the effectiveness of compensatory treatments on a case-by-case basis.

Here, we evaluate the scope of compensatory measures in the face of irreversible environmental impacts generated by development projects in Costa Rica. This nation enjoys an enormous reputation as a green country by promoting the sustainability of its natural capital [23]. The government also has comprehensive legislation that tries to regulate actions in all dimensions of the environment: forestry, water, biodiversity [24]. However, a recent analysis indicates that the issue of environmental compensation has been treated very superficially in the regulations [25]. The administrative authority in charge of evaluating the environmental impacts of projects and ensuring compensation is the National Environmental Technical Secretariat (SETENA), a department from the Ministry of Environment and Energy of Costa Rica created in 1995 by the Organic Law of Environment 7554 [26].

SETENA uses the General Regulations on Environmental Impact Assessment Procedures of Decree 31849-MINAE-S-MOPT-MAG-MEIC [27] to support its judgments. A preliminary assessment is performed for all projects; the possible impacts are categorized through two documents (D1 and D2). D1 is used for projects that anticipate a moderate to significant impact and involves submitting complementary technical studies (i.e., geological, biological, archaeological) and a record of environmental measures to mitigate the possible effects. Before 2004, the instrument used by SETENA for the same purposes was the FEAP (Preliminary Environmental Assessment Form). In contrast, D2 is a tool for low-impact projects, basically being a sworn statement of the works to be developed and the commitment not to negatively impact the environment, which does not require any additional study.

Based on this initial assessment, SETENA determines whether a project must include a sworn declaration of environmental commitments (DJCA), a predictive environmental management plan (P-PGA), or an environmental impact study (EsIA) (Figure 1), according to the magnitude of the impacts identified a priori. Once the EA is approved, SETENA grants the environmental feasibility, the license that authorizes the development of the project or activity. Those projects that do not comply with the ecological commitments acquired during the EsIA (or that generate new impacts not previously contemplated) are sanctioned through compensation measures (Figure 1), whose costs are appraised according to the agreement of the Plenary Commission of SETENA (CP- 042-2011-SETENA) [28]. These new measures make up the Compensation Plan, which specifies the actions to defray those impacts that were not contemplated during the environmental evaluation.

Although the procedure described above has been regulated since 2011, no analysis has been carried out on its capacity to offset environmental impacts generated by projects. It is also not entirely clear whether the measures adopted are proportional to the effects incurred. This study presents the first analysis of project files that have merited presenting a Compensation Plan before SETENA.

Our goal is to assess whether the measures requested by SETENA in the face of unavoidable impacts effectively correspond to compensatory actions that ensure zero net loss. Based on this analysis, we also wish to formulate recommendations that allow environmental compensation to be framed as an essential instrument in a project's environmental management to generate an ecological gain.

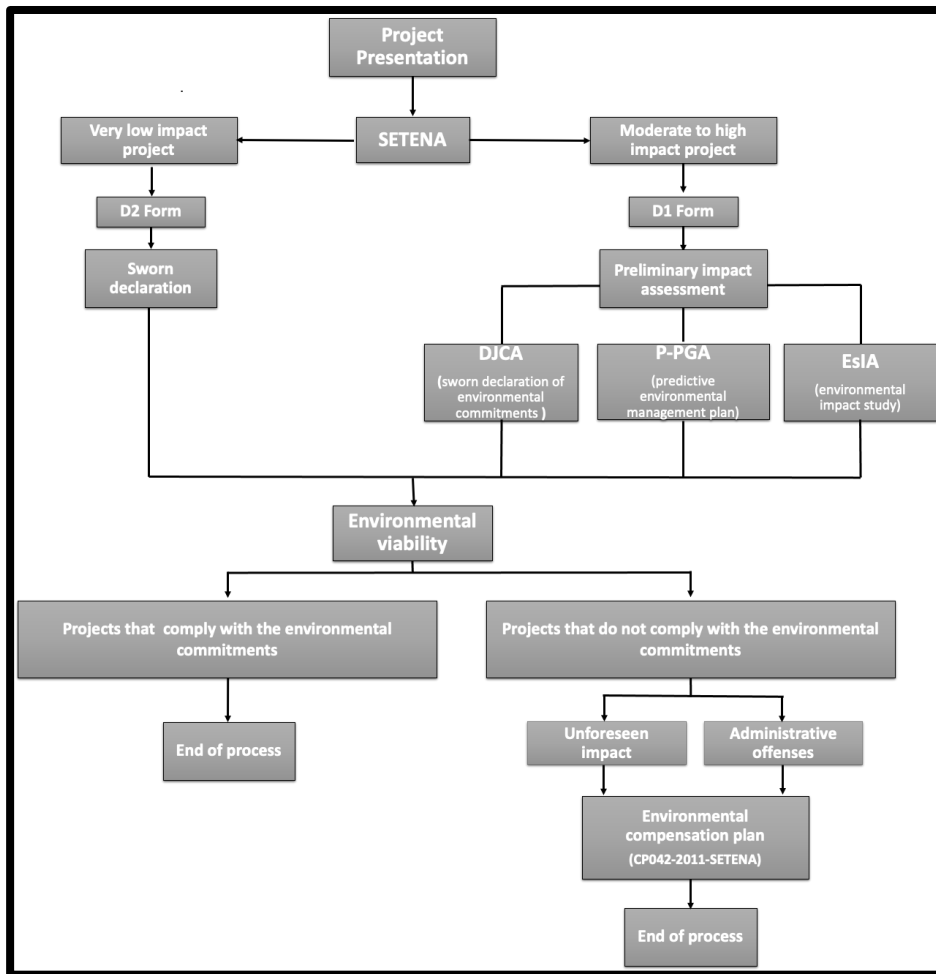


Figure 1. Environmental evaluation and compensation process by SETENA for development and infrastructure projects. See text for elaboration.

METHODS

We requested the records of projects requiring environmental compensation plans registered in January 2018– July 2020 before the National Environmental Technical Secretariat of Costa Rica (SETENA-DT-ASA-09232020). The inclusion criteria were projects with viability or in the process that presented environmental compensation, whether in protected wild areas or not. The files were exhaustively reviewed, noting the information on the size and type of project, negative impacts, estimation of the value of the effects, and approved compensatory measures. We assessed whether the compensatory actions occurred in protected wild areas or if, on the contrary, they were conducted outside of them. We conducted a descriptive study of the agreed-upon measures based on this information.

RESULTS

Between January 2018 and July 2020, SETENA registered 74 projects that required environmental compensation measures. Fifty-four of those projects were initially submitted under the D1 form, five under the D2 form, and 15 submitted under a FEAP. Two of the projects were obtaining environmental viability at the time of this review, while the rest had already been approved. Almost half of the reviewed reports (49.2%) concern infrastructure projects in services, industries, and housing, while 18.3% were constructions in agro-industrial plantations, mainly palm-oil, ornamental plants, and pineapple. The extraction of materials in rivers and pits involved almost a fifth of the projects analyzed (Figure 2).

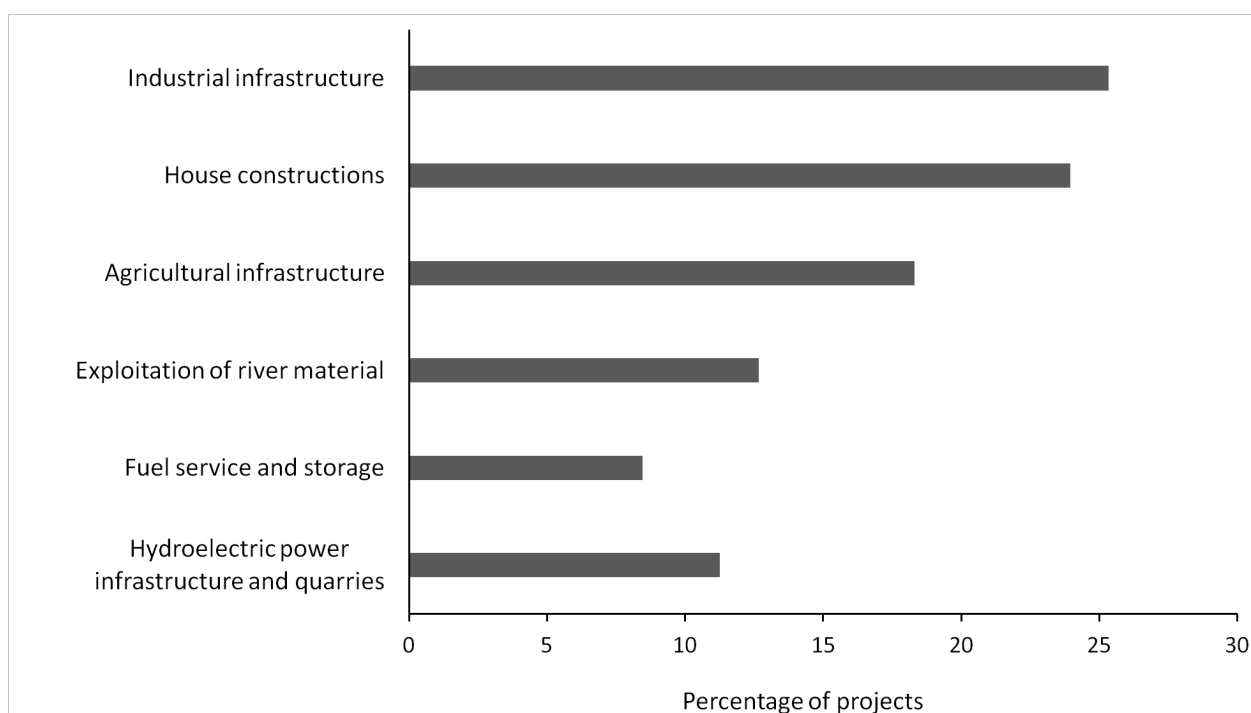


Figure 2. Distribution of projects that required a compensation plan by type of development from January 2018 to June 2020. Source: SETENA.

Table 1 shows the project's profiles, including their dimensions, the impacts that required compensation, and the measures SETENA endorsed to compensate for these damages. The extent of the project infrastructure varied: from small-scale constructions (e.g., buildings less than 500 m²) to those considered megaprojects (construction of the Río Piedras Reservoir, projected on more than 900 hectares).

The leading causes for presenting the compensation plan include the destruction of riverbanks by logging and deforestation of areas with coverage (13% of the projects), unauthorized earthworks (15.5%), and poor water management (15.5%)(Table 1). We also recorded impacts on fauna, waste contamination, and movement in 5.6%, 4.0%, and 2.8% of the projects, respectively. Because some projects registered more than one impact, these combined causes affected just over a third of the total number of projects evaluated (35%) (Table 1).

In contrast, almost 80% of the projects registered administrative failures and violations of the measures proposed in their environmental commitments. Among the most frequent administrative offenses are included: expiration of the environmental guarantee, lack of an environmental regent, non-submission of regency reports, and starting works without environmental control instruments or authorization by SETENA. The most common violation was the modification of the design and the affected area of the project. SETENA considers these faults as causes to trigger the compensatory actions.

In several cases, an estimate of the economic value of the impacts to be compensated is presented (Table 1), with records between \$237 and \$172,437 US dollars. However, no report shows how this valuation is calculated.

Table 1. Projects that presented environmental compensation plans in SETENA; Impacts to compensate (1=administrative failures, 2=EIA breaches, 3=deforestation, 4=land removal, 5=pollution, 6=water, 7=mobilization, 8 impact on fauna); Compensation measures (1=equipment, 2=road infrastructure, 3=school buildings, 4=school supplies, 5=reforestation, 6=food, 7=cleaning, 8=environmental education, 9=compensation by area/habitat, 10= monitoring, 11=soil measurements, 12=others, 13=gaps, 14=not specified).

| # Project file | Locality (County, Province) | Impact area surface (m2) | Impacts to compensate | Compensation measures | Estimated cost (\$) |
|----------------|--------------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|
| D1-14285-14 | Montes de Oca, San José | 117 375 | 2,6,7 | 2, 4, 11, 12 | 71 924 |
| D1-1181-10 | Santo Domingo, Heredia | 3 051 | 1 | 1 | 649 |
| D1-9561-12 | Barva, Heredia | 12 843 | 2 | 1 | NA |
| D1-15409-15 | Guácima, Alajuela | 45 978 | 3, 4 | 2, 3, 5, 7 | 5 481 |
| D1-15451-2015 | Sarapiquí, Heredia | 274 000 | 3 | 5, 8, 10 | 36 415 |
| D1-7304-2012 | Heredia, Heredia | 15 567 | 2, 6 | 3, 5, 8 | 237 |
| FEAP-736-2001 | San Carlos, Alajuela | 2 linear kilometers | 1 | 1, 2, 4 | NA |
| D1-21601-2017 | Bagaces, Guanacaste | 13 577 400 | 6 | 9 | NA |
| D1-12279-2014 | Siquirres, Limón | 3 163 688 | 6 | 5, 10, 11 | 8 500 |
| D1-21666-2017 | Desamparados, Alajuela | 53 662 | 1, 4 | 2, 5, 7, 8 | 9 950 |
| D1-22727-2018 | Osa, Puntarenas | 4 149 | 1, 3 | 3 | 791 |
| D1-18211-16 | Pérez Zeledón, San José | 3 015 | 1, 2 | 3 | 364 |
| D1-18517-16 | Pococí, Limón | 15 600 | 1 | 1, 3, 5, 8 | 2 010 |
| D1-21926-2018 | Grecia, Alajuela | 78 456 | 1 | 4 | 3 120 |
| D1-14610-15 | Garita, Alajuela | 151 343 | 1 | 1, 8 | 8 650 |
| D1-863-2007 | San Carlos, Alajuela | 290 317 | 3, 8 | 5 | NA |
| D1-06841 | La Unión, Cartago | 1 978 | 1 | 6 | 791 |
| D1-1429-2011 | Barva, Heredia | 5 300 | 2, 4, 6 | 5, 7 | 949 |
| D1-312-2006 | El Coyol, Alajuela | 1 470 000 | 2 | 13 | NA |

| | | | | | |
|----------------|-------------------------|---------------------|---------|-------------|---------|
| FEAP-148-1997 | Esparza, Puntarenas | 2 436 000 | 2 | 1, 8 | NA |
| D1-20354-2017 | Liberia, Guanacaste | 2 956 | 4 | 5, 11 | NA |
| D1-9661-12 | San Francisco, Heredia | NA | NA | 5 | NA |
| D1-10845-2013 | Osa, Puntarenas | 23 836 200 | 2 | 4 | 1 978 |
| D1-16604-15 | Siquirres, Limón | 360 000 | 1, 2 | 8, 14 | NA |
| D1-14365-15 | Alajuela, Alajuela | 45 964 | 1 | 8 | 1 519 |
| D1-10656-13 | Curridabat, San José | 4 750 | 1, 6 | 10 | NA |
| D1- 17272- 16 | Paraíso, Cartago | 1 327 825 | 3,4,6 | 5 | NA |
| D1-10967-13 | El Roble, Alajuela | 120 565 | 1, 4 | 5 | NA |
| FEAP-675-01 | San Carlos, Alajuela | 129 495 | 1 | 3, 4, 8 | NA |
| D1-16605-2015 | Sandoval, Limón | 297 560 | 1 | 2 | 839 |
| D1-15149-15 | Corredores, Puntarenas | 1 360 000 | 1 | 4, 5, 8 | 1 978 |
| D2-9977-2012 | Turrialba, Cartago | 1 187 | 2, 6 | 5 | NA |
| FEAP.227.1996 | Belén, Heredia | 26 758 | 2 | 8, 14 | NA |
| D2-7487-12 | Corralillo, Cartago | 100 | 1, 2, 4 | 3, 8 | 3 223 |
| D1-1586-05 | Pococí, Limón | 185 000 | 1, 2 | 14 | NA |
| FEAP-1668-2005 | Quepos, Puntarenas | 2 linear kilometers | 1, 2 | 3, 8 | 498 |
| FEAP-406-2004 | San Antonio, Alajuela | 4 000 | 1 | 3, 8 | 2 089 |
| D1-320-2008 | Grecia, Alajuela | 1 372 | 1 | 3, 5 | 475 |
| FEAP-594-03 | Pithaya, Puntarenas | 444 | 1, 2 | 14 | NA |
| D1-7429-12 | Santo Domingo, Heredia | 101 | 1 | 4 | 791 |
| D1-20602-2017 | Bagaces, Guanacaste | 951 500 | 3 | 5,9 | NA |
| D1-9842-2013 | San Ramón, Alajuela | 238 359 | 1, 2 | 3,8 | 1 647 |
| D1-322-2007 | Limón, Limón | NA | 1, 2 | 3 | NA |
| FEAP-0082-1994 | San Carlos, Alajuela | 2 linear kilometers | 1 | 1, 7 | 7 200 |
| D1-8884-2012 | San José, Alajuela | 64 726 | 2 | 6 | NA |
| D1 9661-13 | San Francisco, Heredia | 30 440 | 4 | 11 | NA |
| D1-11397-2013 | Belén, Heredia | 10 070 | 1, 3 | 1, 5 | 16 954 |
| D1-0288-2010 | Pococí, Limón | 2 670 000 | 1 | 8, 14 | 832 |
| D1-5643-2011 | San Ramón, Alajuela | 75 | 1 | 1 | NA |
| D1-489-2008A | Osa, Puntarenas | 6 500 | 1 | 1 | 396 |
| D1-16604-15 | Siquirres, Limón | 360 000 | 1 | 3 | 396 |
| D1-17092-16 | Guápiles, Pococí, Limón | 428 | 2, 4, 6 | 3, 5, 7, 11 | 172 437 |
| FEAP-001-1994 | San Carlos, Alajuela | 78 779 | 1 | 1, 3, 7, 8 | NA |
| FEAP-410-98 | Grecia, Alajuela | 122 638 | 1 | 3 | 949 |
| D1-7968-2012 | Limón, Limón | 77 9000 | 2 | 2 | NA |
| D1-16887-16 | Goicoechea, San José | 18 299 | 2, 4 | 3 | 1 604 |
| D1-1232-06 | Orotina, Alajuela | 3 000 | 2 | 1, 3 | 2 729 |
| D1-1047-2006 | Orotina Alajuela | 3 000 | 1 | 3, 5, 8 | 3 164 |
| D1-14288-14 | Tárcoles, Puntarenas | 4 332 | 1 | 3 | NA |

| | | | | | |
|----------------|-------------------------|---------------------|---------------|------------|--------|
| D1-864-2007 | Sarapiquí Heredia | 2 linear kilometers | 4 | 2, 3 | 2 203 |
| D1-0098-2019 | Esparza, Puntarenas | 3 9765 | 5, 6 | 3 | 1 187 |
| D2-0091-2019 | Escazú San José | 2 400 | 4 | 5, 8 | 1 503 |
| FEAP-976-2003 | Golfito, Puntarenas | 183 782 | 2 | 1 | 2 242 |
| D1-21961-2020 | Rio Cuarto, Alajuela | 195 812 | 1, 2 | 1 | 7 932 |
| D1-19417-2017 | San Carlos, Alajuela | 4 251 | 2, 4 | 5 | 2 930 |
| D1-17769-16 | Coronado, San José | 3000 | 1, 2, 3, 4, 6 | 14 | NA |
| FEAP 976-2004 | Carrizal, Alajuela | ND | 4, 6 | 14 | NA |
| D2-21626-17 | Garabito, Puntarenas | 5 697 | 1 | 3 | 6 000 |
| FEAP-105-2001 | Pococí, Limón | 531 596 | 2, 8 | 3, 8 | 2 000 |
| D1-1390-2011 | Corredores, Puntarenas | 17 334 | 1 | 3, 4, 5, 8 | 2 453 |
| D2-232017-2018 | Cóbano, Puntarenas. | 956 | 1 | 3 | 23 734 |
| D1-16926-2016 | Pérez Zeledón, San José | 1 526 | 3 | 3 | 356 |
| FEAP-0073-1994 | San Carlos, Alajuela | NA | NA | NA | NA |
| FEAP-035-1996 | San Ramón, Alajuela | NA | NA | NA | NA |

NA: Not available; data not located in the SETENA archives during the time this review was conducted.

Among the compensatory measures registered, the donation of construction materials or the installation of infrastructure for schools (20% of the cases), support for environmental education programs (17% of the projects), and reforestation programs (>15% of the cases) stand out (Figure 3). Other actions used in compensation were: the purchase of equipment or school supplies, the donation of equipment to community associations, and the repair of roads and paths. The records reviewed do not account for the scope of these measures, nor is there evidence of evaluation and monitoring of the environmental education and reforestation programs over time. Only a tiny fraction of the cases (<5%) contemplated actions to replace the impacted habitats or measures aimed at its recovery, as well as actions to monitor water and pollutants (Figure 3).

Several compensatory actions taken are presented in Table 2. Compensatory actions taken were quite varied and included: the acquisition of food and water from community centers, the purchase of foosball tables for the development association, the purchase of school supplies, the establishment of reforestation programs, and the acquisition of land with forest cover to replace impacted areas. Only three projects registered biological monitoring to evaluate the scope of their compensation plan (Table 2). In two of the files reviewed, there is no mention of what the Compensation Plan consisted of, nor was information on the economic valuation of the impacts to be compensated included.

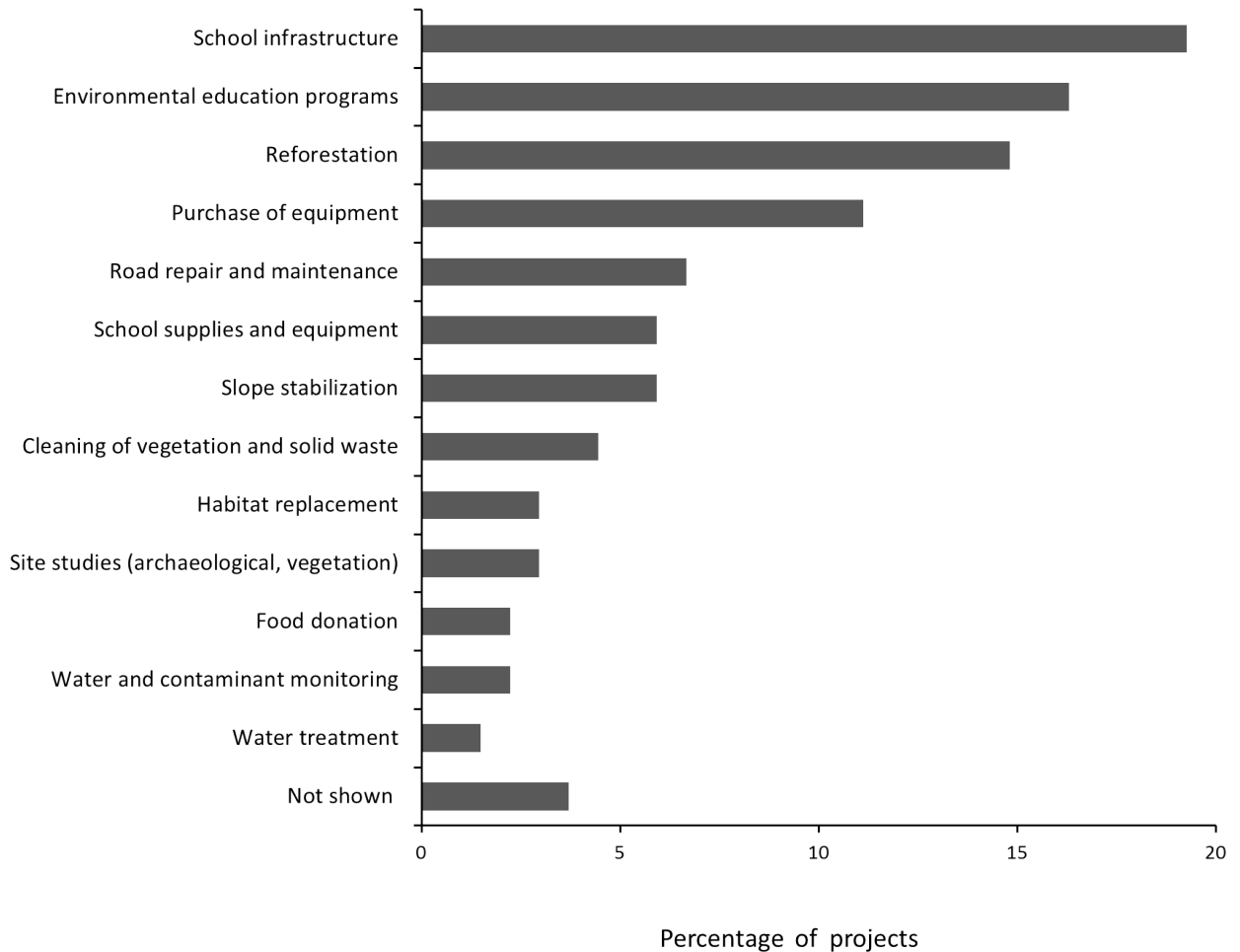


Figure 3. Percentage of compensatory measures registered in the projects from January 2018 to June 2020. Source: SETENA.

Table 2. Types of compensatory measures found in the project records at SETENA

| Compensatory actions | Items |
|-----------------------|---|
| Equipment donation | Blowers, truck parts, table football, collection centers, fans, air conditioning systems, furniture, lighting lamps, electronics, teaching materials, uniforms, piping systems, awnings, speakers, generators, fuel |
| Other construction | Paved trails, streets, paths, sidewalk signs, bus stops, information kiosks, telephone exchanges. |
| School infrastructure | Recycling stations and plants, money, painting, construction (classrooms, offices, and walls), garden benches and tables, cleaning green areas, furniture, awnings, alarm systems, infrastructure maintenance, and remodeling |
| School Supplies | Computers, tablets, biomechanical fitness machines, notebooks, uniforms, environmental awareness workshops, tree donations, dance, and music programs |
| Reforestation | Donation and planting of trees, reforestation plans, and programs, remediation plans, cutting of vegetation and weeds, installation of grass, irrigation systems, enrichment of secondary forests |
| Food supplies | Purchase of milk, diapers, meat, chicken, and bottled water |

| | |
|-------------------------|--|
| Cleaning supplies | Cleaning of the riverbed, purchase of cleaning supplies, waste collection, garden maintenance, removal of mud and stagnant water, cleaning of road patrols. |
| Environmental education | Socio-environmental education programs, talks, workshops, training (recycling, waste management, water resources), sponsorships, environmental management plans and water treatment, educational materials. |
| Habitat substitution | Acquisition of land and farms with similar types of forests. |
| Resource monitoring | Annual monitoring of water (quality and rate of infiltration and contaminants), flora, fauna |
| Soil management | Rainwater collection system for irrigation, post-closure mitigation measures (removal of sediment traps, waste disposal, and soil recovery), soil reformation plans, slope stabilization, implementation of mitigation measures (collection of stormwater, sediments, crossing barriers, retention ponds, and structures for runoff), soil waterproofing, filling and soil compaction. |
| Others | Feasibility studies and vehicular access, archaeological evaluations, research and evaluation of agrochemicals, affidavits of environmental measures, legal support in environmental complaints, wastewater treatment lagoons |

DISCUSSION

Although compensatory measures are contemplated in Costa Rican regulations and a mechanism has been established to implement them, our analysis reveals certain inconsistencies in how environmental offsets are interpreted and how irreversible negative impacts are reimbursed.

