



Asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad: una propuesta metodológica basada en características del paisaje, servicios ecosistémicos y atributos de estructura, función y composición

Juan Esteban Hincapié Posada

Trabajo de grado presentado para optar al título de Magíster en Gestión Ambiental

Director

Julio Eduardo Cañón Barriga, Doctor (PhD) en Hidrología

Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería
Maestría en Gestión Ambiental
Medellín, Antioquia, Colombia
2022

| | |
|---|--|
| Cita | (Hincapie Posada, 2022) |
| Referencia Estilo APA 7 (2020) | Hincapié Posada, J. E. (2022). <i>Asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad: una propuesta metodológica basada en características del paisaje, servicios ecosistémicos y atributos de estructura, función y composición</i> [Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. |



Maestría en Gestión Ambiental, Cohorte L.

Grupo de Investigación Gestión y Modelación Ambiental (GAIA).

Centro de Investigación Ambientales y de Ingeniería (CIA).



Centro de Documentación de Ingeniería (CENDOI)

Elija un elemento.

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

Rector: Jhon Jairo Arboleda Céspedes

Decano/Director: Jesús Francisco Vargas Bonilla

Jefe departamento: Julio Eduardo Cañón Barriga

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|--|----|
| TABLA DE CONTENIDO | 4 |
| LISTA DE TABLAS | 9 |
| LISTA DE FIGURAS | 10 |
| DEDICATORIA | 11 |
| AGRADECIMIENTOS | 12 |
| RESUMEN | 13 |
| SUMMARY | 14 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 15 |
| 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 17 |
| 3. OBJETIVOS | 18 |
| 3.1. Objetivo General | 18 |
| 3.2. Objetivos específicos | 18 |
| 4. HIPÓTESIS | 18 |
| 5. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE | 19 |
| 5.1. Conceptos Básicos asociados a las compensaciones por pérdida de biodiversidad | 19 |
| 5.1.1. No pérdida Neta de Biodiversidad (NNL) | 19 |
| 5.1.2. Ganancia neta en Biodiversidad | 19 |
| 5.1.3. Equivalencia Ecosistémica | 19 |
| 5.1.4. Jerarquía de la Mitigación | 19 |
| 5.2. Marco referencial | 21 |
| 5.3. Compensaciones por pérdida de biodiversidad en el contexto colombiano | 26 |
| 5.4. Algunos estudios de caso enfocados en métricas de hábitat y funcionalidad | 27 |
| 5.5. Las Métricas de Biodiversidad | 28 |
| 5.6. Características de los indicadores de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad | 29 |
| 6. METODOLOGÍA | 31 |
| 6.1. Tipo de investigación | 31 |
| 6.2. Diseño metodológico | 31 |
| 6.2.1. Etapa de revisión de literatura | 32 |
| 6.2.2. Selección de proyectos caso de estudio | 32 |

| | | |
|------------|---|----|
| 6.2.3. | Selección de criterios y unidades de análisis para la métrica de asignación de compensaciones | 33 |
| 6.2.3.1. | Selección de criterios de análisis | 33 |
| 6.2.3.2. | Definición de unidades de análisis ecosistémico. | 33 |
| 6.2.3.2.1. | Tipo de ecosistema | 33 |
| 6.2.3.2.2. | Bioma – Unidad Biótica (Bioma IAvH) | 34 |
| 6.2.3.2.3. | Biomás | 34 |
| 6.2.3.2.4. | Ecosistema Síntesis y Ecosistemas Generales Terrestres | 35 |
| 6.2.3.2.5. | Ecosistema Síntesis y ecosistemas generales transicionales | 37 |
| 6.2.4. | Desarrollo de metodología propuesta de asignación de compensaciones. | 38 |
| 6.2.4.1. | Ponderación criterios de medición (AHP) | 39 |
| 6.2.4.2. | Desarrollo formula de factor y área de compensación | 40 |
| 6.2.4.3. | Piloto de aplicación de la métrica propuesta | 40 |
| 6.2.5. | Análisis comparativo métricas | 41 |
| 7. | RESULTADOS Y ANÁLISIS | 42 |
| 7.1. | Resultados para la etapa de revisión de literatura | 42 |
| 7.2. | Resultados para la selección de los proyectos objeto de estudio | 43 |
| 7.3. | Resultados selección de las variables para la propuesta de métrica de compensación | 44 |
| 7.3.1. | Criterios para la definición de unidades de compensación | 45 |
| 7.3.1.1. | Característica distintiva del hábitat (Chab) | 45 |
| 7.3.1.1.1. | Unidad de compensación para el criterio de característica de distintividad del hábitat | 46 |
| 7.3.1.2. | Condición del hábitat (Ehab) | 46 |
| 7.3.1.2.1. | Análisis de fragmentación (Cfgr) | 47 |
| 7.3.1.2.2. | Composición de especies de flora (Ccespf) | 48 |
| 7.3.1.2.3. | Diversidad de especies de flora (Cdespf) | 48 |
| 7.3.1.2.4. | Estructura vegetal (Cev) | 49 |
| 7.3.1.2.5. | Presencia de especies clave de fauna (Cprefa) | 49 |
| 7.3.1.2.6. | Unidad de compensación para el criterio de condición del hábitat (Ehab) | 50 |
| 7.3.1.3. | Servicios ecosistémicos (SEhab) | 50 |
| 7.3.1.3.1. | Unidad de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos (USEhab) | 52 |
| 7.4. | Resultados métrica propuesta para la asignación de compensaciones | 53 |
| 7.4.1. | Asignación de pesos ponderados por criterio de análisis | 53 |
| 7.4.2. | Resultados métrica de asignación de compensaciones propuesta | 55 |

| | | |
|--------------|---|----|
| 7.4.2.1. | Métrica de asignación de compensaciones para ecosistemas naturales | 55 |
| 7.4.2.2. | Métrica de asignación de compensaciones para ecosistemas transformados | 55 |
| 7.5. | Aplicación de la métrica de asignación de compensaciones propuesta | 55 |
| 7.5.1. | Unidad Funcional Integral 7.2. Concesión Ruta al Mar | 55 |
| 7.5.1.1. | Impactos estimados sobre la biodiversidad por el desarrollo del proyecto | 56 |
| 7.5.1.2. | Cálculo del área a compensar según Manual de Compensaciones 2018 | 57 |
| 7.5.1.2.1. | Ecosistemas naturales | 57 |
| 7.5.1.2.2. | Ecosistemas transformados | 58 |
| 7.5.1.3. | Cálculo del área a compensar con la metodología de asignación propuesta | 59 |
| 7.5.1.3.1. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat (UCChab) | 59 |
| 7.5.1.3.2. | Análisis de resultados para el criterio de distintividad del hábitat | 59 |
| 7.5.1.3.2.1. | Criterio representatividad (Crp) | 59 |
| 7.5.1.3.2.2. | Criterio de rareza (Cra) | 59 |
| 7.5.1.3.2.3. | | 59 |
| 7.5.1.3.2.4. | Criterio de remanencia (Crm) | 59 |
| 7.5.1.3.2.5. | Criterio de tasa de transformación (Ctt) | 59 |
| 7.5.1.3.2.6. | Análisis general para el criterio de característica de distintividad del hábitat | 60 |
| 7.5.1.3.3. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Condición del hábitat (Ehab) | 60 |
| 7.5.1.3.3.1. | Análisis de fragmentación | 60 |
| 7.5.1.3.3.2. | Composición vegetal | 61 |
| 7.5.1.3.3.3. | Diversidad vegetal | 62 |
| 7.5.1.3.3.4. | Estructura vegetal | 63 |
| 7.5.1.3.3.5. | Presencia de especies clave de fauna | 64 |
| 7.5.1.3.4. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Servicios Ecosistémicos (SEhab) | 65 |
| 7.5.1.3.5. | Resultados del área a compensar para el proyecto vial Variante Coveñas | 68 |
| 7.5.2. | Minera de cobre Quebradona | 72 |
| 7.5.2.1. | Impactos estimados sobre la biodiversidad por el desarrollo del proyecto | 72 |
| 7.5.2.2. | Cálculo del área a compensar con el manual de compensaciones 2018 | 73 |
| 7.5.2.2.1. | Ecosistemas naturales y transformados | 73 |

| | | |
|--------------|---|----|
| 7.5.2.3. | Cálculo del área a compensar metodología de asignación propuesta para el proyecto Quebradona | 75 |
| 7.5.2.3.1. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat (UCChab) | 75 |
| 7.5.2.3.1.1. | Análisis de resultados para el criterio de distintividad del hábitat | 75 |
| 7.5.2.3.1.2. | Criterio representatividad (Crp) | 75 |
| 7.5.2.3.1.3. | Criterio de rareza (Cra) | 76 |
| 7.5.2.3.1.4. | Criterio de remanencia (Crm) | 76 |
| 7.5.2.3.1.5. | Criterio de tasa de transformación (Ctt) | 76 |
| 7.5.2.3.1.6. | Análisis general para el criterio de característica de distintividad del hábitat | 76 |
| 7.5.2.3.2. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Condición del hábitat (Ehab) | 76 |
| 7.5.2.3.2.1. | Análisis de fragmentación | 77 |
| 7.5.2.3.2.2. | Composición vegetal | 78 |
| 7.5.2.3.2.3. | Diversidad vegetal | 79 |
| 7.5.2.3.2.4. | Estructura vegetal | 79 |
| 7.5.2.3.2.5. | Presencia de especies clave de fauna | 80 |
| 7.5.2.3.3. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Servicios Ecosistémicos (SEhab) | 81 |
| 7.5.2.3.4. | Resultados del área a compensar para el proyecto minero Quebradona | 84 |
| 7.5.3. | Proyecto Hidrocarburos Bloque Llanos | 78 |
| 7.5.3.1. | Impactos estimados sobre la biodiversidad por el desarrollo del proyecto | 88 |
| 7.5.3.2. | Cálculo del área a compensar según el manual de compensaciones 2018 | 89 |
| 7.5.3.2.1. | Ecosistemas naturales y transformados | 89 |
| 7.5.3.3. | Cálculo del área a compensar con la metodología de asignación propuesta para el proyecto Llanos | 78 |
| 7.5.3.3.1. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat (UCChab) | 90 |
| 7.5.3.3.1.1. | Análisis de resultados para el criterio de distintividad del hábitat | 90 |
| 7.5.3.3.1.2. | Criterio representatividad (Crp) | 90 |
| 7.5.3.3.1.3. | Criterio de rareza (Cra) | 90 |
| 7.5.3.3.1.4. | Criterio de remanencia (Crm) | 90 |
| 7.5.3.3.1.5. | Criterio de tasa de transformación (Ctt) | 90 |

| | | |
|--------------|--|-----|
| 7.5.3.3.1.6. | Análisis general para el criterio de característica de distintividad del hábitat | 90 |
| 7.5.3.3.2. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Condición del hábitat (Ehab) | 91 |
| 7.5.3.3.2.1. | Análisis de fragmentación | 91 |
| 7.5.3.3.2.2. | Composición vegetal | 92 |
| 7.5.3.3.2.3. | Diversidad vegetal | 93 |
| 7.5.3.3.2.4. | Estructura vegetal | 94 |
| 7.5.3.3.2.5. | Presencia de especies clave de fauna | 94 |
| 7.5.3.3.3. | Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Servicios Ecosistémicos (SEhab) | 95 |
| 7.5.3.3.4. | Resultados del área a compensar para el proyecto de exploración petrolera Llanos 78 | 98 |
| 8. | COMPARACIÓN DE LAS MÉTRICAS DE COMPENSACIÓN | 99 |
| 8.1. | Análisis para el proyecto Ruta al Mar – Variante Coveñas | 99 |
| 8.1.1. | Halobioma Sinú | 100 |
| 8.1.1.1. | Áreas naturales y seminaturales | 100 |
| 8.1.1.2. | Áreas transformadas | 100 |
| 8.1.2. | Helobioma Sinú | 100 |
| 8.1.2.1. | Áreas naturales y seminaturales | 100 |
| 8.1.2.2. | Áreas transformadas | 100 |
| 8.1.3. | Zonobioma alternohigróico tropical Sinú | 101 |
| 8.1.3.1. | Áreas naturales y seminaturales | 101 |
| 8.1.3.2. | Áreas transformadas | 101 |
| 8.2. | Análisis para el proyecto minero Quebradona | 101 |
| 8.2.1. | Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte | 102 |
| 8.2.1.1. | Área naturales y seminaturales | 102 |
| 8.2.1.2. | Áreas transformadas | 103 |
| 8.2.2. | Orobioma Subandino Cauca Alto | 103 |
| 8.2.2.1. | Áreas naturales y seminaturales | 103 |
| 8.2.2.2. | Áreas transformadas | 103 |
| 8.2.3. | Zonobioma húmedo tropical Cauca alto | 103 |
| 8.2.3.1. | Áreas naturales y seminaturales | 103 |
| 8.2.3.2. | Áreas transformadas | 104 |
| 8.3. | Análisis para el proyecto de exploración convencional Llanos 78 | 104 |
| 8.3.1. | Helobioma Casanare | 105 |
| 8.3.1.1. | Área naturales y seminaturales | 105 |

| | |
|---|-----|
| 8.3.1.2. Áreas transformadas | 105 |
| 8.3.2. Análisis global para ecosistemas naturales | 105 |
| 8.3.3. Análisis global para ecosistemas transformados | 106 |
| 9. DISCUSIÓN | 107 |
| 10. CONCLUSIONES | 108 |
| 11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 110 |
| 12. ANEXOS | 119 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|--|-----|
| Tabla 1. Desafíos de la aplicación de la jerarquía de la mitigación | 20 |
| Tabla 2. Valoración de las características distintivas del hábitat. | 45 |
| Tabla 3. Criterios de evaluación para la variable de contexto paisajístico | 47 |
| Tabla 4. Criterios de evaluación para la variable composición de especies de flora. | 48 |
| Tabla 5. Criterios de evaluación para la variable diversidad de especies de flora. | 48 |
| Tabla 6. Criterios de evaluación para la variable estructura vegetal. | 49 |
| Tabla 7. Criterios de evaluación para la variable presencia de especies clave de fauna. | 50 |
| Tabla 8. Clasificación de servicios ecosistémicos, adaptado de Minambiente (2018). | 51 |
| Tabla 9. Asignación de la evaluación de servicios ecosistémicos propuesta. | 52 |
| Tabla 10. Escala de preferencia de Saaty | 53 |
| Tabla 11. Resultados de asignación de pesos ponderados. | 54 |
| Tabla 12. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas naturales, proyecto Variante Coveñas. | 57 |
| Tabla 13. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas transformados proyecto Variante Coveñas. | 58 |
| Tabla 14. Resultados área a compensar proyecto vial Variante Coveñas. | 68 |
| Tabla 15. Impactos del proyecto sobre los ecosistemas terrestres identificados en el Plan de Compensaciones del EIA Proyecto Quebradona. | 73 |
| Tabla 16. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas naturales proyecto Quebradona. | 73 |
| Tabla 17. Resultados área a compensar proyecto minero Quebradona. | 84 |
| Tabla 18. Impactos del proyecto sobre los ecosistemas terrestres proyecto Llanos 78. | 88 |
| Tabla 19. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas naturales proyecto Llanos 78. | 89 |
| Tabla 20. Resultados área a compensar proyecto de exploración petrolera Llanos 78. | 98 |
| Tabla 21. Resultados comparativos de áreas a compensar proyecto vial variante Coveñas. | 99 |
| Tabla 22. Resultados comparativos de áreas a compensar proyecto minero Quebradona. | 102 |
| Tabla 23. Resultados comparativos de áreas a compensar proyecto Llanos 78. | 104 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|-----|
| Figura 1. Aplicación de la jerarquía de la mitigación (adaptado de BBOP, 2009). | 20 |
| Figura 2. Estructura metodológica del trabajo de investigación. | 32 |
| Figura 3. Leyenda sugerida para definir la unidad de análisis con base en el MEC. | 33 |
| Figura 4. Árbol de decisión para la selección de pesos ponderados. | 54 |
| Figura 5. Mapa de ubicación Unidad Funcional Integral 7.2. Concesión Ruta al Mar | 56 |
| Figura 6. Resultados del criterio de Chab por tipo de ecosistema y Bioma Unidad Biótica proyecto Variante Coveñas. | 60 |
| Figura 7. Resultados criterio de análisis de fragmentación proyecto Variante Coveñas. | 61 |
| Figura 8. Resultados del criterio de análisis de Composición de especies vegetales proyecto Variante Coveñas. | 62 |
| Figura 9. Resultados del criterio de análisis de diversidad vegetal Variante Coveñas. | 63 |
| Figura 10. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal Variante Coveñas. | 64 |
| Figura 11. Resultados criterio de análisis de presencia de especies clave Variante Coveñas. | 65 |
| Figura 12. Resultados del criterio de servicios ecosistémicos Variante Coveñas. | 67 |
| Figura 13. Mapa de ubicación Proyecto Minera de Cobre Quebradona. | 72 |
| Figura 14. Resultados del criterio de Chab por tipo de ecosistema y Bioma Unidad Biótica proyecto Quebradona. | 75 |
| Figura 15. Resultados del criterio de análisis de fragmentación proyecto Quebradona. | 77 |
| Figura 16. Resultados criterio de análisis de Composición de especies vegetales proyecto Quebradona. | 78 |
| Figura 17. Resultados del criterio de análisis de diversidad vegetal proyecto Quebradona. | 79 |
| Figura 18. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal proyecto Quebradona. | 80 |
| Figura 19. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal proyecto Quebradona. | 81 |
| Figura 20. Resultados del criterio de análisis de servicios ecosistémicos. | 83 |
| Figura 21. Mapa de ubicación Proyecto Hidrocarburos Bloque Llanos 78. | 87 |
| Figura 22. Resultados del criterio de Chab por tipo de ecosistema y Bioma Unidad Biótica proyecto Llanos 78. | 91 |
| Figura 23. Resultados criterio de análisis de fragmentación proyecto Llanos 78. | 92 |
| Figura 24. Resultados del criterio de análisis de Composición de especies vegetales proyecto Llanos 78. | 93 |
| Figura 25. Resultados del criterio de análisis de diversidad vegetal proyecto Llanos 78. | 93 |
| Figura 26. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal proyecto Llanos 78. | 94 |
| Figura 27. Resultados para el criterio de análisis de diversidad y presencia de especies claves proyecto Llanos 78. | 95 |
| Figura 28. Resultados criterio de análisis servicios ecosistémicos proyecto Llanos 78. | 97 |
| Figura 29. Análisis comparativo del proyecto Ruta al Mar – Variante Coveñas. | 101 |
| Figura 30. Análisis comparativo proyecto Ruta al Mar – Variante Coveñas | 104 |
| Figura 31. Análisis comparativo proyecto Llanos 78. | 105 |
| Figura 32. Análisis global de resultados para ecosistemas naturales por proyecto. | 106 |
| Figura 33. Análisis global de resultados para ecosistemas transformados por proyecto. | 107 |

DEDICATORIA

Dedicado a mi Padre que me enseñó el valor de conocer, conservar y trabajar por nuestros ecosistemas

AGRADECIMIENTOS

A mi Madre, mi Padre, mi Hermana y mi tía Ima por apoyar siempre mi pasión por la naturaleza, por su amor y educación.

A Leidy Herrera González por su amor, compañía, paciencia y entendimiento.

A mi prima Alejandra y mi familia materna por su comprensión y apoyo continuo.

A mis amigos Diego Arango, Pablo Velásquez, Jorge Vásquez, Juan Esteban Arteaga y Luis Pérez por sus apreciaciones técnicas y su amistad.

A mi director de trabajo de grado Julio Cañón Barriga por su acompañamiento académico y exigencia investigativa.

A mis compañeras y amigas del Ministerio de Ambiente Nathalia Guerrero, Laura Lozano, Natalia Ramírez, María Claudia Orjuela y mi compañero Cesar Rey por compartir su conocimiento conmigo y confiar en el mío.

A María Isabel Vieira de TNC y Lucas Buitrago de WCS por compartir sus experiencias profesionales y conocimiento.

RESUMEN

En Colombia, la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad aplica métricas de factores basados en la medición de cuatro criterios de las diferentes versiones del mapa de ecosistemas: rareza, representatividad, remanencia y tasa de transformación. Sin embargo, estas métricas de asignación de compensaciones no involucran todas las variables necesarias para determinar los impactos sobre la biodiversidad, limitándose a una evaluación de la condición del hábitat en una escala muy amplia y con información general que no incluye variables claves de biodiversidad.

Esta investigación presenta una alternativa metodológica a la asignación de compensaciones en Colombia que provee una información más acertada para alcanzar la ganancia neta de biodiversidad con base en una métrica que incluye criterios relacionados con la distintividad del hábitat, condición y evaluación de la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos de las áreas donde se generan impactos residuales.

La investigación se desarrolló en tres fases. La primera fase analizó las herramientas actuales y las métricas de asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad basadas en análisis de atributos y servicios ecosistémicos. En la segunda fase se definieron los criterios y la fórmula de asignación de compensaciones mediante una métrica de área hábitat, a partir de la identificación de variables de paisaje, servicios ecosistémicos y atributos de estructura, función y composición. La tercera fase consistió en un análisis comparativo entre la métrica propuesta y la actual metodología de asignación de compensaciones en Colombia para tres proyectos en etapa de licenciamiento (aprobados y pendientes de aprobación). Los resultados de la investigación evidenciaron que la implementación de la metodología propuesta proporciona un aumento en las áreas a compensar en ecosistemas naturales y transformados en comparación con la métrica actual, debido principalmente a la inclusión de variables asociadas al reconocimiento de los atributos y del criterio de servicios ecosistémicos que permitió definir un factor de compensación más detallado.

La metodología de asignación de compensaciones propuesta permitiría a los desarrolladores de proyectos compensar sus impactos residuales de manera más acertada ya que ofrece un análisis más detallado de las características de los atributos y servicios de los ecosistemas donde se identificaron los impactos residuales, además de aportar a las autoridades ambientales elementos asociados con indicadores de evaluación de pérdidas y ganancias netas en biodiversidad, con resultados efectivos que demuestren el cumplimiento de la ganancia neta en biodiversidad.

Palabras clave: Compensaciones, biodiversidad, equivalencia ecosistémica, no pérdida neta de biodiversidad, adicionalidad, métricas de calidad y servicios ecosistémicos.

SUMMARY

In Colombia, the assignment of offsets for biodiversity loss applies factor metrics based on the measurement of four criteria of the different versions of the ecosystem map: rarity, representativeness, remanence and rate of transformation. However, these offset allocation metrics do not involve all the variables needed to determine biodiversity impacts, and are limited to an assessment of habitat condition at a very broad scale and with general information that does not include key biodiversity variables.

This research presents a methodological alternative to the assignment of offsets in Colombia that provides more accurate information to reach the net biodiversity gain based on a metric that includes criteria related to habitat distinctiveness, condition and evaluation of the capacity to offer ecosystem services of the areas where residual impacts are generated.

The research was developed in three phases. The first phase analyzed the current tools and metrics for allocating compensation for biodiversity loss based on analysis of attributes and ecosystem services. The second phase defined the criteria and formula for the allocation of offsets using a habitat area metric, based on the identification of landscape variables, ecosystem services and attributes of structure, function and composition. The third phase consisted of a comparative analysis between the proposed metric and the current compensation allocation methodology in Colombia for three projects in the licensing stage (approved and pending approval). The results of the research showed that the implementation of the proposed methodology provides an increase in the areas to be compensated in natural and transformed ecosystems compared to the current metric, mainly due to the inclusion of variables associated with the recognition of attributes and the criterion of ecosystem services that allowed defining a more detailed compensation factor.

The proposed offset allocation methodology would allow project developers to compensate their residual impacts in a more accurate way since it offers a more detailed analysis of the characteristics of the attributes and services of the ecosystems where the residual impacts were identified, in addition to providing environmental authorities with elements associated with indicators for the evaluation of net losses and gains in biodiversity, with effective results that demonstrate compliance with the net gain in biodiversity.

Key words: Offsets, biodiversity, ecosystem equivalence, no net biodiversity loss, additionality, quality metrics and ecosystem services.

1. INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad se ha acelerado en décadas recientes (IPBES, 2019). Los cambios en el uso del suelo y las actividades antrópicas han generado importantes cambios en los hábitats naturales, ocasionando pérdida de biodiversidad y fragmentación de hábitats (Fahrig, 2017; Newbold et al., 2016). La jerarquía de la mitigación ha cobrado vital importancia desde que fue adoptada por numerosos países después de la declaración de Río en 1992, (Bull et al., 2016; BBOP, 2012), ya que permite planificar de manera adecuada los impactos ambientales producto del desarrollo de un proyecto, obra o actividad, conduciendo a la búsqueda del objetivo principal de lograr una “no pérdida” neta de biodiversidad, donde todos los impactos sobre la biodiversidad han sido minimizados o compensados por completo (Bezombes et al., 2016). La jerarquía de la mitigación incluye tres etapas para la planificación de los impactos ocasionados por el desarrollo de proyectos sobre la biodiversidad: (I) evitar los impactos, modificando la ubicación de los proyectos en sitios donde las intervenciones serán menos severas, (II) reducir el impacto en el sitio donde se desarrolla el proyecto, y (III) compensar los impactos residuales ocasionados por el proyecto (Bull et al., 2016).

Las compensaciones por pérdida de biodiversidad se utilizan dentro de la jerarquía de la mitigación para encontrar el equilibrio entre las pérdidas y ganancias en ecosistemas naturales e intervenidos por el desarrollo de proyectos, obras o actividades, generando resultados tangibles en conservación (BBOP, 2012). El objetivo de las compensaciones es alcanzar la no pérdida neta en biodiversidad, por lo cual se han utilizado como instrumentos de conservación en el marco de las políticas de crecimiento económico para la correcta gestión de impactos residuales en diferentes países alrededor del mundo. En los últimos años, las compensaciones se han convertido en una herramienta popular para la conservación, incrementando el valor de la biodiversidad en los lugares donde se implementan las acciones de compensación (Maron et al., 2016). Sin embargo, la efectividad de las compensaciones ha sido discutida por numerosos investigadores (Bull et al., 2016), evidenciando que su implementación no ha presentado los resultados esperados en la práctica (Thorn et al., 2018).

Esta discusión, plantea que la mayoría de las prácticas de compensación se centran en la evaluación de hábitats o especies, dejando por fuera la integración del enfoque funcional como un elemento clave para maximizar la eficiencia de los resultados. De hecho, las metodologías actuales, como lo menciona Jacob et al., (2016), han comenzado a integrar el concepto de funcionalidad e integridad ecológica, dimensionando cinco características fundamentales: objetivos detallados para ecosistemas y para la diversidad biológica, selección de indicadores apropiados, identificación de líneas base apropiadas para calcular pérdidas y ganancias, temporalidad de la implementación de compensaciones y resultados medibles. Para establecer un cálculo apropiado de pérdidas y ganancias, es fundamental contar con indicadores precisos que ayuden a la evaluación de la biodiversidad de un área determinada. Como lo ha mencionado Bull et al., (2016), la no pérdida neta de biodiversidad no puede evaluarse para toda la biodiversidad, por lo cual, los indicadores deben ser elegidos como sustitutos de componentes específicos de la biodiversidad que es de interés (Maron et al., 2016). Aquí es donde las métricas de asignación de compensaciones se vuelven fundamentales en el ciclo de la compensación, ya que permitirán el cálculo de pérdidas y ganancias en las áreas donde se han generado los impactos residuales y las áreas donde se implementarán las compensaciones (Quétier y Lavorel, 2011).

Para el caso de Colombia, el manual de compensaciones del componente biótico ha desarrollado una metodología basada en factores de compensación de área por hábitat que analiza criterios de representatividad, rareza, remanencia y tasa de transformación para definir un listado nacional de factores por tipo de ecosistema. Sin embargo, esta metodología se basa en unidades de análisis definidas en el mapa de ecosistemas del año 2017 y no es clara en la incorporación de otros elementos asociados a la estructura, función y composición de especies, lo que genera un nivel de incertidumbre al diseñar y evaluar los planes de compensación.

Este trabajo de investigación propone una metodología que busca evaluar la condición del hábitat, así como su estado o grado de afectación incorporando criterios de la estructura, función y composición de especies y una evaluación de servicios ecosistémicos que permita un análisis más completo de las condiciones ecosistémicas de las áreas donde se generan los impactos ambientales residuales.

Para lograr la metodología propuesta se revisaron numerosas fuentes de consulta que permitieran identificar diferentes métricas de asignación, priorizando aquellas que incorporaran indicadores de biodiversidad que evaluaran la mayor cantidad de variables ecosistémicas con el objetivo de fortalecer y complementar la metodología actual de compensaciones bióticas con información a escala temporal y espacial que permitan una evaluación más completa de las áreas de análisis. La metodología acá propuesta mantiene el análisis de los criterios de representatividad, remanencia, rareza y tasa de transformación bajo una categoría propuesta de característica distintiva del hábitat, pero se complementa con dos nuevas categorías: la condición del hábitat que está dada por el análisis de atributos de estructura, función y composición y una evaluación de la oferta de servicios ecosistémicos que permite identificar la importancia de las áreas analizadas en pro de los beneficios que están generando para los seres humanos.

Se espera que esta metodología proporcione una métrica más adecuada para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad, brindando elementos para un análisis más completo de la evaluación ambiental de un área sujeta al desarrollo de proyectos licenciables en Colombia.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La actual metodología de compensaciones bióticas para proyectos licenciables en Colombia analiza cuatro criterios para cuantificar el área a compensar producto de los impactos residuales determinados en los estudios de impacto ambiental por el desarrollo de un proyecto, obra o actividad: Representatividad (Crp), Rareza (Cra), Remanencia (Cre) y Tasa de transformación (Ctt) (Minambiente, 2018). Estos criterios se basan en características que permiten reconocer la vulnerabilidad de una unidad ecosistémica a ser intervenida y su afectación dependiendo de su grado de naturalidad. Así mismo, la metodología menciona que las compensaciones deben desarrollarse en áreas equivalentes y propone acciones, modos, mecanismos y formas de compensación. Sin embargo, la metodología de asignación de compensaciones aún no incluye claramente variables de atributos ecosistémicos de estructura, funcionalidad y composición de especies. De hecho, la metodología se basa únicamente en el análisis de hábitat y deja de lado la evaluación de la capacidad de oferta de los servicios ecosistémicos de las áreas afectadas por el desarrollo de un proyecto, obra o actividad.

Por otro lado, aún no hay claridad sobre aspectos claves del diseño e implementación de compensaciones y sobre cómo evaluar los resultados de las ganancias netas en biodiversidad. Estos resultados deberían estar asociados a las ganancias adicionales con respecto a un nivel de referencia determinado, un concepto que está arraigado en los diferentes regímenes de compensación a nivel mundial (McKenney y Kiesecker, 2010). Lo anterior, conduce a un cuestionamiento acerca de si las compensaciones se están implementando a partir de un análisis cuidadoso de la comparación de pérdidas y ganancias netas en biodiversidad y de si es posible verificar si la “no pérdida” neta de biodiversidad se está cumpliendo en áreas equivalentes o de características similares en atributos ecosistémicos de estructura, función y composición de especies, lo cual sigue siendo un reto.

Otro cuestionamiento está relacionado con la temporalidad de las medidas de compensación y de la evaluación de dichos resultados en el tiempo. De acuerdo con el *Manual de compensaciones del componente biótico* (Minambiente, 2018), las compensaciones deben implementarse hasta cumplir unos objetivos establecidos que demuestren que no hubo pérdida neta de biodiversidad, pero no menciona cómo debe establecerse el punto final de cumplimiento, ni la metodología de medición, lo que representa un desfase temporal entre el desarrollo y la obtención de beneficios equivalentes para la biodiversidad (McKenney y Kiesecker, 2010).

Como consecuencia de lo anterior, surge el interrogante objeto de esta investigación, ¿Cómo establecer una metodología de compensación que permita medir ganancias netas de biodiversidad en términos de los atributos ecosistémicos de estructura, función y composición y de la evaluación de la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos asociados? Este trabajo de maestría plantea una metodología para determinar el área a compensar en proyectos licenciables a partir de una métrica que incluye efectivamente variables que analizan el contexto paisajístico, los atributos de estructura, función y composición de especies y la evaluación de la capacidad de oferta de los servicios ecosistémicos, definiendo así el área que se requiere para compensar los impactos residuales, así como las

características de dichas áreas con la aproximación temporal que permita evaluar la no pérdida neta de biodiversidad.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Desarrollar una metodología de asignación de compensaciones que evalúe la ganancia neta en biodiversidad a partir de variables basadas en una evaluación del contexto paisajístico, la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos y los atributos de estructura, función y composición de especies.

3.2. Objetivos específicos

Identificar las variables asociadas a la evaluación del contexto paisajístico, la evaluación de la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos y los atributos de estructura, función y composición aplicables a los planes de compensaciones bióticas en Colombia.

Comparar los resultados de las compensaciones actuales con los de la metodología propuesta a tres planes de compensación de proyectos en evaluación en la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales.

4. HIPÓTESIS

Una métrica más completa de evaluación del contexto paisajístico, los atributos y la capacidad de oferta de los servicios ecosistémicos en la asignación de compensaciones permitirá tener resultados más claros en el área a compensar como elemento para demostrar la no pérdida neta de biodiversidad, además le permitirá tomar mejores decisiones a los actores involucrados en el ciclo del licenciamiento ambiental para la aprobación de un proyecto, obra o actividad.

5. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

5.1. Conceptos Básicos asociados a las compensaciones por pérdida de biodiversidad

5.1.1. No pérdida Neta de Biodiversidad (NNL)

La no pérdida neta de biodiversidad es el punto donde se balancean las pérdidas de biodiversidad generadas por las afectaciones o los impactos negativos de un proyecto, obra o actividad con las ganancias en biodiversidad a través de la implementación de las medidas de compensación en los lugares donde se implementan las acciones de conservación (BBOP, 2012). El principio de la no pérdida neta surgió a finales de la década de 1980 en Estados Unidos y es el principio fundamental de las compensaciones por pérdida de biodiversidad que ha llevado a gobiernos y científicos a diseñar las medidas necesarias para compensar determinados impactos en el medio ambiente. Dichas medidas suelen centrarse en los hábitats y usualmente se han dividido en cuatro categorías: creación de nuevos hábitats, restauración de áreas degradadas, mejoras de ecosistemas y preservación de áreas amenazadas (Levrel et al, 2012).

5.1.2. Ganancia neta en Biodiversidad

La ganancia neta está referida a los resultados obtenidos en el área en la que se implementan las medidas de compensación, respecto a un ecosistema de referencia, (BBOP, 2012). A diferencia de la no pérdida neta de biodiversidad, el concepto de ganancia neta busca un resultado mejorado en el que las ganancias en biodiversidad superan un conjunto específico de pérdidas.

5.1.3. Equivalencia Ecosistémica

La equivalencia ecosistémica se refiere a que las ganancias en biodiversidad deberán buscar resultados en áreas de similares condiciones a aquellas donde se generaron las pérdidas residuales por el desarrollo de un proyecto, obra o actividad (Minambiente, 2018). Es decir, el equilibrio o las ganancias adicionales en biodiversidad deberán darse en un lugar con condiciones ecosistémicas similares en términos de sus atributos de función, estructura y composición.

5.1.4. Jerarquía de la Mitigación

La jerarquía de mitigación (Figura 1) es el marco para mitigar las pérdidas de biodiversidad a causa del desarrollo de un proyecto, obra o actividad, evitando secuencialmente los impactos sobre la biodiversidad siempre que sea posible, minimizando los impactos cuando éstos sean inevitables, restaurando cuando los impactos sean de duración limitada y finalmente compensando cualquier impacto residual sobre la biodiversidad (Gardner et al., 2013).

La jerarquía de la mitigación debe tener en cuenta tanto a la biodiversidad como a los servicios ecosistémicos. Esto incluye la fase de compensación, que es quizás la más delicada y la que involucra mayor detalle en su entendimiento y aplicación, como lo expresó Jones (2019).

Jeraquía de Mitigación



Fuente. Elaboración propia.

Figura 1. Aplicación de la jerarquía de la mitigación (adaptado de BBOP, 2009).

De acuerdo con lo anterior, en la tabla 1 se mencionan algunos desafíos claves asociados a la aplicación de la jerarquía de la mitigación y que están alineados con los principios de la compensación mencionados (Jones, 2019).

Tabla 1. Desafíos de la aplicación de la jerarquía de la mitigación

| Desafío | Maneras de promover buenos resultados para la biodiversidad | Formas de promover buenos resultados para el bienestar humano (servicios ecosistémicos) |
|---|---|--|
| ¿Cómo medir los resultados? | No es posible medir la biodiversidad a partir de una única métrica. Por lo tanto, es ideal usar múltiples indicadores (idealmente que incorporen la función ecológica) que generen sustitutos del valor de la biodiversidad | Los impactos sobre la biodiversidad sobre el bienestar de las personas deben medirse de manera multidimensional utilizando indicadores asociados a la mejora de servicios ecosistémicos. |
| ¿Qué impactos no son compensables? | En aquellos proyectos donde el impacto sobre la biodiversidad es irremplazable o donde los impactos se consideran irreversibles, la ganancia neta no se puede lograr mediante la compensación (ejemplo: pérdida de bosques muy antiguos o extinción de especies). | Existen impactos sobre los servicios ecosistémicos que no pueden ser compensados en beneficio de las comunidades a partir de una evaluación de la ganancia neta en biodiversidad (ejemplo: pérdida de sitios culturales irremplazables, pérdida de fuentes abastecedoras de agua, etc.). |
| ¿Cuál es el ecosistema o escenario de referencia que debe utilizarse? | Una evaluación de pérdidas y ganancias de biodiversidad y servicios ecosistémicos debe ser a partir de un escenario estático o dinámico que permita evaluar las condiciones del sitio al momento del impacto del proyecto o las condiciones del | La evaluación en la mejora de servicios ecosistémicos debe ser proporcional a la mejora del bienestar que los ecosistemas proveen a las poblaciones. |

| Desafío | Maneras de promover buenos resultados para la biodiversidad | Formas de promover buenos resultados para el bienestar humano (servicios ecosistémicos) |
|--|--|--|
| | sitio si no se desarrolla el proyecto de compensación. | |
| ¿Qué se considera equivalente? | Las ganancias en biodiversidad deben ser cuantificadas en ecosistemas similares a los impactos, sin embargo, en algunos casos pueden existir intercambios de acciones de compensación, es decir, la pérdida de un hábitat menos amenazado podría ser compensada en un hábitat más amenazado. | Las pérdidas sobre los servicios ecosistémicos deben estar asociadas a que las acciones de compensación deberán asegurar que el bienestar de las poblaciones en relación con los SE es al menos tan bueno como si el proyecto no hubiese ocurrido. |
| ¿Cuánto tiempo deben durar las actividades para lograr la ganancia neta? | Las actividades deben durar al menos mientras se mitiguen los impactos negativos del proyecto sobre la biodiversidad, o hasta cumplir objetivos claros de compensación en torno a un ecosistema de referencia. | Las acciones de mejora sobre los SE deben mantenerse al menos el tiempo que duren los impactos negativos que se están mitigando y afectan el bienestar de la comunidad. |
| ¿Cómo se puede garantizar la adicionalidad? | Los resultados deben producirse por el desarrollo de actividades de compensación que no se habrían producido en ausencia del proyecto. | El esfuerzo de la compensación debe ir más allá de las obligaciones existentes o de la no pérdida neta de biodiversidad para ser considerado realmente adicional. |

Fuente. Adaptado de Jones (2019).

5.2. Marco referencial

El objetivo esencial de las compensaciones por pérdida de biodiversidad es implementar acciones de conservación adicionales en un sitio establecido para alcanzar la no pérdida neta de biodiversidad de los proyectos de desarrollo económico (BBOP, 2012; Bull et al., 2013). Esto significa, aceptar las pérdidas de biodiversidad en los sitios donde se generan los impactos residuales por el desarrollo de un proyecto, obra o actividad, siempre y cuando se generen ganancias equivalentes en biodiversidad en otro lugar.

Las compensaciones regularmente son implementadas como parte de la denominada jerarquía de la mitigación. En el marco del diseño y evaluación ambiental de un proyecto, primero se deben evitar los impactos negativos, luego se mitigan y finalmente, si es inevitable la pérdida de biodiversidad, se compensan (Gardner et al., 2013).

El principal desafío de las compensaciones por pérdida de biodiversidad radica en el cálculo de las ganancias necesarias para demostrar como mínimo la no pérdida neta de biodiversidad debido a los impactos residuales de los proyectos (Quétier and Lavorel, 2011; Bull et al., 2013). Este cálculo de ganancias estima no solo el ámbito espacial sino también el tiempo y el tipo de biodiversidad que debe ser compensada. Esto implica que las métricas de

asignación deberán estar correlacionadas con los mecanismos de implementación de las acciones y deben tener un esquema de monitoreo que evidencie la mejora en los atributos de la biodiversidad. Por lo tanto, se necesita una métrica o medida común de biodiversidad que permita definir y comparar dichas pérdidas y ganancias (Bull et al., 2014).

Las métricas usadas en las diferentes metodologías de asignación de compensaciones abarcan diferentes enfoques para demostrar la no pérdida neta de biodiversidad, desde los cálculos de métricas a partir de hábitats específicos hasta marcos generalizados para especies en particular, como lo mencionan Madsen et al. (2011) y Doswald et al. (2012). De acuerdo con Bezombes et al. (2019), existen numerosas métricas para evaluar pérdidas y ganancias. Algunas utilizan mediciones en áreas equivalentes bajo una metodología de asignación de área por área. Otras combinan hábitats y funcionalidad asignando valores establecidos a criterios de estado de hábitat y funcionalidad para definir un factor multiplicador, otras se enfocan en especies, calculando el área necesaria para darle soporte a una población determinada mediante criterios de poblaciones viables de especies valores objeto de conservación (McKenney y Kiesecker, 2010; Quétier y Lavorel, 2011). Incluso, en algunos estudios del Reino Unido, Defra (2011), ha considerado la incorporación de servicios ecosistémicos en las metodologías de asignación de compensaciones como un elemento clave para evaluar la pérdida de funcionalidad ecológica de las áreas y su eventual mejoramiento (Brownlie y Botha, 2009). Este proyecto de investigación propone una metodología que integra criterios de estado y condición de hábitat mediante la evaluación de aspectos paisajísticos y atributos ecosistémicos y una evaluación de servicios ecosistémicos que permita establecer una métrica de área y factores multiplicadores.

Aunque lo descrito anteriormente puede parecer una fórmula sencilla, da lugar a una serie de complicaciones, como lo expresa Bull (2013), ya que la biodiversidad en sí es un concepto vago y encontrar una sola métrica que permita medirla en su conjunto no es fácil. Incluso el concepto de complementariedad al que se refieren Kukkala y Moilanen (2013), sugiere que todos los componentes de la biodiversidad deberían evaluarse individualmente, situación que complejiza la evaluación en sí, aceptando que cualquier métrica propuesta no captará todos los elementos de la biodiversidad en un paisaje determinado, pero por el contrario establecerá elementos sustitutos de dicha biodiversidad en su conjunto.

Además de ser considerada una estrategia para el desarrollo de proyectos con base en la jerarquía de mitigación, numerosos autores han mencionado que las compensaciones se han convertido en herramientas para la conservación de la biodiversidad, evaluando las ganancias que se tienen en las áreas donde se implementan las acciones de compensación (Calvet et al., 2015). Generalmente, los estudios asociados a las compensaciones consideran aspectos claves como la métrica de asignación, las proporciones de área y la equivalencia ecosistémica (Guillet et al., 2018). Sin embargo, las compensaciones por pérdida de biodiversidad son muy criticadas, en gran parte porque no existe claridad sobre cuán eficaces son las políticas de compensación en la práctica (Bull et al., 2013) y porque se dificulta lograr una no pérdida neta de biodiversidad (Bezombes et al., 2019).

Es acá donde la medición de los atributos de la biodiversidad tiene lugar en varias etapas de la jerarquía de la mitigación, al igual que en las etapas de monitoreo y cumplimiento de objetivos de un proyecto de compensaciones (Geneletti 2002). En este punto se halla uno de los principales desafíos en la aplicación de las compensaciones: ¿cómo cuantificar el cambio

de las pérdidas de diversidad ocasionadas por el desarrollo de un proyecto, obra o actividad, con las medidas de compensación? Situación que sugiere un análisis detallado desde lo expuesto por Bull et al., (2013) e Ives y Bekessy (2015).

Para simplificar la tarea de medir la biodiversidad en el ciclo de las compensaciones por pérdida de biodiversidad, diferentes investigadores han propuesto medir un subconjunto de ella, como sustituto de otras características no evaluadas explícitamente y que regularmente se basan en atributos del hábitat (Davies y Gadotte, 2011).

Las métricas de compensación comúnmente utilizadas tienden a centrarse en una medida de la condición del hábitat. Estas métricas son calculadas y ponderadas a través de la identificación de características específicas de los hábitats. Esto resulta en una combinación del área donde se generaron los impactos residuales con un factor multiplicador que puede aumentar los requisitos de compensaciones para obtener ganancias equitativas o mayores de biodiversidad, como lo ha propuesto el Instituto Europeo de Políticas Ambientales en el año 2014. El valor resultante suele ser una puntuación sumada de la condición del hábitat que determina la cantidad de superficie de una calidad o condición particular que se requiere para compensar los impactos residuales de un proyecto (Gibbons et al., 2018).

Por ejemplo, en Australia la hectárea de hábitat se ha desarrollado específicamente para su uso en la compensación, e incorpora características de hábitat y métricas de paisaje en una puntuación ponderada que se combina con el área del sitio para calcular un área de compensación en términos de calidad (Parkes et al., 2003).

De manera similar, en Estados Unidos los factores de mitigación de los humedales se basan en el tipo de humedal afectado y el tamaño del impacto según la US Army Corps of Engineers. Bajo este enfoque, el tipo de hábitat y el área de impacto determinan cuán extensamente un desarrollador de proyectos debe compensar sus impactos ambientales, lo cual incide directamente en el tamaño de compensación requerida como en el tipo de actividad de compensación implementada (May et al., 2016 y Bull y Strange, 2018).

El uso de métricas basadas en los atributos del hábitat en proceso de compensaciones por pérdida de biodiversidad, parte de la base de que, al proteger o restaurar las características de la cobertura, habrá un beneficio directo para el hábitat como un beneficio indirecto para especies y poblaciones de flora y fauna que allí habitan (Cristescu et al., 2013). Sin embargo, varios estudios han demostrado que las métricas basadas en los atributos del hábitat y tipo de vegetación tienden a ser insuficientes y no abarcan las necesidades ecológicas de las especies individuales, ya que no contemplan elementos de la composición de especies tanto de fauna como de flora, omitiendo un elemento fundamental en la toma de decisiones, como lo manifestaron enfáticamente Cristescu et al., (2013); Kujala et al., (2015) y Hanford et al., (2016).

Hobbs, (2016) y Maseyk et al., (2016), mencionan que las métricas limitadas al hábitat y tipo de cobertura vegetal asignan valores muy bajos a sitios de extrema importancia ecológica. Así mismo, Marshall et al., (2020) mencionan que sitios transformados o que representan áreas naturales de pequeña extensión pueden presentar valores despreciables de asignación, evitando que se prioricen ya que se consideran menos beneficiosos. Por otra parte, la aplicación de estas métricas puede generar compensaciones en sitios no

equivalentes, como lo ha sugerido Price et al., (2019), con el riesgo de perder hábitats críticos que pueden servir de soporte para especies raras y amenazadas (Maron et al., 2012; Le Roux et al., 2015 y Wintle et al., 2019).

Por consiguiente, y de acuerdo con los diferentes autores revisados en este estado del arte, debemos comprender las repercusiones de la utilización de métricas de asignación que estén desvinculadas del análisis de elementos críticos como los atributos de estructura, función y composición y los servicios ecosistémicos (Marshall et al., 2020).

Para fortalecer las metodologías de compensación, es necesario hablar de una completa inclusión de los atributos de la biodiversidad, incluso en la medida de lo posible, abarcar el concepto de evaluación de servicios ecosistémicos. La inclusión de dichos atributos añade una capa de complejidad a la evaluación de la diversidad biológica y a los cálculos de compensación, como lo mencionó Ferrier y Drielsma, (2010).