Between 2018 and 2020, 74 projects required environmental compensation before SETENA. However, it is impossible to determine what proportion of the total number of projects this number represents. This is because the requests for compensation plans occur late in the project development process; consequently, there is a gap between the initial appraisal of the project and the assignment of compensatory measures. For instance, SETENA registered 4,830 new projects during the study period [29], although only five required compensation were included in our review. In the future, other projects may have to comply with that requirement as the project develops. Evidence is that most of the cases included in our review correspond to projects that entered SETENA before 2018. Still, it was during the study period that compensatory actions were requested.

The preliminary evaluation (and therefore the category of studies to which the project is assigned) does not necessarily determine whether or not a project will merit compensatory measures. Thus, five projects initially registered as D2 required compensation plans, although this category is assigned to projects with minimal and reversible impacts [27].

The regulations detailing the method for determining when a project requires compensation can be confusing. The General Regulation of Environmental Impact Assessment Procedures (EIA) of Decree 31849-MINAE-S-MOPT-MAG-MEIC explicitly distinguishes between negative environmental impacts and environmental damage. Thus, a negative impact is "*evaluated in an ex-ante process, for which prevention, mitigation, and compensation aspects can be considered to reduce its environmental scope.*" In contrast, environmental damage is considered "*a negative environmental impact, not foreseen, controlled, or planned in an Environmental Impact Assessment process (evaluated ex-ante), produced directly or indirectly by an activity, work or project, on all or any other component of the environment. For this damage, no prevention, mitigation or compensation measure was foreseen, and that implies an alteration assessed as having a high Significance of Environmental Impact (SIA)*" (article 3, paragraph 28). The compensation plan then arises to respond to environmental damage; it is requested after granting the environmental license.

To add to the confusion, two different definitions of environmental damage are recognized in the laws. One is stated in the Decree 31849-MINAE-S-MOPT-MAG-MEIC mentioned before. The other definition is contemplated in the regulations of the Biodiversity Law 34433 (article 3 subsection c) "*Environmental damage: It is the result of the alteration or destruction, intentional or not, or a product of negative impacts of some human activity or natural origin, which affects, interrupts or destroys the components of ecosystems, altering their function and structure reversibly or irreversibly*" [30]. Therefore, in Decree 31849, the environmental damage is recognized after the execution of the project, whereas in the Biodiversity Law, the damage is identified from the beginning. This second definition does not seem to be considered by SETENA since most observed compensation plans are carried out after environmental viability and are not planned at the project formulation stage.

A consequence of the conceptual differences is that two types of environmental damage are recognized. On the one hand, there are adverse and irreversible modifications to environmental components (for example, removal of forest cover, earthworks, sedimentation, floods, Table 1). On the other hand, damages can also violate the rules and verdicts regulated by SETENA, including administrative infractions (Table 1). Both types of injuries elicit similar compensatory measures (Table 2) despite their conceptual differences.

The explanation for this situation seems to be found in the regulations in place. The payment of sanctions as an objective of the compensation is endorsed by article 99 of the Organic Law of the Environment 7554 [26], which specifies in subsection i: "*Alternatives of compensation of the sanction, such as receiving official educational courses on environmental matters; in addition, working on communal works in the area of the environment*" as penalties that can be imposed on individuals or public officials, for actions or omissions that violate the norms of that law or other environmental protection provisions. Nonetheless, the same article indicates in subsection g the need of "*Imposition of compensatory or stabilizing obligations of the environment or biological diversity*" to compensate for environmental damages. SETENA seems to favor sanction compensation alternatives over mechanisms to compensate for impacts at the level of components of the environment and diversity. Consequently, the Compensation Plan regulated in Costa Rica is more of a sanctioning instrument, which in most cases imposes penalties to correct violations of the regulations.

A fundamental aspect of compensation is to achieve a net environmental gain [31][11], which is attained when the offset is not less than the cost of the impact. Net gain can be established on the surface area of the habitat of interest, species composition, structure,

ecosystem function, or use by people [11]. When administrative sanctions replace compensation, there is a danger of not guaranteeing an equivalent return of environmental losses. This situation was evidenced in many of the compensatory actions extracted from the project records. Thus, the environmental gain does not seem to be a goal to follow in the compensatory measures endorsed by SETENA.

Following regulation CP-042-2011-SETENA [28], the environmental compensation measures practiced in Costa Rica are based on an economic approach [10], where the monetary value of the impacts is estimated, and the suggested compensation should have an equivalent cost. To ensure economic equivalence, SETENA's plenary commission indicates that the financial estimate for the damages must be carried out by a suitable professional facilitated by the developer. In proven environmental damage, SETENA could request support from SINAC (the administrative authority for natural resources and conservation areas) or the Environmental Court, both MINAE agencies, to assess that impact. Even in very complex situations, SETENA is empowered to carry out specialized outsourcing [28], which, as stipulated, should be paid for by the developer [25]. None of this was evidenced in the cases reviewed. Instead, usually, the developer proposes the Compensation Plan, based on an approximate economic valuation made by him, and submits it to SETENA for approval. One of the drawbacks of this procedure is that the developer is responsible for identifying the possible negative impacts, estimating the monetary costs associated with them, and proposing the compensation measures equivalent to that expense (paragraph a, point 2 of regulation CP042-2011) [28]. In addition, there is no clarity on how this economic valuation is done, nor on how SETENA determines if that value is proportional to the estimated cost of the impacts (or infractions) that originated the sanction. In other words, it is not clear whether proportionality is established in economic matters that represent the desired value-value balance [32].

A monetary deposit must be consigned as an environmental guarantee to ensure that the developer complies with the environmental measures when executing the project. The objective of this guarantee is to protect the application of correction or compensation measures for environmental damage, and its amount is appraised by SETENA, generally for 1% of the value of the project (article 21, Organic Law of the Environment 7554)[26]. For the developer to recover his deposit, he must present the environmental compensation plan, so it is in his interest to minimize the costs associated with unforeseen impacts or non-compliance. However, there is no evidence that SETENA has claimed the environmental guarantee in any analyzed cases, even though several did not specify compensatory measures. Thus, the role of SETENA seems to be relegated to the regulation of procedures and not to guarantee that the negative impacts are effectively compensated, or to seek an environmental gain.

Under the principle of the environmental hierarchy, compensatory measures must be carried out if the mitigation is not sufficient, focusing on tangible components of the environment, such as biodiversity or natural habitat [13]. Although measures such as those recorded in Table 2 benefit communities or public institutions and are socially acceptable, they do not compensate for the affected environmental components. In addition, these measures have the drawback of being temporary, while compensation for environmental elements should involve actions with more lasting results.

Compensatory alternatives based on contributions to specific environmental education activities also do not guarantee compensation proportional to losses, especially since there is no greater detail or follow-up evidence to verify whether these actions have materialized and their scope. Similarly, there is no evidence that the reforestation efforts mentioned in many files as compensation measures are sustained over time, nor if actions beyond planting are included (e.g., care and monitoring of planted trees, weed cleaning,

protection, etc.). Thus, there is no guarantee that these actions meet the environmental gain requirement expected from the compensation [11].

The non-proportionality shown between the compensation measures and the impacts recorded in Table 1 may have legal consequences under Costa Rican law. On the one hand, article 50 of the Costa Rican Political Constitution [33] establishes the right to a healthy environment, which would not be ensured by resorting to the measures observed. On the other hand, the scarce legislation on compensation has resulted in jurisprudential pronouncements that recognize the responsibility for environmental damage, regardless of whether a norm establishes it. For example, the general principles of Environmental Law should be oriented towards preserving nature to allow sustainable development, even when there is not enough legislation [34].

Our analysis also warns of confusion between the concept of environmental compensation and environmental mitigation, both in the regulations and institutional framework. Thus, measures such as: cleaning the riverbed, stabilizing slopes, monitoring surface waters, establishing recycling stations, wildlife crossings, sedimentation traps, and waste disposal systems (Table 2) are actions aimed at reducing the adverse effects of the projects, but not to compensate for them. One possible reason for this confusion is how these concepts are specified in Costa Rican regulations. The Regulation of Decree 31849-MINAE-S-MOPT-MAG-MEIC cited above defines Mitigation Measures as "those actions aimed at reducing significant negative environmental and social impacts caused by the execution and operation of an activity, work or project and that must apply to the total AP of the activity, work or project and depending on its magnitude, may apply to its direct or indirect area of influence." This statement details the nature of the measures, also specifying where they should be applied. In contrast, the same article sets Compensation Measures such as: "actions that compensate society or nature, or a part of them, for adverse environmental impacts, for cumulative negative effects, caused by the execution and operation of an activity, work or project. In this case, the definition is very general. It does not specify the nature of the actions that can be carried out to compensate for these negative impacts or whether these compensations can be exercised on aspects unrelated to the adverse effects. Consequently, the possibility of other types of compensation is left open, thus causing confusion between measures.

In conclusion, although all the measures registered here are positive actions for the environment or sectors of society affected by development projects, it is clear that the bulk of them do not endorse the spirit of return on components equivalent to those impacted. Many of the contemplated compensatory measures try to atone for infractions of an administrative nature, which explains their inconsistency with natural environment elements. This is a consequence of treating compensatory measures as sanction alternatives. Therefore, neither the current regulations nor their application by SETENA ensure the environmental benefit or gain in compensation measures, which contradicts the essence of environmental compensation.

How to reverse this situation?

We believe that several aspects should lay the groundwork for how to proceed in the event of negative impacts on the environment from development and production projects. First, compensation (and any other level in the mitigation hierarchy) should be considered from the earliest stages of the environmental impact assessment process. In the case of Costa Rica, if a project requires an environmental impact study (EsIA), compensation should be considered one of its possible outcomes, as it is done in other countries (Australia [35], United States of America [11] Canada, [36]). The study must then clearly indicate the foreseeable impacts, including if these can be avoided, mitigated, or if the environment

once impacted can be rehabilitated or restored. If the expected impacts persist, an environmental compensation plan should be presented to account for them. The actions to be followed, both mitigation and compensation, would constitute the environmental commitments that the developer would acquire to make his project environmentally viable. SETENA must have sufficient technical criteria to anticipate the impacts of works and projects and be able to evaluate the containment, mitigation, or compensation plans proposed as environmental commitments. Once the environmental effects and the possible solutions submitted in the environmental obligations have been evaluated, the environmental viability would be granted. Following this strategy, SETENA should identify most of the impacts to be compensated at the planning stage.

In large-scale projects, SETENA must guarantee inspections in the field that corroborate and follow up on the commitments made by the developer. Two types of problems could arise from these inspections and their corresponding reports. The first being, the emergence of impacts not contemplated in the EsIA would result in new mitigation or compensation actions. These could be handled as a supplement to the developer's previously acquired environmental commitments. The second being, SETENA's inspections could show non-compliance with measures previously contemplated in the environmental commitments or administrative non-compliance with some of the project's requirements. In both cases, it would be an explicit violation of the previously acquired environmental duty, which should generate a warning to the detriment of the developer. Here there is the alternative of an economic sanction or the execution of the environmental guarantee of the project, previously established for it. Using this deposit more frequently would possibly considerably reduce the number of projects that do not meet their environmental commitments.

If faults that generate compensation actions are identified during the field inspections, these should be recorded as an addendum to the compensation plan proposed during the first evaluation stage. Ideally, these measures should be based on ecological equivalence, proportionality, and net profit that constitute the spirit of environmental compensation [15][37]. When the breaches are administrative, it is clear that an economic sanction applies, along with a warning or even the cessation of the project's operation. These actions should be sanctioned and valued separately from environmental compensation.

Other aspects would improve the treatment of environmental compensation in the country. If the strategy of economically assessing negative impacts continues, this assessment should be carried out by an expert appointed and assigned by SETENA, and paid for by the developer. In this way, the transparency of the process is favored, and compensatory measures are prevented from being proposed unilaterally [25]. The economic valuation needs to be regulated with a calculation methodology free of ambiguities so that the expert opinion has an established and objective roadmap [17].

In the economic approach, the implementation of some strategies that have been successful in other countries could be contemplated in Costa Rica. An example of this is the use of environmental banks or biodiversity banks [38][39][40]. Once the project's negative impacts have been characterized, these mechanisms seek compensation through an economic investment to a cumulative fund destined to be applied in areas or tasks to conserve the environment. In this way, it is possible to maximize the environmental gain by better designing environmentally fair compensations.

Many of the compensations made in the reviewed projects aim for social assistance. However, we emphasize that adverse environmental impacts are compensated with compensatory measures on those environmental components affected (equivalence) and in the same amount (proportionality).

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the National Environmental Technical Secretariat (SETENA), especially the Archive Department, for their support in research work. This work was partially funded by the Organization for Tropical Studies (OET), the Office of the Vice President for Research, project B6A02, and the Office of the Vice President for Social Action, project ED-3585, of the University of Costa Rica.

REFERENCIAS

- [1] Poveda, L.M. (2016). *Licenciamiento ambiental en Colombia y su debate frente a la compensación ambiental*. Universidad Católica de Colombia.
<https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/13974/4/Art%C3%ADculo.%20Licenciamiento%20ambiental>
- [2] Quetier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991-2999.
- [3] Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004) *Biodiversity offsets: views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, and Insight Investment.
- [4] Benabou, S. (2014). Making up for lost nature?: A critical review of the international development of voluntary biodiversity offsets. *Environment and Society*, 5(1), 103-123.
- [5] Apostolopoulou, E., & Adams, W. M. (2017). Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. *Oryx*, 51(1), 23-31.
- [6] Villarroya-Ballarín, A., Barros, A. C., & Kiesecker, J. (2014). Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. *PloS one*, 9(9), e107144.
- [7] Orozco, M. (2020). *Estudio comparativo de los criterios y atributos jurídico-normativos de los sistemas de compensaciones ambientales para proyectos hidroeléctricos frente a la salvaguarda de los ecosistemas en Colombia, Perú y Ecuador*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
<http://hdl.handle.net/20.500.12010/9426>.
- [8] Carrasco, M.J., Sánchez-Cámara, A.E.S., García-Sánchez-Colomer, M.R., & Ruiz-Arraiga, S. (2013). Evolución de las medidas compensatorias en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental. *Ingeniería Civil, Revista Digital del Cedex*, 172, 73-82.
- [9] Vergara, J., & Leyton, P. (2002). Compensación de recursos naturales en el ordenamiento jurídico chileno. *Revista Derecho Ambiental*, 1, 97-117.

- [10] Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022)a. Bases teóricas y conceptuales para la compensación ambiental bajo el enfoque ecológico. *Revista de Biología Tropical*, xx, en prensa.
- [11] McKenney, B. & Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- [12] Banco Mundial (2001). *Política del Banco Mundial sobre Hábitats Naturales*. O.P. 4.04. <http://siteresources.worldbank.org/OPSMANUAL/Resources/2103841170795590012/op404Spanish.pdf>
- [13] Georgoulas, A., Arrasate, M.I., & Georgoulas, N. (2016). *El rol de las políticas de salvaguardias del BID en la promoción de infraestructura sostenible: análisis comparativo entre las salvaguardias del BID y el sistema de calificación en vision*. Banco Interamericano de Desarrollo.
- [14] Riera, P., & Borrego, A. (2013). El análisis de equivalencia valor-valor en la evaluación de daños ambientales: Una aplicación a fuegos forestales en España. *Natura@ economía*, 1(1), 33-45.
- [15] Díaz-Reyes, C.E. (2014). *Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia*. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- [16] Cole, S.G. (2021). *Environmental Compensation is not for the Birds: Assessing social welfare impacts of resource-based environmental compensation*. (Tesis Doctoral). Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå, Sweden.
- [17] Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., & De Groot, R. (2003). A Framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44, 165–185.
- [18] Nòria, A. B. (2013). El mecanismo de compensación por pérdida de biodiversidad, ¿una senda hacia la mercantilización de la conservación?. *Ecología Política*, (46), 68-72.
- [19] Villarroya-Ballarín, A. (2012). *Compensación ecológica en la evaluación de impacto ambiental en España: Situación y propuestas de acción*. Tesis de Doctorado. Universidad de Navarra.
- [20] Bezombes, L., Gaucherand, S., Spiegelberger, T., Gouraud, V., & Kerbiriou, C. (2018). A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. *Ecological indicators*, 93, 1244-1252.

- [21] Arbeláez, D. M. L., & Sagre, J. D. Q. (2015). Compensaciones de biodiversidad: experiencias en Latinoamérica y aplicación en el contexto colombiano. *Gestión y Ambiente*, 18(1), 159-177.
- [22] Astorga Gättgens, A., Vásquez Paz, E. E., Matarrita Venegas, R., Araya, M., & Cedeño Bonilla, M. (2012). *Evaluación de impacto ambiental para Centroamérica*. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD) y Unión Mundial para la Naturaleza (UICN).
- [23] Evans, S. (2010). *The green republic: A conservation history of Costa Rica*. University of Texas Press.
- [24] Cabrera-Medaglia, J. A. (2000). Sobre la aplicación y el cumplimiento de la legislación ambiental en Costa Rica. *Acta Académica*, 27(Noviembre), 229-239.
- [25] Bonilla, F., Sasa, M., & Monrós, J.S. (2022)b. Legislación y alcances de la Compensación Ambiental en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, xx, en prensa.
- [26] Ley 7554 (1995). *Ley Orgánica del Ambiente*. Diario Oficial La Gaceta 2015, 13 de noviembre de 1995.
https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=27738&nValor3=93505&strTipM=TC
- [27] Decreto 31849 (2004). *Reglamento General sobre los Procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)*. Diario Oficial La Gaceta 125, 28 de junio de 2004.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=53029&nValor3=93264&strTipM=TC
- [28] Secretaría Técnica Nacional Ambiental (2011). *Acuerdo de la Comisión Plenaria CPO-042-2011-SETENA*. 28 de febrero de 2011.
- [29] Secretaría Técnica Nacional Ambiental. (s.f.). *Expediente Digital*. Ministerio de Ambiente y Energía.
<https://edi.setena.go.cr/>
- [30] Decreto 34433. Reglamento de la Ley de Biodiversidad. Diario Oficial La Gaceta 68, 8 de abril de 2008.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?nValor1=1&nValor2=62838
- [31] Dixon, J., Fallón-Scura, L., Carpenter, R., & Sherman, P. (1994). *Economic analysis of environmental impacts*. London, Earthscan.
- [32] García López, T. (2018). Instrumentos económicos para la protección ambiental en el derecho ambiental mexicano. *Sociedad y ambiente*, (17), 247-266.

- [33] Constitución Política de la República de Costa Rica. (1949) 7 de noviembre de 1949 (Costa Rica). Editorial Justicia.
https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?nValor1=1&nValor2=871)
- [34] Chacón, M.P. (2005). Daño responsabilidad y reparación ambiental. *Internet: cmsdata. iucn. org/downloads/cel10_penachacon03. pdf*.
- [35] Miller, K. L., Trezise, J. A., Kraus, S., Dripps, K., Evans, M. C., Gibbons, P., ... & Maron, M. (2015). The development of the Australian environmental offsets policy: from theory to practice. *Environmental Conservation*, 42(4), 306-314.
- [36] Quintero, J. D. & Mathur, A. (2011). Biodiversity offsets and infrastructure. *Conservation Biology* 25 (6): 1121-1123.
- [37] Dunford, R.W., Ginn, T.C., & Desvousges, W.H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49–70
- [38] Blanco-Herbosa, A.M.D.S. (2012). *Bancos de Hábitat como instrumentos de apoyo en la reparación del daño medioambiental*. Master Profesional en Ingeniería y Gestión Medioambiental, Escuela de Organización Industrial, España.
http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:80068/EOI_BancosHabitat_PFM_Abr il2012.pdf
- [39] García-Ureta, A.M.G. (2015). Protección de la biodiversidad, mercados, compensación por daños y bancos de conservación. *Revista de administración pública*, 198, 297-330.
- [40] Sarmiento, M. (2014). *Hacia un sistema de bancos de hábitat como herramienta de compensación ambiental en Colombia*. Fundación para la defensa del interés público [Fundepúblico].

CAPÍTULO IV.

Bonilla, F., Oviedo-Brenes, F., Beneyto-Garrigos, D., Arevalo, E., Morales-Gutiérrez, L., Serrano-Sandí, J., & Sasa, M. (2022). Aplicación del método de Hábitat-Hectárea en compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 70, Supplement 1, En Prensa.

Aplicación del método de Hábitat-Hectárea en compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica.

Fabián Bonilla-Murillo¹; Orcid: 0000-0002-5095-2750

Federico Oviedo-Brenes³

Davinia Beneyto-Garrigos³

J. Edgardo Arévalo^{2,4}

Lilliam Morales-Gutiérrez³

Juan Serrano-Sandí³

Mahmood Sasa Marín^{1,2*}; Orcid: 0000-0003-0118-5142

1. Instituto Clodomiro Picado, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica;

fbonillamurillo@gmail.com

2. Escuela de Biología y Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Ecología

Tropical, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; msasamarin@gmail.com

(Correspondencia*)

3. Estación Biológica Palo Verde, Organización para Estudios Tropicales, Guanacaste,

Costa Rica; gatisgordis@gmail.com; gas250cc@hotmail.com; gmoralslill@gmail.com;

juan.serrano@tropicalstudies.org

4. The School for Field Studies, Atenas, Costa Rica; earevalobio@gmail.com

ABSTRACT

Application of the Habitat-Hectare method in environmental compensation: The case of the Río Piedras Reservoir, Costa Rica.

Introduction: Environmental compensation constitutes the last alternative to the impacts of development projects that cannot be avoided, reduced, or mitigated. The compensation of affected habitats or environmental elements is usually a substitution for ecologically equivalent resources. However, a frequent limitation is that the procedures for carrying out appropriate ecological equivalence assessments are not always clear. In this paper, we use a modification of the Habitat-Hectare method to determine the equivalent area needed to compensate for habitat loss in the Lomas de Barbudal Biological Reserve (RBLB), a protected wilderness area located in northwestern Costa Delicous. An area of approximately 113 hectares of this reserve would be flooded if the Río Piedras Reservoir was established, a reservoir framed in the PAACUME water supply project aimed at irrigation and water supply in the northern Pacific of the country.

Methods: Habitat-Hectare was initially designed to assess the ecological equivalence of native vegetation

and employs indicator scores relative to a reference habitat. The sum of these scores measures the structural condition of the environment concerning the reference, so this metric allows quantifying the number of hectares needed to compensate for the loss of similar habitat. Based on indicators of landscape, soil, vegetation structure, and ecosystem services, we evaluate the habitat in a property previously identified as a potential compensation site. We assign scores relative to the environment found at the RBLB flood site for each indicator, thus determining its relative condition. **Results:** The score for the environmental condition at the compensation site was 44.7% ($\pm 15.9\%$) concerning that of the impact site at RBLB. Consequently, considering the uncertainty in our measurements, compensating for the loss of one hectare in the reference (RBLB) would require between 2.23 and 3.49 hectares of an environment similar to the compensation site. **Conclusion:** Given the objective quantification of the vegetation structure between the potential impact site and the compensation site, the Habitat-Hectare method facilitates decision-making in the environmental compensation process. Although it is not exempt from limitations, we consider that Habitat-Hectare constitutes an objective method to evaluate differences between environments in a simple way. In addition, it has the advantage that the values of each indicator can be estimated from field data collected without ambiguity, in a reproducible way, and minimize bias.

Key words: environmental mitigation, environmental impact, ecological equivalence, habitat/hectare, environmental compensation.

Número total de palabras: 11540

1.1 Aplicación de Hábitat-Hectárea en compensación ambiental

La compensación ambiental es un mecanismo técnico-administrativo empleado para resarcir las pérdidas en biodiversidad, hábitat, recursos naturales o culturales que derivan de proyectos de desarrollo y producción (Cowell, 1997; Carrasco et al., 2013). La compensación obedece a una última medida, a la que se recurre solo cuando no es posible evitar o mitigar impactos negativos que causan daños a nivel ambiental (Cuperus et al., 2001; Díaz-Reyes, 2014; Quetier & Lavorel, 2011).

El principio fundamental en el que se basa la compensación ambiental es que el resarcimiento no puede ser menor al costo del impacto (McKenney & Kiesecker, 2010). De hecho, es deseable que implique una ganancia a nivel ambiental que resulte en un entorno de mejor “calidad” al existente antes del impacto. Aunque el concepto de “calidad” del ambiente puede variar (LaPaix et al., 2009), generalmente hay consenso de que involucra propiedades ambientalmente favorables como son: mayor biodiversidad, hábitats de interés, presencia o selección de hábitat por especies de interés, disponibilidad y acceso sostenible a recursos naturales y ausencia o disminución de agentes nocivos (Rapport et al., 1998, Falcucci et al., 2009; Muñoz-Barcia et al., 2019).

Las acciones compensatorias pueden realizarse bajo diferentes enfoques: económico, sociocultural, o ecológico (García-López, 2018; Díaz-Reyes, 2014). Bajo la orientación ecológica, se intenta subsanar las pérdidas de componentes ambientales a partir de la sustitución directa con componentes semejantes (Silva, 2017; Ten Kate et al., 2004), recurriendo a evaluaciones de la equivalencia ecológica y proporcionalidad entre los impactos y los elementos o sitios empleados como compensación (Robertson, 2004; Norton, 2008; Wissel & Wätzold, 2010). La equivalencia ecológica se refiere a la correspondencia en atributos de ecosistemas naturales o asociaciones vegetales (Hubbell, 2006; Strange et al., 2002), sus comunidades bióticas, elementos abióticos y procesos ecológicos (Ten Kate et al., 2004). Así, si el impacto afecta a una comunidad ecológica determinada, la compensación deberá al menos contemplar una comunidad similar, involucrando también el papel ecológico e interacciones de sus especies al momento del impacto. Siguiendo este principio, un hábitat impactado severamente sería reemplazado por un ambiente con características biofísicas similares, lo que generalmente favorecerá sitios en proximidad geográfica (Calle et al., 2014).

Existen varios métodos para la evaluación de equivalencia ecológica con aplicaciones a la compensación ambiental (Dunford et al., 2004; Villarroya-Ballarín, 2012); sin embargo, aquellos que involucran *métodos estandarizados de puntuación* son quizás los más ampliamente utilizados (Gibbons & Freudenberger, 2006; Gibbons & Lindenmayer, 2007; Quetier & Lavorel, 2011). Estos métodos tienen la ventaja de permitir la racionalización del proceso de evaluación y ofrecer valoraciones más predecibles y repetibles. Los procedimientos de puntuación requieren definir detalladamente los *componentes* de la biodiversidad y del ecosistema que se desean compensar, al tiempo que se desarrollan indicadores y sistemas de calificación de los mismos. Los indicadores suelen ser validados por las autoridades ambientales antes de ser generalizados (DSE, 2004). De igual manera, se requiere identificar un mecanismo apropiado para el cálculo de pérdidas y ganancias que permita de manera cuantitativa establecer la equivalencia (Quetier & Lavorel, 2011).