Internacionalmente, las compensaciones por pérdida de biodiversidad se han venido implementando en países que han aprobado su uso mediante diferentes marcos regulatorios, complementando los esfuerzos que han realizado las empresas a través de compensaciones voluntarias (ver Tabla 1).

Tabla 2. Comparación de diferentes métricas de asignación de compensaciones por países.

| Métrica | Descripción | País |
|--|--|---|
| Área de hábitat | Ganancia o pérdida de biodiversidad en términos de hectáreas de hábitat ganadas o perdidas. Las superficies de área perdida deben recrearse en otro lugar. Todos los hábitats de un tipo se valoran igual, independiente de su condición. | Estados Unidos Alemania Francia Brasil |
| Área de hábitat x funcionalidad | Valorar el área de un hábitat, combinando el área de hábitat con la capacidad de soportar determinadas funciones ecológicas. Considera el concepto de capacidad productiva ecológica. | Canadá |
| Área de hábitat x valor estándar | La valoración de los hábitats puede variar en función de algunos parámetros, como el carácter distintivo, la rareza, la naturalidad, etc. Se basa en las características teóricas (potenciales) y no en las reales del hábitat. No tiene en cuenta la variación del estado de conservación | Estados Unidos Alemania Colombia Chile Perú |
| Área de hábitat x condiciones del sitio | Considera diferencias reales de calidad ambiental (condición) entre hábitats. Como la calidad es específica de cada hábitat, sólo es adecuada para compensaciones similares. Requiere mucho tiempo y dinero para evaluar exhaustivamente el estado del hábitat. | Estados Unidos Alemania Sur África Australia |
| Área de hábitat x valor estándar x condiciones del sitio | Combina la consideración de los valores potenciales del hábitat con la evaluación del estado del sitio. Adecuado cuando la compensación pretende mejorar tanto el valor ecológico como el estado de los hábitats | Estados Unidos Inglaterra |

| Métrica | Descripción | País |
|---|---|---|
| Enfoque de especies | Valor ecológico de un hábitat basado en la mezcla de especies que sustenta. Tiene en cuenta las diferentes especies y sus interacciones. Requiere una amplia gama de datos y puede resultar bastante complejo. La práctica habitual es centrarse sólo en las especies más representativas | Estados Unidos Francia Inglaterra |
| Costo de sustitución del hábitat | Asocia el valor de un hábitat determinado con el costo de su recuperación. El valor refleja los costos de planificación y mantenimiento, más que los valores ecológicos reales. | Alemania |
| Métricas específicas para servicios ecosistémicos | El valor de la biodiversidad depende de sus características ecológicas y de los beneficios que obtienen las personas. Requiere identificar y evaluar los servicios ecosistémicos que proporciona el entorno natural y los beneficios que aportan. | Estados Unidos Alemania |
| Valoración económica | Está estrechamente relacionado con el enfoque de los servicios de los ecosistemas, ya que se centra igualmente en los servicios de los ecosistemas generados por la biodiversidad. Utiliza una única métrica (monetaria) que permite la comparación entre los servicios de los ecosistemas. Puede requerir mucho tiempo y recursos. | |

Fuente. Elaboración propia.

En términos generales, en el mundo se han venido desarrollando algunos marcos regulatorios para el diseño e implementación de compensaciones, muchas de las cuales están orientadas a evaluar aspectos relacionados con la funcionalidad ecológica de las áreas donde se generan impactos residuales: legislación de especies y hábitat, regulación a través de evaluación del impacto ambiental u otras políticas sectoriales o disposiciones específicas de compensación (Crowe & Ten Kate, 2010; Doswald et al., 2012). Así mismo, McVittie y Facciolib (2020) identificaron las diferentes metodologías de asignación de compensaciones que algunos países tienen en la actualidad.

Más allá de los requisitos legales relativos a la jerarquía de la mitigación y la compensación por pérdida de biodiversidad, actualmente están surgiendo desde diferentes sectores algunas iniciativas voluntarias para mejorar las metodologías de compensaciones. Entre ellas figuran las normas y directrices publicadas por la Corporación Financiera Internacional (CFI), el Programa de Empresas y Compensación de la Diversidad Biológica (BBOP) y la Iniciativa Intersectorial sobre Biodiversidad (CSBI).

La CFI ayuda a sus clientes a gestionar los aspectos ambientales y sociales de sus proyectos mediante la publicación de Normas de Desempeño ambiental y social. Proyectos que sean financiados por la CFI deben cumplir con la Norma de Desempeño 6 sobre Conservación de la Biodiversidad y Gestión Sostenible de los Recursos Naturales Vivos, dondequiera que se encuentre el proyecto, incluso en países donde las regulaciones sobre conservación de la biodiversidad son precarias o no está reglamentada. Esta norma requiere la aplicación de la jerarquía de mitigación a los impactos en la biodiversidad y en el medio ambiente (párrafo 7 de la norma PS6, 2012b) y, por lo tanto, a las compensaciones. Los servicios ecosistémicos

considerados prioritarios deben compensarse en los posibles casos "en que los usos socioeconómicos y culturales de la biodiversidad estén en juego" punto 31 de la GN6 (CFI, 2012).

La propia CFI es miembro de otra iniciativa muy conocida, la BBOP, una colaboración internacional entre empresas, instituciones y organizaciones, tanto privadas como públicas, para desarrollar las mejores prácticas en compensaciones por pérdida de biodiversidad (GN32 de la Nota de orientación 6, IFC, 2012). El estándar de la BBOP de 2012 sobre compensaciones de biodiversidad establece un vínculo con la PS6 de la CFI (BBOP, 2012 p.4), explicando la relación entre las compensaciones y los servicios ecosistémicos. Si bien el enfoque del estándar es asegurar que no haya una pérdida neta de biodiversidad, menciona vínculos importantes que sugieren incorporar la función de los ecosistemas (BBOP, 2012 p.15). Sin embargo, los "Principios, Criterios e Indicadores" de la BBOP no incluyen explícitamente una forma de aplicar las compensaciones en términos de la función, abriendo una ventana de posibilidades a los países que adoptan el estándar para su implementación.

5.3. Compensaciones por pérdida de biodiversidad en el contexto colombiano

De acuerdo con Ariza Pardo e Hincapie Moreno (2017), Colombia ha avanzado sustancialmente en materia ambiental en los últimos 10 años. Sin embargo, solo hasta el año 2012 Colombia contó con el primer Manual de compensaciones por pérdida de biodiversidad, donde se establece un listado de factores de compensación como métrica de asignación para determinar el área a compensar.

Colombia reglamentó las compensaciones por pérdida de biodiversidad mediante el Manual de asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad (Resolución 1517 de 2012). Este manual fue el primer paso para integrar los conceptos de compensaciones en la evaluación de los proyectos licenciados en Colombia, convirtiéndose en una herramienta adicional para la evaluación de pérdidas y ganancias en biodiversidad. Sin embargo, la escala de información y la metodología utilizada para su implementación no tenían en cuenta diversos aspectos que representarían el estado de los ecosistemas que se iban a intervenir.

Posteriormente, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible decidió actualizar el Manual, teniendo en cuenta las lecciones aprendidas y las diferentes actualizaciones de información biológica para el país. Para ello, el Ministerio se apoyó en el criterio técnico de expertos de varias instituciones entre autoridades ambientales, institutos de investigación científica, organizaciones no gubernamentales y agremiaciones empresariales.

La actualización del manual se fundamentó en cuatro consideraciones: 1) fortalecer elementos conceptuales relacionados con el contenido del plan de compensación, mecanismos de implementación, presentación de medidas agregadas o unificadas, seguimiento, monitoreo y cierre de las obligaciones; 2) establecer lineamientos para la formulación e implementación de las medidas de compensación derivadas de la sustracción de áreas de reserva forestal por el cambio del suelo; 3) establecer lineamientos para la formulación e implementación de las medidas de compensación derivadas de las autorizaciones o permisos de aprovechamiento único forestal; y 4) actualizar los factores de compensación, teniendo en cuenta los ajustes cartográficos del mapa de ecosistemas de Colombia en escala 1: 100.000 (Ideam, 2017).

Sin embargo, esta última actualización tampoco consideró variables que permitieran una lectura adecuada de las pérdidas y ganancias por el desarrollo de un proyecto, manteniendo

una métrica de asignación por área de hábitat y generando vacíos de información necesaria para evaluar la biodiversidad desde la jerarquía de la mitigación.

5.4. Algunos estudios de caso enfocados en métricas de hábitat y funcionalidad

En estudios de caso más detallados como el de Arbeláez y Sagre (2015) se analizó un ejemplo colombiano de un plan de compensación propuesto para la operación minera a cielo abierto de carbón en el Cerrejón. El objetivo del titular de la licencia era demostrar la equivalencia entre los servicios del ecosistema perdidos en el lugar impactado y los obtenidos mediante la aplicación de las compensaciones por pérdida de biodiversidad, (Carbones del Cerrejón y Conservación Internacional, 2012). Las compensaciones comprenden medidas relacionadas con la reforestación, la restauración ecológica, la financiación de la ruta para la ampliación de una zona protegida, planes de gestión de la fauna y la flora de interés, etc. Sin embargo, los autores no especificaron las metodologías de evaluación utilizadas para estos tipos de compensaciones, evidenciando la falta de una metodología que involucre diferentes variables asociadas a la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

En otro estudio, Mandle et al., (2015) subrayan la necesidad de elegir cuidadosamente la ubicación espacial de las compensaciones para evitar, entre otros aspectos, la fuga de compensaciones en términos sociales y ambientales. Para ello, probaron su método rastreando los cambios en los beneficios de los servicios ecosistémicos en un proyecto de construcción de carreteras en la Amazonía peruana. Utilizando el software InVEST, estos autores evaluaron cuatro servicios ecosistémicos diferentes: retención de sedimentos, regulación del nitrógeno y regulación del fósforo (para la calidad del agua potable de superficie), así como el almacenamiento de carbono (para la regulación del clima) y concluyeron que, si se tiene en cuenta un enfoque basado en funcionalidad y no sólo en hábitat, se podrían incluir elementos de análisis desde la asignación de compensaciones que podrían llevar a mejores diseños de mecanismos de compensación que permitan mejorar los impactos no mitigados, como por ejemplo el desarrollo de proyectos de compensación en áreas de oferta hídrica que permitirían mejorar aspectos como la calidad del agua potable.

Otros ejemplos recientes han sido los proyectos marinos costeros, donde medidas como la creación de arrecifes artificiales en la zona de influencia del proyecto han sido propuestas como acciones de compensación por pérdida de biodiversidad, además de contribuir al aumento del recurso pesquero. Sin embargo, para estos casos particulares hay un debate sobre la contribución de los arrecifes artificiales para atraer o favorecer la reproducción de peces. Como lo mencionan Boehlert y Gill (2010) e Inger et al. (2009), esta medida puede considerarse como un buen ejemplo de una compensación por el servicio de aprovisionamiento de la pesca. Otro ejemplo es el expuesto por Levrel et al. (2012) mediante un estudio de caso en La Florida, donde los resultados a partir de las métricas evidenciaron que las compensaciones habían sido implementadas para compensar a la industria del buceo y a los pescadores y no para compensar las pérdidas de biodiversidad. En este caso la creación de los arrecifes de cantos rodados que favorecen la abundancia de peces grandes no compensa los impactos ocasionados por los proyectos en los arrecifes originales, afectando considerablemente las áreas que sirven de reproducción y crianza de especies de peces y corales fundamentales para el equilibrio del ecosistema (Jacob et al., 2016).

Otros ejemplos asociados a la compensación de especies particulares como el estudio realizado por Kermagoret et al. (2014) sobre un parque eólico marino en la bahía de Saint-Brieuc (Francia), se propusieron medidas de resiembra de vieiras para compensar a los pescadores por las afectaciones al hábitat asociada a lechos de reproducción que se habían vuelto inadecuados para la explotación de este recurso pesquero, sin embargo la siembra no incluyó aspectos relacionados con el monitoreo de otras especies de importancia para el equilibrio ecosistémico del área, afectando la funcionalidad y la composición de especies de este ecosistema.

En un último ejemplo, se propusieron métricas para definir impactos sobre servicios culturales como sucedió en el proyecto de la terminal de gas natural de Dunkerque LNG, donde se han propuesto "medidas comunitarias" de acompañamiento basadas en el hecho de que la gente ya no podrá acceder a una playa utilizada por pescadores, cazadores, practicantes de kiteboarding, windsurfistas, caminantes y observadores de aves. La propuesta consistió en crear un centro de naturaleza y un balneario natural, además de autorizar el acceso a la terminal, bajo determinadas condiciones para que los científicos pudieran observar y monitorear las especies de fauna. Estas medidas buscaron no solo una compensación biótica sino social, evidenciando que la inclusión del concepto de funcionalidad del sitio es relevante en la metodología de asignación, incluso para servicios de recreación derivados de los ecosistemas.

5.5. Las Métricas de Biodiversidad

M.J. Carreras Gamarra et al. (2018) consideran una serie de atributos esenciales para una contabilidad efectiva de los valores de biodiversidad sobre los siguientes criterios:

- Información a nivel de especies: según Noss (1990), la biodiversidad puede clasificarse en cuatro niveles diferentes de organización: paisaje, ecosistema, especies y genes. De acuerdo con el análisis de Carreras (2018), los cálculos y medidas de compensación deben centrarse en niveles de paisaje, ecosistema y hábitat
- Enfoque en valores cuantitativos: los indicadores que se utilicen para la asignación y el cálculo de las ganancias deben ser cuantitativos, lo que facilita la comparación de los datos obtenidos en diferentes áreas y la supervisión por diferentes evaluadores.
- Áreas de referencia: Es necesario establecer un sitio de comparación de puntos de referencia para comprender los valores numéricos obtenidos por la métrica de compensación. Este atributo permite tener un escenario fijo de referencia para medir el objetivo de no pérdida neta de biodiversidad basado en el principio de equivalencia, como lo mencionó Maron et al. (2018).
- Enfoque práctico y rentable: Los métodos de medición y contabilidad deben ser eficaces en función de los costos y del tiempo, además de ser científicamente rigurosos en lo posible. Una métrica compleja se vuelve costosa y requiere una gran cantidad de especialistas para asegurar resultados óptimos lo cual carece de valor práctico en la mayoría de los contextos.
- Indicadores adaptables: Los indicadores utilizados deben adaptarse al contexto, independiente de la metodología de asignación.

- Valores objeto de conservación: La métrica debe tener en cuenta las características especiales de la zona de impacto y donde se pretende desarrollar la compensación. Estos incluyen la presencia a nivel de especies sensibles, altos valores de conservación dentro del hábitat y el ecosistema, hábitat de especies migratorias, valores culturales, entre otros asociados a la evaluación de la capacidad de oferta servicios ecosistémicos.

La métrica de índice de importancia de biodiversidad (BSI) como la métrica de hectáreas de hábitat (HH), se caracterizan por ser los enfoques más adecuados para medir las pérdidas generadas por el impacto y las ganancias generadas por la compensación. Ambas se basan en una fórmula de área x calidad. Sin embargo, la métrica BSI, adquiere mayor importancia para lo sugerido en este estado del arte, ya que viene determinada por variables de condición del hábitat, importancia para la biodiversidad, importancia para la conservación, cambio en el uso de la tierra y contexto de paisaje, mientras que la métrica HH solo está determinada por su condición y el contexto del paisaje, involucrando menos variables de alta importancia para la toma de decisiones.

Cabe anotar que la métrica BSI se deriva del enfoque HH y ha incorporado aspectos como la evaluación de una amplia gama de tensiones, la identificación de amplios fenómenos ecológicos significativos, la capacidad para captar el tipo, cantidad y condición del objetivo de conservación y la inclusión de la importancia de los componentes de la biodiversidad.

De acuerdo con lo mencionado por M.J. Carreras Gamarra et al. (2018) las demás métricas relacionadas con especies o áreas equivalentes no se han considerado útiles para este análisis ya que ninguna permite el cálculo de los impactos residuales y los beneficios de los valores culturales asociados a la biodiversidad de manera completa, tienen una pobre capacidad para diferenciar entre los ciclos y tendencias naturales y antrópicas, obviando los cambios que afecten directamente las especies o su hábitat. De igual forma, las demás métricas son sesgadas a características puntuales de ecosistemas como los humedales, generando metodologías incompletas para su análisis.

Como se ha discutido extensamente en la literatura científica, las métricas y los métodos de contabilidad no son plenamente satisfactorios (Gordon et al., 2015 y Bezombes et al., 2017). Sin embargo, la selección de métricas permite identificar aquellos componentes que pueden ser reforzados y adaptados de acuerdo con las políticas y niveles de información de las evaluaciones de impacto ambiental.

5.6. Características de los indicadores de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad

Como se ha mencionado en este documento, las compensaciones por pérdida de biodiversidad se utilizan para contrarrestar los impactos residuales de un proyecto. En este sentido, es ampliamente aceptado por la comunidad científica, que el objetivo de lograr la no pérdida neta de biodiversidad no puede ser aplicado al total de la biodiversidad (Bull et al., 2016), por lo cual los indicadores deben ser elegidos como sustitutos de los diferentes componentes específicos de interés, de acuerdo con Maron et al. (2016). Las pérdidas y ganancias se calculan con este conjunto particular de indicadores, los cuales están basados en los estados iniciales de los ecosistemas donde se generan los impactos residuales y la comparación del estado de los ecosistemas antes y después de generar las compensaciones.

Para definir los indicadores más adecuados para evaluar la no pérdida neta de biodiversidad, Bezombes (2018) propone comenzar con un primer paso para la definición de biodiversidad adoptada por el Convenio de Diversidad Biológica (CBD Secretariat, 1992), que se refiere a la biodiversidad como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre

otros, los ecosistemas terrestres y marinos y otros sistemas acuáticos, y los complejos ecológicos de los que forman parte. Comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas.

Posteriormente se tienen en cuenta los tres atributos principales de la biodiversidad (Noss, 1990): composición, estructura y función. Estos atributos deben medirse en diferentes escalas espaciales y temporales. Su integración ayuda a capturar la biodiversidad en su forma compleja y puede facilitar su evaluación para medir las pérdidas y ganancias. Una vez identificados los atributos de la biodiversidad, es necesario identificar los componentes que pretenden ser evaluados.

Así mismo y siguiendo lo mencionado por Heink y Kowarik (2010), es necesario reducir las baterías de indicadores, para adaptarlos a las limitaciones temporales, técnicas y financieras de la ejecución de estudios ambientales o proyectos de conservación. La selección del conjunto de indicadores pertinentes para medir las pérdidas y ganancias de biodiversidad debe proporcionar información en el nivel general (GL) y en el nivel específico a escala de especies (spL) y hábitats (hL).

Igualmente, los indicadores deben ser seleccionados con base en publicaciones que demuestren que han sido probados y aprobados como sustitutos válidos de la biodiversidad. Los indicadores deben responder a las perturbaciones, tensiones y en general a los cambios antrópicos a lo largo del tiempo, estimando que en muchos casos hay una baja variabilidad de respuesta (Dale y Beyeler, 2001). Lo anterior es clave en el contexto de las compensaciones por pérdida de biodiversidad, ya que se espera una respuesta a los cambios beneficiosos de los impactos residuales ocasionados por un proyecto y los impactos positivos generados por la compensación.

6. METODOLOGÍA

6.1. Tipo de investigación

El trabajo de investigación se desarrolló bajo un enfoque técnico cuantitativo y cualitativo, utilizando datos basados en información secundaria provenientes de diferentes estudios de impacto ambiental que permitieron identificar y analizar variables ecosistémicas respecto a la valoración ecológica de atributos asociados al contexto paisajístico, la estructura, función y composición de especies y la evaluación de la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos. La metodología propuesta permitió hacer un análisis cualitativo de la condición del ecosistema en un escenario con proyecto, aportando así elementos para la toma de decisión al momento de asignar factores de compensación a un paisaje determinado.

La investigación además se realizó bajo una estrategia de estudio de caso descriptivo. Este enfoque de investigación tiene como objetivo básico comprender el significado de una experiencia e implica por ello un examen intenso de diversos aspectos de un fenómeno, como lo expresa Galeano et al. (2004).

En el contexto de este trabajo de investigación, la estrategia de estudio de caso permitió comparar la metodología de asignación de compensaciones bióticas del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia con la metodología propuesta en esta investigación, abriendo las puertas a una nueva posibilidad de evaluación de asignación de compensaciones basada en elementos más completos de los ecosistemas y generando un escenario ideal para proponer nuevas alternativas en el ciclo de licenciamiento en Colombia.

Así mismo, esta investigación no pretende generalizar una metodología bajo un estudio de caso en particular, sino por el contrario analizar qué tan viable es contar con metodologías alternativas que incluyan un mayor número de variables que soporten la elaboración de planes de compensación en Colombia.

6.2. Diseño metodológico

El trabajo de investigación se desarrolló en cinco fases. La primera fase consistió en la revisión de literatura y expedientes de la ANLA para establecer las bases teóricas y tener una batería de proyectos aplicables a la investigación. en la segunda fase se seleccionaron los tres proyectos piloto. En la tercera fase se definieron los criterios y las unidades de análisis. En la cuarta fase se desarrolló la métrica propuesta a partir de la ponderación de los criterios, la definición del factor multiplicador y la estructuración de la fórmula de asignación. Finalmente, en la quinta fase se compararon los resultados obtenidos con la métrica propuesta y con la actual métrica de asignación de compensaciones para Colombia. La estructura metodológica se ilustra en la figura 2.



Figura 2. Estructura metodológica del trabajo de investigación.

Fuente: Elaboración propia

6.2.1. Etapa de revisión de literatura

La etapa de revisión de información secundaria estuvo asociada principalmente con artículos académicos de estudios de caso de asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad, metodologías de asignación de compensaciones y estudios de impacto ambiental aprobados o en evaluación por parte de la ANLA, necesarios para la construcción del marco teórico y la metodología. Esta etapa permitió: 1) Revisión bibliográfica compensaciones por pérdida de biodiversidad, 2) Revisión bibliográfica metodologías asignación compensaciones y 3) Revisión estudios de caso.

6.2.2. Selección de proyectos caso de estudio

Para seleccionar los proyectos objeto de estudio de esta investigación se tuvieron en cuenta diferentes aspectos como: año de presentación del EIA (posterior a 2018), disponibilidad de la información en la ANLA, tipo de proyecto (lineal o localizado), sector de caracterización del proyecto (infraestructura, energía e hidrocarburos) y calidad de la información.

Además, se hicieron acercamientos con personal de la ANLA, la Dirección de Bosques del Ministerio de Ambiente, el Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt, World Conservation Society (WCS) y The Nature Conservancy (TNC), quienes han sido actores reconocidos en Colombia por la estructuración y validación de metodologías de asignación de compensaciones.

Estos acercamientos permitieron tener un sentido crítico de investigación, ya que las diferentes visiones acerca del tema permitieron profundizar en elementos teóricos, validar las necesidades de mejorar las metodologías de asignación de compensaciones y hacer un análisis crítico de los resultados esperados.

6.2.3. Selección de criterios y unidades de análisis para la métrica de asignación de compensaciones

6.2.3.1. Selección de criterios de análisis

Con base en las diferentes fuentes de análisis consultadas y los diferentes acercamientos realizados con investigadores y profesionales de las diferentes entidades identificadas como estratégicas, se definieron los siguientes criterios de análisis: 1) Contexto paisajístico (características distintivas del hábitat por unidad de paisaje): Criterios de representatividad, rareza, remanencia y tasa de transformación; 2) Condición del hábitat; y 3) Capacidad de oferta de servicios ecosistémicos.

6.2.3.2. Definición de unidades de análisis ecosistémico.

Para la definición de la unidad de análisis se partió de la clasificación establecida en el Mapa de ecosistemas continentales (MEC), costeros y marinos de Colombia (IDEAM, 2017). De acuerdo con la metodología de estudios ambientales, este mapa es la guía oficial para la clasificación ecosistémica de Colombia y por ende es la base que se utiliza en esta investigación para la selección de la unidad de análisis.

De acuerdo con lo anterior, la unidad de análisis propone una clasificación esquemática en la que la unidad mínima está representada por la cobertura de la tierra de acuerdo con la clasificación del MEC, siguiendo la siguiente leyenda:



Figura 3. Leyenda sugerida para definir la unidad de análisis con base en el MEC.

6.2.3.2.1. Tipo de ecosistema

De acuerdo con la memoria técnica del MEC (IDEAM, 2017) la tipología de ecosistemas naturales se basó en los ecosistemas propuestos en la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE) (Minambiente, 2012), que corresponden a los identificados en el mapa nacional de ecosistemas a escala 1:500.000, del año 2017. Así mismo, de acuerdo con lo establecido por el IDEAM (2017), los ecosistemas transformados comprenden los estados sucesionales de la vegetación (vegetación secundaria y bosques fragmentados), debido a procesos de intervención efectuados en el territorio y como resultado de la producción agropecuaria del país, por lo cual se asignaron nombres relativos a agroecosistemas.

Para efectos de la selección de la unidad de análisis, los tipos de ecosistemas terrestres se dividen en naturales y transformados (Tabla 3).

Tabla 3. Clasificación por tipo de ecosistema. Adaptado de MEC (2017).

| Tipo de ecosistema | Tipo general de ecosistema |
|--------------------|---------------------------------------|
| Natural | Arbustal |
| | Bosque |
| | Complejo Rocoso |
| | Desierto |
| | Xerofítico |
| | Subxerofítico |
| | Glaciar y Nival |
| | Herbazal |
| | Páramo |
| | Sabana |
| Transformado | Bosque fragmentado |
| | Vegetación secundaria o en transición |
| | Agroecosistema |
| | Territorio Artificializado |

Fuente. Elaboración propia.

6.2.3.2.2. *Bioma – Unidad Biótica (Bioma IAvH)*

Las unidades Bioma – Unidad Biótica surgen de la unión de los biomas preliminares con las unidades bióticas, estableciendo el agrupamiento de los sistemas ecológicos en 399 unidades homogéneas en cuanto a composición de especies (IDEAM, 2017).

La decisión de incorporar las unidades bióticas tiene que ver con lo expuesto en la memoria técnica del MEC (IDEAM, 2017) que sugiere que la delimitación de unidades no puede estar supeditada a factores abióticos, sino que debe ser complementada con información asociada a las interacciones bióticas y de la historia biogeográfica. Por esto, incorporar la información correspondiente al componente biótico permite tener una mayor lectura en términos ecológicos, enfatizando la importancia de grupos taxonómicos endémicos y las diferencias en la composición de las comunidades a escala de paisaje.

6.2.3.2.3. *Biomás*

De acuerdo con el MEC (IDEAM, 2017) los biomas se identificaron con base en el marco conceptual de Walter (1980) y la información disponible climática de Caldas y Lang del IDEAM y el mapa de geopedología del IGAC. Los biomas identificados en Colombia y utilizados en esta investigación se basaron en las siguientes definiciones:

Tabla 4. Biomas para Colombia identificados en el MEC (IDEAM, 2017).

| Bioma | Tipo de Bioma |
|--|--|
| Zonobioma húmedo tropical | |
| Zonobioma alternohigróico tropical | |
| Orobiomas del zonobioma húmedo tropical | Subandino Andino Páramo |
| Orobiomas azonales del zonobioma húmedo tropical | Subandino Andino |
| Pedobioma insular caribe | |
| Halobioma de San Andrés y Providencia | |
| Pedobiomas del zonobioma húmedo tropical | Peinobioma Helobioma Halobiomas Litobiomas Hidrobiomas |

Fuente. Elaboración propia.

6.2.3.2.4. *Ecosistema Síntesis y Ecosistemas Generales Terrestres*

Los ecosistemas síntesis y los ecosistemas generales se tomaron del MEC IDEAM (2017) a partir de la clasificación mostrada en las tablas 5 y 6.

Tabla 5. Clasificación de unidades de análisis para ecosistemas terrestres naturales.

| Ecosistema síntesis | Ecosistema general | Cobertura |
|----------------------------|---------------------------|---|
| Bosques | Bosque basal seco | Bosque denso alto y bajo, bosque abierto alto y bajo |
| | Bosque subandino seco | Bosque denso alto y bajo, bosque abierto alto y bosque de galería |
| | Bosque andino seco | Bosque denso alto y bajo, bosque abierto bajo, y bosque de galería o ripario |
| | Bosque basal húmedo | Bosque denso alto y bajo, bosque abierto alto y bajo. |
| | Bosque subandino húmedo | Bosque denso alto y bajo, bosque abierto alto y bajo, y bosque de galería o ripario |
| | Bosque andino húmedo | Bosque denso alto y bajo, bosque abierto alto y bajo, y bosque de galería o ripario |

| Ecosistema síntesis | Ecosistema general | Cobertura |
|----------------------------|--|---|
| | Bosque de galería y ripario basal húmedo | Bosque de galería y ripario |
| | Bosque de galería y ripario basal seco | Bosque de galería y ripario |
| Páramo | Páramo | Arbustal abierto y denso, herbazal abierto y denso, bosque abierto alto y bajo, bosque denso alto y bajo, bosque de galería, áreas abiertas sin vegetación y zonas arenosas naturales |
| Glaciares nivales | Glaciar y nival | Afloramientos rocosos, áreas abiertas sin vegetación, zonas arenosas naturales y zonas glaciares y nivales |
| Arbustal | Arbustal basal húmedo | Arbustal denso y abierto |
| | Arbustal subandino húmedo | Arbustal denso y abierto |
| | Arbustal andino húmedo | Arbustal denso y abierto |
| Herbazal | Herbazal basal húmedo | Herbazal denso y abierto |
| | Herbazal subandino húmedo | Herbazal denso y abierto |
| | Herbazal andino húmedo | Herbazal denso y abierto |
| Sabanas | Sabanas estacionales | Arbustal denso y abierto, herbazal denso y abierto, áreas abiertas sin vegetación, zonas arenosas naturales |
| Subxerofitia | Subxerofitia basal | Arbustal denso y abierto, herbazal denso y abierto, áreas abiertas sin vegetación, zonas arenosas naturales. |
| | Suxerofitia subandina | Arbustal denso y abierto, herbazal denso y abierto, áreas abiertas sin vegetación |
| | Subxerofitia andina | Arbustal abierto y denso, áreas abiertas sin vegetación, herbazal denso. |
| Xerofitia | Xerofitia árida | Arbustal abierto y denso, áreas abiertas sin vegetación, herbazal abierto y denso. |
| | Xerofitia desértica | Arbustal abierto y denso, herbazal abierto y denso. |
| Complejos rocosos | Complejos rocosos de serranías | Afloramiento rocoso, arbustal abierto y denso, bosque abierto alto, bosque denso bajo, bosque de galería y ripario, áreas abiertas sin vegetación, herbazal abierto y denso. |
| | Complejos rocosos andinos | Afloramientos rocosos, arbustal abierto y denso, bosque abierto alto, bosque denso alto y bajo, áreas abiertas sin vegetación herbazal abierto y denso |
| Desierto | Desierto | Áreas abiertas sin vegetación, arenales, campos de dunas, herbazal abierto y zonas arenosas naturales. |

Fuente. Elaboración propia.

Tabla 6. Clasificación de unidades de análisis para ecosistemas terrestres transformados.

| Ecosistema síntesis | Ecosistema general | Cobertura |
|----------------------------|------------------------------|--|
| Transformados | Bosque fragmentado | Bosque fragmentado con pastos y cultivos, bosque fragmentado con vegetación secundaria |
| | Vegetación secundaria | Vegetación secundaria o en transición |
| | Agroecosistema | Arroz, café, caña, cultivos confinados, cultivos permanentes, cultivos transitorios, mosaico de cultivos y espacios naturales, mosaicos de cultivos y pastos, mosaicos de cultivos, pastos y espacios naturales, palma de aceite, papa, pastos, plantación forestal, plátano y banano. |
| | Territorios artificializados | Zonas urbanizadas, zonas industriales o comerciales y redes de comunicación, zonas de extracción minera y zonas verdes artificializadas no agrícolas. |

Fuente. Elaboración propia.

6.2.3.2.5. *Ecosistema Síntesis y ecosistemas generales transicionales*

Los ecosistemas transicionales son áreas donde el suelo está saturado de agua o permanece inundado una parte del año, caracterizándose por tener diferente temporalidad en las inundaciones y el drenaje, IDEAM (2017). Los ecosistemas generales transicionales se han categorizado como se muestra en la tabla 7.

Tabla 7. Clasificación de unidades de análisis para ecosistemas transicionales naturales y transformados.

| Ecosistema síntesis | Ecosistema general | Cobertura |
|------------------------------|-------------------------------------|--|
| Bosque inundable | Bosque inundable basal | Bosque denso alto, bosque denso bajo y bosque abierto alto |
| | Bosque inundable subandino | Bosque denso alto, bosque denso bajo y bosque abierto alto |
| | Bosque inundable andino | Bosque denso alto, bosque denso bajo y bosque abierto alto |
| Bosque de galería | Bosque de galería inundable basal | Bosque de galería y ripario |
| Bosque ripario | Bosque ripario inundable sub andino | Bosque de galería y ripario |
| Sabanas inundables | Sabana inundable | Arbustal abierto, arbustal denso, áreas abiertas sin vegetación, herbazal abierto, herbazal denso, zonas arenosas, zonas quemadas. |
| Turberas | Turbera de páramo | Arbustal abierto, arbustal denso, bosque denso bajo, herbazal abierto, herbazal denso, turberas |
| | Turbera andina | Arbustal abierto, arbustal denso, bosque denso bajo, herbazal abierto, herbazal denso, turberas |
| Herbazal inundable | Herbazal inundable basal | Herbazal abierto, herbazal denso |
| | Herbazal inundable sub andino | Herbazal abierto, herbazal denso |
| | Herbazal inundable andino | Herbazal abierto, herbazal denso |
| Zonas pantanosas | Zona pantanosa basal | Pantano, turbera, zona pantanosa, vegetación acuática sobre cuerpo de agua |
| | Zona pantanosa subandina | Pantano, turbera, zona pantanosa, vegetación acuática sobre cuerpo de agua |
| | Zona pantanosa andina | Pantano, turbera, zona pantanosa, vegetación acuática sobre cuerpo de agua |
| Transicionales transformados | Agroecosistemas | Arroz, café, caña, cultivos confinados, cultivos permanentes, cultivos transitorios, mosaico de cultivos y espacios naturales, mosaicos de cultivos y pastos, mosaicos de cultivos, pastos y espacios naturales, palma de aceite, papa, pastos, plantación forestal, plátano y banano. |

Fuente. Elaboración propia.

6.2.4. Desarrollo de metodología propuesta de asignación de compensaciones.

Durante el avance del trabajo se definió una matriz de análisis para promediar los valores cualitativos y cuantitativos para cada una de las variables de los tres criterios de evaluación seleccionados para llegar a la asignación de la métrica. Esta evaluación se hizo para cada unidad de análisis por cada uno de los proyectos seleccionados. Luego se procedió a definir la fórmula del factor de compensación tanto para unidades de análisis relacionadas con

ecosistemas naturales como ecosistemas transformados. A su vez, dicho factor se definió como la suma de los criterios ponderados de evaluación, donde se definió el peso ponderado mediante una metodología AHP como se muestra en los resultados del numeral 7.3.

La valoración se hizo mediante talleres de construcción colectiva con cinco expertos en evaluación y valoración de la biodiversidad: un Ingeniero Forestal con estudios de posgrado en Bosques y Conservación; un Ingeniero Forestal con estudios de posgrado en Valoración y Diseño del Paisaje; Un Ingeniero Forestal con estudios de posgrado en Sensoramiento Remoto, una Bióloga con estudios de posgrado en biodiversidad y una Ingeniera Ambiental con estudios de posgrado en Gestión Ambiental y experiencia en evaluación de estudios de impacto ambiental. El taller se trabajó en plenaria con los cinco expertos, donde cada uno sugería el valor asignado a cada variable y su respectiva justificación para llegar a un consenso donde el valor final asignado correspondía al resultado de cada discusión.

6.2.4.1. Ponderación criterios de medición (AHP)

Para definir los valores ponderados para ecosistemas naturales se utilizó el Proceso Analítico Jerárquico (AHP) con el objetivo de analizar y calcular el peso apropiado para cada uno de los criterios de asignación.

El método AHP incluye tres pasos para llegar a los resultados deseados (Saaty, 1997, 2008; 2013). El primer paso, consiste en establecer el modelo jerárquico, para ello se utilizaron 9 puntuaciones de 1 a 9 y sus valores recíprocos (tabla 17). El valor 1/9 representa la menor influencia relativa, mientras que el valor más alto (9) representa la mayor importancia relativa para las preferencias de los interesados en los criterios. En el siguiente paso, se evaluó la consistencia de las puntuaciones, calculando el índice de consistencia (CI) y el coeficiente de consistencia (CR) (Sun, Et al 2019). El índice de consistencia se definió por la siguiente ecuación (Long and Smedt, 2012; Taheri et al., 2015; Sutadian et al., 2017; Chen et al., 2018; Luu et al., 2018).

$$Ci = \frac{\lambda_{max} - \eta}{\eta - 1}$$

donde λ_{max} es el mayor valor propio de una matriz de preferencia y η es el número de parámetros.

El coeficiente de consistencia se definió por la siguiente ecuación:

$$CR=Ci/Ri$$

$$CR = \frac{Ci}{Ri}$$

donde CR es el coeficiente de consistencia, Ci es el índice de consistencia y Ri es el índice aleatorio.

Los valores de Ri han sido definidos por Saaty (tabla 18) en función de N. Las relaciones de consistencia superiores a 0,1 sugieren juicios poco confiables, lo que indica que las comparaciones y puntuaciones deben revisarse (TaHERI et al., 2015) mediante la siguiente ecuación:

$$\lambda_{max} = \sum \frac{Aw_i}{\eta \cdot W_i}$$

donde W_i representa el eigenvector. Cuando el modelo AHP se somete a la verificación de consistencia podemos calcular el peso de todos los factores en cada nivel y clasificación para tomar decisiones de acuerdo con los resultados obtenidos (Sun., Et al 2019).

6.2.4.2. Desarrollo formula de factor y área de compensación

La metodología propuesta en esta investigación corresponde a una métrica de superficie por unidad de hábitat que busca definir la magnitud del área a compensar a partir de un factor de compensación que se define como el producto del análisis de las puntuaciones ponderadas de tres criterios que agrupan la biodiversidad bajo elementos sustitutos: estado del hábitat, condición del hábitat y evaluación de la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos de la unidad de análisis.

Este factor de compensación se convierte en el multiplicador que busca proporcionar una medida de la ganancia en biodiversidad, reconociendo que las acciones de compensación se deben hacer en un área de mayor tamaño al área donde se generaron los impactos residuales por el desarrollo del proyecto, obra o actividad, asegurando así la no pérdida neta de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y ganancias adicionales por unidad de área que proporcionan necesariamente ganancias netas en biodiversidad. Además, este factor da más valor a la asignación de compensaciones por impactos en los ecosistemas naturales y reconoce un valor adicional a los ecosistemas intervenidos.

La métrica propuesta de asignación de compensaciones para ecosistemas naturales busca integrar los criterios de características distintivas del hábitat a escala de paisaje, la condición del hábitat de referencia donde se plantea del desarrollo del proyecto y la evaluación de servicios ecosistémicos del área de afectación, mediante el producto de la suma de los pesos ponderados de los valores de la unidad de compensación de acuerdo con la importancia de cada criterio multiplicado por el área donde se identificaron los impactos residuales del proyecto. Así mismo, con el objetivo de reconocer la importancia ecológica de los ecosistemas transformados, se propone que la métrica de asignación integre el producto entre la media aritmética de la suma de los criterios por el área donde se identificaron los impactos residuales.

6.2.4.3. Piloto de aplicación de la métrica propuesta

Para los tres proyectos seleccionados se aplicó la métrica de asignación de compensaciones propuesta, desarrollando talleres con los expertos mencionados, donde para cada proyecto y de acuerdo a los anexos 2, 3 y 4 se diligenciaron las hojas de cálculo para cada criterio.

6.2.5. Análisis comparativo métricas

Con los resultados se hizo un análisis comparativo entre la metodología propuesta y la metodología existente en el manual de compensaciones del componente biótico.

Revisión metodología manual de compensaciones del componente biótico

De acuerdo con el Manual de Compensaciones del Componente Biótico, para los ecosistemas naturales el área a compensar (A_c) está dada por el producto entre el área donde se identificaron impactos residuales por el factor de compensación, así:

$$A_c = A_i * F_c$$

$$F_c = C_{rp} + C_{ra} + C_{rm} + C_{tt}$$

Para el caso de ecosistemas con vegetación secundaria de menos de 15 años, el área a compensar está dada por el producto entre el área donde se identificaron impactos residuales por el factor de compensación dividido entre dos.

$$A_c = A_i * \frac{F_c}{2}$$

Así mismo, el manual menciona que, para aquellos ecosistemas transformados, se establecerá un factor de compensación de 1:1 si como parte del análisis y aplicación de la jerarquía de la mitigación se identifican impactos bióticos que deban ser compensados.

7. RESULTADOS Y ANÁLISIS

7.1. Resultados para la etapa de revisión de literatura

Para el desarrollo del trabajo de investigación se revisaron diferentes fuentes de información en tres fases: 1) Revisión bibliográfica acerca del marco teórico de compensaciones por pérdida de biodiversidad; 2) Revisión bibliográfica acerca de metodologías de asignación de compensaciones basadas en criterios como la valoración de atributos ecosistémicos, contexto paisajístico y servicios ecosistémicos; y 3) Revisión bibliográfica de estudios de impacto ambiental para seleccionar los estudios de caso.

Para la revisión de las diferentes fuentes bibliográficas, se planteó una metodología de selección de información mediante criterios de valoración documental que consiste en revisar las referencias que mejor se adapten a los criterios de búsqueda (ver Tabla 8). Con base en lo establecido por Pedraza y Ortiz (2015), se plantearon los siguientes criterios de valoración documental.

Tabla 8. Criterios de Valoración documental.

| Identificador de criterio | Criterio | Descripción | Escala de Valoración | Ponderación |
|---------------------------|--------------|--|------------------------|-------------|
| ALC | Alcance | Propósito general del documento y su manera de abordar el tema. Se refiere a si el documento aborda casos generales o específicos de análisis. Por ejemplo, si se usan métricas de asignación de compensaciones en casos específicos. | General | 1 |
| | | | Específico | 3 |
| CAR | Carácter | Principal propósito comunicacional del documento. Se refiere a si el documento es producto de una investigación o se refiere a un documento metodológico asociado a un marco normativo de asignación de compensaciones. | Académico | 3 |
| | | | Normativo | 1 |
| REL | Relevancia | Importancia del documento con relación al propósito de la investigación. Se refiere a si el documento propone métricas de asignación o se refiere sólo al análisis de variables que evalúan la biodiversidad y los servicios ecosistémicos de un área determinada. | Alta | 3 |
| | | | Baja | 1 |
| AMB | Ámbito | Contexto en el que se desarrolló el tema. Se refiere al tipo de proyectos para los cuales se aplican las métricas de asignación. | Proyectos concentrados | 1.5 |
| | | | Proyectos lineales | 1.5 |
| TEM | Temporalidad | Se refiere a la antigüedad de la información y la aplicación a casos de estudio en particular | Antiguo < 2010 | 1 |

| Identificador de criterio | Criterio | Descripción | Escala de Valoración | Ponderación |
|---------------------------|----------|-------------|----------------------|-------------|
| | | | Reciente > 2010 | 3 |

Fuente. Adaptado de Pedraza y Ortíz (2015).

7.2. Resultados para la selección de los proyectos objeto de estudio

Colombia tiene, a 2022, más de 400 proyectos licenciados o en evaluación de licencia distribuidos en los sectores de hidrocarburos, infraestructura, energía y minería, que representan 16.000 hectáreas en el territorio nacional de acuerdo con el tablero de control de compensaciones de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA, 2022). Estos proyectos han generado o generarán impactos ambientales no residuales que de acuerdo con la normatividad aplicable tendrán que compensarse bajo las diferentes condiciones establecidas en los instrumentos de control.

Así las cosas, para la investigación se seleccionaron dos proyectos licenciados y uno en fase de evaluación de la licencia ambiental por parte de la ANLA, los cuales son de consulta pública. Los proyectos fueron solicitados¹ a la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales de manera oficial, consultando los expedientes LAV 0001_00_2020 Proyecto Minero Quebradona, LAV_0008_00_201 proyecto exploración Llanos 78 y LAV0007-00-2020 proyecto vial Variante Coveñas.

El primer proyecto licenciado es el desarrollo vial “Unidad funcional integral 7, tramo 7.2 variante Coveñas”, ubicado sobre un área de transición entre planicies y colinas, localizado en jurisdicción de los municipios de San Antero vereda Porvenir, y los municipios de Coveñas en la vereda Palmito y Tolú en la vereda Puerto Viejo en el departamento de Sucre (G&R Ingeniería & Desarrollo S.A.S., 2019).

El segundo proyecto licenciado corresponde a la exploración de hidrocarburos en el área de interés Bloque Llanos 78, localizado en el municipio de Orocué en el departamento del Casanare (ASI S.A.S, 2019).

El tercer proyecto, en evaluación de licencia, corresponde a la “Minera de Cobre Quebradona”, localizada en el municipio de Jericó en el departamento de Antioquia (Integral, 2019).

Aunque la metodología se aplicó a tres proyectos específicos en tres áreas particulares, se pretende que pueda ser aplicada a cualquier proyecto que se desarrolle en el país, independiente de su magnitud y su escala.

¹ Los expedientes de los proyectos fueron entregados mediante radicados 202010872-1-000 y 2020108728-1-000 del 8 de julio de 2020 de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales.

7.3. Resultados selección de las variables para la propuesta de métrica de compensación

Las variables se seleccionaron con base en tres aspectos fundamentales: 1) Características distintivas del hábitat (escala de paisaje); 2) Condición del hábitat y 3) Evaluación de la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos de la unidad de análisis. Cada variable se seleccionó de acuerdo con la información disponible de estudios de línea base, establecida en la metodología para la elaboración de estudios ambientales en Colombia (Minambiente, 2018), ya que la propuesta metodológica no pretende desligarse de la información contenida en los estudios de impacto ambiental, sino por el contrario complementar la metodología y brindar criterios adicionales para fortalecer el cálculo de las áreas de compensación bajo un análisis más completo.

Estas variables se seleccionaron con base en la capacidad de evaluar las afectaciones o pérdidas identificadas como impactos residuales en los estudios de impacto ambiental y que pueden medir los atributos de los ecosistemas mediante una caracterización en escenario con proyecto. Los atributos se evalúan utilizando la información contenida en los EIA, con sustitutos como especies, coberturas o unidades de paisaje (Tabla 9).

Tabla 9. Categorías de agrupamiento de variables para evaluar atributos en la metodología de asignación de compensaciones.

| Aspectos | Atributo | Criterio | |
|---|---------------------------------------|--------------------------------|--------------------------|
| Características distintivas de hábitat (Chab) | Distintividad | Rareza | |
| | | Remanencia | |
| | | Representatividad | |
| | | Tasa de transformación | |
| Condición del hábitat | Contexto paisajístico | Análisis de fragmentación | |
| | | Composición | Composición y abundancia |
| | | | Riqueza y diversidad |
| | Índice de valor de importancia (IVI) | | |
| | Estructura | Estructura espacial | |
| | | Estructura vegetal | |
| | Función | Biomasa y carbono | |
| | | Estado sucesional | |
| Servicios ecosistémicos | Evaluación de Servicios ecosistémicos | Servicios de aprovisionamiento | |
| | | Servicios de soporte | |
| | | Servicios de regulación | |
| | | Servicios de cultura | |

| Aspectos | Atributo | Criterio |
|----------|----------|---------------------------|
| | | Potencial de conservación |

Fuente. Elaboración propia.

7.3.1. Criterios para la definición de unidades de compensación

Para lograr la estructuración del factor de compensación propuesto en esta investigación se definieron tres criterios de análisis que agrupan las condiciones del ecosistema en términos de sus características distintivas a escala de paisaje, su condición basada en índices de estructura, función y composición y la evaluación de de servicios ecosistémicos que tiene la unidad de análisis.