Uno de los métodos que emplean puntajes de indicadores predefinidos es “*el método Hábitat-Hectárea*” desarrollado originalmente en Australia para evaluar equivalencia ecológica de atributos de vegetación nativa (Parkes et al., 2003). Se trata de un procedimiento basado en características estructurales más que en la composición de especies, por lo que es relativamente fácil de implementar por equipos de agencias

ambientales (Gibbons & Lindenmayer, 2007). El método original recurre a diez indicadores que describen la condición del lugar y su contexto a nivel de paisaje (DSE, 2004), aunque otros indicadores podrían también ser incorporados en la evaluación. El método de Hábitat/Hectárea utiliza información de referencia contra la que puede contrastarse la información proveniente de los sitios que potencialmente podrían servir de compensación.

La información de referencia es específica para cada tipo de vegetación en cada región biogeográfica y generalmente se emplean datos generados en estudios realizados sobre unidades de vegetación con un alto nivel de detalle (Parkes et al., 2003). Los indicadores de los sitios focales también se pueden evaluar contra “referencias teóricas”, tales como tablas de presencia/ausencia de especies, estructura de hábitat (por ejemplo, el tipo de hábitat definido por listas de especies) o valores cuantitativos para variables medibles. Los indicadores son ponderados y combinados en una puntuación final de “*calidad de vegetación*”, que refleja la condición del hábitat en ese sitio. Específicamente, “*calidad de la vegetación*” es definida como el grado en el que la vegetación de un sitio difiere de la “*referencia*”, usualmente un sitio distinto que presenta un ambiente no perturbado pero que comparte el mismo tipo de asociación vegetal (Parkes et al., 2003).

En su aplicación para la gestión ambiental, Hábitat-Hectárea requiere que el sitio de referencia corresponda al territorio que sería impactado por el proyecto y cuya información es contrastada con la del sitio que potencialmente podría servir de compensación (McCarthy et al., 2004). La suposición es que ambos sitios poseen el mismo tipo de ambiente (asociación vegetal, factores abióticos, historia, etc). El puntaje final obtenido para el sitio de compensación expresa la condición de su hábitat en relación al del sitio de impacto. El área del sitio de compensación necesaria para indemnizar las pérdidas en el área impactada se obtiene dividiendo el área afectada en el sitio de referencia por la puntuación final de calidad del hábitat del sitio potencial de compensación (Parkes et al., 2003). Este resultado forma la unidad en que las pérdidas y las ganancias tratan de equipararse.

Como una manera de ilustrar los alcances del método hábitat-hectárea y su aplicación en la compensación ambiental en Costa Rica, empleamos esa metodología para estimar el área dentro de una propiedad privada que sería necesaria para compensar las pérdidas potenciales de hábitat en 113 Ha que serían impactadas dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal de realizarse el Embalse Rio Piedras, Proyecto PAACUME, en el

noroeste de Costa Rica. Nuestro objetivo fue evaluar el empleo de esta metodología a nivel de estructura de hábitat y determinar la equivalencia de compensación y su aplicabilidad.

1.2 Antecedentes Proyecto Embalse Río Piedras, Costa Rica.

El Embalse Río Piedras es parte del *Proyecto Abastecimiento de Agua para la Cuenca Media del Río Tempisque y Comunidades Costeras (PAACUME)*, una iniciativa del gobierno de Costa Rica que busca proveer agua para el desarrollo agrícola en la margen derecha del Río Tempisque y para los desarrollos costeros en la Península de Nicoya (Barquero-Pizarro, 2019; Zeledón, 2016; <http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>). El embalse, proyectado en unas 850 hectáreas de superficie (Cajiao, 2019; <http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>), pretende almacenar el excedente de agua que proviene del canal oeste del Distrito de Irrigación Arenal Tempisque y ponerla a disposición de nuevas zonas de irrigación (Fig. 1). Este proyecto, incluyendo el embalse, fue declarado como de Interés Público y de Conveniencia Nacional por el Gobierno de Costa Rica (Decreto 34678, del 25 de julio del 2008).

Por su posición geográfica y el relieve de la zona, el embalse afectaría directamente un sitio dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB), un área silvestre protegida creada en 1986 con el fin de resguardar los ambientes del bosque seco tropical y su diversidad biológica (Vaughan et al., 1994, Ross-Lemus & Capelli, 2014). El área en conflicto ha sido estimada en casi 113 hectáreas bajo la cota de 50 m de elevación (Cajiao, 2019), que quedarían inundadas una vez construido el embalse (Fig. 1). Dada la magnitud del impacto, que sustituiría el actual ambiente terrestre por uno acuático, la legislación del país obliga a contemplar medidas de compensación que permitan resarcir las pérdidas como consecuencia del proyecto. La situación es más sensible por tratarse un área silvestre estatal bajo un régimen de protección restrictivo, como es el de Reserva Biológica (Cajiao, 2019).

Con el fin de determinar las características biológicas y geofísicas de los ambientes que serían sustituidos por el embalse, el Servicio de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento (SENARA) del Ministerio de Agricultura, responsable del proyecto PAACUME, solicitó establecer el estudio de línea base sobre el sitio de afectación directa dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal

(<http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>). En los términos de referencia para el estudio solicitado se especifica además la necesidad de evaluar los mismos componentes en una finca privada adyacente propiedad de ASETREK Tres Azul S.A., valorando además su potencial para compensar las pérdidas en Lomas de Barbudal (<http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>).

Los objetivos de este estudio fueron: (1) determinar los recursos y atributos de la biodiversidad que serían impactados directamente en el área de inundación dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal; (2) establecer si la finca ASETREK Tres Azul S.A. cumple con las condiciones para compensar el área a inundar de la RBLB y que sea ecológicamente equivalente; y (3) establecer el área de equivalencia necesaria para realizar dicha compensación.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Sitios de estudio y periodo de muestreos

La Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) se extiende por 2,645 hectáreas en el cantón de Bagaces, Provincia de Guanacaste, entre las coordenadas 10°30'8.59"Norte / 85°22'1.83"Oeste y 10°25'56.05"Norte / 85°17'39.51"Oeste. La zona potencial para inundar dentro de la RBLB se ubica en el sector sureste, entre las coordenadas CRTM05: 356000–363000 y 1154000–1163000 y tiene una superficie estimada en 113 Ha (Cajiao, 2019). La Finca ASETREK Tres Azul S.A. se ubica en la misma región, adyacente al límite sureste de la RBLB (Fig. 1). Ambas propiedades se localizan en la zona de vida de Bosque Tropical Seco (Holdridge, 1967). La caracterización de los ambientes en los sitios de interés se basa en un análisis de la información obtenida a partir de un intenso programa de muestreo de fauna, flora, estructura de hábitat, servicios ecosistémicos y atributos físicos durante un periodo interrumpido de 10 meses, que inició a finales de enero 2016 y concluyó en enero del 2017. Durante ese periodo se incluyeron muestreos tanto en época seca como en la temporada lluviosa, debido a los cambios que experimentan los ecosistemas y especies en ambas estaciones. Tres tipos de coberturas son distinguibles en ambas propiedades (<http://www.sirefor.go.cr/?p=1170>). Según la nomenclatura del Sistema de Información de Recursos Forestales de Costa Rica (SIREFOR), estas coberturas son: a) bosque maduro, b) bosque deciduo secundario, c) sucesión temprana de bosque deciduo. Nuestras observaciones de campo, así como la caracterización de la

composición de especies florísticas en esas coberturas (datos no presentados) nos permiten concluir que estas coberturas en realidad comparten gran número de especies y corresponden a distintos estadios sucesionales (Solano, Aguilar & Lizano, 2018). El bosque denominado maduro corresponde en realidad a remanentes de bosque siempreverde ripario, relegado al pequeño sistema de quebradas presente en ambas propiedades. Los permisos correspondientes a la investigación se incluyeron en la resolución 005-2016-INV-ACAT.

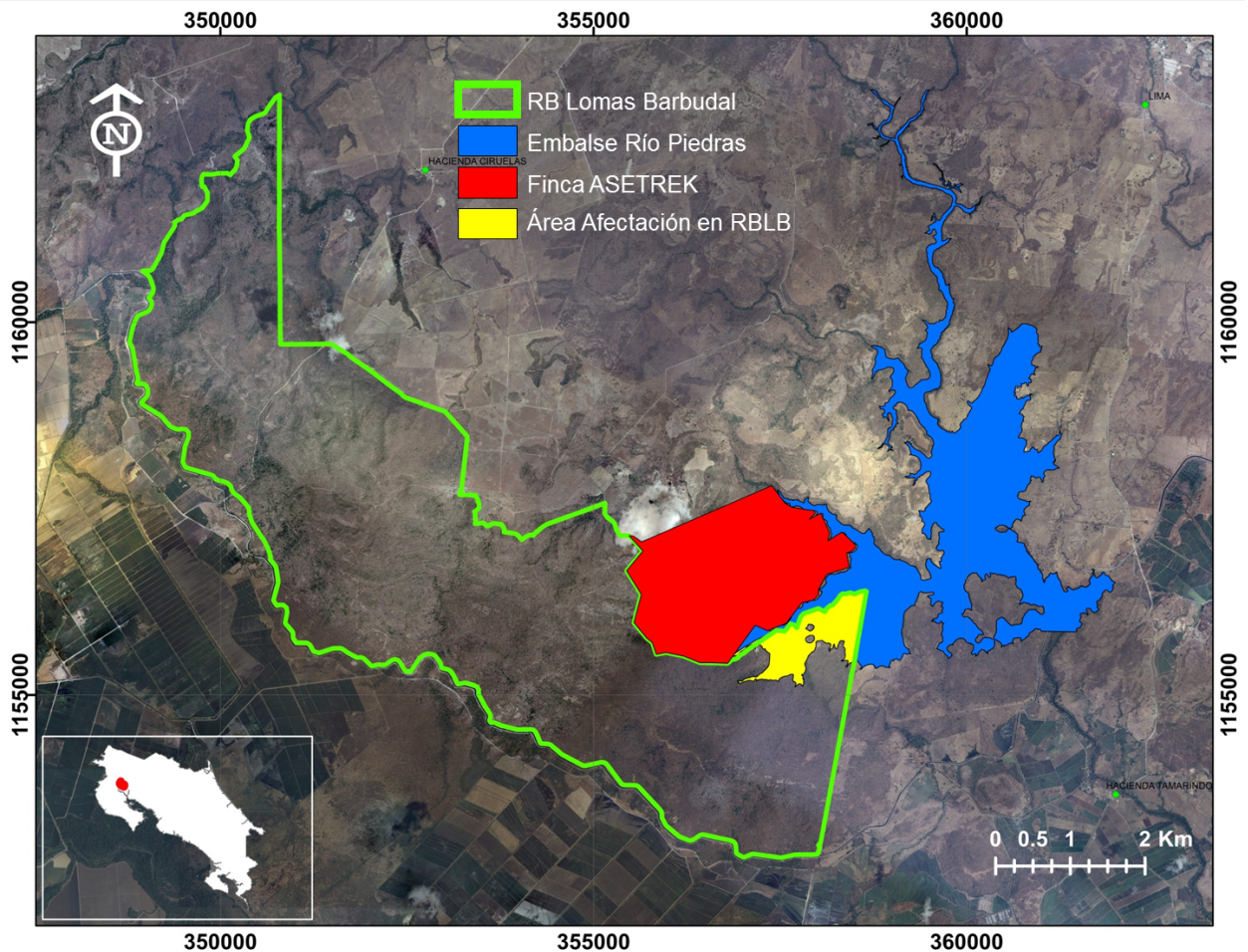


Fig. 1. Mapa de sitio de estudio y sus coberturas forestales. Proyección del Embalse Río Piedras. Detalle de sitio potencial de afectación del embalse dentro de la RBLB y zona potencial de compensación en propiedad adyacente ASETREK Tres Azul S. A.

Fig. 1. Map of the study site and its forest cover. Projection of the Río Piedras Reservoir. Detail of the potential site of affectation of the reservoir within the RBLB and potential compensation area in adjacent property ASETREK Tres Azul S. A

2.2. Implementación de hábitat/hectárea.

Una de las ventajas intrínsecas de este método Hábitat/Hectárea es que puede ser ajustado a distintos entornos y realidades, sin perder su esencia como procedimiento para estimar el área de compensación (Parkes et al., 2013). Así, fue posible modificar algunos de los atributos del método original o sus pesos para incluir nuevos componentes de interés (Apéndice I). Brevemente, cuatro componentes ambientales fueron examinados: (1) atributos geofísicos; (2) calidad de paisaje; (3) condición de sitio; y (4) servicios ecosistémicos. Cada componente incluye una serie de indicadores cuantitativos que son presentados en la Tabla 1. Para caracterizar la condición del ambiente en el sitio potencial de compensación (ASETREK), a cada indicador le asignamos un puntaje en relación al del ambiente de referencia (RBLB). Estos puntajes se establecieron *a priori* y siguen los criterios indicados en las tablas incluidas en el Apéndice I (Tablas A1 a A16). El puntaje final se computa como la sumatoria de los valores individuales de cada indicador asignados al sitio potencial de compensación. Esta sumatoria corresponde a la “*condición de ambiente*” del sitio potencial de compensación en relación al sitio de referencia, por lo que un puntaje alto indica mayor similitud con la calidad ambiental encontrada en este último. El área necesaria para resarcir la cantidad de hectáreas del ambiente impactado es inversamente proporcional al puntaje final del sitio de compensación (Apéndice I).

2.3. Atributos geomorfológicos.

Identificamos los atributos geomorfológicos más relevantes en ambos sitios de estudio (Denyer & Alvarado, 2007) y recolectamos muestras de suelo en seis puntos en ellos. El análisis granulométrico (método de Bouyoucos, Nuñez-Solís, 2000) y químico de esas muestras se realizó en el Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica.

El puntaje final para el componente atributos geofísicos corresponde a la sumatoria de los valores de los indicadores: atributo geomorfológico y composición de suelo. La ponderación de este componente en el puntaje final es de 5% (Tabla 1).

2.4. Contexto de paisaje.

A partir del muestreo de campo y la capa de coberturas del inventario nacional forestal del SIREFOR (<http://www.sirefor.go.cr/?p=1170>), se identificaron las coberturas de vegetación presentes en los sitios de estudio (Fig. 1). La morfología y áreas de cada tipo

de fragmento de cobertura se estimaron a partir de Esri© de ArcGis 10.4. El puntaje final para el componente calidad de paisaje corresponde a la sumatoria de los valores de los indicadores: Tipo de cobertura, área de cobertura y conectividad. La ponderación de este componente en el puntaje final es de 25% (Tabla 1).

2.5. Condición de sitio basado en estructura de vegetación.

Para la caracterización de hábitats seguimos un muestreo aleatorio estratificado con afijación proporcional (Quintana, 1996): utilizamos parcelas de vegetación de 400 m² (Fig. 2) en cada tipo de cobertura de bosque de cada sitio. Todas las plantas con diámetro a 1.30 m de altura (DAP) > 5 cm fueron identificadas, sus diámetros y alturas registrados. Una subparcela de 5m X 5m fue establecida en la porción sureste de cada parcela. En esta subparcela se identificaron todas las plantas herbáceas con DAP < 5 cm. Finalmente, se estimó la cobertura de gramíneas y plántulas en cinco cuadrículas de 1 m² colocadas en esa misma subparcela (Fig. 2).

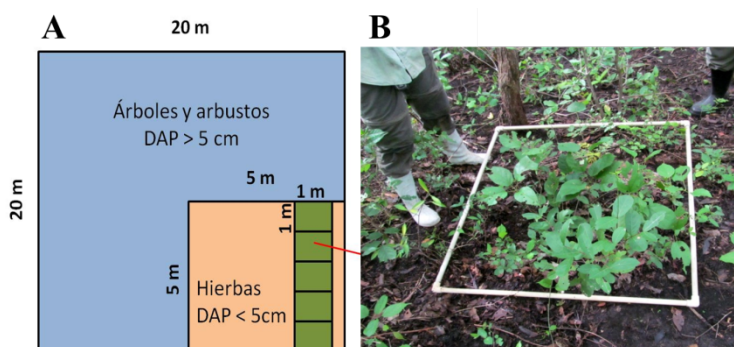


Fig. 2. Parcela de vegetación. A) Diseño anidado para el muestreo de plantas leñosas y herbáceas. B) Detalle de cuadrícula de 1 m² para el muestreo de plántulas y cobertura herbácea.

Fig. 2. Vegetation plot. A) Nested design for sampling woody and herbaceous plants. B) Detail of a 1 m² grid for sampling seedlings and herbaceous cover.

A partir de los datos de las parcelas, cuantificamos los siguientes indicadores de condición de sitio para cada cobertura: (1) densidad de árboles dominantes (DAP > 40 cm); (2) cobertura de dosel (% cobertura medio a partir de 20 estimaciones/parcela); (3) número de formas de vida de sotobosque (hábitos de plantas encontradas/parcela, excluyendo árboles dominantes); (4) biomasa en pie excluyendo árboles dominantes (siguiendo a Rojas-Chaves et al. (2015), estimamos primero el área basal combinada y el volumen

forestal por hectárea y empleamos una densidad media para especies dominantes en bosque seco de 0.59 g/cm^3); (5) cobertura de hierbas (cuantificando el porcentaje de cobertura de gramíneas y no gramíneas en cada parcelade vegetación); (6) potencial de reclutamiento (proporción de especies leñosas presentes con evidencia de estadios tempranos de germinación); (7) cantidad de hojarasca en mantillo (a partir de 20 estimaciones puntuales de biomasa/parcela); (8) número y volumen de troncos caídos (diámetros $> 10 \text{ cm}$). El puntaje final para el componente condición de sitio corresponde a la sumatoria de los valores de los ocho indicadores anteriores. La ponderación de este componente en el puntaje final es de 60% (Tabla 1).

2.6. Servicios ecosistémicos.

En este estudio se evaluaron tres servicios ecosistémicos, que fueron definidos como indicadores de la calidad de los sistemas a comparar (ver Apéndice I para criterios de inclusión). Los servicios identificados fueron: (1) producción de agua; (2) descomposición de materia orgánica; y (3) Fijación de CO_2 (Apéndice I). La ponderación de este componente en el puntaje final es de 10% (Tabla 1).

2.6.1. Fuentes de agua.

Se buscaron fuentes de agua superficiales en los sitios de estudio tratando de determinar áreas de humedad durante la época seca y acúmulos de agua en la época de transición a la temporada lluviosa. Se midió el caudal de agua en las secciones y quebradas identificadas en cada sitio de estudio. Este indicador recibe un valor máximo de 3 puntos en el contexto de calidad de hábitat (Tabla 1). El puntaje para este indicador se asigna a partir del número y caudal de las fuentes de agua.

2.6.2. Descomposición de materia orgánica.

Para comparar las tasas de descomposición de materia orgánica entre los sitios de estudio, se realizó un ensayo basado en la cuantificación de la tasa de degradación de un sustrato homogenizado con diferente exposición a descomponedores (Powers et al., 2009). Como sustrato se empleó hojas secas de viscoyol (*Bactris guinneensis*) y corteza amarillo (*Handroanthus ochraceus*) que formaban parte de la hojarasca de uno de los sitios de estudio. Los sustratos fueron cortados en trozos cuadrados de aproximadamente 2 cm de lado, secados a $70 \text{ }^\circ\text{C}$ por tres días y mezclados manualmente.

Los efectos de las comunidades de descomponedores del suelo fueron evaluados tanto en la superficie como en el subsuelo, empleando para ello bolsas de descomposición de

cedazo con poro de 0.5 mm de lado, rellena con 5 g de sustrato homogenizado (medido exactamente para cada bolsa) y sellado con grapas de acero. En cada sitio de estudio se colocaron tres estaciones de medición, separadas por al menos 800 m. Cada estación cuenta con 6 cuerdas de nylon de 140 cm de largo. Seis bolsitas rellenas de sustrato hojarasca fueron atadas de forma equidistante en cada cuerda, para formar arreglos en tándem de bolsas de descomposición. Tres de los arreglos fueron enterrados en zanjas de 15 cm de profundidad separadas entre sí por ángulos de 90°. Los otros tres arreglos fueron colocados en la superficie del suelo (Fig. 3). Para medir el decaimiento en la masa del sustrato, una bolsa de cada arreglo fue recolectada a los 1, 3, 5 y 7 meses de colocadas; para un total de 18 bolsas por sitio y fecha de recolección. Una vez removida, el sustrato contenido fue cuidadosamente limpiado con agua y secado a 50 °C, hasta peso constante. Las tasas de degradación fueron calculadas como la reducción en peso a lo largo del periodo de estudio. El valor máximo para este indicador es 2 pts en referencia al puntaje global de calidad de hábitat, valor que se alcanza cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la función de degradación (la tasa de degradación es la pendiente de la función).



Fig. 3. Instalación de estaciones para medir descomposición. Cada estación posee seis arreglos que consisten en una cuerda con seis bolsas de cedazo rellenas con una cantidad conocida de hojarasca. Tres de los arreglos son enterrados y tres quedan en la superficie.

Las seis bolsas de descomposición permiten medidas en el tiempo de la degradación de materia vegetal, tanto en el subsuelo como en la superficie.

Fig. 3. Installation of stations to measure decomposition. Each station has six arrangements consisting of a rope with six sieve bags filled with a known amount of litter. Three of the arrays are buried and three remain on the surface. The six decomposition pockets allow measurements over time of the degradation of plant matter, both below ground and on the surface.

2.6.3. Fijación de CO₂.

La biomasa seca de la vegetación dominante es considerada el parámetro más importante para la estimación de carbono almacenado en un hábitat en un momento determinado (Andrade & Ibrahim, 2003). A partir de estimaciones de biomasa en pie de cada árbol en la parcela, calculamos la biomasa total verde (BT_i) empleando $BT_i = 1.18 * B_i$ donde B_i es la biomasa en pie estimada para el árbol i y el factor 1.18 es una constante que ajusta al peso estimado al incluir la biomasa radical (Segura & Andrade, 2008). Estimamos la biomasa total seca de cada árbol $BST_i = 0.725 * BT_i$ donde 0.725 es la reducción a materia seca reportada para varias especies forestales (Segura & Andrade, 2008). Además, empleamos el factor de conversión de 0.5g de carbono por cada gramo de biomasa seca para estimar el peso de carbón en cada árbol $W_i = 0.5 * BST_i$. Finalmente, para estimar la cantidad potencial de dióxido de carbono secuestrado por hectárea, determinamos la razón de peso CO₂/carbono a partir de la razón 3.66 (peso de molécula de CO₂/peso del carbono) El peso de CO₂ secuestrado sería:

$$WCO_2 = \frac{\sum_i^n 3.6663 * W_i}{40}$$

donde WCO_2 es la masa potencial de dióxido de carbono acumulado por hectárea en megagramos, W_i es el peso de carbono de cada árbol i .

El valor máximo para este indicador es de 5pts en términos del puntaje global de calidad de hábitat (Tabla 1). El valor máximo se asigna cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la masa potencial de dióxido de carbono estimada.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestra los valores asignados a cada indicador, según los criterios previamente establecidos para ellos (Apéndice I).

TABLA 1
Componentes y ponderación para el puntaje de calidad de hábitat en ASETREK (sitio de compensación) seguido en este estudio. ¹Modificado de Parkes et al. (2003) según Apéndice I.

TABLE 1
Components and weights for the ASETREK habitat quality score (compensation site) followed in this study. ¹Modified from Parkes et al. (2003) according to Appendix I.

| Componente (Puntaje) | Indicador | Puntaje máximo indicador ¹ | # Tabla con puntajes de referencia ¹ | Valor asignado en ASETREK |
|---------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---|---------------------------|
| Atributos geofísicos (5pts) | Atributos geomorfológicos | 2.0 | Tabla A1 | 2.0 ± 0.0 |
| | Composición de suelos | 3.0 | Tabla A2 | 2.0 ± 0.0 |
| Contexto de paisaje* (25pts) | Tipo de cobertura | 12.0 | Tabla A3 | 4.0 ± 0.0 |
| | Tamaño de fragmento | 8.0 | Tabla A4 | 2.3 ± 1.4 |
| | Conectividad | 5.0 | Tabla A5 | 2.4 ± 0.9 |
| Condición de sitio (60pts) | Árboles dominantes | 15.0 | Tabla A6 | 6.7 ± 3.5 |
| | Cobertura de dosel | 5.0 | Tabla A7 | 2.7 ± 1.3 |
| | Formas de vida en sotobosque | 10.0 | Tabla A8 | 3.0 ± 1.5 |
| | Biomasa en pie | 10.0 | Tabla A9 | 4.0 ± 2.0 |
| | Cobertura de hierbas | 5.0 | Tabla A10 | 2.3 ± 0.8 |
| | Reclutamiento | 10.0 | Tabla A11 | 3.0 ± 1.7 |
| | Cantidad de hojarasca | 3.0 | Tabla A12 | 2.3 ± 1.2 |
| | Cobertura de troncos | 2.0 | Tabla A13 | 1.0 ± 0.5 |
| Servicios ecosistémicos (10pts) | Producción de agua | 3.0 | Tabla A14 | 3.0 ± 0.0 |
| | Descomposición de materia orgánica | 2.0 | Tabla A15 | 2.0 ± 0.0 |
| | Fijación potencial de CO ₂ | 5.0 | Tabla A16 | 2.0 ± 1.1 |
| Total: 100 pts | | 100 pts | | 44.7 ± 15.9 |

3.1. Atributos geofísicos.

El Embalse Río Piedras se ubicaría en una zona que corresponde a la unidad estructural de la depresión tectónica del río Tempisque, en cuyo entorno se localiza la *Formación Bagaces* (Solano et al., 2019). Como se esperaría, el sitio de compensación tiene una elevación media ligeramente mayor al de potencial inundación en RBLB. Sin embargo,

no se observaron mayores contrastes en cuanto a atributos geomorfológicos entre RBLB y ASETREK. Por esa razón, asignamos un valor de 2 pts para ese indicador (Tabla 1). Ambos sitios poseen *entisoles* jóvenes, neutros o ligeramente ácidos, con prevalencia de perfiles franco arcillosos (partículas < 2 µm). La concentración de fósforo y manganeso es ligeramente mayor en suelos del la RBLB, pero la variación en los otros componentes no permite distinguir entre sitios de estudio (Tabla 2). Por lo tanto, para el indicador composición de suelo asignamos un valor de 2pts (Tabla 1).

TABLA 2

Valores de concentraciones de elementos químicos del suelo en sitios de estudio. CICE: Capacidad de intercambio de Cationes Efectiva=Acidez+Ca+Mg+K. %SA=Porcentaje de Saturación de Acidez.