7.3.1.1. Característica distintiva del hábitat (Chab)

Para esta investigación, el carácter distintivo del hábitat se considera como un componente de las características del hábitat a escala de Bioma – Unidad Biótica, que se basa en las características que un hábitat tiene respecto a su rareza, remanencia, representatividad y tasa de transformación, de acuerdo con la metodología de factores de compensación del componente biótico. La Tabla 10 resume las valoraciones para los cuatro criterios.

Para la definición de este criterio se utilizaron los resultados del listado nacional de factores de compensación de acuerdo con Manual de Compensaciones del Componente Biótico, Minambiente (2018).

Tabla 2. Valoración de las características distintivas del hábitat.

| Criterio | | Valoración | | | | | |
|--------------------------------|--|------------|------|-------|------|----------|------|
| | | Muy alta | Alta | Media | Baja | Muy baja | Sin |
| Representatividad (Crp) | Considera el porcentaje del Bioma – Unidad Biótica que se encuentra bajo alguna categoría de área protegida del SINAP. Este criterio evalúa qué tan representados están los Biomas – Unidades Bióticas en alguna categoría de conservación del SINAP, asignando el mayor valor a los ecosistemas con ninguna o poca representatividad y valores más bajos a medida que aumenta la representatividad. | 1.00 | 1.25 | 1.50 | 2.00 | 2.50 | 3.00 |
| Rareza (Cra) | Permite analizar ecosistemas singulares que generalmente se caracterizan por altos niveles de endemismo de especies o ensamblaje de especies distintivas o particulares. La rareza permite identificar las unidades Bioma – Unidad Biótica con especies de distribución restringida o muy rara a escala de paisaje frente a unidades con especies de distribución amplia. | 2.00 | 1.75 | 1.50 | 1.25 | 1.00 | - |

| | | | | | | | |
|-------------------------------------|--|------|------|------|------|------|---|
| Remanencia (Crm) | Permite identificar qué proporción queda de ecosistemas naturales, con relación a la unidad de análisis. Los mayores valores de remanencia tendrán una calificación más elevada del criterio, representando así aquellos ecosistemas que quedan después de cualquier alteración, sea natural o antrópica. | 1.00 | 1.50 | 2.00 | 2.50 | 3.00 | - |
| Tasa de transformación (Ctt) | Se refiere a la pérdida en la cobertura natural de un ecosistema en el Bioma – Unidad Biótica. El valor de tasa de transformación aumenta a medida que la pérdida de cobertura sea más alta, considerando que el Bioma – Unidad Biótica perderá sus condiciones naturales más rápido al incrementar la presión por el desarrollo de un nuevo proyecto, obra o actividad. | 2.00 | 1.75 | 1.50 | 1.25 | 1.00 | - |

7.3.1.1.1. Unidad de compensación para el criterio de característica de distintividad del hábitat

La unidad de compensación para el criterio de distintividad del hábitat (UCChab) aplicado a ecosistemas naturales se ha definido como la sumatoria de los criterios de representatividad, rareza, remanencia y tasa de transformación del Manual de Compensaciones del Componente Biótico, así:

$$UCChab = Crp + Cra + Crm + Ctt$$

Así mismo, la unidad de compensación para ecosistemas transformados se ha definido como la media de la sumatoria de los criterios mencionados anteriormente, lo anterior busca reconocer algunas características bióticas que aún permanecen en los ecosistemas transformados como por ejemplo algunos pastos arbolados o pastos limpios que se identifican como lugar de hábitat, alimentación o reproducción de algunas especies, por lo cual se toma la decisión de establecer la media aritmética, así:

$$UCChab = \frac{Crp + Cra + Crm + Ctt}{4}$$

De acuerdo con la fórmula anterior la mínima unidad de compensación para el criterio de distintividad del hábitat para ecosistemas naturales es 4 y el máximo es 10. Por su parte, el mínimo valor de la unidad de compensación para ecosistemas transformados es 1 y el máximo es 2,5.

7.3.1.2. Condición del hábitat (Ehab)

La condición del hábitat evalúa el estado del hábitat a partir de variables cualitativas que den cuenta de indicadores sustitutos de las condiciones de estructura, función y composición de la unidad de análisis, determinando su estado de conservación a partir de la información contenida en los estudios de impacto ambiental respecto a los impactos residuales en las áreas donde se genera pérdida de biodiversidad.

Para la evaluación de la condición del hábitat es necesario identificar información cualitativa y cuantitativa de los componentes del medio biótico de los ecosistemas donde se genera

pérdida de biodiversidad, es decir, identificar la magnitud de los impactos sobre la conectividad del hábitat a partir de análisis de fragmentación, la composición de especies, la diversidad, la estructura y la presencia de especies clave de fauna amenazada, por lo cual se debe procesar y analizar la información de manera integral.

Así mismo y con el objetivo de no generar estudios adicionales y mantener la línea establecida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (Minambiente, 2018), las variables propuestas para la evaluación de la condición del hábitat se mantienen acordes a la metodología de estudios ambientales, adoptada mediante resolución 1402 de 2018, sugiriendo las siguientes variables:

7.3.1.2.1. Análisis de fragmentación (Cfgr)

En el contexto paisajístico se busca utilizar la información generada en el EIA para analizar cómo el escenario con proyecto modifica el estado del área de estudio y la dinámica ecológica en términos de tamaño, número de parches, aislamiento, forma y otros agentes que afectan el cambio, entendiendo que la pérdida de biodiversidad que generará el proyecto no solo afectará las condiciones del área en sí, sino que además afectará la funcionalidad del ecosistema.

De igual manera, el contexto paisajístico deberá utilizar la información de conectividad estructural o funcional para determinar la posible pérdida de conectividad ecológica en el territorio y las condiciones que deberían mantenerse en la compensación para sostener la dinámica ecológica de las especies y hábitats que se verán afectados por el desarrollo del proyecto, obra o actividad (Tabla 11).

Tabla 3. Criterios de evaluación para la variable de contexto paisajístico

| Valor | Condición de evaluación |
|-------|--|
| 1 | El contexto paisajístico de la unidad de análisis presenta condiciones de composición, forma, áreas núcleo y distribución que corresponden a una matriz de áreas con muy alta afectación. Así mismo la conectividad estructural o funcional presenta alteraciones que denotan una pérdida de conectividad. El paisaje muestra un nivel de intervención superior al 80%. |
| 1.5 | El contexto paisajístico de la unidad de análisis presenta condiciones de composición, forma, áreas núcleo y distribución que corresponden a una matriz de áreas con alta afectación. Así mismo la conectividad estructural o funcional presenta alteraciones que pueden afectar el funcionamiento ideal del ecosistema. El paisaje muestra un nivel de intervención entre un 51% y un 80%. |
| 2 | El contexto paisajístico de la unidad de análisis mantiene condiciones de composición, forma, áreas núcleo y distribución que corresponden a una matriz de áreas naturales con media afectación. Así mismo la conectividad estructural o funcional presenta alteraciones que pueden afectar el funcionamiento ideal del ecosistema. El paisaje muestra un nivel de intervención entre un 26% y un 50%. |
| 2.5 | El contexto paisajístico de la unidad de análisis mantiene condiciones de composición, forma, áreas núcleo y distribución que corresponden a una matriz de áreas naturales con baja afectación. Así mismo la conectividad estructural o funcional mantiene condiciones medias para un funcionamiento ideal del ecosistema. El paisaje muestra un nivel de intervención entre un 6% y un 25%. |
| 3 | El contexto paisajístico de la unidad de análisis mantiene condiciones de composición, forma, áreas núcleo y distribución que corresponden a una matriz de áreas naturales con poca o ninguna afectación. Así mismo la conectividad estructural o funcional mantiene condiciones ideales para un |

funcionamiento ideal del ecosistema. Menos del 5% del paisaje tiene características de intervención.

7.3.1.2.2. *Composición de especies de flora (Ccespf)*

La información de composición de especies de flora permite analizar la variabilidad de especies en la unidad de análisis, elemento fundamental para determinar las características de las especies de flora que se perderán por el desarrollo de un proyecto, obra o actividad (Tabla 12).

Tabla 4. Criterios de evaluación para la variable composición de especies de flora.

| Valor | Condición de evaluación |
|-------|--|
| 1 | La composición florística no coincide con las características predominantes del hábitat, solo el 5% de las especies son nativas. |
| 1.5 | La composición florística presenta bajas coincidencias con las características predominantes del tipo de hábitat, menos del 25% de las especies son nativas. |
| 2 | La composición florística coincide de manera parcial con las características del tipo de hábitat y están presentes entre el 25% y el 69% de la cobertura. |
| 2.5 | La composición de la vegetación coincide con las características del tipo de hábitat y están presente entre el 70% y el 94% de la cobertura. |
| 3 | La composición de la vegetación coincide estrechamente con las características del tipo de hábitat. Las especies son en un 95% nativas y representativas para la unidad de análisis. |

7.3.1.2.3. *Diversidad de especies de flora (Cdespf)*

La información de diversidad de especies de flora en la unidad de análisis permite evaluar los cambios de biodiversidad con relación a la estructura del paisaje. Magurran (1998) afirma que para evaluar estos cambios es necesario contar con información de la diversidad biológica (diversidad alfa) y la tasa de cambio de la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta).

Los valores de asignación para el criterio de diversidad de especies de flora corresponden a un análisis de los diferentes indicadores que sean utilizados en los estudios ambientales. Para determinar la calificación del criterio de diversidad de especies de flora se pueden analizar los siguientes parámetros (tabla 13):

- Coeficiente de mezcla.
- Diversidad alfa (índice de Simpson, índice de Shannon-Weaver).
- Riqueza específica (índice de Menhinick, índice de Margalef, etc).

Tabla 5. Criterios de evaluación para la variable diversidad de especies de flora.

| Valor | Condición de evaluación |
|-------|--|
| 1 | La unidad de análisis presenta una muy baja diversidad de especies de acuerdo con las características del hábitat, |

- 1.5 La unidad de análisis presenta una baja diversidad de especies de acuerdo con las características del hábitat,
- 2 La unidad de análisis presenta media diversidad de especies de acuerdo con las características del hábitat,
- 2.5 La unidad de análisis presenta una alta diversidad de especies de acuerdo con las características del hábitat,
- 3 La unidad de análisis presenta una muy alta diversidad de especies de acuerdo con las características del hábitat,

7.3.1.2.4. Estructura vegetal (Cev)

De acuerdo con Cantillo (2012), citado por Mena - Mosquera (2020), la estructura vegetal es entendida como la forma que presenta el bosque y la disposición en el espacio de los individuos de una comunidad vegetal, enfocándose básicamente en dos componentes: la estructura vertical y la estructura horizontal. La estructura vertical tiene que ver con el estudio de la altura de las comunidades vegetales, clasificando las coberturas en: arbóreo, arbustivo, sub-arbustivo y rasante. Por su parte, la estructura horizontal permite conocer la distribución de la vegetación y su relación con factores ambientales a la largo de un gradiente horizontal.

Para determinar la calificación del criterio de estructura vegetal se pueden analizar los siguientes parámetros (Tabla 14):

- Análisis de estructura horizontal (abundancia, frecuencia, dominancia e IVI).
- Análisis de clases diamétricas.
- Análisis de estructura vertical.

Tabla 6. Criterios de evaluación para la variable estructura vegetal.

| Valor | Condición de evaluación |
|-------|--|
| 1 | La distribución altimétrica de las coberturas no muestra un patrón definido y es característica de áreas con altos niveles de intervención. |
| 1.5 | La estructura vegetal muestra ecosistemas con pocos individuos, dominados por individuos ornamentales maduros que se han conservado debido a su posibilidad de crecimiento en espacios abiertos y sin competencia. |
| 2 | La estructura vegetal muestra ecosistemas con individuos en un estado sucesional medio, árboles de altura media y componentes arbóreos y arbustivos. |
| 2.5 | La estructura vegetal muestra ecosistemas con individuos desarrollados, v maduros y con un estado sucesional avanzado. Representa más del 95% total del hábitat. |
| 3 | La estructura vegetal muestra ecosistemas con individuos más desarrollados, más viejos y con un estado sucesional más avanzado. Representa más del 95% total del hábitat. |

7.3.1.2.5. Presencia de especies clave de fauna (Cprefa)

La información asociada al criterio de presencia busca analizar la presencia de especies claves o especies valor objeto de conservación. Para ello se propone el análisis de diferentes indicadores, haciendo énfasis en la riqueza que se refiere indirectamente a los procesos ecosistémicos (Hooper et al. 2005).

El análisis de la presencia de especies clave de fauna se hace para los grupos de aves, herpetos y mamíferos (tabla 15).

Tabla 7. Criterios de evaluación para la variable presencia de especies clave de fauna.

| Valor | Condición de evaluación |
|-------|---|
| 1 | La presencia de especies en la unidad de análisis está representada por especies asociadas a ecosistemas intervenidos, no hay presencia de especies, claves, endémicas, ni de distribución restringida. |
| 1.5 | La presencia de especies en la unidad de análisis no representa condiciones ideales del tipo de hábitat, existe una presencia ocasional de especies claves. Los niveles de endemismo son muy bajos y no existen especies de distribución restringida. |
| 2 | La presencia de especies en la unidad de análisis no representa condiciones ideales del tipo de hábitat, sin embargo, las condiciones del hábitat facilitan la presencia y el tránsito de especies claves. Los niveles de endemismo son bajos y no existen especies de distribución restringida. Existe la presencia de especies con algún grado de amenaza y vulnerabilidad. |
| 2.5 | La presencia de especies en la unidad de análisis muestra condiciones aceptables para la presencia de poblaciones viables. En la unidad de análisis se registran algunas especies endémicas y de distribución restringida. Existe la presencia de especies con algún grado de amenaza y vulnerabilidad. |
| 3 | La presencia de especies en la unidad de análisis muestra unas condiciones ideales para la presencia de poblaciones viables. En la unidad de análisis se evidencia la presencia de alto endemismo de especies y de distribución restringida. Existen especies con alto grado de amenaza y vulnerabilidad. |

7.3.1.2.6. Unidad de compensación para el criterio de condición del hábitat (*Ehab*)

La unidad de compensación para el criterio en ecosistemas naturales (*UCEhab*) se ha definido como la sumatoria de los criterios de análisis de fragmentación, composición de especies vegetales, diversidad de especies vegetales, estructura vegetal y presencia de especies clave de fauna, así:

$$UCEhab = Cfar + Ccespf + Cdespf + Cev + Cpreaf$$

Así mismo, la unidad de compensación para ecosistemas transformados se ha definido como la media de la sumatoria de los criterios mencionados anteriormente, así:

$$UCEhab = \frac{Cfar + Ccespf + Cdespf + Cev + Cprea}{5}$$

De acuerdo con la fórmula anterior, la mínima unidad de compensación para el criterio de distintividad del hábitat en ecosistemas naturales es 5 y el máximo es 15. Por su parte, la unidad mínima de compensación para ecosistemas transformados es 1 y la máxima es 3.

7.3.1.3. Servicios ecosistémicos (*SEhab*)

La evaluación de servicios ecosistémicos busca determinar la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos de cada unidad de análisis relacionando el estado de conservación

de la unidad con su capacidad de generar un conjunto de servicios ecosistémicos. En este sentido, la decisión de incluir este elemento en el trabajo de investigación radica en el concepto de integridad ecológica como base para el suministro de los servicios ecosistémicos, es decir, no basta con evaluar la afectación sobre los atributos ecosistémicos, sino también cómo esta afectación se refleja en la capacidad de un ecosistema de generar servicios de los que dependen las sociedades humanas.

Por razones prácticas, la definición de servicios ecosistémicos está basada en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, donde se menciona que “los servicios de los ecosistemas son los beneficios que los seres humanos obtienen de la naturaleza” MA (2005) y las cuatro categorías identificadas: servicios de aprovisionamiento, soporte, regulación y culturales. Aunque existen propuestas de categorización más complejas o diferentes (Seppelt, 2011; Wallace, 2007), para este proyecto se usan las enunciadas con el objetivo de ir en la línea de la actual Metodología general para la elaboración y presentación de estudios ambientales, Minambiente (2018). Sin embargo, es importante mencionar que se pueden utilizar diferentes referencias para la identificación, cuantificación, evaluación y clasificación para desarrollar estudios más completos, como, por ejemplo:

- Weaving ecosystem services into impact assessment. Landsberg et al. (2013). Referencia para clasificar aspectos funcionales de servicios y beneficios.
- Methodologies for defining and assessing ecosystem, (Haines-Young y Potschin 2009). Common International Classification of Ecosystem Services: <http://cices.eu/>.

Adicionalmente, se incluye una quinta categoría que evalúe el potencial de conservación de la unidad de análisis respecto a la preservación o restauración de áreas, reconociendo la capacidad del hábitat para desarrollar estrategias de conservación (tabla 8). Esta categoría se incluye en la sección de servicios ecosistémicos por fuera de la clasificación de los mismos, pero bajo una mirada de potencial de oferta de esta característica de un hábitat.

Tabla 8. Clasificación de servicios ecosistémicos, adaptado de Minambiente (2018).

| Categoría del Servicio | Servicio ecosistémico |
|-------------------------------------|--|
| Servicios de Aprovisionamiento (Sa) | Agua Alimento Agricultura Alimento Ganadería Biomasa cacería Fibras y Resinas Madera Productos no maderables Plantas medicinales |
| Servicios de Soporte (Ss) | Ciclaje de nutrientes Amortiguación de perturbaciones Captura de carbono Fertilidad del suelo Formación de suelo Hábitat para especies Producción primaria |

| Categoría del Servicio | Servicio ecosistémico |
|--------------------------------|---|
| Servicios de Regulación (Sr) | Control erosión Regulación del clima Control biológico Depuración de agua Polinización Purificación de aire Regulación hídrica Regulación de riesgos naturales |
| Servicios culturales (Sc) | Recreación y turismo Espirituales y religiosos |
| Potencial de Conservación (Pc) | Capacidad de restauración Capacidad de mantenimiento de hábitat |

La evaluación propuesta se basa en las distintas capacidades de la unidad de análisis para prestar determinados servicios, asignando un valor de acuerdo con el nivel de capacidad, con base en la información contenida en los EIA. En el proyecto de investigación se decidió establecer una matriz de evaluación basada en la clasificación anterior, siguiendo la metodología propuesta por Burkhard et al. (2012) adaptada a los indicadores de evaluación que suministraban información en los EIA evaluados, logrando la relación de 28 servicios ecosistémicos en el eje de las abscisas y la unidad de análisis de cobertura de la tierra en el eje de las ordenadas. Para la evaluación de la matriz de servicios ecosistémicos se realizó un taller donde se contó con la colaboración de 5 expertos donde se discutió en plenaria cual debería ser el valor de calificación para cada servicio ecosistémico relacionado en la tabla 16 con base en la siguiente clasificación de valores de evaluación de (tabla 17).

Tabla 9. Asignación de la evaluación de servicios ecosistémicos propuesta.

| Valor | Evaluación de del servicio ecosistémico |
|--------------|--|
| 0 | Sin capacidad |
| 1 | Muy baja capacidad |
| 1.5 | Baja capacidad |
| 2 | Mediana capacidad |
| 2.5 | Alta capacidad |
| 3 | Muy alta capacidad |

7.3.1.3.1. Unidad de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos (USEhab)

La unidad de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos (USEhab) en ecosistemas naturales se ha definido como la sumatoria de los valores correspondientes a la media aritmética de la Evaluación de la capacidad de cada unidad de análisis para ofrecer servicios ecosistémicos bajo las categorías de aprovisionamiento (Sa), soporte (Ss), regulación (Sr), culturales (Sc) y el criterio de potencial de conservación (Pc), así:

$$USEhab = \frac{\sum Sa}{9} + \frac{\sum Ss}{7} + \frac{\sum Sr}{8} + \frac{\sum Sc}{2} + \frac{\sum Pc}{2}$$

La unidad de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos en ecosistemas transformados se ha definido como la media aritmética de la sumatoria de los valores correspondientes a los valores promedio de evaluación de los servicios ecosistémicos bajo las categorías de aprovisionamiento, soporte, regulación, culturales y el criterio de potencial de conservación, así:

$$USEhab = \frac{\frac{\sum Sa}{9} + \frac{\sum Ss}{7} + \frac{\sum Sr}{8} + \frac{\sum Sc}{2} + \frac{\sum Pc}{2}}{5}$$

De acuerdo con la fórmula anterior, la mínima unidad de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos en ecosistemas naturales es 5 y el máximo es 15. Por su parte, la unidad mínima de compensación para ecosistemas transformados es 1 y la máxima es 3.

7.4. Resultados métrica propuesta para la asignación de compensaciones

7.4.1. Asignación de pesos ponderados por criterio de análisis

La evaluación de la mejor alternativa para la selección de los pesos ponderados para cada criterio requirió del árbol de decisión mostrado en la Figura 3, basado en la calificación de la incidencia de cada criterio en la alternativa de compensación.

Tabla 10. Escala de preferencia de Saaty

| ESCALA DE PREFERENCIA DE SAATY | |
|--|---|
| Extremadamente preferible | 9 |
| Entre muy fuerte y extremadamente preferible | 8 |
| Muy fuertemente preferible | 7 |
| Entre fuertemente y muy fuertemente preferible | 6 |
| Fuertemente preferible | 5 |
| Entre moderadamente y fuertemente preferible | 4 |
| Moderadamente preferible | 3 |
| Entre igualmente y moderadamente preferible | 2 |
| Igualmente preferible | 1 |

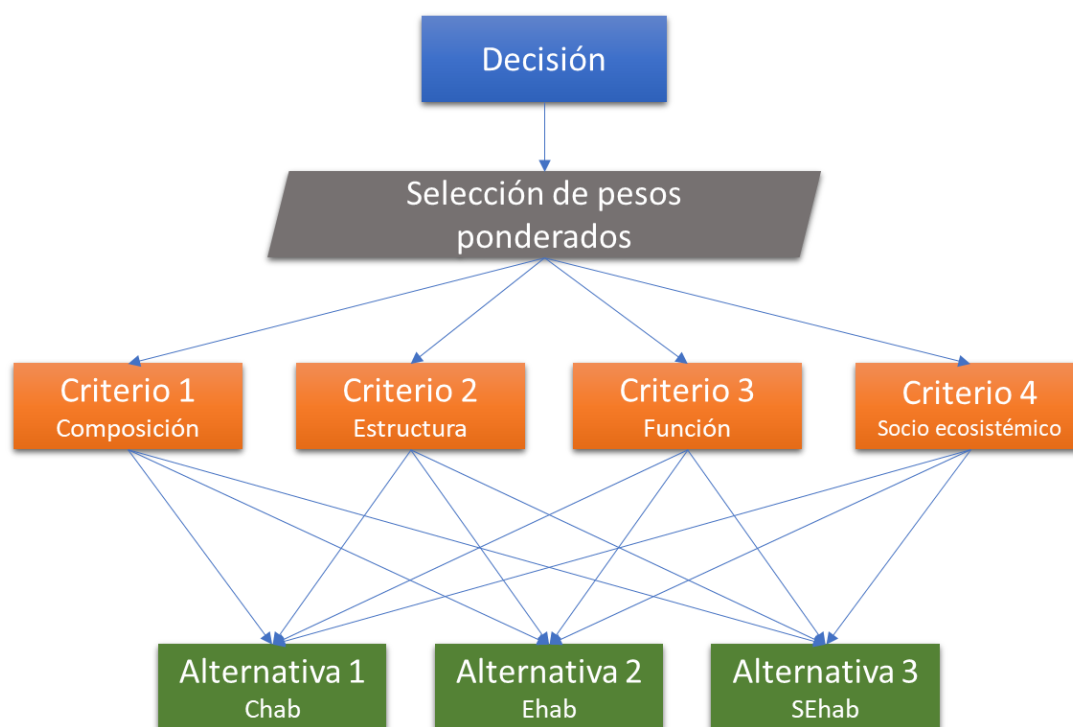


Figura 4. Árbol de decisión para la selección de pesos ponderados.

La puntuación de los criterios y las alternativas se llevó a cabo con el apoyo de cinco profesionales con experiencia en el diseño y formulación de planes de compensación y evaluaciones ambientales de la biodiversidad. Resultados de asignación de pesos ponderados.

Los resultados para la asignación de los pesos ponderados muestran que el criterio estado del hábitat (Ehab) tuvo una asignación de 0.5, el criterio de servicios ecosistémicos (SEhab) tuvo una asignación de 0.4 y el criterio de característica del hábitat tuvo una asignación de 0.1. Lo anterior permite reconocer que cada criterio tiene un nivel diferente de importancia de acuerdo con el nivel de información evaluado, el número de variables de cada criterio y la valoración de los expertos (Tabla 19). El detalle del análisis AHP para la definición de pesos ponderados se puede ver en el anexo 1.

Tabla 11. Resultados de asignación de pesos ponderados.

| Alternativas | Criterios | | | | Vector Prioridad Alternativa |
|--------------|-------------|------------|---------|--------------------|------------------------------|
| | Composición | Estructura | Función | Socio ecosistémico | |
| Chab | 0.072 | 0.211 | 0.057 | 0.138 | 0.1 |
| Ehab | 0.697 | 0.686 | 0.295 | 0.239 | 0.5 |
| SEhab | 0.232 | 0.102 | 0.649 | 0.623 | 0.4 |
| | | | | Suma | 1 |

7.4.2. Resultados métrica de asignación de compensaciones propuesta

La compensación total del proyecto, obra o actividad será la suma de ambas áreas de compensación, así:

7.4.2.1. Métrica de asignación de compensaciones para ecosistemas naturales

$$Ac = Air * Fc$$

Donde Ac es el área a compensar, Air es el área donde se identificaron los impactos residuales y Fc es el factor de compensación.

$$Fc = \Sigma [(UCChab * 0.1) + (UCEhab * 0.5) + (USEhab * 0.4)]$$

Donde $UCChab$ es la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat, $UCEhab$ es la unidad de compensación para el criterio de condición del hábitat y $USEhab$ es la unidad de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos.

7.4.2.2. Métrica de asignación de compensaciones para ecosistemas transformados

$$Ac = Air * Fc$$

$$Fc = \frac{UCChab + UCEhab + USEhab}{3}$$

De acuerdo con la métrica de asignación propuesta, el mínimo valor de factor de compensación para ecosistemas naturales es 4.9 y el máximo es 14.5. Así mismo, el mínimo valor del factor de compensación para ecosistemas intervenidos es 1 y el máximo es 2,83.

7.5. Aplicación de la métrica de asignación de compensaciones propuesta

Con el objetivo de comparar los resultados obtenidos con la métrica del Manual de Compensaciones del Componente Biótico (Minambiente, 2018) y la métrica propuesta en esta investigación se revisó la información relacionada con el ¿qué compensar? y el ¿cuánto compensar? correspondientes a los tres proyectos seleccionados. Esta revisión brindó la información necesaria para evaluar los criterios relacionados con la propuesta de asignación de compensaciones y poder comparar los resultados.

7.5.1. Unidad Funcional Integral 7.2. Concesión Ruta al Mar

La Variante Coveñas hace parte de la UFI 7.2, está localizada en los municipios de San Antero en el departamento de Córdoba y en los municipios de Coveñas y Tolú en el departamento de Sucre (Figura 4). El proyecto se está desarrollando para crear un corredor vial entre los municipios de la zona. El proyecto tiene una longitud de 21,017 km e incluye las

intersecciones Sur, Centro y Norte. El trazado del proyecto está definido sobre áreas cubiertas en su mayoría por pastos limpios y pastos arbolados definidos como territorios agrícolas, principalmente destinados al desarrollo de actividades ganaderas, indicando la alta intervención antrópica del área de estudio.

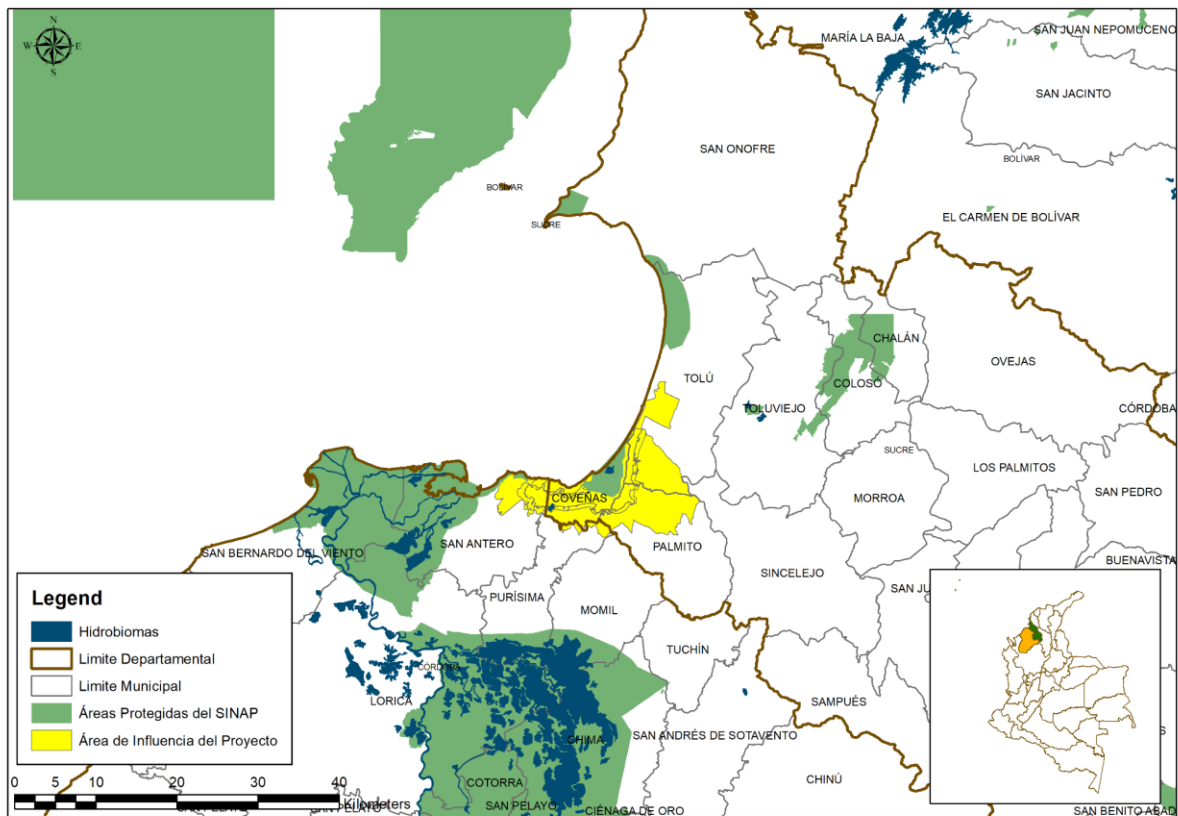


Figura 5. Mapa de ubicación Unidad Funcional Integral 7.2. Concesión Ruta al Mar

7.5.1.1. Impactos estimados sobre la biodiversidad por el desarrollo del proyecto

De acuerdo con la información contenida en el EIA, el retiro de cobertura vegetal, desmonte y descapote en la franja requerida para la conformación de la estructura vial han generado impactos de pérdida de hábitat para especies de flora y fauna, fragmentación y afectación de la conectividad ecológica, los cuales se han considerado de tipo severo y de importancia superlativa. La importancia y magnitud de este impacto sobre la flora está estrechamente relacionado con los tipos de vegetación a afectar, por lo cual se considera un impacto severo ya que genera una afectación principalmente sobre coberturas de pastos (83.5% del área de afectación). Sin embargo, una parte del trazado se encuentra inmerso sobre coberturas de zonas pantanosas (3.6% del área de afectación). Estos impactos además inciden en la pérdida de conectividad y de servicios ecosistémicos en términos de su funcionalidad. Del mismo modo la alteración de las coberturas genera un impacto directo sobre la fauna silvestre ya que afectan directamente el hábitat de algunas especies identificadas.

El área donde se generan los impactos residuales corresponde a la zona requerida para la construcción de la variante Coveñas, es decir, la zona donde se desarrollan las obras físicas

del proyecto en términos de la construcción de vías, retiros, intercambios y obras permanentes.

7.5.1.2. Cálculo del área a compensar según Manual de Compensaciones 2018

7.5.1.2.1. Ecosistemas naturales

Para el cálculo del factor de compensación y del área a compensar para ecosistemas naturales se evaluaron los siguientes ecosistemas y unidades de análisis con sus respectivos resultados (tabla 20).

Tabla 12. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas naturales, proyecto Variante Coveñas.

| Gran Bioma | Bioma | Cobertura | Nomenclatura | Área (ha) | FC | Área compensación (ha) |
|---|--|---------------------------------------|--------------|---------------|----------|------------------------|
| Pedobioma del Zonobioma Húmedo Tropical | Halobioma Sinú | Zonas pantanosas | Zp | 0,053 | 6,25 | 0,333 |
| | | Plantación forestal | Pf | 6,432 | 3,125 | 20,101 |
| | | Vegetación secundaria o en transición | Vs | 1,016 | 3,125 | 3,174 |
| | | Vegetación secundaria alta | Vs-a | 0,273 | 3,125 | 0,854 |
| | | Vegetación secundaria baja | Vs-b | 3,125 | 3,125 | 9,765 |
| | | Zonas pantanosas | Zp | 5,044 | 6,25 | 31,525 |
| | Helobioma Sinú | Vegetación secundaria baja | Vs-b | 0,199 | 3,5 | 0,697 |
| Zonobioma Alternohigrico Tropical | Zonobioma Alternohigrico o Tropical Sinú | Bosque de galería y/o ripario | Bg | 0,305 | 8 | 2,439 |
| | | Zonas pantanosas | Zp | 0,256 | 8 | 2,049 |
| | | Tierras desnudas y degradadas | Tdd | 1,287 | 4 | 5,149 |
| | | Vegetación secundaria alta | Vs-a | 1,306 | 4 | 5,226 |
| | | Vegetación secundaria baja | Vs-b | 5,273 | 4 | 21,092 |
| | | Zonas pantanosas | Zp | 2,569 | 8 | 20,550 |
| Total | | | | 27,139 | — | 122,952 |

Fuente. G&R Ingeniería & Desarrollo S.A.S. (2019).

7.5.1.2.2. Ecosistemas transformados

Para el cálculo del factor de compensación y del área a compensar para ecosistemas naturales se evaluaron los siguientes ecosistemas y unidades de análisis con sus respectivos resultados (tabla 21).

Tabla 13. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas transformados proyecto Variante Coveñas.

| Gran Bioma | Bioma | Cobertura | Nomenclatura | Área (ha) | FC | Área compensación(ha) | |
|--|--|--|------------------------------|-----------|--------|-----------------------|----------|
| Pedobioma del Zonobioma Húmedo Tropical | Halobioma Sinú | Pastos arbolados | Pa | 20,737 | 1 | 20,737 | |
| | | Pastos enmalezados | Pe | 0,725 | 1 | 0,725 | |
| | | Pastos limpios | PI | 40,071 | 1 | 40,071 | |
| | PI | | 9,003 | 1 | 9,003 | | |
| | Helobioma Sinú | Mosaico de pastos y cultivos | Mpc | 0,500 | 1 | 0,500 | |
| | | Pastos arbolados | Pa | 0,156 | 1 | 0,156 | |
| | | Pastos limpios | PI | 2,407 | 1 | 2,407 | |
| | Zonobioma Alternohígrico Tropical | Zonobioma Alternohígrico Tropical Sinú | Cuerpos de agua artificiales | Ca-a | 0,000 | 1 | 0,000 |
| | | | Mosaico de pastos y cultivos | Mpc | 0,681 | 1 | 0,681 |
| | | | Pastos arbolados | Pa | 17,429 | 1 | 17,429 |
| Pastos enmalezados | | | Pe | 1,703 | 1 | 1,703 | |
| Pastos limpios | | | PI | 25,737 | 1 | 25,737 | |
| Total | | | | | | 119,150 | — |

Fuente. G&R Ingeniería & Desarrollo S.A.S., (2019).

El área total para compensar por el desarrollo del proyecto es de 242,102 hectáreas, correspondientes a 122,952 hectáreas por impactos asociados a ecosistemas naturales y seminaturales y 119,150 hectáreas por impactos sobre ecosistemas intervenidos.

7.5.1.3. Cálculo del área a compensar con la metodología de asignación propuesta

7.5.1.3.1. *Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat (UCChab)*

Para el cálculo de la unidad de compensación del criterio de características de distintividad del hábitat (UCChab) se utilizaron los valores de referencia del listado nacional de factores de compensación y se analizaron las condiciones de los ecosistemas de acuerdo con los criterios de selección definidos en esta investigación. El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 2, hoja CHhab.

7.5.1.3.2. *Análisis de resultados para el criterio de distintividad del hábitat*

7.5.1.3.2.1. Criterio representatividad (Crp)

De acuerdo con los resultados para el criterio de representatividad el Bioma – Unidad Biótica del Halobioma Sinú presenta valores de muy alta representatividad, el Helobioma Sinú está altamente representado en el SINAP y el Zonobioma Alternohígrico Tropical Sinú tiene una baja representatividad lo que significa que las unidades de análisis asociadas a este bioma deben tener mayor consideración al momento definir las acciones de compensación por su relativa urgencia de conservación mediante alguna categoría en una escala de paisaje.

7.5.1.3.2.2. Criterio de rareza (Cra)

De acuerdo con los resultados el criterio de rareza para el Bioma – Unidad Biótica del Halobioma Sinú arrojó que esta unidad de análisis tiene un alto valor de rareza (2) considerando valores muy alto lo que puede significar la presencia de especies con altos valores de endemismo o ensamblajes de especies distintivas o particulares con presencia en los relictos de ecosistemas naturales presentes. El Zonobioma Alternohígrico Tropical Sinú tiene una calificación alta (1,75) sugiriendo un análisis detallado del área y el Helobioma Sinú presenta valores medios (1,25). En términos generales el área afectada está catalogada como un área que puede tener presencia de especies con altos valores de endemismo o ensamblajes especiales.

7.5.1.3.2.3.

7.5.1.3.2.4. Criterio de remanencia (Crm)

De acuerdo con los resultados para el criterio de remanencia el Bioma – Unidad Biótica Zonobioma Alternohígrico Tropical Sinú y el Helobioma Sinú presentan muy bajos niveles de remanencia (3), lo que sugiere que son áreas muy transformadas que mantienen algunos relictos de ecosistemas naturales que pueden ser de alta importancia, así mismo, tanto el Halobioma Sinú presentan valores medios de remanencia (2). En términos generales podemos decir que el área de estudio está dominada por áreas transformadas, pero con la presencia de relictos de áreas naturales de importancia.

7.5.1.3.2.5. Criterio de tasa de transformación (Ctt)

De acuerdo con los resultados para el criterio de tasa de transformación el Bioma – Unidad Biótica Helobioma Sinú presenta valores medios (1,5) de tasa de transformación, mientras que el Halobioma Sinú y el Zonobioma Alternohígrico Tropical Sinú presentan valores bajos.

7.5.1.3.2.6. Análisis general para el criterio de característica de distintividad del hábitat

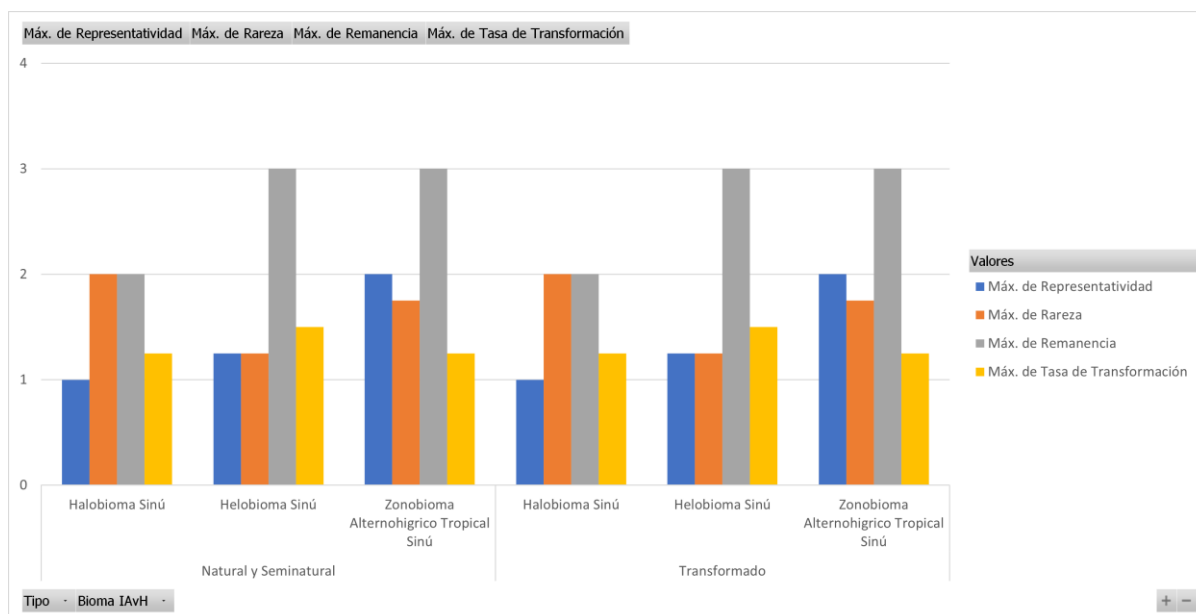


Figura 6. Resultados del criterio de Chab por tipo de ecosistema y Bioma Unidad Biótica proyecto Variante Coveñas.

7.5.1.3.3. *Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Condición del hábitat (Ehab)*

Para el cálculo del criterio de Condición del hábitat se analizó la información contenida en los capítulos 5.2. CAR Medio Biótico, 8- Evaluación Ambiental y 11.2.2. Plan de compensación por pérdida de biodiversidad del documento de Estudio de Impacto Ambiental UNIDAD FUNCIONAL INTEGRAL 7 - Variante Coveñas.

El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 2, hoja Ehab.

7.5.1.3.3.1. Análisis de fragmentación

De acuerdo con la información analizada del EIA, el paisaje del área de estudio es heterogéneo. Debido a su dinámica por factores naturales y antrópicos ha estado compuesto por 16 a 24 coberturas a través del tiempo. Las coberturas relacionadas con las actividades agropecuarias han tenido una alta representatividad en el área de influencia durante los periodos evaluados, ocupando una extensión entre el 44,53 – 52,14 % del área. Adicionalmente, con el tiempo han aparecido coberturas de zonas industriales y zonas de extracción minera, y se ha incrementado el área del tejido urbano continuo debido al proceso de expansión urbana y las actividades industriales. Por su parte, las coberturas naturales y seminaturales también tienen una alta representatividad en el área, variando del 46,9 % al 52,69% en el periodo evaluado (G&R Ingeniería y Desarrollo S.A.S, 2019).

De acuerdo con el análisis, el desarrollo del proyecto tendrá incidencia sobre las coberturas naturales y antrópicas, generando un proceso de pérdida de hábitat por el cambio del uso del suelo que se refleja en la disminución del área de las coberturas y la modificación de la forma de los parches. Así mismo, esta pérdida de hábitat conlleva al proceso de fragmentación,

evidenciado en el incremento de parches. Con respecto a las coberturas naturales y seminaturales, la plantación forestal, vegetación secundaria y zonas pantanosas se verán afectadas directamente por el proyecto, reflejado en la disminución del área, incremento del número de parches, y disminución en la irregularidad y complejidad de su forma. Adicionalmente, aunque el aislamiento estructural de los parches no incrementa demasiado dado que la franja del proyecto es de 60m, es necesario resaltar que la infraestructura vial tiene un efecto barrera sobre la fauna silvestre por ser una cobertura de alta resistencia, es decir, impide la dispersión de los organismos, disminuyendo la conectividad funcional para los organismos (G&R Ingeniería y Desarrollo S.A.S, 2019).

De acuerdo con los resultados de la valoración cualitativa (Figura 6) los bosques de galería del zonobioma alternohigróico tropical presentan los valores de unidades de compensación más altos (2), debido a su mayor aislamiento y poca representatividad. Así mismo, las plantaciones forestales, la vegetación secundaria y en transición y las zonas pantanosas recibieron una valoración de 1.5, debido al impacto que representará una disminución de área, incremento del número de parches, y disminución en la irregularidad y complejidad de su forma.

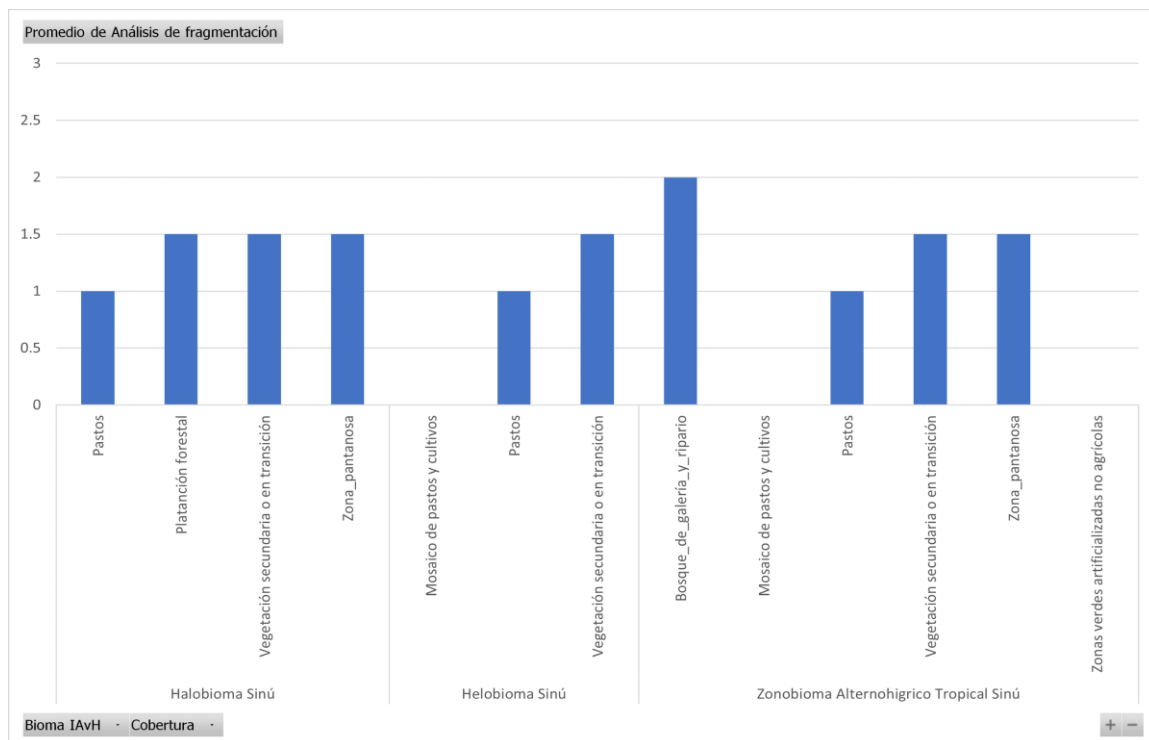


Figura 7. Resultados criterio de análisis de fragmentación proyecto Variante Coveñas.

7.5.1.3.3.2. Composición vegetal

De acuerdo con la información del EIA, las coberturas de vegetación secundaria y en transición y de bosque de galería son las que muestran mayores índices de composición vegetal, La estructura de la cobertura de Vegetación Secundaria se caracteriza por presentar una distribución disétnica, compuesta por individuos de porte arbóreo con alturas entre 2.5 a 30 m, y diámetros (DAP) entre 3.82 cm y 63.03 cm.

En estas coberturas se registran 14 familias con 21 especies, para un total de 477 individuos en los estratos fustal, latizal y brinzal. Las 3 familias más representativas de la cobertura en estudio son Leguminosae, Bignoniaceae y Malvaceae; de estas la familia mejor representada es Malvaceae con 4 especies, de las cuales resalta Guásimo (*Guazuma ulmifolia*) con 76 individuos; le sigue Leguminosae con 4 especies, y resalta entre estas es el Matarratón (*Gliricidia sepium*) con 32 individuos.

De acuerdo con los resultados (Figura 7) las coberturas de vegetación secundaria y en transición y los bosques de galería tienen el mayor número de especies, sin embargo, la composición de especies no representa los valores ideales en términos de especies representativas, endémicas o especiales, considerándose áreas con poca valoración.