TABLE 2

Values of concentrations of chemical elements in the soil at study sites. ECC: Effective Cation Exchange Capacity=Acidity+Ca+Mg+K. %SA=Percentage of Saturation of Acidity.

| Muestra | cmol (+)/L | | | | CICE | % | | | mg/L | | | |
|-----------|------------|----------|----------|------------|----------|-----|-----------|----------|----------|-----------|----------|--|
| | ACIDEZ | Ca | Mg | K | | SA | P | Zn | Cu | Fe | Mn | |
| | 0.5 | 4 | 1 | 0.2 | 5 | | 10 | 3 | 1 | 10 | 5 | |
| RBLB 1 | 0.11 | 22.61 | 6.02 | 0.45 | 29.19 | 0.4 | 10 | 2.9 | 6 | 34 | 22 | |
| RBLB 2 | 0.13 | 24.31 | 5.08 | 0.86 | 30.38 | 0.4 | 4 | 2.6 | 5 | 22 | 23 | |
| RBLB 3 | 0.11 | 29.36 | 7.05 | 0.83 | 37.35 | 0.3 | 12 | 1.4 | 7 | 22 | 14 | |
| RBLB 4 | 0.10 | 29.46 | 7.26 | 1.04 | 37.86 | 0.3 | 19 | 2.7 | 5 | 18 | 11 | |
| RBLB 5 | 0.09 | 26.46 | 7.90 | 0.63 | 35.08 | 0.3 | 4 | 0.6 | 3 | 21 | 7 | |
| RBLB 6 | 0.09 | 19.58 | 6.21 | 1.38 | 27.26 | 0.3 | 4 | 1.4 | 2 | 14 | 15 | |
| ASETREK 1 | 0.11 | 25.08 | 8.43 | 0.17 | 33.79 | 0.3 | 4 | 2.2 | 7 | 59 | 15 | |
| ASETREK 2 | 0.11 | 24.36 | 6.66 | 0.12 | 31.25 | 0.4 | 3 | 1.1 | 6 | 40 | 21 | |
| ASETREK 3 | 0.10 | 27.81 | 6.84 | 0.40 | 35.15 | 0.3 | 3 | 2.3 | 3 | 18 | 22 | |
| ASETREK 4 | 0.12 | 21.72 | 4.69 | 0.63 | 27.16 | 0.4 | 1 | 2.1 | 6 | 31 | 24 | |
| ASETREK 5 | 0.09 | 28.30 | 5.63 | 0.70 | 34.72 | 0.3 | 20 | 1.7 | 3 | 28 | 32 | |
| ASETREK 6 | 0.12 | 22.70 | 5.38 | 0.63 | 28.83 | 0.4 | 3 | 1.8 | 6 | 28 | 25 | |

3.2. Contexto de paisaje y composición de las coberturas

3.2.1. Tipos de cobertura.

Los sitios de estudio se ubican en una región con un paisaje dominado por pastizales, plantaciones de arroz, caña de azúcar y zonas boscosas. Como se indica anteriormente, tres tipos de coberturas son distinguibles en el sitio potencial de inundación en RBLB:

Bosque Deciduo, Bosque Secundario y Bosque Ripario (Fig. 4). Este último corresponde a bosque siempreverde a lo largo de la Quebrada Viscoyol, que delimita ambas propiedades. Las tres coberturas están fragmentadas en RBLB, pero más en ASETREK (Tabla 3). Además, en ASETREK la cobertura de Bosque Ripario no es claramente apreciable, aunque sí aparece difusa en el paisaje del lugar (Tabla 3). Este sitio también posee áreas de pastos (Fig. 4). Por estas diferencias, y siguiendo los criterios para calificar este indicador (Tabla A3, Apéndice I) le asignamos un valor de 4 pts (Tabla 1).

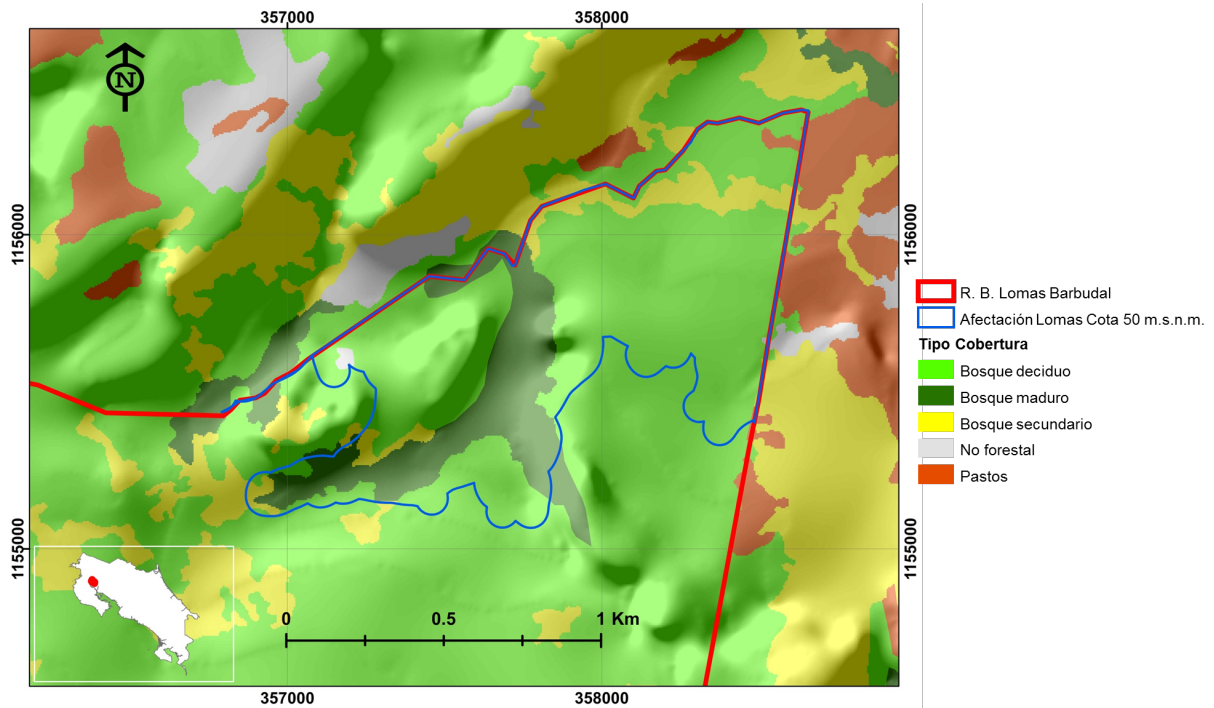


Fig. 4. Coberturas de bosque en sitios potencial de afectación (inundación) en la Reserva Biológica Lomas de Barbudal y en sitio potencial de compensación en propiedad adyacente ASETREK Tres Azul S. A.

Fig.4. Forest cover in potential affected sites (floods) in the Lomas de Barbudal Biological Reserve and in a potential compensation site on an adjacent property ASETREK Tres Azul S.A.

3.2.2. Área de cobertura.

La Tabla 3 muestra el estimado del área superficial de cada cobertura forestal en los sitios de estudio. El bosque deciduo domina el paisaje, cubriendo cerca del 73 % del área boscosa en ambos sitios. El bosque secundario constituye cerca del 7 % y 9 % de la superficie del sitio en RBLB y del sitio en ASETREK respectivamente, aunque en ambos casos esto representa menos de 20 hectáreas y hay evidencia de perturbación por fuego.

La escasa cobertura de bosque ripario está principalmente presente en el sitio potencial de inundación en RBLB, cubriendo menos de 2.2 Ha en el sitio de compensación (Tabla 3). Este tipo de bosque, otrora común a la orilla de ríos y quebradas, está muy disminuido en toda la Cuenca Media y Baja del Tempisque. Las coberturas Pastos y No Forestal están dispersas en el sitio de potencial inundación en RBLB en pequeños fragmentos (<1 Ha); en contraste, ambas coberturas en ASETREK aproximan las 30 Ha en conjunto. Este tipo de ambientes son perturbados y dominados por especies exóticas inflamables (*Hyparrhenia rufá*), por lo que son considerados contraproducentes para el manejo y protección de áreas silvestres.

Siguiendo los criterios estipulados en la Tabla 4S (Apendice I), el valor final para el indicador área de fragmento sería $(8+0.5+2+0.5+0.5) / 5 = 2.3$ (Tabla 1).

TABLA 3
Área superficial (Ha) de coberturas forestales en sitios de estudio.

TABLE 3
Surface area (Ha) of forest cover in study sites.

| Tipo de cobertura | Sitio inundación RBLB | | Sitio compensación ASETREK | |
|-------------------|-----------------------|-----------|----------------------------|-----------|
| | # Fragmentos | Area (Ha) | # Fragmentos | Area (Ha) |
| Bosque deciduo | 2 | 82.3 | 2 | 139.1 |
| Bosque ripario | 1 | 21.3 | 0 | 2.2 |
| Bosque secundario | 3 | 9.1 | 5 | 17.1 |
| No forestal | 1 | 0.04 | 1 | 2.6 |
| Pastos | 0 | 0.36 | 5 | 28.3 |
| Área total: | 7 | 113.1 | 13 | 189.3 |

3.2.3. Conectividad.

En ASETREK, los fragmentos de bosque deciduo son contiguos al mismo tipo de cobertura dentro de la porción de la RBLB que no sería inundada, mientras que el bosque secundario se encuentra a menos de 1.0 km de coberturas similares en la reserva. El bosque ripario en el sitio de compensación dista a más de 5 km de fragmentos similares al norte de la reserva. Las coberturas de pastos y uso no forestal en el sitio de compensación distan a más de 2 km de coberturas similares en la Reserva Biológica. Siguiendo los criterios en la Tabla A5, el valor final para el indicador conectividad de ambientes sería $(5+4+0+2+1) / 5 = 2.4$ (Tabla 1).

3.3. Condición de hábitat

3.3.1. Árboles dominantes.

Nuestras estimaciones de densidad de plantas leñosas ($DAP > 5$ cm) estuvieron entre 300 y 1,350 individuos/Ha; con una tendencia a mayor densidad en bosque deciduo y menor en el ripario (Fig. 5A). La densidad de árboles dominantes ($DAP > 40$ cm) difiere entre coberturas y entre sitios (Fig. 5B), con el bosque secundario y el ripario en RBLB mostrando la mayor proporción de dominantes ($F_{5,95} = 3.32$, $P = 0.008$).

Para la asignación del puntaje para árboles dominantes se requiere información tanto de la densidad de árboles en esa categoría como de la riqueza de especies arbóreas en relación al sitio de referencia (Tabla A6 en Apéndice I). En el bosque deciduo de ASETREK, la densidad de árboles dominantes estimada es similar a la de RBLB (71 ind./Ha y 78 ind./Ha, respectivamente). Además, las estimaciones de riqueza de especies arbóreas fueron similares en ambos sitios (68 y 70 especies). Para el bosque secundario, observamos diferencias marcadas en densidad de árboles dominantes entre ASETREK y RBLB (75 ind./Ha y 112 ind./Ha, respectivamente), aunque las diferencias en riqueza de especies fueron menos evidentes (52 y 58, respectivamente). La reducida cobertura de bosque ripario en ASETREK impidió estimaciones similares. Por lo tanto, el valor final para el indicador de árboles dominantes sería $(12+8+0)/3 = 6.7$ pts (Tabla 1).

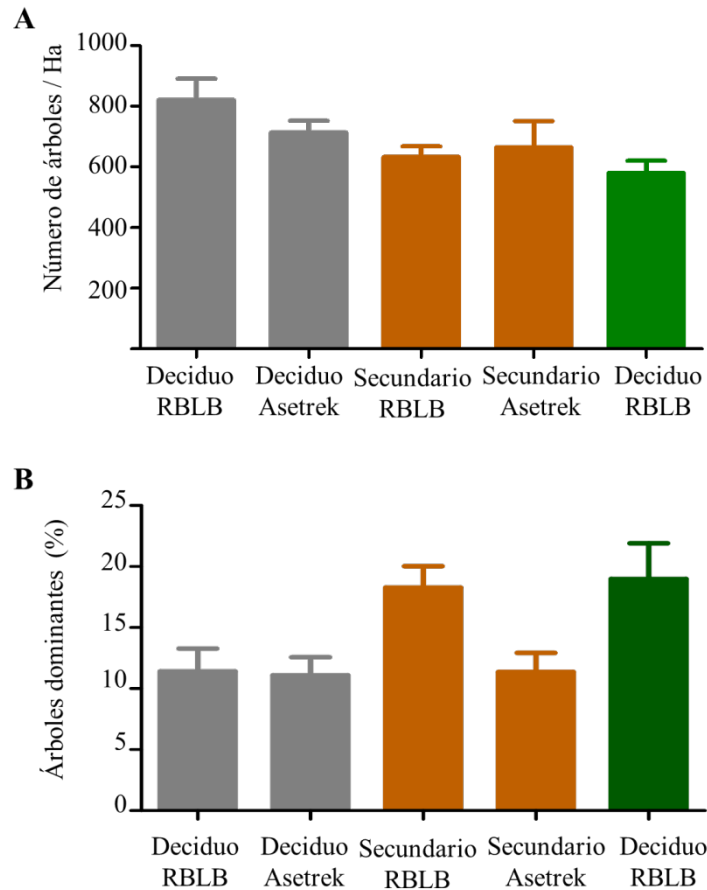


Fig. 5. Densidad de árboles por hectárea en diferentes coberturas forestales. A) Densidad media de plantas leñosas con DAP > 5 cm. B) Porcentaje de árboles dominantes (DAP > 40 cm) por unidad de área. Bigotes representan el error estándar de la media. Las diferencias entre sitios de estudio no son significativas ni en bosque deciduo ni en secundario, aunque hay una ligera tendencia a densidades mayores en bosque deciduo.

Fig. 5. Density of trees per hectare in different forest covers. A) Average density of woody plants with DBH > 5 cm. B) Percentage of dominant trees (DBH > 40 cm) per area unit. Whiskers represent the standard error of the mean. The differences between study sites are not significant neither in deciduous nor in secondary forest, although there is a slight tendency to higher densities in deciduous forest.

3.3.2. Cobertura de dosel.

La cobertura de dosel varió considerablemente, registrándose valores entre 41 % y 98 % de cobertura media en las parcelas. Aunque en nuestros muestreos fue evidente las diferencias entre la época lluviosa y la seca en cobertura de dosel, estas no fueron significativas ($F_{1,94} = 1.07$, $P = 0.314$), resultado que atribuimos a la gran variación

observada entre parcelas. De igual manera, no se encontraron diferencias significativas entre las medias de cobertura de los hábitats analizados ($F_{5,94} = 1.43$, $P = 0.218$). Considerando los criterios para el puntaje de este indicador (Tabla A7, Apéndice I), el puntaje final para el indicador cobertura de dosel en bosque deciduo, bosque secundario y bosque ripario sería: $(4+4+0) / 3 = 2.7$ pts (Tabla 1).

3.3.3. Formas de vida en sotobosque.

En el bosque deciduo de RBLB, las plantas presentan siete hábitos distintos, mientras que solo seis de ellos fueron encontrados en la misma cobertura en ASETREK (Fig. 6). Las diferencias en la proporción de individuos asociados a estas formas de vida variaron entre sitios y tipos de cobertura, especialmente en las categorías arbustos y bejucos ($Chi^2 > 30$, $gl=5$, $P < 0.001$ en ambos casos). Por otro lado, cinco de las seis formas de vida encontradas en la cobertura de bosque secundario en RBLB fueron observadas en ASETREK (Fig. 6), este último sitio muestra una menor riqueza. Tres formas de vida fueron encontradas en la cobertura de bosque ripario en ASETREK. Siguiendo los criterios para este indicador estipulados en la Tabla A8 (Apendice I), el valor final asignado para el indicador formas de vida es: $(5+4+0) / 3 = 3.0$ pts (Tabla 1).

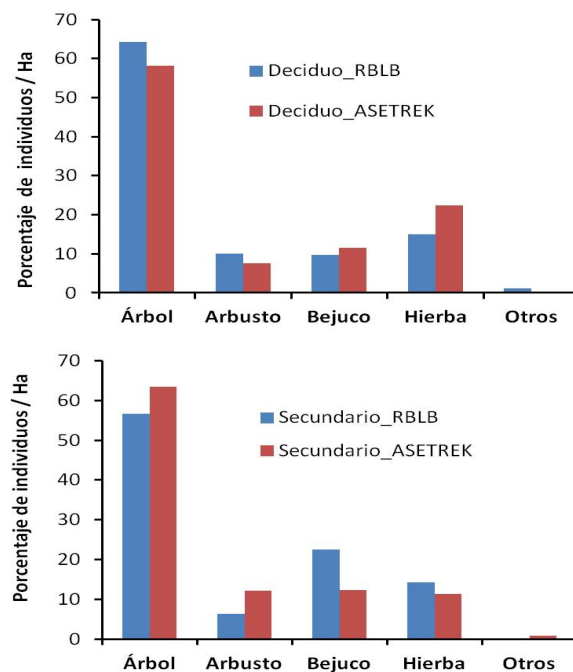


Fig. 6. Formas de vida encontradas en bosque deciduo y bosque secundario. Otros incluyen cactus, pastos y palmas.

Fig. 6. Life forms found in deciduous forest and secondary forest. Others include cacti, grasses, and palms.

3.3.4. Área basal y biomasa en pie.

La mayoría de los árboles observados poseen diámetros reducidos (< 30 cm) aunque algunos individuos sobrepasaron diámetros de 100 cm, especialmente en el bosque ripario y secundario. El área basal difiere entre coberturas ($F_{5,94} = 3.6$, $P=0.005$), el bosque ripario y secundario en la RBLB muestran las mayores áreas basales. Para el bosque deciduo, no hay diferencias en el área basal media entre sitios de estudio. Medidas relacionadas también reflejan las diferencias entre ambientes, como ocurre con el volumen de madera ($F_{5,94} = 6.04$, $P<0.001$) y la biomasa en pie, que difiere entre sitios y coberturas ($F_{5,94} = 6.33$, $P<0.0001$, Fig. 7).

Para el bosque deciduo, la biomasa media estimada en ASETREK (174Mg/Ha) representó un 78% de la estimada en RBLB (224Mg/Ha) aunque –como ya se mencionó– no hay diferencias en la riqueza de especies arbóreas entre ambos sitios. Para el bosque secundario, la biomasa media estimada fue marcadamente mayor en RBLB (461 Mg/Ha) que en ASETREK (272Mg/Ha). En esta cobertura, ASETREK posee más del 70% de las especies de la referencia. En el bosque ripario la biomasa media estimada es 543.4 Mg/Ha en el sitio de RBLB. Siguiendo los criterios presentados en la Tabla A9, el valor total para el indicador biomasa en pie sería: $(7+5+0)/3= 4.0$ pts (Tabla 1).

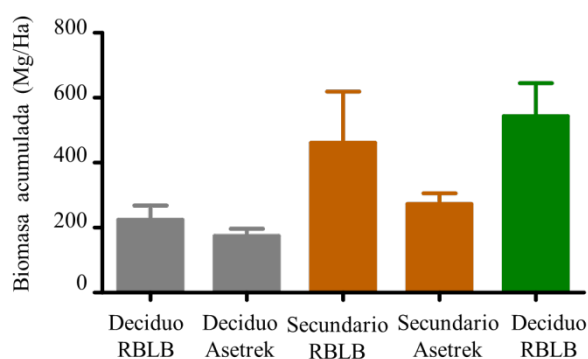


Fig. 7. Biomasa acumulada media (y su error estándar) en pie por cobertura forestal. El bosque secundario y el ripario dentro del potencial sitio de inundación en RBLB presentan la mayor biomasa ($P<0.001$).

Fig. 7. Mean accumulated biomass (and its standard error) standing per forest cover. Secondary forest and riparian within the potential flooding site in RBLB present the highest biomass ($P<0.001$).

3.3.5. Cobertura de hierbas.

En el sitio potencial de inundación en RBLB los espacios con pastos son reducidos a zonas de acceso y algunas áreas abiertas. En ASETREK existen ambientes abiertos, cubiertos por hierbas y gramíneas (Tabla 3), principalmente *Hyparrhenia rufa* y *Digitaria decumbens*. A nivel de coberturas, el bosque ripario y el secundario en RBLB mostraron las menores densidades de hierbas y gramíneas, mientras que los bosques deciduos de ASETREK registraron las mayores coberturas.

Con esta información, y recurriendo a los criterios para valorar cobertura de pastos especificados en la Tabla A10 (Apéndice I), el valor final asignado es: $(3+4+0+2)/4= 2.2$ pts (Tabla 1).

3.3.6. Reclutamiento.

Un total de 60 especies arbóreas fueron observadas en germinación o como plántulas en las parcelas examinadas para reclutamiento (Tabla 4). En el bosque deciduo de RBLB registramos 20 especies germinando, con igual número en el de ASETREK. Ambos sitios comparten tan solo un 58% de las especies en reclutamiento en esa cobertura. Diferencias más notables las encontramos en bosque secundario, con 12 especies germinando en RBLB y 28 especies en ASETREK. La correspondencia entre sitios es de 62 % de las especies. En el bosque ripario, reclutamiento fue observado en 29 especies arbóreas, y no hay correspondencia de cobertura similar en ASETREK. La similitud de especies del bosque ripario en el RBLB con el bosque deciduo y secundario de ASETREK combinados es de 55 % de las especies, lo que indica que es un ambiente distinto.

Siguiendo los criterios indicados en la Tabla A11 (Apéndice I), el valor final para el indicador reclutamiento se estimó entonces como: $(3+6+0)/3 = 3$ pts (Tabla 1).

TABLA 4

Especies arbóreas encontradas con plántulas en parcelas de regeneración por tipo de cobertura forestal.

TABLE 4

Tree species found with seedlings in regeneration plots by type of forest cover.

| Espece | Ripari o RBLB | Deciduo RBLB | Secundari o RBLB | Deciduo ASETRE K | Secundari o ASETRE K |
|--------------------------------|---------------------|-----------------|------------------------|------------------------|-------------------------------|
| <i>Alibertia edulis</i> | X | | | | |
| <i>Allophylus occidentalis</i> | X | | | | X |

| | | | | | |
|------------------------------------|---|---|---|---|---|
| <i>Alvaradoa amorphoides</i> | | | | X | X |
| <i>Andira inermis</i> | | X | X | | |
| <i>Astronium graveolens</i> | | | | | X |
| <i>Bactris guineensis</i> | X | X | | X | X |
| <i>Brosimum alicastrum</i> | X | | | | |
| <i>Bursera simaruba</i> | X | | X | X | |
| <i>Caesalpinia eriostachys</i> | X | X | | | |
| <i>Caesalpinia exostemma</i> | X | | | | |
| <i>Calycophyllum candidissimum</i> | X | X | | X | X |
| <i>Casearia corymbosa</i> | X | | | | X |
| <i>Casearia praecox</i> | | | X | | |
| <i>Chomelia spinosa</i> | X | | | | |
| <i>Coccoloba caracasana</i> | X | | | | |
| <i>Coccoloba floribunda</i> | X | | | | |
| <i>Cochlospermum vitifolium</i> | | X | X | X | X |
| <i>Cordia colococa</i> | | | | | X |
| <i>Cordia gerascanthus</i> | | | | X | |
| <i>Cordia panamensis</i> | | | | | X |
| <i>Coursetia elliptica</i> | | | | X | X |
| <i>Croton niveus</i> | X | | X | | X |
| <i>Dalbergia retusa</i> | | X | | | |
| <i>Diospyros acapulcensis</i> | X | X | X | X | X |
| <i>Eugenia salamensis</i> | | | | | X |
| <i>Garcia nutans</i> | X | X | X | | |
| <i>Genipa americana</i> | | X | | | |
| <i>Guarea excelsa</i> | X | | | | |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | X | X | | X | X |
| <i>Handroanthus ochraceus</i> | X | X | X | | X |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | | | | | X |
| <i>Licania arborea</i> | | X | | | |
| <i>Lonchocarpus minimiflorus</i> | X | X | X | X | X |
| <i>Lonchocarpus phaseolifolius</i> | | | | | X |
| <i>Lonchocarpus phlebophyllus</i> | | X | | | |
| <i>Luehea candida</i> | X | X | | | |
| <i>Lysiloma divaricatum</i> | | | | X | X |
| <i>Machaerium biovulatum</i> | | | | | X |
| <i>Malvaviscus arboreus</i> | X | | | | |
| <i>Myrospermum frutescens</i> | | | | X | |
| <i>Ocotea veraguensis</i> | X | | | | |
| <i>Piscidia carthagenensis</i> | X | | X | X | X |
| <i>Platymiscium parviflorum</i> | | | | | X |

| | | | | | |
|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Plumeria rubra</i> | | X | | | |
| <i>Pterocarpus michelianus</i> | X | | X | X | X |
| <i>Rehdera trinervis</i> | X | | | X | |
| <i>Samanea saman</i> | X | | | | |
| <i>Semialarium mexicanum</i> | | X | X | X | X |
| <i>Sideroxylon capiri</i> | X | | | | |
| <i>Spondias mombin</i> | | | | X | |
| <i>Spondias purpurea</i> | | X | | | |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | X | | | X | |
| <i>Thevetia ovata</i> | X | | | | X |
| <i>Thouinia serrata</i> | | | | | X |
| <i>Thouinidium decandrum</i> | | X | | | |
| <i>Trichilia americana</i> | | | | | X |
| <i>Trichilia trifolia</i> | | X | | | |
| <i>Vachellia collinsi</i> | | X | | X | X |
| <i>Ximenia americana</i> | | | | X | |
| <i>Xylosma flexuosa</i> | | | | X | |
| Total de especies | 29 | 21 | 12 | 21 | 28 |

3.3.7. Cantidad de hojarasca en mantillo.

La profundidad media de mantillo varió entre 0.5 y 7.4 cm, difiriendo entre hábitats ($F_{5,94} = 3.29$, $P = 0.008$). Encontramos una mayor acumulación de mantillo en las coberturas forestales dentro de RBLB. Siguiendo los criterios establecidos para este indicador indicados en la Tabla A12, el valor final para cantidad de hojarasca sería $(4+3+0)/3 = 2.3$ pts. (Tabla 1).

3.3.8. Cobertura de troncos en suelo.

En la mayoría de parcelas no se registraron troncos en el suelo, observándose en sólo 38 de ellas. Sin embargo, la proporción de parcelas con troncos varió entre coberturas forestales ($\chi^2 = 11.96$, $gl=4$, $P=0.018$). En el bosque decido de ASETREK hay casi una décima del volumen de troncos observado en el mismo tipo de bosque en RBLB, mientras que en el bosque secundario el volumen es mucho mayor al volumen estimado en RBLB. Por ello, siguiendo los criterios especificados para este indicador en la Tabla A13, el valor final es: $(1+2+0)/3 = 1.0$ pts. (Tabla 1)

3.4. Servicios ecosistémicos

3.4.1. Fuentes de agua.

Dos fuentes de agua fueron identificadas en los sitios de estudio: Quebrada Viscoyol y la Quebrada sin nombre. Ambas quebradas son intermitentes y corresponden al mismo

sistema de drenaje que conforma el límite sur de la propiedad de ASETREK con la RBLB, en el sitio de potencial inundación. Se realizaron medidas de flujo (caudal), pero las lecturas fueron muy bajas, con medias (\pm S.E.) de 0.87 ± 0.12 m/s en RBLB y 0.89 ± 0.25 m/s en ASETREK. Concluimos que en términos de fuentes de agua, accesibilidad a ellas y producción, ambos sitios son similares. Por lo tanto, siguiendo los criterios previamente establecidos en la Tabla A14 (Apéndice I), ASETREK recibe un puntaje de 3 pts para este indicador (Tabla 1).

3.4.2. *Descomposición materia orgánica.*

Como se esperaba, la degradación del sustrato fue progresiva en el tiempo, tanto para los estimados en el subsuelo como en la superficie del suelo (Fig. 8). Las curvas de degradación son funciones cuadráticas, con buen ajuste de datos ($R^2 > 0.94$, $P < 0.001$ en todos los casos).