7.5.1.3.3.3. Diversidad vegetal

El análisis de la información del EIA respecto a la diversidad de especies vegetales mostró que las coberturas de vegetación secundaria y en transición y de bosque de galería son las que muestran mayores índices de diversidad vegetal. Para analizar la diversidad vegetal, en el EIA se tuvieron en cuenta diferentes índices y resultados que fueron analizados en esta investigación y que permitieron cualificar el criterio para las coberturas boscosas.

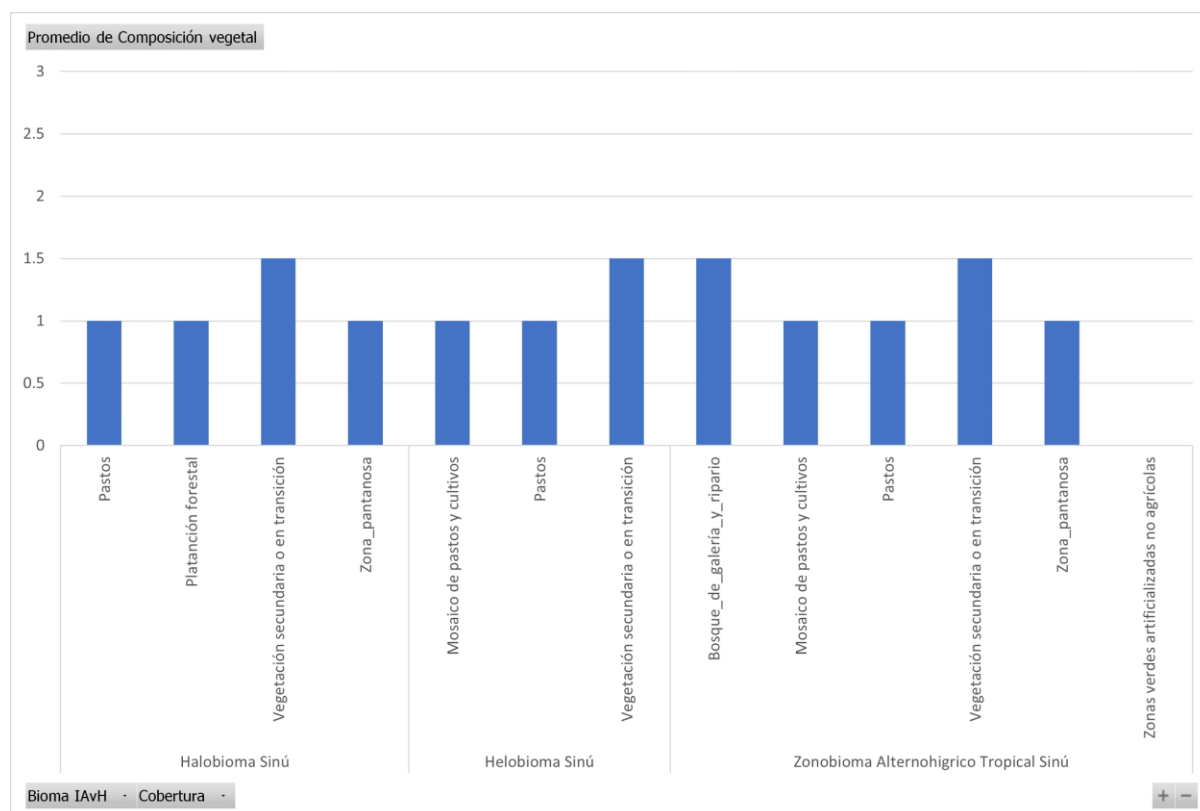


Figura 8. Resultados del criterio de análisis de Composición de especies vegetales proyecto Variante Coveñas.

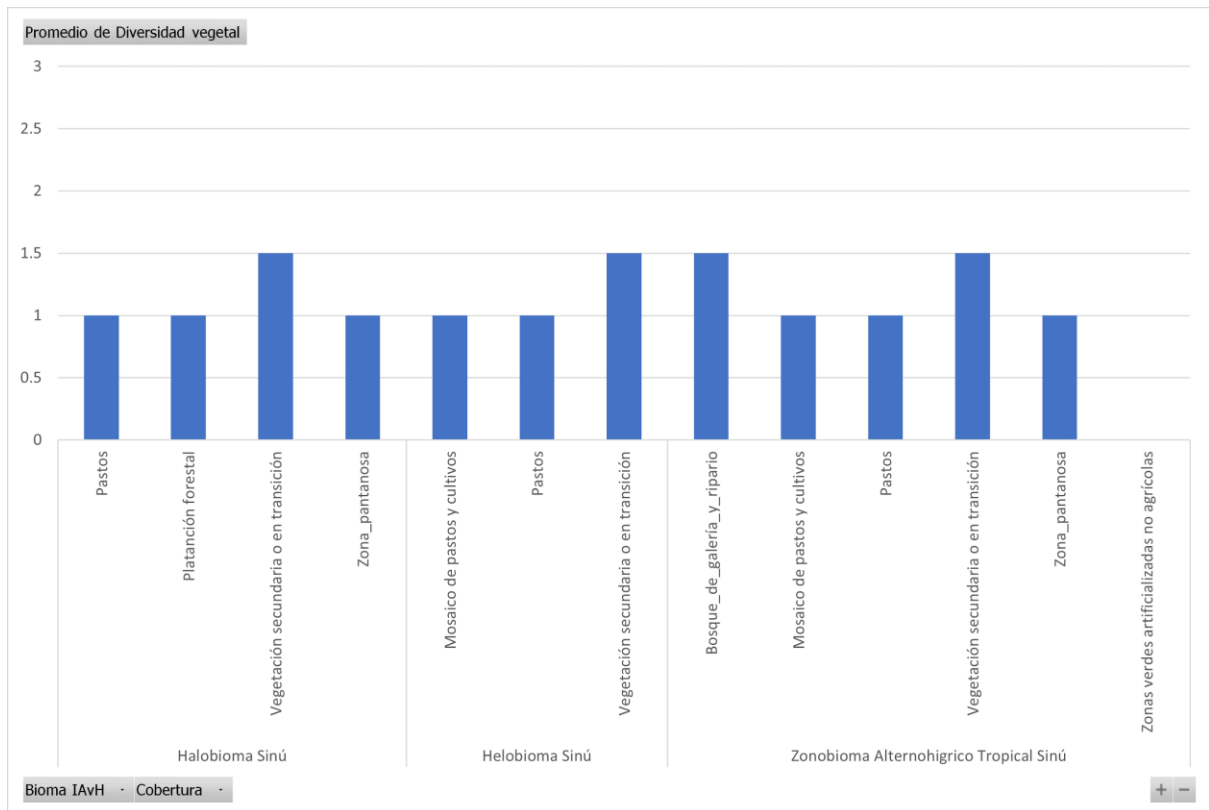


Figura 9. Resultados del criterio de análisis de diversidad vegetal Variante Coveñas.

De acuerdo con los resultados (Figura 8) la valoración cualitativa más elevada se generó para la vegetación secundaria o en transición y los bosques de galería, siendo las unidades de análisis con mayor diversidad en el área del proyecto. Sin embargo, en términos generales, las áreas impactadas no se consideran muy diversas ya que su nivel de transformación es elevado y las coberturas naturales no son lo suficientemente representativas.

7.5.1.3.3.4. Estructura vegetal

El análisis de la información del EIA respecto a la estructura vegetal mostró que las coberturas de vegetación natural han perdido sus características estructurales y se muestran como relictos independientes. Para analizar la diversidad vegetal, en el EIA se tuvieron en cuenta diferentes índices como la abundancia, la frecuencia, la dominancia y el índice de valor de importancia para analizar la estructura horizontal, el análisis de clases diamétricas y el análisis de estructura vertical. Los resultados que fueron analizados en esta investigación permitieron cualificar el criterio para las coberturas boscosas.

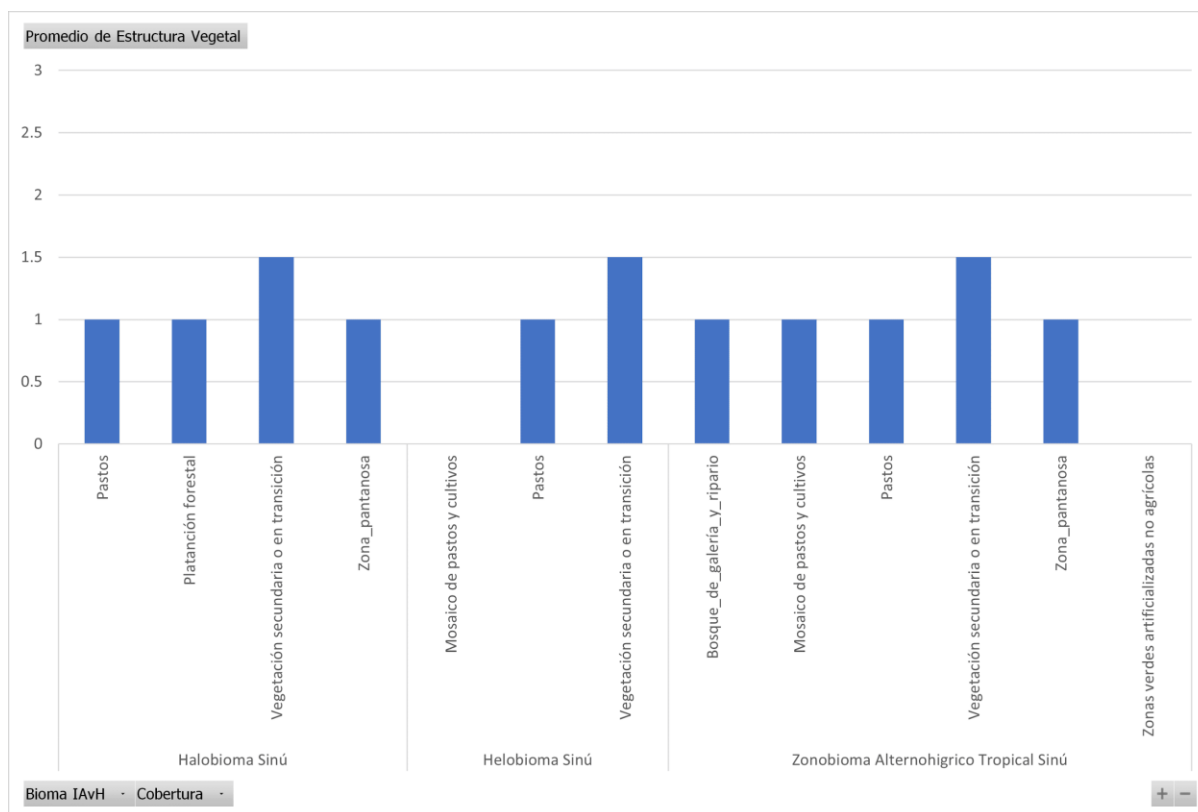


Figura 10. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal Variante Coveñas.

Los análisis de estructura (Figura 9) muestran que las condiciones de las coberturas de vegetación secundaria o en transición son las que más se acercan a un ecosistema ideal de referencia, sin embargo, están distribuidas en relictos muy pequeños y poco representativos. Las demás coberturas presentan niveles muy altos de intervención o características no favorables.

7.5.1.3.3.5. Presencia de especies clave de fauna

Para la calificación de la variable de presencia de especies se analizó la información contenida en el EIA respecto a los grupos de fauna de aves, herpetos y mamíferos, los resultados evidencian que las áreas presentan una diversidad importante de especies claves de avifauna, siendo sitios de hábitat y anidación de especies endémicas y migratorias, incluso en áreas transformadas para uso ganadero.

Por su parte la herpetofauna no representa especies de alta importancia ni una diversidad importante, aunque se reconoce la importancia de hábitats para algunas especies de tortugas, como la hicoitea (*Trachemys callirostris*) y la morrocoy (*Chelonoidis carbonaria*), ambas incluidas en el listado de especies amenazadas a nivel nacional (Resol. 1912 de 2017, Minambiente 2017), dentro de la categoría vulnerable (VU), adicionalmente, se encuentran amenazadas a nivel global según la UICN (2019-1), encontrando a la tortuga hicoitea en la categoría vulnerable (VU) y a la tortuga morrocoy en la categoría en peligro crítico (CR).

La mastofauna evidenció la presencia de algunas poblaciones del tití cabeza de algodón (*Saguinus oedipus*) que se distribuye en el caribe colombiano, y el mico nocturno (*Aotus grisemembra*) que habita en el norte de Colombia desde el río Sinú. Las demás especies

reportadas indican que las áreas no representan hábitats de condiciones ideales para poblaciones viables de mamíferos. Sin embargo, la presencia de las poblaciones de las especies mencionadas podría fortalecer la tesis de la necesidad de restauración de áreas en la zona.

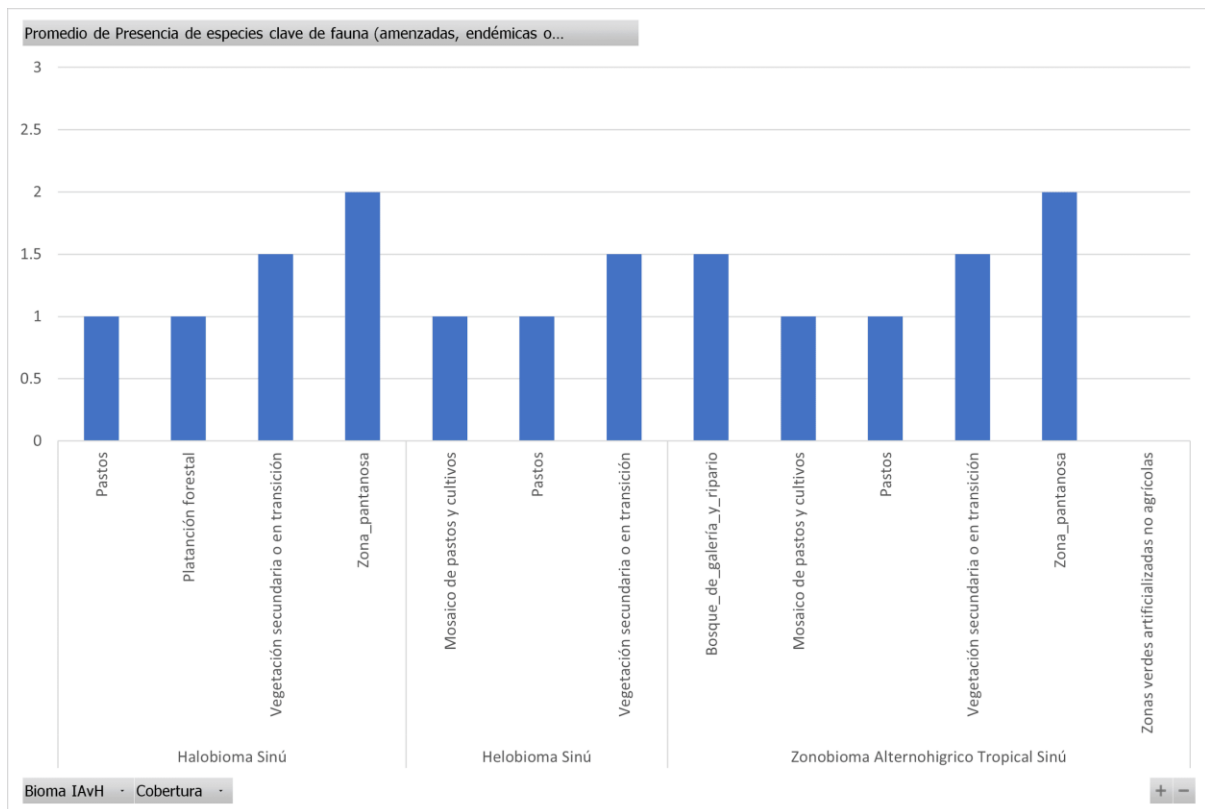


Figura 11. Resultados criterio de análisis de presencia de especies clave Variante Coveñas.

De acuerdo con la información analizada (Figura 10), las zonas pantanosas son hábitat con presencia de especies claves en el área del proyecto, situación que evidencia que la fauna local prefiere este tipo de hábitat para desarrollar sus procesos ecológicos. Así mismo, la vegetación secundaria o en transición presentó valores asociados a la presencia de especies que usan esta cobertura.

7.5.1.3.4. Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Servicios Ecosistémicos (SEhab)

Para el cálculo del criterio de servicios ecosistémicos se realizó el ejercicio de evaluación del potencial de oferta los servicios ecosistémicos seleccionados con base en la información del EIA y la descripción del estado de cada cobertura.

A partir de la evaluación de servicios ecosistémicos evidenciada en el anexo 2, en términos generales las unidades de análisis no representan altas capacidades para la oferta de servicios ecosistémicos (Figura 11). Sin embargo, los relictos de coberturas asociadas a vegetación secundaria y en transición y las zonas pantanosas, así como las plantaciones forestales, se presentan como áreas con valores medios y altos en términos de su evaluación

de servicios ecosistémicos, a pesar de que representan áreas muy pequeñas en el contexto general del proyecto.

El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 2, hoja SEhab

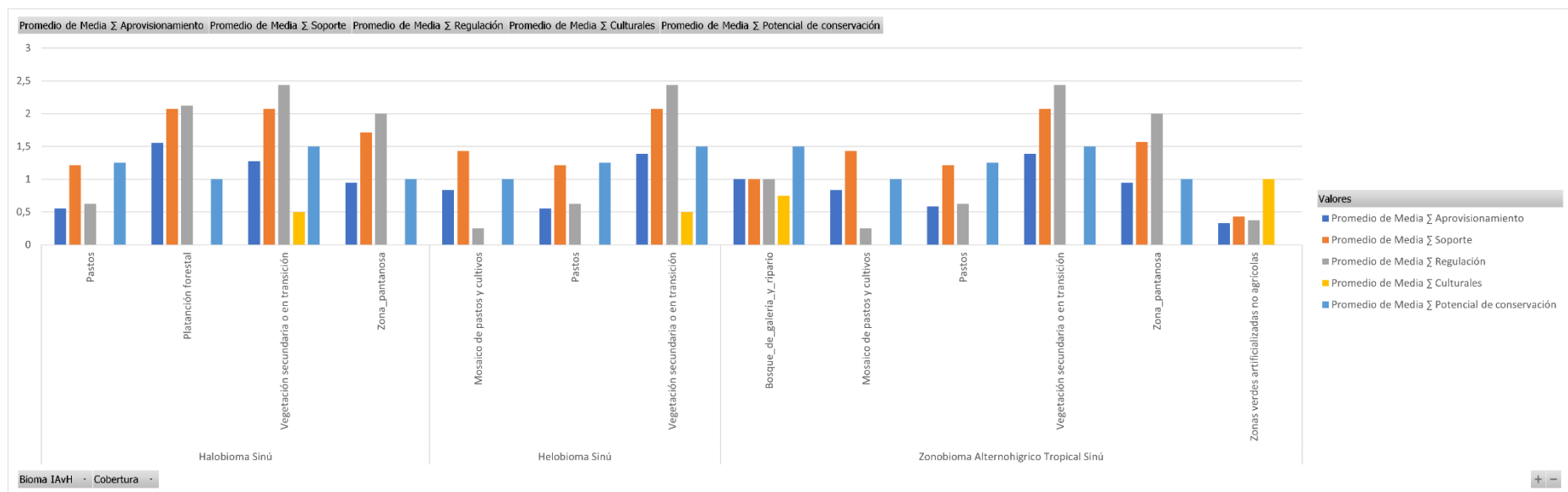


Figura 12. Resultados del criterio de servicios ecosistémicos Variante Coveñas.

7.5.1.3.5. Resultados del área a compensar para el proyecto vial Variante Coveñas

Los resultados del área a compensar para el proyecto vial Variante Coveñas se muestran en la tabla 22.

Tabla 14. Resultados área a compensar proyecto vial Variante Coveñas.

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|----------------|-----------------------|----------------|---------------------------------------|---------|---------|----------|------|------------------|
| 0.05 | Natural y Seminatural | Halobioma Sinú | Zona pantanosa | 6.25 | 6.50 | 5.33 | 6.01 | 0.32 |
| 6.43 | Natural y Seminatural | Halobioma Sinú | Plantación forestal | 6.25 | 5.50 | 6.75 | 6.08 | 39.08 |
| 1.02 | Natural y Seminatural | Halobioma Sinú | Vegetación secundaria o en transición | 6.25 | 7.50 | 7.79 | 7.49 | 7.61 |
| 0.27 | Natural y Seminatural | Halobioma Sinú | Vegetación secundaria o en transición | 6.25 | 7.50 | 7.79 | 7.49 | 2.04 |
| 3.13 | Natural y Seminatural | Halobioma Sinú | Vegetación secundaria o en transición | 6.25 | 7.50 | 7.79 | 7.49 | 23.41 |
| 5.04 | Natural y Seminatural | Halobioma Sinú | Zona pantanosa | 6.25 | 6.50 | 5.99 | 6.27 | 31.64 |
| 0.20 | Natural y Seminatural | Helobioma Sinú | Vegetación secundaria o en transición | 7.00 | 7.50 | 7.90 | 7.61 | 1.51 |

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|----------------|-----------------------|--|---------------------------------------|---------|---------|----------|------|------------------|
| 0.31 | Natural y Seminatural | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Bosque_de_galería_y_ripario | 8.00 | 7.50 | 5.25 | 6.65 | 2.03 |
| 0.26 | Natural y Seminatural | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Zona_pantanosas | 8.00 | 6.50 | 5.04 | 6.07 | 1.55 |
| 1.29 | Natural y Seminatural | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Pastos | 8.00 | 5.00 | 3.76 | 4.80 | 6.18 |
| 1.31 | Natural y Seminatural | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Vegetación secundaria o en transición | 8.00 | 7.50 | 7.40 | 7.51 | 9.81 |
| 5.27 | Natural y Seminatural | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Vegetación secundaria o en transición | 8.00 | 7.50 | 7.40 | 7.51 | 39.60 |
| 2.57 | Natural y Seminatural | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Zona_pantanosas | 8.00 | 6.50 | 5.99 | 6.45 | 16.56 |
| 20.74 | Transformado | Halobioma Sinú | Pastos | 1.56 | 1.00 | 0.73 | 1.10 | 22.75 |

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|----------------|--------------|--|--|---------|---------|----------|------|------------------|
| 0.73 | Transformado | Halobioma Sinú | Pastos | 1.56 | 1.00 | 0.73 | 1.10 | 0.80 |
| 40.07 | Transformado | Halobioma Sinú | Pastos | 1.56 | 1.00 | 0.73 | 1.10 | 43.96 |
| 9.00 | Transformado | Helobioma Sinú | Mosaico de pastos y cultivos | 1.75 | 0.60 | 0.70 | 1.02 | 9.16 |
| 0.50 | Transformado | Helobioma Sinú | Pastos | 1.75 | 1.00 | 0.73 | 1.16 | 0.58 |
| 0.16 | Transformado | Helobioma Sinú | Pastos | 1.75 | 1.00 | 0.73 | 1.16 | 0.18 |
| 2.41 | Transformado | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Zonas verdes artificializadas no agrícolas | 2.00 | 0.00 | 0.43 | 0.81 | 1.95 |
| 0.68 | Transformado | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Mosaico de pastos y cultivos | 2.00 | 0.80 | 0.70 | 1.17 | 0.80 |
| 17.43 | Transformado | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Pastos | 2.00 | 1.00 | 0.73 | 1.24 | 21.66 |

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|----------------|--------------|--|-----------|---------|---------|----------|--------------|------------------|
| 1.70 | Transformado | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Pastos | 2.00 | 1.00 | 0.73 | 1.24 | 2.12 |
| 25.74 | Transformado | Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | Pastos | 2.00 | 1.00 | 0.73 | 1.24 | 31.99 |
| 146.29 | | | | | | | Total | 317.28 |

7.5.2. Minera de cobre Quebradona

El proyecto Minera de Cobre Quebradona se localiza en el municipio de Jericó, en el departamento de Antioquia. De manera más específica, el proyecto se localiza en jurisdicción rural del municipio de Jericó, parcialmente en el corregimiento de Palocabildo y las veredas Quebradona, Vallecitos, La Soledad y Cauca (Figura 12). El proyecto minero es de tipo subterráneo y se estima en una producción minera de 6,2 millones de toneladas por año de mineral con ley promedio de 1,20% de cobre. La intención del proyecto es explotar el recurso mineral a una tasa de 6,2 Mt de mineral por año, a través de la construcción de todas las instalaciones necesarias para procesar la mineralización de sulfuros por medio de un proceso de flotación para la recuperación de oro, cobre y plata y su posterior concentración.