La tasa de degradación es significativamente mayor bajo la superficie que en la superficie del suelo ($P < 0.005$), donde además se observó más variación en la masa resultante (Fig. 8). En el sitio potencial de inundación en RBLB, la mitad de la masa del sustrato es degradada aproximadamente en 50 días bajo la superficie, mientras que toma cerca de 80 días para degradar igual proporción sobre la superficie del suelo. Para cada uno de los ensayos (bajo o sobre la superficie) no se observaron diferencias significativas entre las curvas de degradación entre los sitios en RBLB y ASETREK. Dados estos resultados y siguiendo los criterios previamente especificados para este indicador (Tabla A15), el puntaje que se asigna para descomposición de materia orgánica es 2 pts. (Tabla 1).

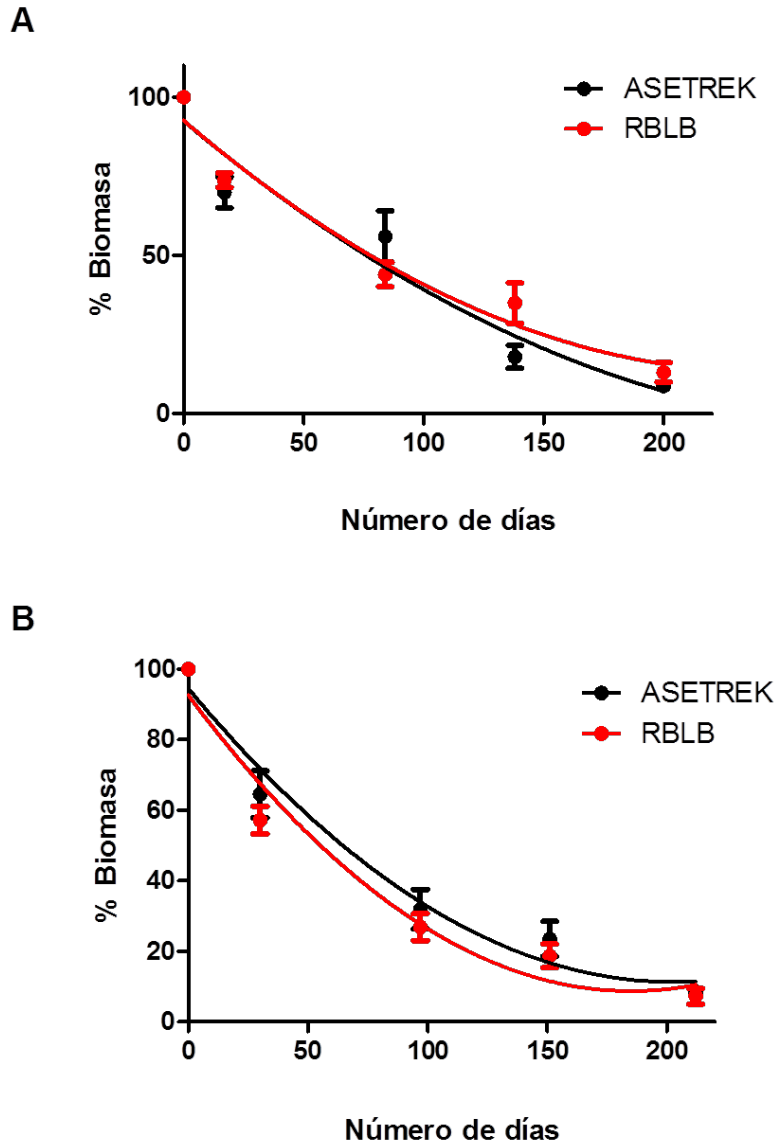


Fig. 8. Degradación de hojarasca sobre (A) y bajo (B) la superficie del suelo en el sitio potencial de inundación en RBLB y el sitio potencial de compensación en ASETREK. Para cada ensayo, las diferencias entre curvas de RBLB y ASETREK no son significativas ($P > 0.32$, en ambos casos).

Fig. 8. Leaf litter degradation above (A) and below (B) the soil surface at the potential flood site in RBLB and the potential offset site in ASETREK. For each trial, the differences between the RBLB and ASETREK curves are not significant ($P > 0.32$, in both cases).

3.4.3. Fijación potencial de CO₂.

Nuestras estimaciones del CO₂ acumulado en las coberturas forestales de ambos sitios evidencia una importante variación ($F_{4,86} = 8.91$, $P < 0.001$) que resulta de las diferencias encontradas en la cantidad de biomasa en cada hábitat. En el bosque deciduo la media estimada de CO₂ acumulado no sobrepasan los 360 Mg/Ha, mientras que la media para las coberturas bosque secundario y ripario en RBLB nuestras estimaciones superan los 700 Mg/Ha.

Para la cobertura bosque deciduo, la cantidad de CO₂ almacenada en ASETREK es aproximadamente el 80 % de la registrada en RBLB. En contraste, el bosque secundario de ASETREK acumula cerca del 58 % del fijado por la misma cobertura en el sitio de inundación en RBLB, lo que atribuimos a las diferencias en la contribución de árboles dominantes entre sitios. El bosque ripario en RBLB muestra la mayor acumulación de CO₂, pero no hay equivalente en ASETREK. Siguiendo los criterios para asignar puntaje a este indicador (Tabla A16, Apéndice I), el puntaje final sería: $(4+2+0) / 3 = 2.0$ pts (Tabla 1).

3.5 Puntaje de calidad de hábitat y área estimada de compensación

El puntaje final de la condición o calidad de ambiente corresponde a la sumatoria de los puntajes asignados a los indicadores, mientras que la incertidumbre global puede estimarse siguiendo el efecto de propagación de errores de la incertidumbre asociada a cada indicador (Apéndice I). Por lo tanto, el puntaje para el ambiente de ASETREK en relación al del sitio de impacto en RBLB sería 44.7 ± 15.9 (Tabla 1). Es decir, la calidad de hábitat mínima que tiene el área potencial de compensación estaría entre 28.8% y 60.6% de la encontrada en RBLB. Para compensar la pérdida de 113 Ha de la referencia (RBLB) serían requeridas entonces entre 253 y 395 hectáreas de un hábitat como el encontrado en el sitio de estudio en ASETREK. Partiendo del principio que la ganancia en compensación debe superar las pérdidas, la recomendación es que se contemple el límite superior de este estimado.

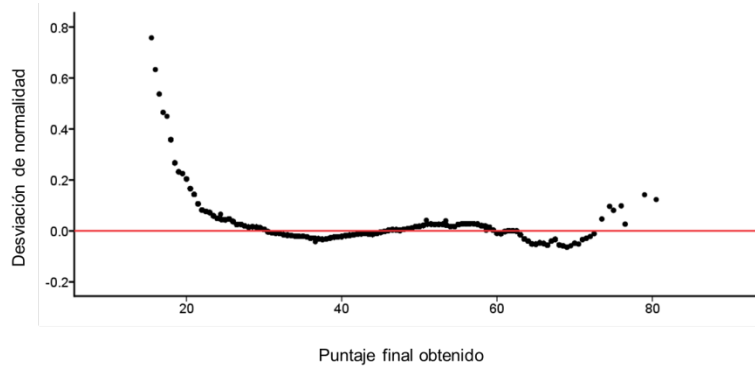


Fig. 9. Desviación a normalidad de puntajes finales (condición de ambiente) obtenidos si los valores de indicadores fueran asignados aleatoriamente. La distribución de puntajes, basada en 12,000 interacciones, tiene media (\pm SD) de 43.8 (\pm 9.4). Tan solo el 25% de los puntajes de calidad de ambiente superan los 50 puntos, el valor esperado en simetría.

Fig. 9. Deviation from normality of final scores (environmental condition) obtained if the indicator values were randomly assigned. The score distribution, based on 12,000 interactions, has a mean (\pm SD) of 43.8 (\pm 9.4). Only 25% of the environment quality scores exceed 50 points, the expected value in symmetry.

DISCUSIÓN

El método Hábitat-Hectárea facilitó la comparación cuantitativa entre los ambientes encontrados en el sitio potencial de impacto dentro de la RBLB y ASETREK. Al ser contiguos, ambos sitios experimentan condiciones climáticas, geológicas y edafológicas similares. Además, poseen comunidades vegetales asociadas al Bosque Tropical Seco (Vaughan et al., 1994), con predominancia de especies deciduas y que poseen una estructura de hábitat comparable entre sitios.

A pesar de esas concordancias, el ambiente en el sitio potencial de compensación evidenció condiciones estructurales inferiores al de la referencia, situación que puede ser explicado por varias causas. Por un lado, la menor cobertura de bosque ripario en ASETREK redujo el puntaje final de todos los indicadores de condición de hábitat, pese a que esta cobertura representa una porción menor (<8%) de la superficie total de la región analizada (Tabla 3). Esto resulta de combinar linealmente los valores obtenidos en cada una de las coberturas vegetales, que afecta la calificación final de cada indicador. Además, ASETREK contiene un área abierta cubierta por gramíneas exóticas inflamables, lo que es considerado como un riesgo en áreas dedicadas a la protección ambiental (Vargas-Sanabria & Campos-Vargas, 2018). Esa condición fue penalizada en

los indicadores cobertura de hierbas y conectividad. Adicionalmente, ASETREK evidencia perturbaciones por fuegos y raleo de árboles en sus coberturas de bosque secundario y deciduo que fueron constatadas en nuestras observaciones de campo. Dichas perturbaciones posiblemente explican la menor densidad de árboles dominantes, número de formas de vida, acumulación de mantillo y biomasa en pie que redujeron la valoración de su condición de hábitat.

Un principio generalmente aceptado en compensación ambiental es que las medidas resarcitorias aspiran a una ganancia ambiental neta (Cowell, 1997; Cole, 2021). En un contexto donde la indemnización supone la sustitución de áreas de entornos similares, la ganancia neta implicaría una retribución en superficie del hábitat de interés (Banco Interamericano de Desarrollo, 2015). Hábitat/Hectárea favorece este precepto de dos maneras. Por una parte, al acentuar las diferencias entre el ambiente en la referencia y el del sitio potencial de compensación lo que resulta de la forma como los indicadores son cuantificados. En Hábitat/Hectárea, un puntaje final se obtiene sumando valores discretos asignados respecto a la referencia, por lo que varía entre 0 (calidad estructural completamente inferior) y 100 (calidad de ambiente estructural igual al observado en la referencia). Sin embargo, la distribución nula de puntajes finales no es simétrica, con mayor desviación de normalidad observada en los puntajes más bajos (Fig. 9). En consecuencia, diferencias sutiles en la condición de ambiente respecto a la referencia redundan en una calificación menor, que deberá recurrir a una mayor superficie para equilibrar las pérdidas.

Por otra parte, el empleo de las incertidumbres asociadas a cada indicador permite establecer el *valor mínimo posible* (VMP) esperado de la condición de hábitat (McCarthy et al., 2004). El VMP es interpretado como la calidad de hábitat mínima que tiene el sitio potencial de compensación y permite estimar un rango del número de hectáreas necesarias para la compensación (Apéndice I).

En el caso del Embalse Río Piedras, por cada hectárea inundada en RBLB se requeriría casi 3.5 hectáreas de un ambiente como el observado en ASETREK, una proporción que representa unas 395 hectáreas y que es significativamente mayor a lo esperado al azar, si en la estimación los valores de indicadores se hubiesen asignados aleatoriamente (Fig. 9). Sin embargo, semejante superficie de hábitat boscoso no está disponible en ASETREK, por lo que incorporar solo esa propiedad no asegura la ganancia de todos los elementos o características que se verían afectados por el impacto en RBLB. Estas consideraciones

sugieren que otras opciones de compensación deben analizarse como complemento al aporte que haría el anexar parte la propiedad de ASETREK a la Reserva Biológica. De hecho, en el informe técnico presentado ante el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (Sasa et al., 2021) se postula la necesidad de incorporar tanto el embalse como otras propiedades con cobertura de bosque ripario como parte de la compensación requerida si el embalse Río Piedras llegara a afectar las 113 Ha de la RBLB.

El empleo del sitio de referencia en Hábitat/Hectárea es atractivo porque proporciona una forma relativamente simple con la cuál evaluar diferencias. El método ha sido empleado con éxito en evaluaciones de la calidad de vegetación y en comparaciones ecológicas entre sitios (Kocev et al., 2009; Newman et al., 2015). Los indicadores empleados son relativamente fáciles de cuantificar, incluso por no especialistas, lo que hace que su evaluación sea factible. Comparado con otros métodos basados en juicios subjetivos, el enfoque cuantitativo de Hábitat-Hectárea tiene la ventaja de que la lógica detrás de las evaluaciones es más transparente. Además, valorar los sitios de compensación en relación a la referencia para cada indicador es ventajoso al favorecer una mayor homogeneidad entre los evaluadores, haciendo que la evaluación misma sea más repetible (Parkes et al., 2003). Otra ventaja de referendar la condición al de la referencia es que el método puede emplearse en distintos tipos de ecosistemas, por lo que su aplicación, en principio, puede ser universal (Newman et al., 2015, pero ver McCarthy et al., 2004).

Sin embargo, como otros métodos de puntaje, este procedimiento no está exento de discordancias. Cole (2006) y Stander & Ehrenfeld (2008) indican posibles sesgos asociados con la selección de referencias, especialmente porque esta supone un ambiente de “mejor calidad”, “más deseable” o “en equilibrio” pero en la práctica, la calidad del ambiente en la referencia suele variar dependiendo del atributo. Además, como en este caso, es difícil encontrar comunidades vegetales en equilibrio, y más bien tienden a tener múltiples estados (Fiedler et al., 1997), por lo que la comparación con una única referencia podría tornarse difícil. McCarthy et al. (2004) señalan que la combinación propuesta de los atributos en Hábitat/Hectárea podría acarrear inconsistencias internas, especialmente por cómo se asignan los pesos de los componentes y por la forma aditiva en que las puntuaciones de los diferentes atributos son combinados. Estas advertencias son ilustradas con el siguiente ejemplo: *“un sitio de compensación con cobertura de dosel similar a la referencia (5 pts) pero sin troncos en suelo (0 pts). Si todos los árboles de ese sitio fueran cortados y dejados como troncos caídos, sin cambios en otros atributos,*

no habría cambio en el puntaje final (5 pts para los troncos y 0 pts para cobertura de dosel)” (McCarthy et al., 2004). Otra consideración es que la forma en que los puntajes de los diferentes atributos son combinados mediante la sumatoria lleva implícito que los diferentes atributos del hábitat pueden ser sustituibles. Este inconveniente podría corregirse empleando la media geométrica ponderada, que se basa en un enfoque multiplicativo (en contraste con el actual enfoque aditivo), lo que haría que los distintos atributos del hábitat no sean perfectamente sustituibles.

Como otros análisis empleados en gestión ambiental (Fahrig, 2001), Hábitat/Hectárea constituye una radiografía de las condiciones de hábitat en un momento particular. Si el ambiente en alguno de los sitios de estudio cambiara, las estimaciones de área podrían alterarse. El análisis del ambiente en ASETREK se basó en observaciones realizadas en el año 2016. Durante ese periodo, se evidenció tala en esa propiedad, por lo que modificaciones posteriores de su cobertura boscosa podrían afectar los resultados de nuestra estimación de compensación.

A pesar de estas inquietudes, la evaluación empírica del método demuestra que Hábitat/Hectárea proporciona una manera sencilla de comparar hábitats entre sitios, y como tal, sostenemos que puede ser empleado a la hora de estimar áreas para la compensación ambiental. Dado que la ponderación para los componentes y sus indicadores es realizada previa a su cuantificación, el procedimiento tiene la ventaja de conducirse de manera imparcial. Además, la asignación de pesos para cada componente podría validarse mediante panel de expertos (Ávila, 2015; Ordoñez Gallardo, 2010), lo que permitiría consenso sobre los puntajes máximos otorgados a cada componente. Otra gran ventaja es que la estimación de los valores de cada indicador puede realizarse a partir de datos de campo recolectados sin ambigüedad, de manera reproducible y de esta manera se minimizan los sesgos del investigador (Rivero, 2013).

La modificación al método Hábitat/Hectárea presentada en este trabajo no pretende ser definitiva y más bien esperamos que permita generar discusión sobre metodologías para calcular compensación de áreas con cobertura natural. Sin duda, ajustes al método presentado permitirían habilitar procedimientos más eficaces y con mayor aceptación entre diferentes sectores involucrados con la compensación ambiental. Un aspecto a considerar es que el método original no contempla medidas de biodiversidad y la identidad de comunidades bióticas no son incorporadas en el análisis (Parkes et al., 2003). Esta situación podría contravenir el análisis de atributos requeridos por la legislación. Por

ejemplo, el reglamento a la Ley de Biodiversidad 7788 (Decreto 34433) indica en su artículo 72 que debe de cumplirse los criterios de relevancia, fragilidad, dimensiones y estados de conservación de los ecosistemas, poblaciones silvestres, atributos geológicos o geomorfológicos. De igual forma se debe de considerar la relevancia y naturaleza de los bienes y servicios ambientales que suministran estos elementos.

Sin embargo, es posible aplicar el procedimiento de puntaje implementado en Hábitat/Hectárea sobre indicadores de biodiversidad y composición para lograr incorporar estos atributos requeridos en la legislación. Una evaluación de este procedimiento sobre el mismo caso de estudio contemplado aquí, se muestra en la diversidad de grupos indicadores en el análisis de compensación ambiental (Sasa et al, 2022).

En conclusión, el método Hábitat/Hectárea proporciona un procedimiento para caracterizar ambientes a partir de la estructura de vegetación y algunos atributos de paisaje. Además, permite una comparación directa de los ambientes entre sitios con características similares y estima el área necesaria para equipararlos. El método debe ser interpretado como una guía para la evaluación de compensación ambiental y sus resultados no deben considerarse como las únicas condiciones a contemplar a la hora de establecer la compensación. Además de la equiparación ecológica que puede aportar el método, aspectos legales, económicos y sociales pueden ser incorporados en el análisis para asegurar una adecuada compensación y su correspondiente ganancia ambiental neta.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Organización para Estudios Tropicales (OET) por todo el apoyo logístico en el Desarrollo de este Proyecto. Esta investigación fue financiada por

el SENARA (Sistema Nacional de Riego y Avenamiento) e inscrito en la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Costa Rica (proyecto B6A02).

RESUMEN

Introducción: La compensación ambiental constituye una última alternativa ante impactos de proyectos de desarrollo que no puedan ser evitados, disminuidos o mitigados. El resarcimiento de hábitats o elementos del ambiente afectados suele presentarse como una sustitución a partir de recursos ecológicamente equivalentes. Sin embargo, una limitante frecuente es que los procedimientos de cómo realizar evaluaciones apropiadas de equivalencia ecológica no siempre son claros. En este trabajo, empleamos una modificación de uno de esos procedimientos, el método Hábitat-Hectárea, para determinar el área equivalente necesaria para compensar por pérdidas de hábitat en la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB), un área silvestre protegida ubicada en el noroeste de Costa Rica. Una superficie de aproximadamente 113 hectáreas de esta reserva sería inundada de establecerse el Embalse Río Piedras, un reservorio enmarcado en el proyecto de abastecimiento de agua PAACUME dirigido a la irrigación y suministro de agua en el Pacífico norte del país. **Metodología:** Hábitat-Hectárea fue originalmente diseñado para evaluar equivalencia ecológica de vegetación nativa y emplea puntajes sobre indicadores en relación con un hábitat de referencia. La sumatoria de esos puntajes es una medida de la condición estructural del ambiente en relación con el de la referencia, por lo que esta métrica permite cuantificar el número de hectáreas necesarias para compensar las pérdidas de un hábitat semejante. A partir de indicadores de paisaje, suelo, estructura de vegetación y servicios ecosistémicos realizamos una evaluación del hábitat en una propiedad identificada previamente como potencial sitio de compensación. Para cada indicador, asignamos puntajes en relación al ambiente encontrado en el sitio de inundación en RBLB y determinamos así su condición relativa. **Resultados:** El puntaje para la condición de ambiente en el sitio de compensación resultó en un 44.7% ($\pm 15.9\%$) en relación con el del sitio de impacto en RBLB. En consecuencia, y considerando la incertidumbre en nuestras medidas, compensar la pérdida de una hectárea en la referencia (RBLB) requeriría entre 2.23 y 3.49 hectáreas de un ambiente similar al del sitio de compensación. **Conclusión:** Dada la cuantificación objetiva en la estructura de la vegetación entre el sitio del potencial impacto y el de compensación, el método Hábitat-Hectárea facilita la toma de decisión en el proceso de compensación ambiental. Aunque no está exento de limitaciones, consideramos que Hábitat-Hectárea constituye un método práctico con el cual se puede evaluar diferencias entre ambientes de manera relativamente sencilla. Además, tiene la ventaja de que los valores de cada indicador pueden ser estimados a partir de datos de campo recolectados sin ambigüedad, de manera reproducible y minimizando sesgos.

Palabra clave: mitigación ambiental, impacto ambiental, equivalencia ecológica, hábitat/hectárea, compensación ambiental.

REFERENCIAS

- Andrade, H. & M. Ibrahim. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de Carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en Las Américas, Turrialba* 10(39-40):109-116.
- Ávila, J. (2015). Panel de expertos del sector eléctrico: lecciones para el diseño e implementación de políticas públicas en otras áreas reguladas. *Revista Estudios de Políticas Públicas*, 1(2), 204-210.
- Banco Interamericano de Desarrollo. (2015). *Guía de buenas prácticas para líneas de transmisión y de distribución de energía eléctrica para hábitats naturales críticos*.
- Barquero-Pizarro, G. (2019). *Análisis hidrológico de cauces de la cuenca del río Tempisque involucrados en el proyecto abastecimiento de agua para la cuenca media del río Tempisque y comunidades costeras (PAACUME)*. [Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica]
- Cajiao, M. V. (2019). Ley 9610 para la modificación de límites de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal. *Ambientico*, (269), 70-73.
- Calle, I., Zabarruru, S., & Mora, C. (2014). *Compensación Ambiental: Una oportunidad para la adecuada gestión de los impactos ambientales en el Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental.
https://repositorio.spda.org.pe/bitstream/20.500.12823/142/1/Compensacion_Ambiental_2014.pdf
- Carrasco, M.J., Sánchez-Cámara, A.E.S., García-Sánchez-Colomer, M.R., & Ruiz-Arraiga, S. (2013). Evolución de las medidas compensatorias en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental. *Ingeniería Civil, Revista Digital del Cedex*, 172, 73-82.
- Cole, C.A. (2006). HGM and wetland functional assessment: six degrees of separation from the data? *Ecological Indicators* 6, 485–493.
- Cole, S.G. (2021). *Environmental Compensation is not for the Birds: Assessing social welfare impacts of resource-based environmental compensation*. [Tesis Doctoral, Swedish University of Agricultural Sciences]. Umeå, Sweden.
- Cowell, R. (1997). Stretching the limits: environmental compensation, habitat creation and sustainable development. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 22, 292–306.
- Cuperus, R., Bakermans, M.M.G.J., Udo de Haes, H.A., & Canters, K.J. (2001). Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental management*, 27(2), 75-89.
- Decreto 34433. (2008). Reglamento a la Ley de Biodiversidad, Diario Oficial La Gaceta 68, 8 de abril de 2008.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=62838&nValor3=74201&strTipM=TC

Decreto 34678-MP-MINAE-MAG. (2008). Declaratoria de interés público y conveniencia nacional el proyecto presa-embalse regulatorio del canal del oeste del distrito de riego arenal tempisque, denominado también embalse piedras, Diario Oficial La Gaceta 156, 13 de agosto del 2008.

http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=63734&nValor3=73481&strTipM=TC

Denyer, P., & Arias, O. (1993). Geología del norte de la península de Nicoya, Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, (16).

Díaz-Reyes, C.E. (2014). *Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá].

DSE. (2004). *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method*. Version 1.3. Victorian Government Department of Sustainability and environment, Melbourne. 46 pp.

Dunforda, R.W., Ginnb, T.C., & Desvousges, W.H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49–70

Fahrig, L. (2001). How much habitat is enough?. *Biological conservation*, 100(1), 65-74.

Falcucci, A., Ciucci, P., Maiorano, L., Gentile, L., & Boitani, L. (2009). Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence-mortality model. *Journal of Applied Ecology*, 46(3), 600-609.

Fiedler, P. L., White, P. S., & Leidy, R. A. (1997). The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In *The Ecological Basis of Conservation* (pp. 83-92). Springer, Boston, MA.

García-López, T. (2018). Instrumentos económicos para la protección ambiental en el derecho ambiental mexicano. *Sociedad y Ambiente*, 6(17), 247-266.

Gibbons, P., Freudenberg, D. (2006). An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management & Restoration* 7, S10–S17.

Gibbons, P., Lindenmayer, D.B. (2007). Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Environmental Management and Restoration* 8, 26–31.

Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. *Life zone ecology*, (rev. ed.).

Hubbell, S. P. (2006). Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87(6), 1387-1398.

- Kocev, D., Džeroski, S., White, M. D., Newell, G. R., & Griffioen, P. (2009). Using single-and multi-target regression trees and ensembles to model a compound index of vegetation condition. *Ecological Modelling*, 220(8), 1159-1168.
- LaPaix, R., Freedman, B., Patriquin, D. (2009). Ground vegetation as an indicator of ecological integrity. *Environmental Reviews* 17, 249–265.
- 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(1), 24-27.
- McKenney, B., Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176.
- Muñoz-Barcia, C. V., Lagos, L., Blanco-Arias, C. A., Díaz-Varela, R., & Fagúndez, J. (2019). Habitat quality assessment of Atlantic wet heathlands in Serra do Xistral, NW Spain. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(2), 533-549.
- Newman, B., Ladd, P., Batty, A., & Dixon, K. (2015). Ecology of orchids in urban bushland reserves—can orchids be used as indicators of vegetation condition?. *Lankesteriana*, 7(1-2), 313-315.
- Norton, D.A. (2008). Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environmental Management* 43, 698–706.
- Núñez-Solís, J. (2000). *Fundamentos de Edafología*. EUNED, San José, Costa Rica. 185 pp.
- Ordoñez Gallardo, M. J. (2010). *Proyecto piloto para la estimación de caudales ambientales en la cuenca del río Pastaza, basado en un panel de expertos*. [Bachelor's thesis, QUITO/EPN/2010].
- Parkes, D., Newell, G., Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration* 4, S29-S38
- Powers, J. S., Montgomery, R. A., Adair, E. C., Brearley, F. Q., DeWalt, S. J., Castanho, C. T., ... & González-Iturbe, J. A. (2009). Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, 97(4), 801-811.
- Proyecto Abastecimiento de Agua para la Cuenca Media del río Tempisque y Comunidades Costeras (PAACUME). (s.f.). Servicio Nacional de Aguas Riego y Avenamiento (SENARA).
<http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>
- Quetier, F., Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991-2999.
- Quintana, Carlos. (1996). *Elementos de Inferencia Estadística*. Ed. UCR. 219 pp.

- Rapport, D.J., Costanza, R., McMichael, A.J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 397–402.
- Rivero, D. (2013). Metodología de la investigación. Shalom.
- Robertson, M.M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35, 361–373.
- Rojas-Chaves, P. A., Vílchez-Alvarado, B., Moya-Roque, R., & M. Sasa-Marín. (2015). Combustibles forestales superficiales y riesgo de incendio en dos estadios de sucesión secundaria y bosques primarios en el Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 12(29), 29-45.
- Ross-Lemus, Y., & Capelli, L. (2014). *Costa Rica fronteras naturales = Costa Rica Nature Unbound*. Producciones del Río Nevado.
- Sasa, M., Beneyto, D., Oviedo-Brenes, F., Arévalo, E., Morales, L., Bonilla-Murillo, F., Sánchez, R., Vargas, R. y Serrano, J. (2021). *Establecimiento de la Línea Base de Biodiversidad para la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) y finca adyacente*. Organización para Estudios Tropicales. 206 pp.
- Sasa, M., Oviedo-Brenes, F., Beneyto, D., Bonilla-Murillo, F., Arévalo, E., Sánchez, R., Morales-Gutiérrez, L. y Serrano-Sandi, J. (2022). Diversidad de grupos indicadores en el análisis de compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, en prensa.
- Segura, M., & Andrade Castañeda, H. J. (2008). ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes?. *Agroforestería en las Américas*, 46, 89-96.
- Silva, J.S.D. (2017). *Compensação de reserva legal no Estado de São Paulo: uma análise da equivalência ecológica*. [Tesis Doctoral, Universidade de São Paulo].
- Sistema de Información de Recursos Forestales de Costa Rica (SIREFOR). (s.f). Ministerio de Ambiente y Energía. <https://www.sirefor.go.cr/?p=1170>
- Solano G., Aguilar L., Lizano M. (2018). *Zonificación forestal de Costa Rica y estado Poblacional de especies forestales, basado en el Inventario Nacional Forestal e instrumentos de monitoreo y manejo de bosques naturales*. Consultoría para el Seguimiento del Inventario Forestal Nacional. Código SICOP: 70151505 9211850
- Solano, J. P., Denyer, P., Pérez, W., Lücke, Ó. H., & Madrigal, P. (2019). Formación Bagaces: caracterización de sus unidades para la identificación de depósitos y litofacies. *Revista Geológica de América Central*, (60), 7-38.
- Stander, E.K., Ehrenfeld, J.G. (2008). Rapid assessment of urban wetlands: do hydrogeomorphic classification and reference criteria work? *Environmental Management* 43, 725–742.

- Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D., Lipton, J. (2002). Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental Management* 29, 290–300.
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.
- Vargas-Sanabria, D., & Campos-Vargas, C. (2018). Modelo de vulnerabilidad ante incendios forestales para el Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 10(2), 435-446.
- Vaughan, C., McCoy, M., Fallas, J., Chaves, H., Barboza, G., Wong, G., ... & Carbonell, M. (1994). *Plan de Manejo y Desarrollo Parque Nacional Palo Verde y Reserva Biológica Lomas Barbudal* (No. 333.783097286 P699pln 1994). Universidad Nacional, Heredia (Costa Rica).
- Villarroya-Ballarín, A. (2012). *Compensación ecológica en la evaluación de impacto ambiental en España: Situación y propuestas de acción*. [Tesis Doctoral, Universidad de Navarra].
- Wissel, S., Wätzold, F. (2010). A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation Biology* 24, 404–411.
- Zeledón, J. M. (2016). Agua para Guanacaste: PIAAG. *Revista Ambientico*, 260, 25-31.

Apéndice I. Propuesta para la aplicación del método Hábitat/Hectárea (Parkes et al., 2003) en Costa Rica.

El método Hábitat-Hectárea fue originalmente desarrollado por Parkes et al., (2003) para comparar la calidad de ambiente (basado en atributos estructurales) entre áreas discretas de vegetación constituidas por el mismo tipo de flora. El método identifica un *sitio de referencia* que es comparado a un potencial *sitio de compensación*, seleccionando para ello indicadores de calidad del ambiente. Los indicadores son calificados en relación a la condición en el sitio de referencia: este último exhibe el valor máximo posible para cada indicador. La sumatoria de los puntajes para cada indicador equivale al 100% de la condición de calidad del hábitat (o composición de comunidades) de la referencia, por lo que puede destilarse una equivalencia en área entre sitios.

En la propuesta original, Parkes et al (2003) reconocen dos grupos de componentes: los que reflejan las evaluaciones de la "condición del sitio" y aquellos que reflejan el "contexto del paisaje". En la presente modificación se incorporan “servicios ecosistémicos” como otros componentes de interés.

Una de las principales razones del desarrollo de esta metodología fue incorporar la cuantificación de condiciones ambientales en la planificación y gestión de hábitats (DSE, 2004). Este enfoque no debe considerarse una medida de conservación en sí misma, pero puede ayudar a determinar la importancia de vegetación para la conservación en combinación con otros atributos de biodiversidad que pudieran evaluarse.

1. COMPONENTES Y SUS INDICADORES DE CALIDAD DE HÁBITAT.

A continuación, describimos cada componente de calidad de ambiente, sus indicadores y puntajes.

1.1. Componente: Atributos geofísicos.

1.1.1. Indicador atributos geomorfológicos

Justificación: La matriz geológica y física es importante en la determinación de cobertura vegetal y hábitats. Los suelos determinan el tipo de asociaciones vegetales y la estructura de los bosques. La comparación de relieve, composición de suelo y los atributos geomorfológicos, permite determinar pérdidas o ganancias en el contexto de la posible compensación. *Puntaje:* Se sugieren los criterios señalados en el Tabla A1.

TABLA A1.

Criterios y valores para el indicador atributos geomorfológicos.

TABLE A1.

Criteria and values for the geomorphological attributes indicator.

| Número de atributos geomorfológicos respecto a la referencia | Puntaje |
|---|----------------|
| < 30 % de la referencia | 0.0 |
| ≥ 30 % pero < 70 % de la referencia | 0.5 |
| ≥ 70 % pero < 100 % de la referencia | 1.0 |
| ≥ 100 % de la referencia | 2.0 |

1.1.2. Indicador caracterización edafológica

Justificación: La caracterización edafológica se realiza a partir de muestras representativas de cada sitio a comparar, tomadas tanto en la superficie como en el subsuelo. Para cada muestra se sugiere una caracterización granulométrica y química.

Puntaje: Los criterios seguidos de este indicador se muestran en el Tabla A2.

TABLA A2.

Criterios y valores para el indicador atributos edafológicos.

TABLE A2.

Criteria and values for the soil attributes indicator.

| Número de atributos edafológicos <i>distintos</i> respecto a la referencia | Puntaje |
|---|----------------|
| < 10 % de la referencia | 3.0 |
| ≥ 10 % pero < 40 % de la referencia | 2.0 |
| ≥ 40 % pero < 70 % de la referencia | 1.0 |
| ≥ 70 % de la referencia | 0.0 |

1.2. Componente: Contexto de paisaje.

1.2.1. Indicadores: Tipo de cobertura vegetal, área superficial, grado de conectividad

Justificación: La cobertura de vegetación juega un papel preponderante en la caracterización del paisaje. El tamaño de un fragmento de vegetación continua desempeña un importante papel en su viabilidad a largo plazo: fragmentos más grandes tienden además a relacionarse con mayor biodiversidad. La conectividad entre distintos tipos de bosque valoriza el sitio en materia de conservación.

Puntajes: Para cada cobertura forestal se sugiere cuantificar: la proporción de coberturas, el área del fragmento y su conectividad. El área del fragmento y su conectividad corresponden a variables continuas, por lo que las comparaciones entre sitios pueden efectuarse empleando técnicas estadísticas tradicionales. Las Tablas A3 a A5 muestran los criterios empleados para asignar puntajes a cada indicador. El puntaje final para el componente Contexto de Paisaje se calcula como: Puntaje tipo cobertura + Puntaje área + Puntaje conectividad

TABLA A3.

Proporción de coberturas forestales y puntaje en sitio de compensación respecto a sitio de referencia.

TABLE A3.

Proportion of forest cover and score in the compensation site with respect to the reference site.

| % de coberturas respecto a referencia | Puntaje | | |
|---------------------------------------|--|--|-----------------------------------|
| | Ambientes no fragmentados ¹ | Ambientes Poco fragmentados ² | Múltiples Fragmentos ³ |
| < 20 % | 1.0 | 0.5 | 0.0 |
| ≥ 20 % pero < 50 % | 2.0 | 1.0 | 0.5 |
| ≥ 50 % pero < 70 % | 6.0 | 4.0 | 1.0 |
| ≥ 70 % pero < 90 % | 8.0 | 6.0 | 2.0 |
| ≥ 90 % pero perturbados | 10.0 | 8.0 | 4.0 |
| ≥ 90 % no perturbados | 12.0 | 10.0 | 6.0 |

¹Cada tipo de cobertura en un solo fragmento, ²Al menos alguna cobertura con 3 a 10 fragmentos; ³Al menos alguna cobertura con más de 10 fragmentos.

TABLA A4.

Criterios y puntajes para el indicador área superficial del fragmento nominal*.

TABLE A4.

Criteria and scores for the nominal fragment surface area indicator*.

| Área de fragmento | Puntaje: | |
|----------------------------|--|---------------|
| | Diferencia con cobertura en referencia | |
| | No significativa | Significativa |
| < 2 Ha | 0.5 | 0.0 |
| ≥ 2 pero < 10 Ha | 1.0 | 0.5 |
| ≥ 10 pero < 20 Ha | 2.0 | 1.0 |
| ≥ 20 pero < 30 Ha | 4.0 | 2.0 |
| ≥ 30 Ha pero perturbado | 6.0 | 4.0 |
| ≥ 30 Ha pero no perturbado | 8.0 | 6.0 |

*Se refiere a fragmento de vegetación del mismo tipo.

TABLA A5.

Criterios y puntajes para el indicador distancia al núcleo.*

TABLE A5.

Criteria and scores for the distance to core indicator.*

| Distancia a núcleo | Diferencia No significativa | Diferencia significativa | No información |
|---------------------------|------------------------------------|---------------------------------|-----------------------|
| > 5 km | 1 | 0 | 0.0 |
| 2-5 km | 2 | 1 | 1.0 |
| 1-2 km | 3 | 2 | 1.5 |
| <1 km | 4 | 3 | 2.0 |
| Contiguo | 5 | 4 | 2.5 |

*Se refiere a cada tipo de cobertura o fragmento por separado.

1.3 Componente: Condición de sitio.

Una caracterización de la condición de sitio está íntimamente ligada a la estructura de la cobertura vegetal. Entre los indicadores más significativos se encuentran: número o densidad de árboles dominantes, cobertura de dosel, formas de vida de sotobosque, biomasa de especies leñosas, cobertura de hierbas, reclutamiento, cantidad de hojarasca, y cobertura de troncos.

1.3.1. Indicador: Árboles dominantes.

Justificación: La estructura de ambientes boscosos está integrada principalmente por los componentes arbóreos, especialmente aquellos que dominan el dosel superior. Generalmente las especies dominantes en esos estratos poseen alometrías diferenciadas de aquellos que dominan estratos inferiores del dosel o el sotobosque. Árboles de gran talle suelen ser los más longevos y se considera que cumplen importantes funciones como productores de semillas (Clark, 1987), refugio y percha para vertebrados (Gillespie & Walter, 2001), núcleos para reclutamiento de plántulas (Hams & Paine, 2003). Las especies dominantes del dosel brindan estructura al bosque y son difíciles de ser reemplazados en caso de pérdida. Además, el dosel mantiene la mayor productividad del hábitat y conforma una barrera de protección de los efectos de la lluvia y rayos solares a estratos inferiores. *Puntaje:* Los criterios para el puntaje del número de árboles dominantes son descritos en la Tabla A6.

TABLA A6.

Criterios y valores para el indicador cobertura de árboles dominantes.

TABLE A6.

Criteria and values for the dominant tree cover indicator.

| Árboles dosel% | Porcentaje de especies arbóreas relativo a referencia | | | |
|---|---|----------|---------|--------|
| | > 100 % | 100-75 % | 75-50 % | < 50 % |
| Ningún árbol presente | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0-20 % del # árboles/Ha de la referencia | 4 | 3 | 2 | 1 |
| 20-40 % del # de árboles/Ha de la referencia | 7 | 6 | 5 | 2 |
| 40-70 % del # de árboles/Ha de la referencia | 10 | 9 | 8 | 6 |
| 70-100 % del # de árboles/Ha de la referencia | 13 | 12 | 11 | 8 |
| > del # de árboles/Ha de la referencia | 15 | 14 | 13 | 10 |

Árboles dominantes: definidos como aquellos con DAP > 40

1.3.2. Indicador: Cobertura de dosel.

Justificación: La cobertura de dosel se relaciona con el número de estratos superiores en bosques, con la cantidad de luz que llega al sotobosque y con el estado de salud de árboles dominantes. La densidad de cobertura de dosel se puede estimar mediante medidas puntuales tomadas con densiómetro refractario cóncavo tradicional posicionado en la misma dirección o mediante el contraste de píxeles sobre fotografías digitales hemisféricas tomadas con lente angular cóncavo “ojo de pez” (Rich, 1989). *Puntaje:* Para el puntaje del indicador cobertura de dosel se considera la densidad de árboles dominantes en relación con la referencia (Tabla A7).

TABLA A7.

Criterio y puntaje para el indicador cobertura de dosel.

TABLE A7.

Criteria and score for the canopy cover indicator.

| Porcentaje de variación de cobertura | % árboles dominantes relativo a referencia | | | |
|--|--|---------|---------|--------|
| | > 90 % | 60-90 % | 30-60 % | < 30 % |
| > 90 % variación respecto a la referencia | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 50-90 % variación respecto a la referencia | 3 | 2 | 1 | 0 |
| < 40 % variación respecto a la referencia | 5 | 4 | 3 | 2 |

1.3.3. *Indicador: Formas de vida sotobosque.*

Justificación: La mayor diversidad de especies así como el mayor número de hábitos de plantas ocurre en el sotobosque. Algunas formas de vida brindan estructura al sotobosque, como es el caso de bejucos y lianas. Otras formas cubren áreas y son cuantificadas por su nivel de cobertura, como es el caso de gramíneas, bejucos y plantas rastreras. La cuantificación de formas de vida presentes ha sido empleada como una aproximación para evaluar la complejidad del entorno (Parkes et al., 2003) y puede también ser empleada como indicativo de perturbación del hábitat. *Puntaje:* Los criterios para asignar el puntaje de formas de vida se muestran en la Tabla A8.

1.3.4. *Indicador: Biomasa en pie.*

Justificación: La biomasa en pie por hectárea es una manera de cuantificar la integración de las estructuras leñosas de un rodal y es afectada por la frecuencia de árboles; incluir este indicador permite cuantificar el aporte de árboles no dominantes en la estructura del hábitat, así como la contribución de arbustos. De esta forma, se cuantifica el aporte de clases diamétricas menores así como el aporte de arbustos. La densidad y biomasa pueden estimarse de las medidas dasométricas cuantificadas en cada parcela de vegetación. *Puntaje:* Para asignar el puntaje a este componente, se sigue los criterios especificados en la Tabla A9.

TABLA A8.

Criterios y puntaje para el indicador formas de vida de la vegetación presente.

TABLE A8.

Criteria and score for the indicator forms of life of the present vegetation.

| Primera decisión | Segunda decisión | Valor |
|---|--|--------------|
| Todos los estratos y formas de vida efectivamente ausentes ¹ | | 0 |
| Hasta el 50 % de las formas de vida presentes | | 2 |
| >50-90 % de formas de vida presentes | De los presentes, ≥ 50 % modificados ² | 4 |
| | De los presentes, < 50 % modificados | 5 |
| > 90 % de formas de vida presentes | De los presentes, ≥ 50 % modificados | 8 |
| | De los presentes, < 50 % modificados | 8 |
| | De los presentes, ninguno modificados | 10 |

Sotobosque: se excluye aquí todos los árboles dominantes, por haber sido considerados en dos atributos previos. Hábitos en sotobosque: árbol, arbusto, hierbas, bejuco/liana, gramíneas, epifitas, palmas.

¹Efectivamente ausente: cuando la cobertura de un hábito en la referencia es ≥ 10 %, entonces

“efectivamente ausente” si $< 10\%$ de la diversidad de referencia. Si la cobertura de un hábito en la referencia es $< 10\%$, entonces “efectivamente ausente” si no hay especímenes maduros observables.

²Modificado: si la cobertura del hábito en la referencia es $\geq 10\%$, entonces “modificado” si $< 50\%$ de la cobertura del hábitat en la referencia o $< 50\%$ de la riqueza de especies. Si la cobertura en la referencia para un hábito es $< 10\%$, entonces “modificado” si el hábito está presente y tiene $< 50\%$ de la riqueza de especies.

TABLA A9.

Criterio y puntaje para el indicador biomasa en pie.

TABLE A9.

Criteria and score for the standing biomass indicator.

| % Biomasa respecto a referencia | Porcentaje de especies arbóreas relativo a referencia | |
|---------------------------------|---|----------|
| | $> 70\%$ | $< 70\%$ |
| $< 20\%$ de la biomasa/Ha | 0 | 0 |
| 20-40 % de la biomasa/Ha | 3 | 2 |
| 40-60 % de la biomasa/Ha | 5 | 4 |
| 60-80 % de la biomasa/Ha | 7 | 6 |
| 80-100 % de la biomasa/Ha | 9 | 7 |
| $>100\%$ de la biomasa/Ha | 10 | 8 |

1.3.5. Indicador: Cobertura de pastos.

Justificación: Los pastos modifican las características del suelo de un sitio, retrasan el reclutamiento de especies dominantes por competencia, y pueden actuar como fuente de combustible para incendios. Se puede estimar el número de individuos de especies herbáceas y/o el porcentaje medio de cobertura en cuadrantes o parcelas de muestreo.

Puntaje: Los criterios para asignar puntaje a este indicador se muestran en la Tabla A10.

TABLA A10.

Criterios y puntajes para el indicador cobertura de hierbas presente.

TABLE A10.

Criteria and scores for the weed cover present indicator.

| Cobertura de hierbas | % cobertura debida a la alta amenaza | | |
|----------------------|--------------------------------------|-------------|----------|
| | Ninguno | $\leq 50\%$ | $> 50\%$ |
| $> 50\%$ cobertura | 2 | 1 | 0 |
| 25-50 % cobertura | 3 | 2 | 1 |
| 5-25 % cobertura | 4 | 3 | 2 |
| $< 5\%$ cobertura | 5 | 4 | 3 |

% cobertura debida a la alta amenaza se refiere al porcentaje de hierbas que son exóticas y/o Invasivas.

1.3.6. Indicador: Reclutamiento.

Justificación: Parkes et al. (2003) proponen el empleo de indicadores del potencial de reclutamiento de especies de plantas de interés como una manera de aproximar la viabilidad del bosque a largo plazo. Para tal fin es preferible enfocarse en especies leñosas perennes, especialmente aquellas cuyos hábitos son árboles o arbustos, debido a que estas formas de vida las que definen mejor la estructura de bosques tropicales. Reconocemos que la mayor mortalidad de plántulas ocurre en estadios tempranos de germinación, pero sugerimos incorporar una evaluación de la abundancia de plántulas germinando como aproximación para reclutamiento en monitoreos rápidos. *Puntaje:* La indicación de reclutamiento corresponde a la proporción de especies leñosas presentes con evidencia de germinación (Tabla A11).

TABLA A11.

Crterios y puntajes para el indicador reclutamiento de especies nativas leñosas presentes.

TABLE A11.

Criteria and scores for the recruitment indicator of native woody species present.

| Primera decisión ¹ | Segunda decisión | Tercera decisión | Similitud con comunidad de árboles de la referencia | |
|---|---|------------------|---|-------|
| | | | > 60 % | ≤ 60% |
| No evidencia de una cohorte de reclutamiento | | | 0 | 0 |
| Clara evidencia de al menos una cohorte de reclutamiento en al menos una especie leñosa | Proporción de especies nativas leñosas que tienen un adecuado reclutamiento | < 30 % | 3 | 1 |
| | | 30-70 % | 6 | 3 |
| | | >70 % | 10 | 7 |

Se refiere solo a especies leñosas perennes. Cohorte de reclutamiento = grupo de plántulas de una especie de similar tamaño. ¹ Se refiere a si ocurrió o no un evento de reclutamiento.

1.3.7. Indicador: Cantidad de hojarasca en mantillo.

Justificación: La cobertura de hojarasca en bosques tropicales suele ser indicativo del grado de perturbación del sitio e influye en importantes procesos como microclima del suelo, degradación de materia orgánica (Powers et al., 2009), reclutamiento de plántulas, además de servir como refugio de fauna (Folt & Reider, 2013). Es difícil establecer un valor de referencia para la cantidad de hojarasca en mantillo, especialmente si se

considera que no es claro cuál es la biomasa de hojarasca que se acumula en diferentes estadios de bosques tropicales. Por esta razón, se requieren múltiples mediciones puntuales en distintos ambientes a lo largo de los sitios de estudio para estimar mantillo. *Puntaje:* En la Tabla A12 se muestran valores sugeridos a categorías relativamente amplias para este indicador.

TABLA A12.

Criterios y puntajes para el indicador cobertura de hojarasca presente en mantillo.

TABLE A12.

Criteria and scores for the litter cover indicator present in mulch.

| Cobertura de hojarasca | % árboles dominantes respecto a referencia | |
|--|--|--------|
| | ≥ 70 % | < 70 % |
| < 20 % de cobertura esperada | 0.5 | 0 |
| < 50 % de cobertura esperada | 1 | 0.5 |
| < 80 % o > 150 % de cobertura esperada | 2 | 1 |
| ≥ 80 % o ≤ 150 % de cobertura esperada | 3 | 2 |

1.3.8. Indicador: Troncos y refugios.

Justificación: Los troncos y ramas caídos tienen gran influencia en las comunidades de bosques, al afectar la humedad del suelo, así como su estructura y nutrición. Además, influyen en reclutamiento (sobrevivencia cerca de troncos caídos suele diferir de la sobrevivencia en sitios abiertos o con vegetación densa, Harmon & Franklin, 1989). La presencia de troncos puede ser indicativo además de perturbaciones pasadas, y sin duda los troncos constituyen importantes refugios para fauna. Se sugiere cuantificar los troncos caídos (diámetros > 10 cm), así como sus dimensiones (diámetro en punto más ancho y longitud total), que estuvieran entera o parcialmente dentro de la parcela de muestreo. *Puntaje:* El puntaje para este indicador se asignaría directamente en relación al de la referencia (Tabla A13).

TABLA A13.

Criterios y puntajes para el indicador cobertura de troncos en suelo.

TABLE A13.

Criteria and scores for the trunk cover indicator on the ground.

| Volumen Total Tronco | Puntaje asignado |
|---|------------------|
| < 20 % del volumen de troncos de la referencia | 0 |
| < 50 % o > 200 % de volumen tronco de la referencia | 0.5 |
| < 80 % o > 150 % de volumen tronco de la referencia | 1 |
| ≥ 80 % o ≤ 150 % de volumen tronco de la referencia | 2 |

1.4. Componente: Servicios ecosistémicos.

Los servicios ecosistémicos suelen ser considerados beneficios que la gente obtiene del ecosistema (Kolstad et al, 2000), entre ellos la producción de bienes de interés: agua, alimentos, control de plagas o incluso la regulación de ciclos como inundaciones, desecación, etc. Así mismo, los servicios ecosistémicos pueden relacionarse al funcionamiento de procesos del ecosistema como la formación y almacenamiento de materia orgánica, el ciclo de nutrientes, la creación y asimilación del suelo, etc. Se sugiere que los servicios seleccionados sean: (1) productos o beneficios claramente distinguibles y cuantificables en escalas métricas; (2) no tener relación directa entre sí, para evitar redundancia; (3) que tengan impactos discernibles sobre poblaciones de flora o fauna silvestre; (4) que tengan impactos indirectos sobre poblaciones humanas. Aunque el número de servicios ecosistémicos es caso-dependiente, como ejemplo sugerimos aquí tres de ellos: (1) producción de agua; (2) descomposición de materia orgánica; y (3) fijación potencial de CO₂.

1.4.1. Indicador: Fuentes de agua.

Justificación. El recurso hídrico es sin duda uno de los insumos más relevantes en ecosistemas naturales, especialmente en aquellos que disponen de él de manera más estacional. Para este indicador, se sugiere buscar fuentes de agua superficiales en los sitios de estudio, medir caudales de agua a lo largo de un periodo razonable de tiempo en cada sitio de estudio. Este indicador recibe un puntaje máximo de 3 puntos en el contexto de calidad de hábitat (ver Tabla 1). *Puntaje:* La Tabla A14 muestra el puntaje asignado para distintas condiciones de este indicador.

TABLA A14.

Criterios y valores para el indicador Producción de Agua.

TABLE A14.

Criteria and values for the Water Production indicator.

| Producción de agua | Número de fuentes de agua | |
|--|---------------------------|--------|
| | < 50 % | ≥ 50 % |
| < 40 % del volumen de agua de la referencia | 0 | 0 |
| 40 % a 70 % del volumen de agua de la referencia | 1 | 2 |
| > 70 % del volumen de agua de la referencia | 2 | 3 |

1.4.2. Indicador: Descomposición de materia orgánica.

Justificación. La descomposición de materia orgánica en la superficie y bajo la superficie del suelo es función de las comunidades de descomponedores existentes en un sitio, así como de parámetros abióticos como temperatura y humedad. Pueden compararse tasas de descomposición de materia orgánica entre los sitios de estudio, a partir de ensayos de degradación. Las tasas de degradación son calculadas como la reducción en peso a lo largo del periodo de estudio.

Puntaje: Los criterios y valores para el puntaje sugeridos para este indicador se muestran en la Tabla A15. El valor máximo para este indicador es 2 pts que se asigna cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la función de degradación (la tasa de degradación es la pendiente de la función). Debido a que medidas incluyen degradación tanto en el subsuelo como en la superficie, los valores asignados a este componente se realizan sumando ambas columnas en la Tabla A15.

TABLA A15.

Criterios y valores para el indicador descomposición de materia orgánica.

TABLE A15.

Criteria and values for the organic matter decomposition indicator.

| Diferencia de función de descomposición respecto a la referencia | Sobre superficie | Bajo superficie |
|---|-------------------------|------------------------|
| Significativa y más lenta que la referencia | 0 | 0 |
| Significativa y más rápida que la referencia | 0.5 | 0.5 |
| No diferencias respecto a la referencia | 1 | 1 |

1.4.3. Indicador: Fijación potencial de CO₂.

Justificación. La preocupación por los efectos de gases de invernadero y sus consecuencias en el cambio climático ha incrementado el interés por registrar la cantidad de dióxido de carbono (CO₂) que es absorbido por el suelo y la vegetación, así como por reducir sus emisiones. El CO₂ es considerado almacenado en plantas mientras forme parte de los tejidos de hojas, tallos, troncos y raíces. En el momento de su liberación a la atmósfera o al suelo (ya sea por descomposición de materia orgánica, y/o quema de biomasa) el CO₂ nuevamente entra al ciclo del carbono (Palacios et al., 2019). La cantidad de carbono almacenado en distintos tipos de hábitat constituye por lo tanto un servicio del ecosistema a la reducción global del efecto de ese gas de invernadero.

La cuantificación de la tasa de fijación del carbono por parte de un bosque requiere conocimiento de su estructura así como de tasas de crecimiento de las especies arbóreas que lo constituyen, información que suele estar fuera del alcance de estudios a corto plazo. Sin embargo, es posible estimar la cantidad de carbono que es almacenada por la vegetación dominante durante un momento determinado, a partir de estimaciones de su biomasa seca. Existen varios métodos para estimar biomasa en sistemas forestales, pero aquellos que emplean estimaciones específicas son los preferidos en estudios que involucran inventarios forestales (Vásquez, 1987; Andrade & Ibrahim, 2003). *Puntaje:* Los criterios y valores para el puntaje de la cantidad potencial de CO₂ acumulado se muestran en la Tabla A16. El valor máximo para este indicador es de 5pts en términos del puntaje global de calidad de hábitat. Este valor máximo se asigna cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la masa estimada de carbono.

TABLA A16.

Criterios y valores para el indicador cantidad de CO₂ acumulado/Ha.

TABLE A16.

Criteria and values for the indicator quantity of accumulated CO₂/Ha.

| Masa de CO₂ estimada respecto a la referencia | Puntaje |
|---|----------------|
| < 30 % de la referencia | 0 |
| ≥ 30 % pero < 50 % de la referencia | 1 |
| ≥ 50 % pero < 80 % de la referencia | 2 |
| ≥ 80 % pero < 100 % de la referencia | 4 |
| ≥ 100 % de la referencia | 5 |

2. ESTIMACIÓN DE CALIDAD DE HÁBITAT BASADO EN REFERENCIA.

La puntuación final de *calidad de hábitat* en relación a la referencia se determina sumando todas las puntuaciones de cada indicador de los componentes incluidos en la evaluación. Esta puntuación corresponde a la condición del ambiente en el sitio potencial de compensación en relación a la que existe en el sitio a impactar. El valor final de la hectárea de hábitat es una medida tanto de la calidad (puntuación) como de la cantidad (hectáreas) de la vegetación y, por lo tanto, requiere la consideración del número total de hectáreas presentes. Se determina multiplicando la puntuación de hábitat (como decimal) por el número de hectáreas en la zona de hábitat

3. INCERTIDUMBRE EN EL MÉTODO.

La cuantificación de calidad de hábitat en el sitio de compensación se realiza asignando valores a cada uno de los indicadores involucrados y realizando una sumatoria para obtener el puntaje final. El cálculo del error global (incertidumbre q) de dicha cuantificación se determina a partir de la **regla de propagación de errores**, que en el caso de una suma de dos o más magnitudes (x, y) se define como la suma de los errores absolutos de esas magnitudes:

$$q = x + y \quad \Longrightarrow \quad \delta q \approx \delta x + \delta y$$

Los sitios a comparar incluyen varios tipos de cobertura, por lo que para algunos indicadores de calidad se promediaron los valores asignados a cada uno de ellos. Para el cálculo de la incertidumbre global, nosotros empleamos la sumatoria el error típico de los valores asignados a cada uno de esos indicadores.

$$\sum_{j=1}^n \frac{\sum_{i=1}^k \frac{(x_i - \bar{x}_j)^2}{k}}{\sqrt{k}}$$

Donde x_i es el valor asignado a la cobertura i , \bar{x}_j es la media de valores para el indicador j y k es el número de tipos de cobertura.

En términos generales, a partir de la incertidumbre se puede estimar un intervalo alrededor del valor resultante de una medida. Sin embargo, para nuestros efectos la incertidumbre nos permite determinar el **valor mínimo posible esperado (VMP)** de calidad de hábitat según los resultados observados. Como se menciona en la sección 1.1.2.5., la incertidumbre en la evaluación de la equivalencia ecológica justifica el que la compensación deba ser mayor que el impacto o pérdida estimada por efecto de un proyecto de desarrollo.

Por esta razón, aquí reportamos el valor mínimo posible esperado de calidad de hábitat como:

$$VMP = \text{valor del puntaje final} - \text{valor de la incertidumbre.}$$

El VMP es interpretado como la calidad de hábitat mínima que tiene el área potencial de compensación y sería empleado como coeficiente para estimar el número de hectáreas que serían necesarias de esa propiedad para compensar las pérdidas en la Reserva Biológica.

REFERENCIAS

- Andrade, H. & M. Ibrahim. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de Carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en Las Américas, Turrialba* 10(39-40):109-116.
- Clark, D. A. (1987). Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical; aspectos teóricos y prácticos. *Revista de Biología Tropical (Costa Rica)* v. 35 (Supl. 1) p. 41-54.
- DSE. (2004) *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method*. Version 1.3. Victorian Government Department of Sustainability and environment, Melbourne. 46 pp.
- Folt, B., & K. E. Reider. (2013). Leaf-litter herpetofaunal richness, abundance, and community assembly in mono-dominant plantations and primary forest of northeastern Costa Rica *Biodiversity and Conservation* 22(9):2057–2070.
- Gillespie, T. W., & Walter, H. (2001). Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*, 28(5), 651-662.
- Harmon, M. E., & Franklin, J. F. (1989). Tree seedlings on logs in Picea-Tsuga forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 70(1), 48-59.
- Harms, K. E., & Paine, C. T. (2003). Regeneración de los árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. *Revista Ecosistemas*, 12(3).
- Kolstad, C. D., Zuleta del Solar, C., Kometter, R., Tobón, M., Aguirre, C., Ortiz, D., ... & Gálmez, V. (2000). *Environmental economics* (No. P01 142). IICA, Lima (Perú).
- Palacios, I., Castro, S., & Rodríguez, F. (2019). Almacenamiento de carbono como servicio ambiental en tres reservas naturales del Ecuador. *Revista Geoespacial*, 16(1), 1-14.
- Parkes, D., Newell, G., Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration* 4, S29-S38
- Powers, J. S., Montgomery, R. A., Adair, E. C., Brearley, F. Q., DeWalt, S. J., Castanho, C. T., ... & González-Iturbe, J. A. (2009). Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, 97(4), 801-811.
- Rich, P. M. (1989). *A manual for analysis of hemispherical canopy photography* (No. LA-11733-M). Los Alamos National Lab., NM (USA).
- Vásquez, G. (1987). *Crecimiento de un bosque de guandal explotado en el litoral Pacífico colombiano*. Trabajo de Grado en ingeniería Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, 212 pp.

DISCUSIÓN GENERAL

En la práctica, uno de los principales inconvenientes de la compensación ambiental es que provee incentivos para minimizar o ignorar el requisito de evitar el impacto en el ambiente y el de reducir sus impactos. Así, la compensación puede generar la falsa impresión entre los desarrolladores de que cualquier impacto puede ser indemnizado, por lo que este resarcimiento corre el riesgo de ser empleado como un simple paso más en la consecución de proyectos con efectos en el ambiente (Quetier & Lavorel, 2011; Cuperus, 2005).

De hecho, algunos autores critican la idea de la compensación, argumentando que esta puede ser un pobre o incompleto reemplazo de la pérdida ambiental (Robertson, 2004; Burgin, 2008), sea esta de hábitats o de biodiversidad, que tiende a ser muy específica en su ubicación o que se ha generado a partir de complejas dinámicas ecológicas a largo plazo. Por ejemplo, no se intentaría mitigar la pérdida de turberas del páramo por otro tipo de humedales en zonas bajas; o sería contraproducente el reemplazo de bosques maduros por coberturas boscosas en otro estadio de sucesión.

Las políticas de mitigación también han sido criticadas por su pobre historial de ejecución y los pocos registros sobre la supervisión efectiva de las compensaciones (Strange et al., 2002; Robertson, 2004; Burgin, 2008). En este sentido, en los planes de compensación se suelen definir un área determinada que eventualmente es dejada como el aporte compensatorio ante el impacto realizado, pero no suele haber ningún seguimiento que permita efectivamente evaluar el valor que está área de compensación tenga en la mitigación del impacto. Es decir, no se implementan programas a posteriori que permitan evaluar constantemente las capacidades de resarcimiento ecológico del área ofrecida como indemnización.

A pesar de esos inconvenientes, la jerarquía de la mitigación ha sido positivamente aceptada por los tomadores de decisión de muchos países como un mecanismo que permite la conservación de la naturaleza a partir de instrumentos basados en el mercado (ten Kate et al., 2004; McKenney and Kiesecker, 2009); principalmente porque en esos países es el sector privado quien desarrolla los proyectos con mayores impactos.

En Costa Rica las medidas compensatorias están contempladas en la legislación y se ha establecido un mecanismo para implementarlas, sin embargo existen ciertas inconsistencias en la forma como es interpretada y la manera en que se indemnizan los impactos negativos irreversibles en el país.

Un ejemplo de ello es el análisis realizado en el capítulo III de esta tesis, que indica que para nuestro país los planes de compensación surgen como respuesta a daños ambientales, es decir, en la mayoría de los casos es solicitado posterior al otorgamiento de la licencia ambiental. En consecuencia, muchos de los impactos negativos previos posiblemente no sean contemplados para compensación, sino que son abordados a partir de medidas preventivas o de mitigación.

Un aspecto fundamental de la compensación es lograr ganancia ambiental neta (Dixon et al., 1994; McKenney & Kiesecker, 2010), lo que se consigue cuando el resarcimiento no es menor al costo del impacto. La ganancia neta puede establecerse sobre el área superficial de un hábitat de interés, sobre la composición de las especies, la estructura del hábitat, la función del ecosistema o el uso por parte de las personas (McKenney & Kiesecker, 2010). Lamentablemente en Costa Rica se han sustituido la compensación por sanciones administrativas, corriendo el riesgo de no garantizar una devolución equivalente de las pérdidas ambientales, una situación que fue evidenciada en muchos de los expedientes de proyectos registrados en la Secretaría Técnica Nacional Ambiental (SETENA).

Como se ha mencionado, la compensación alude a acciones que se realizan en el marco del principio de la jerarquía ambiental, por lo que medidas resarcitorias deben realizarse si la mitigación no es suficiente, enfocándose sobre componentes tangibles del ambiente, como lo es la biodiversidad (Georgoulas et al., 2016). Compensar con medidas que benefician comunidades o instituciones públicas son socialmente aceptables, pero no indemnizan por los componentes ambientales afectados. Además, esas medidas tienen el inconveniente de ser de carácter transitorio, mientras que el resarcir por componentes ambientales podría considerarse acciones con resultados más duraderos. De este modo,

no existe ninguna garantía de que estas acciones cumplan con el requisito de ganancia ambiental que se espera por la compensación (McKenney & Kiesecker, 2010).

¿Cómo revertir esa situación en Costa Rica?

Considero que hay una serie de aspectos que deben sentar la base de cómo proceder en caso de impactos negativos al ambiente por parte de proyectos de desarrollo y producción. En primer lugar, la compensación (así como cualquier otro nivel de la jerarquía de mitigación) debería ser contemplada desde las primeras etapas del proceso de evaluación del impacto ambiental. En el caso de Costa Rica, si un proyecto requiere de un estudio de impacto ambiental (EsIA), la compensación debería ser contemplada como uno de sus posibles resultados, tal y como se hace en Australia (Miller et al., 2015). El estudio entonces deberá ser claro en indicar cuáles son los impactos previsible, si estos pueden ser evitados, mitigados o si el ambiente una vez impactado puede ser rehabilitado o restaurado. Si después de esas opciones persisten impactos previstos debería presentarse el plan de compensación ambiental sobre ellos. Las acciones a seguir, tanto de mitigación como las de compensación, constituirían los compromisos ambientales que el desarrollador debe de adquirir para hacer ambientalmente viable su proyecto. Por su parte, SETENA debe contar con los suficientes criterios técnicos para poder anticipar impactos de obras y proyectos, así como para poder evaluar los planes de contención, mitigación o compensación planteados como compromisos ambientales. Idealmente, esas medidas deberán apoyarse en los principios de equivalencia ecológica, proporcionalidad y ganancia neta que constituyen el espíritu de la compensación ambiental (Díaz-Reyes, 2014; Dunforda et al., 2004).

De continuar el país con un enfoque compensatorio económico, la implementación de algunas estrategias que han dado resultado en otros países podrían ser contempladas como el empleo de bancos ambientales o bancos de biodiversidad (Blanco-Herbosa, 2012; García-Ureta, 2015; Sarmiento et al., 2014). Estos mecanismos buscan que una vez caracterizados los impactos negativos de un proyecto, estos puedan resarcirse mediante una inversión económica a un fondo acumulativo, destinado a ser aplicado en áreas o

proyectos para la conservación del ambiente. De esta manera, es posible maximizar la ganancia ambiental al poderse diseñar mejor compensaciones ambientalmente favorables.

Compensación ambiental en áreas silvestres protegidas de Costa Rica:

Como indica la Ley de Biodiversidad N°7788, las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) son espacios definidos, declarados de forma oficial y designados a alguna categoría de manejo en virtud de su importancia natural o socioeconómica, pero que como regla general cumplen con objetivos de conservación. Los parques nacionales, las reservas biológicas y los refugios de vida silvestre son las categorías de manejo más conocidas y restrictivas entre las ASP de Costa Rica. La mayoría de estas áreas fueron establecidas hace más de treinta años. Desde entonces, han sido claves en el mantenimiento de la biodiversidad, como fuentes de recursos energéticos e hídricos, y como innegables atractivos turísticos con significativos aportes a la economía nacional (Boza, 1993, Pimbert & Ghimire, 1997, Aguirre, 2008).

A pesar de sus múltiples beneficios, las ASP no han estado exentas de amenazas e impactos desde su fundación, presiones que han ido en franco crecimiento a lo largo de estas décadas (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2002, 2003). Dado el aumento de la población humana y el modelo de desarrollo económico seguido en Costa Rica, es esperable que en el tiempo esta presión sobre las ASP se incremente aún más. Algunos ejemplos recientes son: la explotación de energía geotérmica en el Parque Nacional Rincón de la Vieja en el 2017, el Proyecto Hidroeléctrico del Río Reventazón en Siquirres, Limón en el 2016, la propuesta de inundar más de 100 hectáreas en la Reserva Biológica Lomas de Barbudal de establecerse el proyecto PAACUME, y el establecimiento del Puesto Fronterizo Las Tablillas (Los Chiles, Alajuela) en un área previamente asignada como parte del Refugio de Vida Silvestre Corredor Frontera Norte (RVSCF).

En todos estos casos, el impacto de un proyecto declarado de interés nacional afecta una porción de un ASP que se supone fue previamente designada para mantener biodiversidad de manera natural. La razón última de por qué las ASP pueden ser afectadas por estos

proyectos de desarrollo se sustenta en el artículo 38 de la Ley Orgánica del Ambiente N° 7554, que permite modificar o reducir su área.

Algunos esfuerzos han sido realizados para implementar metodologías que permitan identificar y estimar áreas ambientalmente adecuadas para resarcir los potenciales impactos. Sin embargo, los procedimientos empleados para compensar por pérdidas inevitables en áreas silvestres protegidas no han sido consensuados entre distintos actores involucrados en el manejo y protección de las áreas silvestres afectadas, ni es claro cómo debe de ser abordado el tema de compensación a nivel país. A la fecha, ni la Secretaría Técnica Nacional Ambiental (SETENA), ni el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), ni las organizaciones no gubernamentales de corte ambientalista, cuentan con protocolos claros de cómo y cuándo abordar el tema de impactos en zonas protegidas, y cómo proceder para compensarlos. Esta situación supone un vacío no sólo en cuanto al abordaje técnico sino al sustento legal de las acciones de compensación. Es urgente entonces el establecer mecanismos adecuados tanto para la valoración de impactos sobre ASP como para alcanzar compensaciones favorables por ellos.

Los requerimientos para la creación de ASP deben observarse en el caso de disminuir áreas silvestres protegidas ya creadas. Es decir, para modificar los límites de un ASP el estudio técnico deberá contar con un análisis físico-geográfico, de diversidad biológica y socioeconómico que sustente y justifique dichas modificaciones. Estos análisis constituyen entonces lo que se conoce como estudios de línea de base, que caracterizan el ambiente en el área de influencia del proyecto o actividad que potencialmente afecta el ASP. Los estudios de línea base sirven de fundamento para evaluar posteriormente los impactos que, pudieran generarse o presentarse sobre los elementos del medio ambiente. Dada la complejidad y multidimensionalidad del ambiente, es común que se empleen indicadores para realizar esa caracterización (Osorio-Zuluaga & Duque-Méndez, 2014). En el estudio de caso presentado en el capítulo IV de esta tesis, se utilizó el método Hábitat-Hectárea, que facilitó la comparación cuantitativa entre los ambientes encontrados en el sitio potencial de impacto dentro del ASP llamada la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) y la finca ASETREK. Como se ha mencionado anteriormente un principio aceptado en compensación ambiental es que las medidas resarcitorias aspiren a una ganancia ambiental neta (Cowell, 1997; Cole, 2021). Es en este

contexto donde la indemnización supone la sustitución de áreas de entornos similares, la ganancia neta implicaría una retribución en superficie del hábitat de interés (Banco Interamericano de Desarrollo, 2015).

La metodología Hábitat/Hectárea favorece este precepto de dos maneras. Por una parte, al acentuar las diferencias entre el ambiente en la referencia y el del sitio potencial de compensación lo que resulta de la forma como los indicadores son cuantificados. En consecuencia, diferencias sutiles en la condición de ambiente respecto a la referencia redundan en una calificación menor, que deberá recurrir a una mayor superficie para equilibrar las pérdidas.

El empleo de este método es atractivo porque proporcionó una forma relativamente simple con la cuál evaluar diferencias. Esta técnica ha sido empleada con éxito en evaluaciones de la calidad de vegetación y en comparaciones ecológicas entre sitios (Kocev et al., 2009; Newman et al., 2015). Los indicadores empleados son relativamente fáciles de cuantificar, incluso por no especialistas, lo que hace que su evaluación sea factible. Comparado con otros métodos basados en juicios subjetivos, el enfoque cuantitativo de Hábitat-Hectárea tiene la ventaja de que la lógica detrás de las evaluaciones es más transparente. Además, valorar los sitios de compensación en relación a la referencia para cada indicador es ventajoso al favorecer una mayor homogeneidad entre los evaluadores, haciendo que la evaluación misma sea más repetible (Parkes et al., 2003). Otra ventaja de refrendar la condición al de la referencia es que el método puede emplearse en distintos tipos de ecosistemas, por lo que su aplicación, en principio, puede ser universal (Newman et al., 2015, McCarthy et al., 2004).

Finalmente es claro que la evaluación empírica del método demuestra que Hábitat/Hectárea proporciona una manera sencilla de comparar hábitats entre sitios, y como tal, puede ser empleado a la hora de estimar áreas para la compensación ambiental. Dado que la ponderación para los componentes y sus indicadores es realizada previa a su cuantificación, el procedimiento tiene la ventaja de conducirse de manera imparcial.

La modificación al método Hábitat/Hectárea presentada en el capítulo IV no pretende ser definitiva y más bien busca generar discusión sobre metodologías para calcular

compensación de áreas con cobertura natural. Sin duda alguna aún se pueden realizar más ajustes que permitan procedimientos más eficaces y con mayor aceptación entre diferentes sectores involucrados con la compensación ambiental.

REFERENCIAS

- Aguirre, J.A. (2008). Midiendo el impacto económico del gasto turístico de los visitantes a los parques nacionales de Costa Rica. *Pasos. Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 6(1), 11-26.
- Banco Interamericano de Desarrollo. (2015). *Guía de buenas prácticas para líneas de transmisión y de distribución de energía eléctrica para hábitats naturales críticos*.
- Blanco-Herbosa, A.M.D.S. (2012). *Bancos de Hábitat como instrumentos de apoyo en la reparación del daño medioambiental*. [Master Profesional en Ingeniería y Gestión Medioambiental, Escuela de Organización Industrial, España].
http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:80068/EOI_BancosHabitat_PF_M_Abr il2012.pdf
- Boza, M.A. (1993). Conservation in action: past, present, and future of the national park system of Costa Rica. *Conservation Biology*, 7(2), 239-247.
- Burgin, S. (2008). BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17, 807–816.
- Cole, S.G. (2021). *Environmental Compensation is not for the Birds: Assessing social welfare impacts of resource-based environmental compensation*. [Tesis Doctoral, Swedish University of Agricultural Sciences]. Umeå, Sweden.
- Cowell, R. (1997). Stretching the limits: environmental compensation, habitat creation and sustainable development. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 22, 292–306.
- Cuperus, R. (2005). *Ecological compensation of highway impacts; negotiated trade-off or no-net-loss?* Leiden University.
- Díaz-Reyes, C.E. (2014). *Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia], Bogotá.
- Dixon, J., Fallón-Scura, L., Carpenter, R., & Sherman, P. (1994). *Economic analysis of environmental impacts*. London, Earthscan.

- Dunforda, R.W., Ginnb, T.C., & Desvousges, W.H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49–70
- García-Ureta, A.M.G. (2015). Protección de la biodiversidad, mercados, compensación por daños y bancos de conservación. *Revista de administración pública*, 198, 297-330.
- Georgoulías, A., Arrasate, M.I., & Georgoulías, N. (2016). *El rol de las políticas de salvaguardias del BID en la promoción de infraestructura sostenible: análisis comparativo entre las salvaguardias del BID y el sistema de calificación en visión*. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Kocev, D., Džeroski, S., White, M. D., Newell, G. R., & Griffioen, P. (2009). Using single-and multi-target regression trees and ensembles to model a compound index of vegetation condition. *Ecological Modelling*, 220(8), 1159-1168.
- Ley 7788. (1998). *Ley de Biodiversidad*, Diario Oficial La Gaceta 101, 27 de mayo de 1998.
http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=39796&nValor3=0&strTipM=TC
- Ley 7554. (1995). *Ley Orgánica del Ambiente*, Diario Oficial La Gaceta 2015, 13 de noviembre de 1995.
https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=27738&nValor3=93505&strTipM=TC
- 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(1), 24-27.
- McKenney, B., & Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- Miller, K. L., Trezise, J. A., Kraus, S., Dripps, K., Evans, M. C., Gibbons, P., ... & Maron, M. (2015). The development of the Australian environmental offsets policy: from theory to practice. *Environmental Conservation*, 42(4), 306-314.
- Newman, B., Ladd, P., Batty, A., & Dixon, K. (2015). Ecology of orchids in urban bushland reserves—can orchids be used as indicators of vegetation condition?. *Lankesteriana*, 7(1-2), 313-315.
- Osorio Zuluaga, G. A., & Duque Méndez, N. D. (2014). *Definición de los indicadores de la Línea Base Ambiental de Caldas*. Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales.

- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration*, 4, S29-S38
- Pimbert, M.P., & Ghimire, K. (1997). *Social Change and Conservation: Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*. Earthscan Publications.
- Quetier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991-2999.
- Robertson, M.M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35, 361-373.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., Rivard, B., Calvo, J., & Moorthy, I. (2002). Dynamics of tropical deforestation around national parks: remote sensing of forest change on the Osa Peninsula of Costa Rica. *Mountain Research and Development*, 22(4), 352-358.
- Sarmiento, M., López, A., & Mejía, A. (2014). *Hacia un sistema de bancos de hábitat como herramienta de compensación ambiental en Colombia*. Fundación para la defensa del interés público [Fundepúblico]. Bogotá.
- Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D., & Lipton, J. (2002). Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental Management*, 29, 290-300.
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.

CONCLUSIONES GENERALES

- La jerarquía de la mitigación establece que la compensación por un impacto sobre hábitats naturales determinados debe realizarse como una última y desesperada alternativa luego de evaluar medidas de reducción del impacto y su mitigación. Bajo ninguna circunstancia, la compensación debe constituirse un mero trámite o paso dentro del desarrollo de proyectos.
- La legislación costarricense contempla la compensación como recurso para la protección del ambiente en caso de impactos inevitables de gran magnitud. Sin embargo no es explícita sobre cuáles proyectos deben incluir compensación y la manera en que esta debe ser realizada, lo que limita la capacidad de resarcir por las pérdidas de hábitat y otros impactos de proyectos de desarrollo. Adicional a estas carencias, no existe una metodología para establecer medidas compensatorias al impacto de macroproyectos de desarrollo, ni procedimientos para evaluar y dar seguimiento a estas medidas una vez establecidas. La situación es particularmente sensible en el caso de proyectos que involucran impactos directos sobre áreas silvestres protegidas previamente establecidas.
- En Costa Rica, ni la normativa actual ni su aplicación por parte del SETENA aseguran el beneficio o ganancia ambiental en las medidas resarcitorias, lo que contraviene la esencia de la compensación ambiental. El Tribunal Ambiental Administrativo debe de tener un papel más protagónico en la constitución de lineamientos de indemnizaciones ambientales.
- En el país muchas de las compensaciones realizadas en los proyectos están dirigidas a ayudas sociales. Sin embargo, se debe enfatizar en la importancia de que impactos negativos al ambiente sean indemnizados con medidas compensatorias sobre aquellos componentes ambientales afectados (equivalencia ecológica) y en la misma cuantía (proporcionalidad). Si bien todas las medidas resarcitorias registradas pueden considerarse acciones positivas para el ambiente o sectores de la sociedad afectados por proyectos de desarrollo, es claro que el grueso de ellas no refrenda el espíritu de devolución sobre componentes equivalentes a los impactados que generen una ganancia neta ambiental.

- Las evaluaciones realizadas en un estudio de línea base deben entenderse como una descripción o radiografía de los sitios de segregación y potencial compensación en tiempo presente. En consecuencia, cambios en el manejo de esos sitios (incremento de urbanismo, tala, etc) supondrían una reducción en la ganancia neta que se reporta. Por tanto la compensación de un área debe realizarse de manera simultánea.
- El impacto directo del proyecto Embalse del Río Piedras supone una sustitución completa de los hábitats y comunidades bióticas que integran la zona de afectación dentro de Lomas de Barbudal. Dadas las características del impacto, la compensación ambiental se vuelve una medida imprescindible ante semejante afectación. Sin embargo, la compensación no debe excluir las medidas de mitigación y prevención de los impactos del proyecto dentro del área silvestre protegida o su entorno que sean identificadas durante el Estudio de Impacto Ambiental.
- Los procedimientos seguidos en el capítulo IV para la compensación de la RBLB se basan en una metodología de puntaje originalmente desarrollada sobre indicadores de estructura de vegetación para evaluar calidad de hábitat y que se modificó para incluir otros indicadores (geofísicos, servicios ecosistémicos), así como también para evaluar composición de especies de forma independiente. Los resultados obtenidos en ambos análisis (calidad de hábitat y composición de especies) son coincidentes.
- El método Hábitat/Hectárea proporciona un procedimiento para caracterizar ambientes a partir de la estructura de vegetación y algunos atributos de paisaje. Además, permite una comparación directa de los ambientes entre sitios con características similares y estima el área necesaria para equiparlos. El método debe ser interpretado como una guía para la evaluación de compensación ambiental y sus resultados no deben considerarse como las únicas condiciones a contemplar a la hora de establecer la compensación. Además de la equiparación ecológica que puede aportar el método, aspectos legales, económicos y sociales

pueden ser incorporados en el análisis para asegurar una adecuada compensación y su correspondiente ganancia ambiental neta.

- Es trascendental contar con medidas de monitoreo ambiental, posteriores a la realización la compensación ambiental en ambos sitios (sitio de proyecto y sitio utilizado como compensación). De esta manera se podrá disponer de información concreta que permita evaluar de manera veraz los alcances de la compensación en el tiempo. Este punto es de suma importa especialmente por lo nuevo de este tema, principalmente en áreas silvestres protegidas y la presión que se ejerce sobre ellas en proyectos de desarrollo.

RESUMEN AMPLIADO

La generación de impactos negativos producto de proyectos de infraestructura o actividades de desarrollo generan pérdida de biodiversidad y reducción de la calidad de los servicios que el ambiente provee a las sociedades humanas. Afortunadamente, muchos de esos impactos pueden ser reducidos, controlados o resarcidos por medio de medidas de mitigación, rehabilitación y compensación, que suelen sustentarse en el marco jurídico ambiental de los países o estados donde son implementados.

Ante los impactos ambientales generados por la producción de bienes y servicios, los gobiernos requieren que los entes desarrolladores adopten lo que se conoce como la jerarquía de la mitigación. En términos generales, la jerarquía de la mitigación sostiene que en primer lugar se debe evitar los impactos a la biodiversidad y otros componentes del ambiente. Sin embargo, si eso no fuera posible, se debe optar por medidas que minimicen los impactos no evitables. Si aun así quedaran impactos que no pueden mitigarse, entonces como última medida se opta por la compensación de esos impactos a partir de la generación de una ganancia en biodiversidad equivalente al daño, ya sea en la misma zona de impacto o en otros sitios con condiciones similares. Dentro de la jerarquía de mitigación, la compensación ambiental corresponde a un último nivel, al que debe recurrirse sólo en caso de que los impactos del proyecto no puedan ser evitados o minimizados. La jerarquía de la mitigación ha sido positivamente aceptada por los tomadores de decisión de muchos países como un mecanismo que permite la conservación de la naturaleza.

La gestión ambiental de proyectos de infraestructura y producción supone entonces un abordaje integral, enfocado en entender y minimizar los impactos que dañen tanto al entorno natural y su biodiversidad, como a las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos que brindan a las comunidades humanas. Una vez analizados los posibles impactos, aquellos que son inevitables e irreversibles se indica que se debe resarcir por las pérdidas ambientales generadas. En procura de generar una ganancia neta en biodiversidad u otros atributos del ambiente, o al menos, la no pérdida neta debido a los impactos generados.

En su dimensión ecológica, la compensación ambiental parte del principio de equivalencia ecológica, un precepto que se refiere a similitud o proporcionalidad en atributos de los ecosistemas naturales, comunidades bióticas y procesos ecológicos. Bajo ese criterio, la indemnización es concebida como una manera de regresar, al menos a la condición inicial, por medio de la restauración de ambientes o la sustitución de aquellos componentes del medio que han sido impactados negativamente.

Para establecer una adecuada indemnización en el plano ecológico se requiere estimar la equivalencia ecológica entre los elementos ambientales impactados y aquellos que se ofrecen como ganancias en la compensación. Esa equivalencia se refiere a una evaluación de la biodiversidad o servicios ecosistémicos adecuados, para resarcir por las pérdidas ocasionadas por un proyecto. En general, la equivalencia ecológica suele estimarse empleando indicadores de biodiversidad, de servicios ecosistémicos o del área superficial de ambientes naturales. Así, un hábitat impactado puede ser sustituido por un área determinada de un hábitat equivalente con similar biodiversidad y funcionalidad.

Lograr demostrar esta equivalencia en términos cuantitativos se convierte en una acción necesaria para lograr que las compensaciones verdaderamente contribuyan de manera efectiva a reducir al mínimo las pérdidas ambientales generadas. De hecho, el delimitar medidas de equivalencia ecológica apropiadas es precisamente uno de los grandes retos de la compensación bajo el enfoque ecológico.

La valoración de la equivalencia ecológica para compensación basada en atributos de biodiversidad involucra comparaciones estadísticas entre estimados de riqueza o similitud de comunidades. También pueden emplearse procedimientos estandarizados de puntuación, que consisten en mecanismos que asignan valores a diferentes indicadores e identifican un procedimiento apropiado para el cálculo de su pérdida o ganancia. Entre los aspectos empleados para evaluar equivalencia ecológica, se encuentra el análisis de la composición de especies, la similitud entre comunidades y las medidas de diversidad como las empleadas más frecuentemente. Estas variables proporcionan medidas cuantitativas claras e información sobre el papel de la biodiversidad en el funcionamiento y la salud de los ecosistemas, por lo que juegan un rol protagónico sobre el cuál basar decisiones de manejo.

En el abordaje empírico de la evaluación ambiental, el enfoque preferido es sobre grupos taxonómicos sustitutos o indicadores. Esos grupos pretenden representar a otros taxones que constituyen las comunidades presentes en el ecosistema a evaluar; en general son relativamente fáciles de identificar y muestrear en el campo, a la vez que representan atributos ecológicos de interés y diversos niveles de la red trófica, contener especies claves para el ecosistema, o servir como especies sombrilla o emblemáticas.

Entre los grupos taxonómicos sustitutos empleados más comúnmente en estudios ambientales se incluyen: plantas vasculares, vertebrados, mariposas y escarabajos; grupos, como las plantas vasculares, se asocian con la productividad, la heterogeneidad y estructura del medio, por lo que recuentos de su diversidad pueden brindar una idea del nivel de organización del ambiente. Además, algunos invertebrados también han sido postulados como buenos indicadores como por ejemplo hormigas y macroinvertebrados en sistemas acuáticos.

La aplicación de grupos indicadores en evaluaciones de manejo y conservación no está exenta de crítica, especialmente porque se ha señalado que la correlación entre estimaciones de riqueza de distintos grupos puede ser variable en diferentes escalas geográficas. En contraste, otros estudios sugieren que sí es posible aproximar la diversidad general de un sitio empleando grupos indicadores, toda vez que existe una correlación positiva entre sus estimados de riqueza y los registrados en otros grupos. En consecuencia, no sorprende que estimaciones de riqueza de especies, así como otras medidas de diversidad, sigan siendo incluidas en el análisis del impacto ambiental de proyectos de desarrollo y en la evaluación de medidas de compensación ambiental.

El capítulo I de esta tesis provee una visión teórica del uso de compensación ambiental como instrumento jurídico y técnico integrado al manejo del entorno natural. En este apartado se realizó una revisión de la literatura global sobre el tema mediante los buscadores de referencias Google Scholar y SciELO empleando varios indicadores en inglés y español. Como resultado se obtuvo un total de 244 referencias sobre compensación ambiental, que fueron catalogadas y evaluadas, mostrándose un claro patrón de incremento del número de ellas en la última década.

Esta revisión muestra una gran variedad de estrategias seguidas para procurar la compensación. Esta diversidad es producto del marco legal y de la dimensión base para el concepto de compensación seguido en cada caso. Acciones resarcitorias no necesariamente basadas en una equivalencia ecológica son consideradas en muchos países, principalmente en aquellos con índice de desarrollo humano alto. Por ejemplo, en Estados Unidos la pérdida de biodiversidad y hábitats es indemnizada con medidas encaminadas a la restauración a partir de créditos comprados por el desarrollador, aunque también se recurre a otros instrumentos basados en mercado. En Latinoamérica, algunos países como Brasil recurren al pago de un monto del valor total del proyecto a un sistema de conservación estatal. La idea en estos casos es que se obtengan recursos económicos para posteriormente establecer hábitats con atributos y funciones ecológicas equivalentes a los hábitats afectados, aunque estos no siempre logran corresponder ecológicamente con las afecciones.

En varios de esos países, además, existe la posibilidad de los bancos de hábitat, también llamados bancos de biodiversidad, un modelo de compensación de daños ambientales donde a través de una agencia privada se financian proyectos de recuperación y restauración de hábitats en terrenos particulares como resarcimiento por los impactos residuales de proyectos. Los bancos de hábitat permiten reducir la incertidumbre y los retrasos porque brindan la oportunidad de implementar compensaciones anticipadas (las actividades de compensación pueden empezar a implementarse antes de que el crédito sea comprado).

Otros mecanismos más directos de indemnización en especie, como son medidas activas de manejo y rehabilitación de hábitats son realizados en países como Australia, Alemania y Reino Unido, mientras que sustitución de los recursos naturales o elementos del medio ambiente afectados por otros de similares características y naturaleza ocurre en México y Chile. Acciones encaminadas al manejo de paisaje son observadas en Colombia donde se dispone de algunas estrategias para estimar las compensaciones por los ecosistemas impactados. En Perú la legislación no es explícita en cómo calcular la compensación, pero sí define una lista de variables de tipo de hábitat afectado, áreas prioritarias para la conservación y servicios ecosistémicos, entre otros que deben contemplarse al trazar el área que se utilizará para indemnizar. Finalmente hay países, como España o Costa Rica,

donde no hay una definición explícita de cómo deben realizarse las medidas de compensación, lo que deja un tanto abierta las posibilidades de acciones resarcitorias.

En algunos casos de estudio las acciones de mitigación fueron consideradas como alternativas a impactos irreversibles, sustituyendo con ellas a medidas de compensación adecuadas. Esta práctica evidencia confusión en los tipos de abordajes que deben darse a impactos irreversibles, lo que puede llevar a reducir la calidad del resarcimiento y comprometer el principio de cero pérdidas ambientales netas.

La compensación ambiental constituye una herramienta que permite resarcir por pérdidas ambientales y suele ser un componente de los Estudios de Impacto Ambiental regulado por el estado. Varias estrategias metodológicas son empleadas para establecer acciones compensatorias, cada una de ellas sustentada en alguno de cuatro enfoques posibles: económico, ecológico, político y cultural/social. Dentro del enfoque ecológico, se busca la equivalencia ecológica entre los elementos ambientales impactados y la compensación, procurando que no exista pérdida neta. Así, este enfoque tiene la ventaja de posibilitar la incorporación de múltiples criterios para la evaluación del daño y de las acciones de indemnización, por lo que es posible de aplicar en situaciones diversas. A pesar de su uso, la aplicación de medidas compensatorias no está exenta de crítica y hay situaciones en que la singularidad de los elementos impactados imposibilita un resarcimiento efectivo de las pérdidas.

En este primer capítulo se evidenció que el tema de compensación tiene gran relevancia actualmente en la gestión ambiental a nivel mundial. La misma debe favorecer el derecho universal a un ambiente sano, pero su aplicación efectiva requiere claridad en los procedimientos seguidos y una muy estrecha vigilancia. La presión por los recursos naturales y el incremento de proyectos de desarrollo y producción hace necesario el establecimiento de evaluaciones ambientales y medidas compensatorias para resarcir por los posibles efectos negativos sobre el ambiente, procurándose un equilibrio entre desarrollo económico y naturaleza. La compensación ambiental corresponde a medidas utilizadas como último recurso en la jerarquía de la mitigación, cuando no es posible subsanar los impactos negativos con medidas preventivas o de mitigación. Las medidas compensatorias deben procurar no solo una proporcionalidad para resarcir los impactos,

sino además intentar una ganancia neta ambiental o al menos procurar no incurrir en pérdida neta.

Como se indicó anteriormente, por lo general, las regulaciones de compensación se incluyen en la legislación ambiental de aquellos países donde se aplica. En el capítulo II de esta tesis se resume la legislación de compensación ambiental en Costa Rica y sus alcances, en un país con una reconocida tradición de conservación y conciencia ambiental. El objetivo de este apartado buscó describir cómo se formula la compensación ambiental en Costa Rica e identifica posibles vacíos regulatorios. Esto se realizó por medio de una revisión sistemática de la legislación ambiental a través del Sistema Costarricense de Información Jurídica, considerando tanto normativa como pronunciamientos sobre medidas de compensación y mitigación.

La Constitución Política de Costa Rica reconoce el medio ambiente sano como un derecho fundamental de todos los ciudadanos. Actualmente se encuentran en vigencia al menos siete leyes que tratan temas ambientales y sus respectivos reglamentos. Esta voluminosa legislación tiene como objetivo proteger los recursos naturales regulando su uso y creando un conjunto de áreas silvestres protegidas. Sin embargo, la legislación es algo repetitiva y abierta a interpretación, lo que facilita la confusión. Las acciones que requieren compensación están reguladas de manera general, lo que dificulta establecer cuándo y cómo aplicarlas. Además, la compensación se considera en función de cuándo se identifica el daño y no debido a su nivel de impacto ambiental. Asimismo, la normativa no hace explícitos los principios y objetivos que sustentan las medidas compensatorias ni cómo deben llevarse a cabo, mencionando brevemente algunas acciones que no aseguran que la pérdida ambiental neta sea cero.

En conclusión este apartado revela la necesidad de estandarizar los mecanismos para determinar las medidas compensatorias a nivel regulatorio, analizando además las estrategias que se seguirán para asegurar la proporcionalidad y la equivalencia ecológica. La legislación debe enfatizar la importancia de la compensación como práctica positiva, la cual debe ser incorporada dentro de los lineamientos del Estudio de Impacto Ambiental. El país debe de buscar que los impactos irreversibles al medio ambiente generados por proyectos de desarrollo puedan ser indemnizados por medio de la compensación ambiental. Este es un instrumento aceptado por SETENA (Secretaría Técnica Nacional

Ambiental), que es el órgano estatal que supervisa la evaluación del impacto ambiental (EIA).

En el capítulo III de este trabajo se desarrolló un estudio que evaluó los principales alcances de la implementación de medidas de compensación ambiental en Costa Rica, un país que, además, cuenta con una sólida reputación en materia de protección ambiental. Para lograr ampliar este capítulo, se analizaron expedientes de proyectos que han ameritado un plan de compensación ambiental registrado en la Secretaría Técnica Nacional Ambiental (SETENA) entre enero del 2018 y junio del 2020. SETENA en Costa Rica es la institución encargada de analizar, evaluar los impactos de proyectos y de otorgar las viabilidades ambientales para su desarrollo.

Para este periodo de tiempo, se registraron Setenta y cuatro proyectos que requirieron compensación durante el periodo de estudio, poco más del 75% de ellos corresponden a proyectos de infraestructura para vivienda, servicios, energía o agroindustrias, mientras que el resto atendía actividades de explotación de materiales y recursos. Los principales impactos que fueron considerados para solicitar planes de compensación fueron: deforestación y destrucción de márgenes de río (13%), movimiento de tierra (15.5%), mal manejo de aguas (15.5%) y faltas administrativas e incumplimiento de compromisos ambientales (62%). Las principales medidas compensatorias acusadas fueron: infraestructura escolar (20% de los proyectos), apoyo a programas de educación ambiental (17%) y programas de reforestación (>15%), aunque acciones como compra de útiles escolares, donación de equipos a asociaciones comunales y el arreglo de vías y calzadas fueron registradas también. En tan solo tres proyectos se empleó sustitución de hábitat impactado como indemnización por daños proyectados.

En consecuencia, a pesar de que las medidas resarcitorias registradas benefician sectores de la sociedad y algunas son ambientalmente favorables, es claro que no refrendan el espíritu de devolución sobre componentes equivalentes a los impactados que generen una ganancia ambiental neta. Muchas de esas medidas tratan de expiar infracciones de carácter administrativo, lo que explica su incongruencia con elementos directos del ambiente. Además, se evidenció que las medidas de compensación fueron solicitadas en

etapas posteriores a la licencia ambiental, respondiendo a impactos que no habían sido contempladas durante la evaluación preliminar o a faltas administrativas.

Esta situación puede resultar de una normativa sobre compensación ambiental ambigua, así como de la confusión de conceptos de mitigación y compensación en la práctica, sumado posiblemente a falta formación en el personal técnico que atiende estos expedientes. Como resultado, el plan de compensación empleado en Costa Rica es un instrumento sancionatorio, basado en la valoración económica y no garantiza una devolución equivalente a las pérdidas ambientales.

Es evidente entonces que las medidas resarcitorias registradas en Costa Rica, aunque algunas sean ambientalmente favorables, no refrendan el espíritu de devolución sobre componentes equivalentes a los impactados que generen una ganancia ambiental neta. La mayor parte de la compensación ambiental en el país trata de subsanar infracciones de carácter administrativo, lo que explica su incongruencia con elementos directos del ambiente. Por tal razón en este capítulo se propone que la compensación ambiental sea integrada desde las evaluaciones preliminares de los proyectos, identificando estas medidas en etapas tempranas y separándolas de las faltas administrativas.

En el estudio de caso desarrollado en el capítulo IV de esta tesis, se presenta el proyecto de compensación ambiental del Embalse de Río Piedras, que es parte del proyecto Abastecimiento de Agua para la Cuenca Media del Río Tempisque y Comunidades Costeras en la providencia de Guanacaste. Esta es una iniciativa del Estado costarricense que busca proveer agua para el desarrollo agrícola en la margen derecha del Río Tempisque y para los desarrollos costeros en la Península de Nicoya. En el marco de esta iniciativa el embalse pretende almacenar el excedente de agua del canal oeste del Distrito de Irrigación Arenal Tempisque y ponerla a disposición de nuevas zonas de irrigación. Por su posición geográfica y el relieve de la zona, el embalse Río Piedras afectaría directamente un sitio dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal, un área silvestre protegida creada en 1986 con el fin de resguardar diversos ambientes del bosque seco tropical y su diversidad biológica.

El área en conflicto ha sido estimada en casi 113 hectáreas bajo la cota de 50 m de elevación, que quedarían inundadas una vez construido el embalse. Dada la magnitud del impacto, que sustituiría el actual hábitat terrestre por un ambiente acuático, la legislación del país obliga a contemplar medidas de compensación que permitan resarcir las pérdidas en el ambiente como consecuencia del proyecto.

Con el fin de determinar las características biológicas y geofísicas de los ambientes que serían sustituidos por el embalse se realizó un estudio de línea base sobre el sitio de afectación directa dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal. Adicionalmente se evaluaron los mismos componentes de biodiversidad en una finca adyacente propiedad de ASETREK Tres Azul S.A., valorando además su potencial para compensar las pérdidas en Lomas de Barbudal. En ese contexto, se buscaba establecer el área de equivalencia necesaria para realizar dicha compensación.

Para cumplir con los objetivos planteados, se caracterizó el ambiente a partir de atributos geofísicos, estructura de vegetación, así como del análisis de diversidad de distintos grupos taxonómicos, tanto en el sitio de Lomas de Barbudal como en el sitio de potencial compensación en ASETREK. Con esa información, se evaluó la calidad del hábitat en ASETREK en términos de la calidad observada en Lomas de Barbudal, empleando para ello una versión modificada del Método Hábitat/Hectárea. Este método fue desarrollado por investigadores australianos para evaluar cobertura vegetal y su capacidad de compensación. Hábitat/Hectárea identifica una serie de indicadores de calidad del ambiente y asigna valores a cada indicador del hábitat a evaluar en relación a los de un hábitat referencia. El puntaje final resulta de la sumatoria de los valores asignados a cada uno de los indicadores y representa la calidad del hábitat a evaluar respecto al de la referencia. A partir de ese puntaje es posible estimar el número de hectáreas del hábitat que se requieren para lograr un nivel de calidad como el de la referencia.

Se realizaron dos evaluaciones de compensación de forma independiente, una basada en indicadores de calidad de hábitat y la otra basada en diversidad y composición de comunidades. La evaluación de calidad de hábitat fue establecida sobre atributos geofísicos (composición de suelos, atributos geomorfológicos); calidad de paisaje (tipo de hábitat, tamaño de fragmento, conectividad); estructura de vegetación (dominancia de

árboles, cobertura de dosel, hábitos de especies de sotobosque, biomasa en pie, cobertura de hierbas, reclutamiento, cantidad de hojarasca y troncos caídos) y servicios ecosistémicos (producción de agua, descomposición de materia orgánica y fijación potencial de carbono). Para la evaluación de diversidad y composición de comunidades se incluyó: plantas vasculares, avifauna, mamíferos, herpetofauna e ictiofauna.

El sitio de afectación en Lomas de Barbudal posee tres tipos de ambientes, cada uno correspondiendo a una cobertura forestal distinta: bosque decido, bosque secundario y bosque maduro asociado a las quebradas en el sitio y por lo tanto, llamado aquí bosque ripario. El bosque decido, que corresponde a un estadio de sucesión temprano caracterizado por ser muy abierto, con especies colonizadoras y una baja densidad de árboles. El bosque secundario posee mayor estructura y corresponde a un estadio más avanzado donde persisten árboles dominantes. Finalmente, el bosque ripario, integrado principalmente por especies siempre verdes y con árboles dominantes, es uno de las asociaciones vegetales más amenazadas de la región. Cerca de 30 hectáreas existen en el sitio de afectación, lo que representa cerca del 11% de la cobertura de ese tipo de asociación de la Reserva Biológica. El sitio de compensación también es heterogéneo en cobertura forestal y cuenta con bosque decido, bosque secundario y zonas de pastizal y no forestales. Este sitio no dispone de bosque ripario. Dado que el método Hábitat/Hectárea fue diseñado para comparar sitios dentro del mismo tipo de hábitat, en el análisis de calidad de hábitat y diversidad de plantas se optó por promediar los valores asignados a cada una de las coberturas para cada indicador.

Los análisis revelan que en general, el sitio potencial de inundación en Lomas de Barbudal posee mayor estructura, más árboles dominantes, biomasa y capacidad para fijar carbono. El aporte del bosque ripario a estos indicadores es innegable, pero también se observaron diferencias entre las coberturas de bosque secundario de Lomas de Barbudal y la de ASETREK, este último mostrando los valores más bajos. Estas diferencias indican que el ambiente en el sitio de compensación en ASETREK ha sido más perturbado que el sitio en Lomas de Barbudal. En término de estructura y calidad del ambiente, el hábitat en ASETREK obtuvo un menor puntaje que la referencia, equivalente a un 51.2 % de su calidad. La incertidumbre derivada de la heterogeneidad de los ambientes presentes puede reducir el estimado de puntuación de calidad del ambiente en 34 pts., que es el mínimo

valor de calidad de ambiente posible con esos datos. Al tratarse de un ambiente de menor calidad, se requeriría de unas 332 hectáreas de un hábitat como el observado en ASETREK para compensar la pérdida de las 113 hectáreas de la referencia.

Por otro lado, un total de 411 especies, representantes de los grupos taxonómicos estudiados, fueron identificadas en este estudio. Esta cifra constituye una significativa proporción de la diversidad del bosque seco tropical que es protegida por la Reserva Biológica Lomas de Barbudal. Las curvas de acumulación de especies de plantas herbáceas, mamíferos, y reptiles indican que es necesario aumentar los muestreos si se desea una adecuada estimación de riqueza de especies esperada para estos grupos. En los otros grupos, los estimadores de riqueza de especies fueron mayores en Lomas de Barbudal. A pesar de ello, los datos revelan que existen diferencias entre la diversidad resultante entre los sitios estudiados. Así, para todos los grupos evaluados, el sitio en la Reserva Biológica produjo estimados de riqueza de especies mayores que los estimados en el potencial sitio de compensación en ASETREK. Además, las especies encontradas en la Reserva Biológica no son las mismas que las encontradas en ASETREK: las mayores similitudes en composición se encontraron en la comunidad de anfibios y aves, con 79% y 62% de especies compartidas, mientras que para plantas leñosas y mamíferos los sitios comparten tan solo el 55% y 50% de sus especies. Para reptiles, peces y plantas herbáceas los sitios en Lomas de Barbudal y ASETREK comparten 39%, 34% y 33% de las especies. Esas discrepancias hacen que la composición de especies en ASETREK represente poco menos del 40 % de la cuantificada en la referencia. Por lo tanto, siguiendo el procedimiento empleado previamente para calcular el área necesaria a compensar, se requerirán casi 290 Ha del hábitat evaluado en ASETREK para compensar la pérdida en Lomas de Barbudal.

En conclusión, el sitio de potencial compensación en ASETREK es inferior en calidad de ambiente, composición y biodiversidad al sitio que sería impactado directamente por el Embalse Río Piedras dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal. Siguiendo el procedimiento para la estimación del área necesaria para resarcir pérdidas derivadas del impacto, se recomendó anexas al menos 332 Ha del tipo de hábitat observado en el sitio potencial de compensación para resarcir las pérdidas que sufrirá la Reserva Biológica Lomas de Barbudal por el Embalse Piedras.

Como recomendación general y final es importante enfatizar en la necesidad de actividades de monitoreo o seguimiento de esos impactos y acciones compensatorias que se generan en los desarrollos de proyectos. Esto surge debido a que una de las principales complicaciones a la hora de predecir posibles impactos de macroproyectos sobre componentes de biodiversidad deriva de la escasa información disponible y de los pocos datos sistemáticos que son tomados posterior a la ejecución de la obra. Los estudios y evaluaciones del impacto ambiental suelen desarrollarse previo al establecimiento del proyecto o durante las fases de construcción, pero pocas actividades ocurren posterior al desarrollo. Por ejemplo de llegar a realizarse, el Embalse Rio Piedras podría brindar una gran oportunidad de generar conocimiento de cómo cambian comunidades de organismos durante sustituciones de hábitats, o sobre la resiliencia de especies determinadas a modificaciones sustanciales de su hábitat. Además, el seguimiento del área de compensación a partir de monitoreos biológicos a mediano y largo plazo se constituiría en una poderosa herramienta para evaluar este tipo de alternativas a los impactos en áreas silvestres protegidas.

AGRADECIMIENTOS

Deseo empezar agradeciendo a mi padre Hugo Bonilla (cf. D.E.P), quien fue mi inspiración, gracias a su esfuerzo es que he llegado hasta este punto en mi desarrollo profesional. A mi madre que gracias a su sacrificio, paciencia y positivismo, siempre ha sido mi apoyo. A mis hijas Amelia y Alexa que siempre han entendido y apoyado el trabajo de papá. Es justo reconocer además que ellas siempre han sido mi momento de calma, las personitas que me recargan y me ayudan a continuar. A mi esposa Rebeca Méndez que siempre ha estado a mi lado, no solamente como compañera sino también como fuente de inspiración y para echarme una mano cuando fue necesario.

Una mención especial a mis compañeros del equipo de natación, quienes siempre me transmitieron momentos de paz y apoyo.

Agradezco profundamente a todas las personas que han estado a mi lado en esta tarea; Davinia Beneyto, Felipe Triana, Carlos Bravo, Lilliam Morales, Federico Oviedo, Juan Serrano, Yeremy Segura, Davy González, Alexander Blanco, Salomón Bermúdez, Miguel Méndez, Jazmín Arias, Wagner López, Romelio Campos y Carlos Castro todos colaboradores muy importantes en este trabajo. A mi tutor Juan Salvador Monrós, quien no solamente me ha guiado, sino que representa un gran amigo.

Debo de agradecer el gran apoyo con que he contado en la institución para la cual he trabajado casi por 20 años ya, el Instituto Clodomiro Picado de la Universidad de Costa Rica, que siempre ha facilitado mi desarrollo académico. Debo agradecer también todo el apoyo que me ha brindado la Organización para Estudios Tropicales (OET), sin duda alguna mi segundo lugar de trabajo. Finalmente, a Mahmood Sasa Marín, mi papá académico, quien ha sido la persona que me ha empujado siempre a seguir, con quien comparto desde simples pláticas absurdas hasta discusiones científicas profundas. Reconozco en Mahmood que en casi dos décadas de trabajo me ha enseñado mucho de lo que se y es la persona que me sigue embarcando en nuevas aventuras. En fin gracias, porque más que mi mentor y amigo es parte de mi familia. A todos ustedes y muchas personas más que de una u otra forma han estado en mi carrera profesional, GRACIAS.