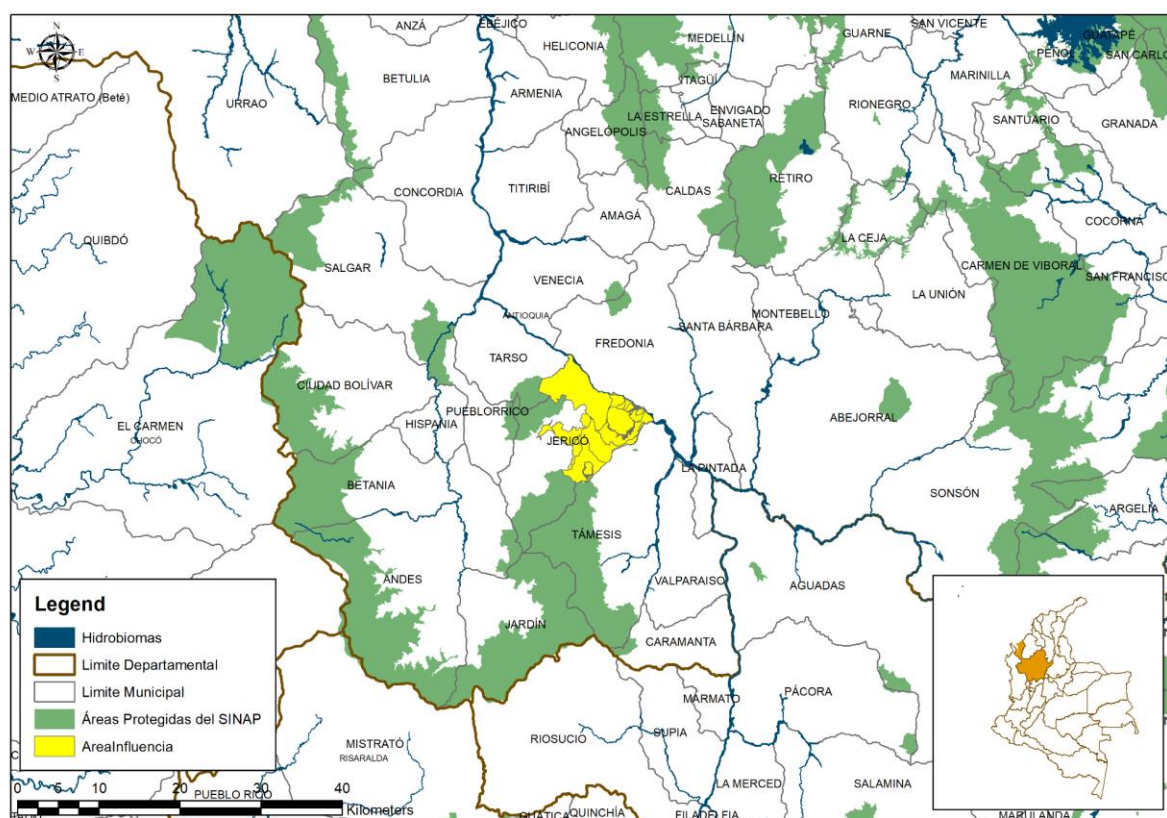


Figura 13. Mapa de ubicación Proyecto Minera de Cobre Quebradona.

7.5.2.1. Impactos estimados sobre la biodiversidad por el desarrollo del proyecto

De acuerdo con la información contenida en el EIA, la ejecución del Proyecto Minera de Cobre Quebradona requiere la intervención de ecosistemas naturales y transformados en un área de 610,68 ha (véase la Tabla 22), de las cuales los ecosistemas naturales correspondientes a las coberturas boscosas (bosque denso y bosque de galería) y vegetación secundaria (alta y baja), ocupan un área de 69,39 ha y los ecosistemas transformados que se intervendrán ocupan 541,29 ha.

Los impactos que la ejecución del proyecto ocasionará sobre la biodiversidad comprenden: modificación de la cobertura vegetal, fragmentación de hábitats, modificación de las

poblaciones de flora, alteración de las especies sensibles de flora, pérdida de individuos de fauna silvestre y modificación de las poblaciones de fauna terrestre (tabla 22).

Tabla 15. Impactos del proyecto sobre los ecosistemas terrestres identificados en el Plan de Compensaciones del EIA Proyecto Quebradona.

| Impacto | Descripción |
|--|--|
| Modificación de la cobertura vegetal | Afectación de los atributos ecológicos de la cobertura vegetal. Reducción de áreas de ecosistemas naturales y pérdida de individuos vegetales en los sitios de obras, manifestándose en la disminución de la biomasa forestal y la oferta del recurso flora. |
| Fragmentación de hábitats | Partición de fragmentos boscosos y reducción de áreas de fragmentos. |
| Modificación de las poblaciones de flora | Cambios en la abundancia y riqueza de especies en las coberturas boscosas como resultado de la pérdida de cobertura y el efecto de borde. |
| Alteración de las especies sensibles de flora | Cambios en la abundancia de especies de flora con alto valor de conservación por la remoción de individuos de especies de flora en veda, restricción de uso o en alguna categoría de amenaza. |
| Pérdida de individuos de fauna silvestre | Afectación a los individuos faunísticos como consecuencia de las actividades del proyecto. |
| Modificación de las poblaciones de fauna terrestre | Poblaciones de fauna terrestre que se verán afectadas por las actividades del proyecto emisoras de ruido, vibraciones, iluminación, cambios en las coberturas vegetales, fragmentación y/o pérdida de la cobertura vegetal. |

Fuente: Integral (2019).

7.5.2.2. Cálculo del área a compensar con el manual de compensaciones 2018

7.5.2.2.1. Ecosistemas naturales y transformados

Para el cálculo del factor de compensación y del área a compensar para ecosistemas naturales se evaluaron los ecosistemas y unidades de análisis de la tabla 23. Es importante aclarar que el proyecto de Quebradona optó por la decisión de asignar un factor de compensación de 4,15 para todos los ecosistemas antrópicos presentes en el Bioma del Bosque Seco tropical y en el escarpe Jericó-Támesis.

Tabla 16. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas naturales proyecto Quebradona.

| Ecosistema | Área a intervenir (ha) | FC | Área a compensar (ha) | |
|---------------------------|--|-------|-----------------------|--------|
| Ecosistemas transformados | Mosaico de cultivos del Orobioma Subandino Cauca alto | 1,12 | 4,15 | 4,64 |
| | Mosaico de pastos con espacios naturales del Orobioma Subandino Cauca alto | 39,77 | 4,15 | 165,03 |

| Ecosistema | Área a intervenir (ha) | FC | Área a compensar (ha) |
|---|-------------------------------|-----------|------------------------------|
| Mosaico de pastos con espacios naturales del Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | 2,82 | 4,15 | 11,70 |
| Pastos arbolados del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 2,21 | 1 | 2,21 |
| Pastos arbolados del Orobioma Subandino Cauca alto | 27,58 | 4,15 | 114,45 |
| Pastos arbolados del Zonobioma Húmedo Tropical Cauca alto | 0,55 | 4,15 | 2,30 |
| Pastos limpios del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 2,29 | 1 | 2,29 |
| Pastos limpios del Orobioma Subandino Cauca alto | 174,56 | 4,15 | 724,42 |
| Pastos limpios del Zonobioma Húmedo Tropical Cauca alto | 209,29 | 4,15 | 868,54 |
| Plantación de coníferas del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 75,30 | 1 | 75,30 |
| Subtotal | 535,49 | - | 1.970,90 |
| Ecosistemas naturales | | | |
| Bosque de galería y/o ripario del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 20,72 | 6 | 124,29 |
| Bosque de galería y/o ripario del Orobioma Subandino Cauca alto | 11,12 | 10 | 111,20 |
| Bosque de galería y/o ripario del Zonobioma Húmedo Tropical Cauca alto | 8,64 | 10 | 86,42 |
| Bosque denso alto del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 8,34 | 6 | 50,02 |
| Bosque denso alto del Orobioma Subandino Cauca alto | 0,52 | 10 | 5,20 |
| Vegetación secundaria alta del Orobioma Subandino Cauca alto | 3,50 | 10 | 34,96 |
| Vegetación secundaria baja del Orobioma Subandino Cauca alto | 16,49 | 10 | 164,93 |
| Vegetación secundaria baja del Zonobioma Húmedo Tropical Cauca alto | 0,07 | 10 | 0,69 |
| Subtotal | 69,39 | 72 | 577,70 |
| Total | 604,88 | - | 2.548,60 |

Fuente: Integral (2019).

El área total para compensar por el desarrollo del proyecto es de 2.548,60 hectáreas, correspondientes a 577,7 hectáreas por impactos asociados a ecosistemas naturales y seminaturales y 1.970,9 hectáreas por impactos sobre ecosistemas intervenidos.

7.5.2.3. Cálculo del área a compensar metodología de asignación propuesta para el proyecto Quebradona

7.5.2.3.1. Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat (UCChab)

Para el cálculo de la unidad de compensación del criterio de características de distintividad del hábitat (UCChab) se utilizaron los valores de referencia del listado nacional de factores de compensación y se analizaron las condiciones de los ecosistemas de acuerdo con los criterios de selección. El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 3, hoja CHhab.

7.5.2.3.1.1. Análisis de resultados para el criterio de distintividad del hábitat

Para el cálculo de la unidad de compensación del criterio de características de distintividad del hábitat (UCChab) se utilizaron los valores de referencia del listado nacional de factores de compensación y se analizaron las condiciones de los ecosistemas de acuerdo con los criterios de selección de acuerdo con los valores mencionados en esta investigación.

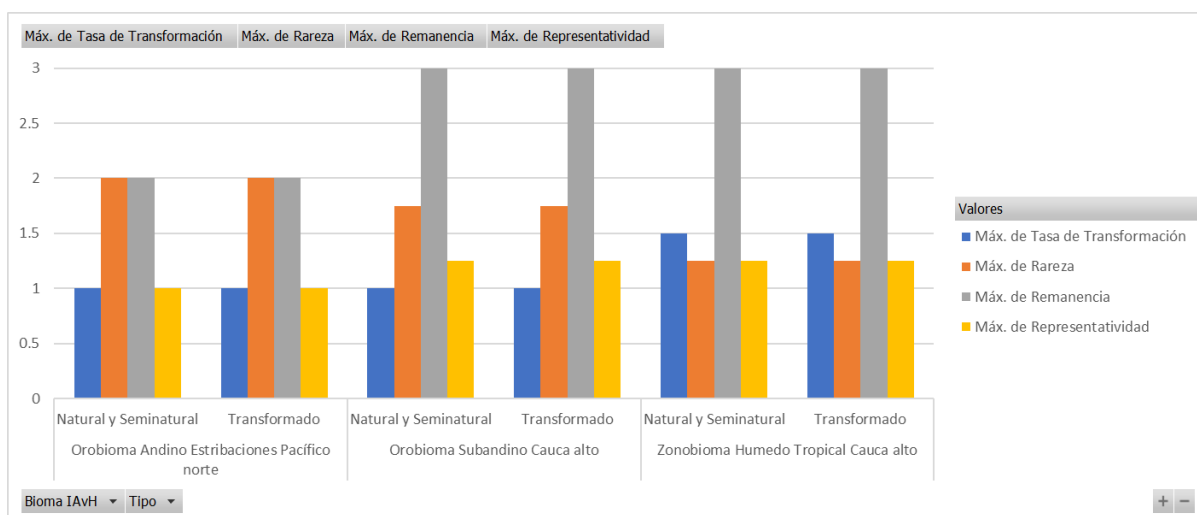


Figura 14. Resultados del criterio de Chab por tipo de ecosistema y Bioma Unidad Biótica proyecto Quebradona.

7.5.2.3.1.2. Criterio representatividad (Crp)

De acuerdo con los resultados para el criterio de representatividad el Bioma – Unidad Biótica del Orobioma Subandino Cauca Alto y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto tienen una representatividad alta y el Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte tiene una representatividad muy alta, lo que significa que el proyecto realizará impactos en ecosistemas que están muy bien representados en el SINAP.

7.5.2.3.1.3. Criterio de rareza (Cra)

De acuerdo con los resultados el criterio de rareza para el Bioma – Unidad Biótica del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte tiene una calificación muy alta lo que puede significar la presencia de especies con altos valores de endemismo o ensamblajes de especies distintivas o particulares con presencia en los relictos de ecosistemas naturales presentes. El Orobioma Subandino Cauca Alto tiene una calificación alta y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto presenta valores medios (1,25). En términos generales el área afectada está catalogada como un área que puede tener presencia de especies con altos valores de endemismo o ensamblajes especiales, principalmente en los pisos térmicos por encima de los 800 m.s.n.m.

7.5.2.3.1.4. Criterio de remanencia (Crm)

De acuerdo con los resultados para el criterio de remanencia el Bioma – Unidad Biótica Orobioma Subandino Cauca Alto y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto presentan muy bajos niveles de remanencia, lo que sugiere que son áreas transformadas que mantienen relictos de ecosistemas naturales que pueden ser de alta importancia, así mismo, el Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte presentan valores medios de remanencia. En términos generales podemos decir que el área de estudio está dominada por áreas transformadas, pero con la presencia de relictos de áreas naturales de importancia.

7.5.2.3.1.5. Criterio de tasa de transformación (Ctt)

De acuerdo con los resultados para el criterio de tasa de transformación el Bioma – Unidad Biótica Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto presenta valores medios de tasa de transformación, mientras que el Orobioma Subandino Cauca Alto y el Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte presentan valores muy bajos. En términos generales las áreas de la unidad de análisis no han sido muy transformadas en los últimos años, sin embargo es clave resaltar que las áreas mantienen pocos ecosistemas naturales que son considerados de alta importancia.

7.5.2.3.1.6. Análisis general para el criterio de característica de distintividad del hábitat

De acuerdo con los resultados el área de análisis está compuesta por relictos de ecosistemas naturales con presencia de algunos grupos de especies con alta rareza principalmente en anfibios comúnmente llamados ranas de lluvia y ranas de cristal. Igualmente podemos decir que los ecosistemas del área de análisis están bien representados en el SINAP, sin embargo, esto no significa que se tengan urgencias de conservación.

7.5.2.3.2. *Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Condición del hábitat (Ehab)*

Para el cálculo del criterio de Condición del hábitat se analizó la información contenida en los capítulos 5.2 CAR Medio Biótico, 8- Evaluación Ambiental y 10.1.6 Plan de compensación por pérdida de biodiversidad del documento de Estudio de Impacto Ambiental Minera Quebradona SA.

El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 3, hoja Ehab.

7.5.2.3.2.1. Análisis de fragmentación

El análisis del escenario con proyecto integra las etapas de construcción y operación. Con la ejecución del proyecto se genera la pérdida de cobertura vegetal presente en el área de estudio y una partición de los fragmentos de coberturas boscosas, los cuales pasan de 116 en el escenario sin proyecto a 126 en el escenario con proyecto. A pesar de la fragmentación, el 97,62% de los parches de coberturas boscosas continúan conectados a otros, a una distancia menor a 500 m (Integral, 2019).

El área de estudio está caracterizada por una amplia matriz de coberturas transformadas asociadas a las actividades agropecuarias que se desarrollan en la zona. En menor proporción se presentan plantaciones forestales y coberturas boscosas, las cuales presentan cierto grado de conectividad entre los fragmentos, que actúan principalmente como corredores o puentes biológicos, muchos de ellos afectados por el efecto borde debido a su menor tamaño y forma irregular, por lo cual no es posible diferenciar un área núcleo. La dinámica a nivel paisajístico de la zona de estudio refleja un aumento de las coberturas boscosas entre el año 2007 y 2018. Pese a este aumento se evidencia una pérdida de áreas núcleo debido a la intervención antrópica en las coberturas naturales en algunos sectores (Integral, 2019).

Bajo estas condiciones, la ejecución del proyecto, a pesar de reducir al área de los parches, no tendrá efectos significativos sobre la conectividad de los fragmentos, de los cuales el 97,62% continuarán conectados a otros fragmentos. Así mismo, las áreas núcleo presentes no serán afectadas en su mayoría por el proyecto, conservando su funcionalidad ecosistémica (Integral, 2019).

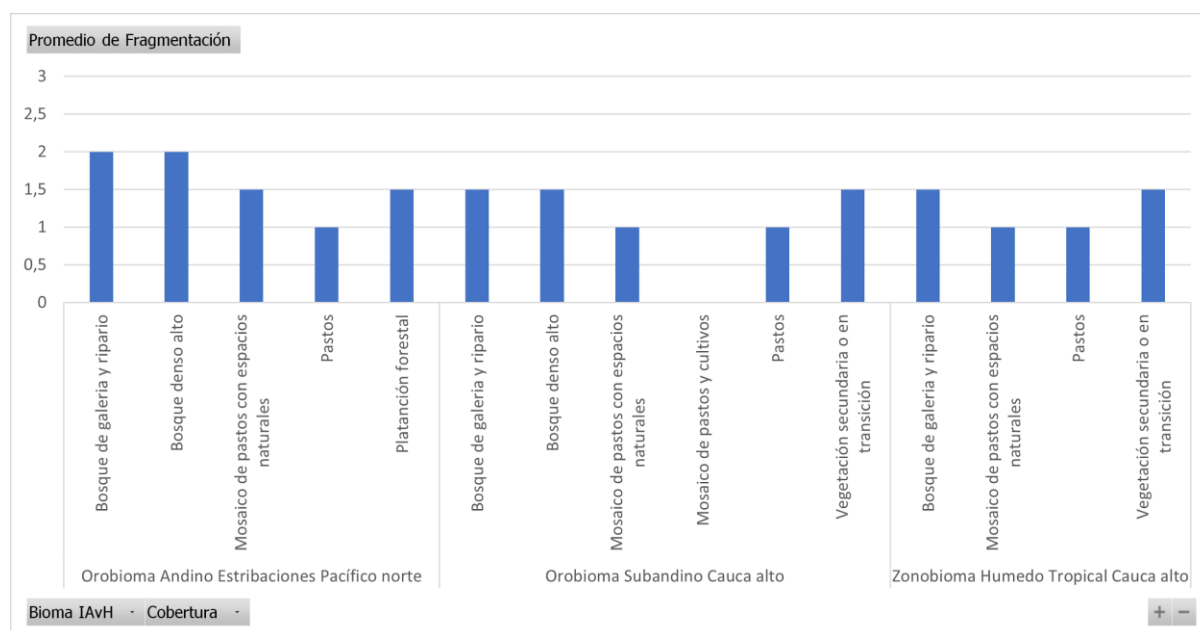


Figura 15. Resultados del criterio de análisis de fragmentación proyecto Quebradona.

De acuerdo con los resultados de la valoración cualitativa (Figura 14), los bosques de galería del no hay una afectación grave sobre la conectividad e integridad ecológica de la zona, sin embargo, las afectaciones sobre las coberturas naturales en el Orobioma Andino

Estribaciones Pacífico Norte podría modificar las funciones ecológicas del área de análisis. Las coberturas naturales en el Orobioma Subandino Cauca Alto y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto no presentan altos valores en su calificación ya que son poco representativas en el área de análisis y su afectación no representa una pérdida en los atributos de integridad ecológica y conectividad.

7.5.2.3.2.2. Composición vegetal

De acuerdo con la información del EIA en las unidades de análisis correspondientes al Orobioma Subandino Cauca Alto y Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto, se inventarió un total de 19.422 individuos fustales entre todas las coberturas, distribuidos entre 37 familias, 131 géneros y 161 especies de plantas vasculares. Se inventariaron también 958 individuos latizales entre todas las coberturas, distribuidas entre 33 familias, 79 géneros y 109 especies de plantas vasculares. Finalmente, se muestrearon 3.554 individuos brinzales entre todas las coberturas, distribuidas entre 58 familias, 131 géneros y 157 especies de plantas vasculares. Cabe resaltar que en las coberturas Tejido urbano discontinuo y Zonas industriales no se registraron individuos latizales ni brinzales (Integral, 2019).

En la unidad de análisis correspondiente al Orobioma Andino estribaciones Pacífico Norte, se inventariaron un total de 1.848 individuos fustales entre todas las coberturas, distribuidos entre 53 familias, 93 géneros y 126 especies de plantas vasculares. Se inventariaron también 1.040 individuos latizales entre todas las coberturas, distribuidos entre 47 familias, 77 géneros y 104 especies de plantas vasculares. Finalmente, se muestrearon 2.257 individuos brinzales entre todas las coberturas, distribuidos entre 57 familias, 109 géneros y 147 especies de plantas vasculares (Integral, 2019).

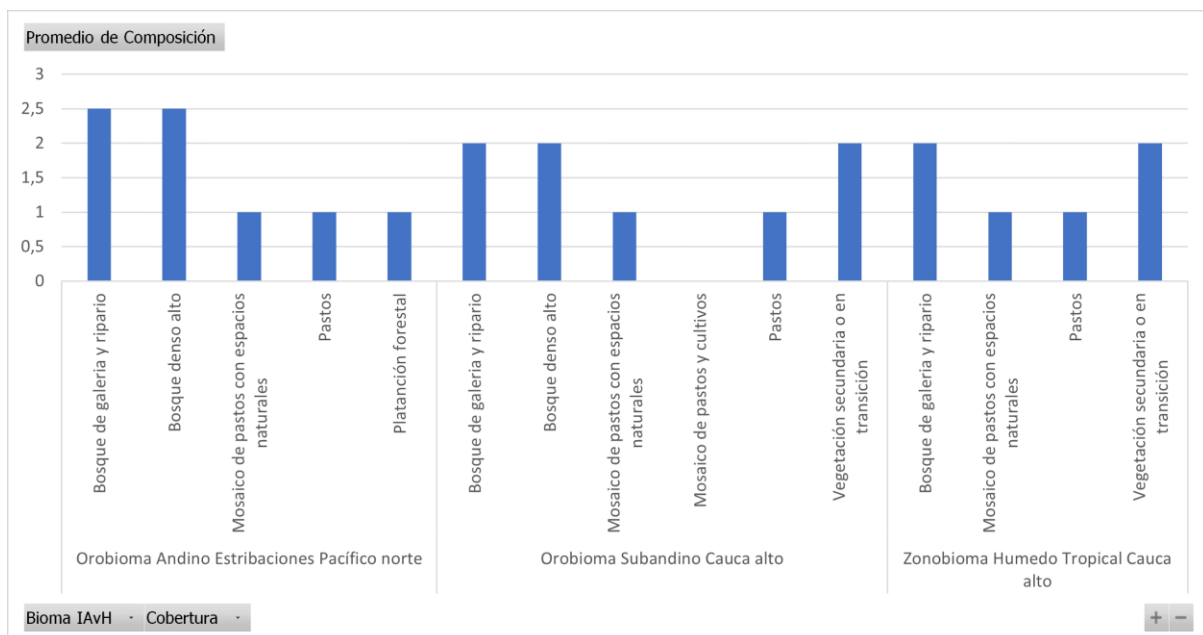


Figura 16. Resultados criterio de análisis de Composición de especies vegetales proyecto Quebradona.

De acuerdo con los resultados (Figura 15) los valores más altos de la unidad de compensación se centran en los bosques densos altos y los bosques riparios del Orobioma

Andino Estribaciones Pacífico Norte donde la pérdida de especies clave y otras especies de importancia es alta. Así mismo la pérdida de especies de flora en ecosistemas naturales del Orobioma Subandino Cauca Alto y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto se considera significativa (media) y con impacto en las pocas coberturas naturales identificadas en la zona.

7.5.2.3.2.3. Diversidad vegetal

De acuerdo con la información del EIA para las unidades de análisis correspondientes las coberturas naturales y seminaturales presentaron altos valores de diversidad. Para analizar la diversidad vegetal, en el EIA se tuvieron en cuenta diferentes índices y resultados asociados a diversidad beta y alfa que fueron analizados en esta investigación y que permitieron cualificar el criterio.

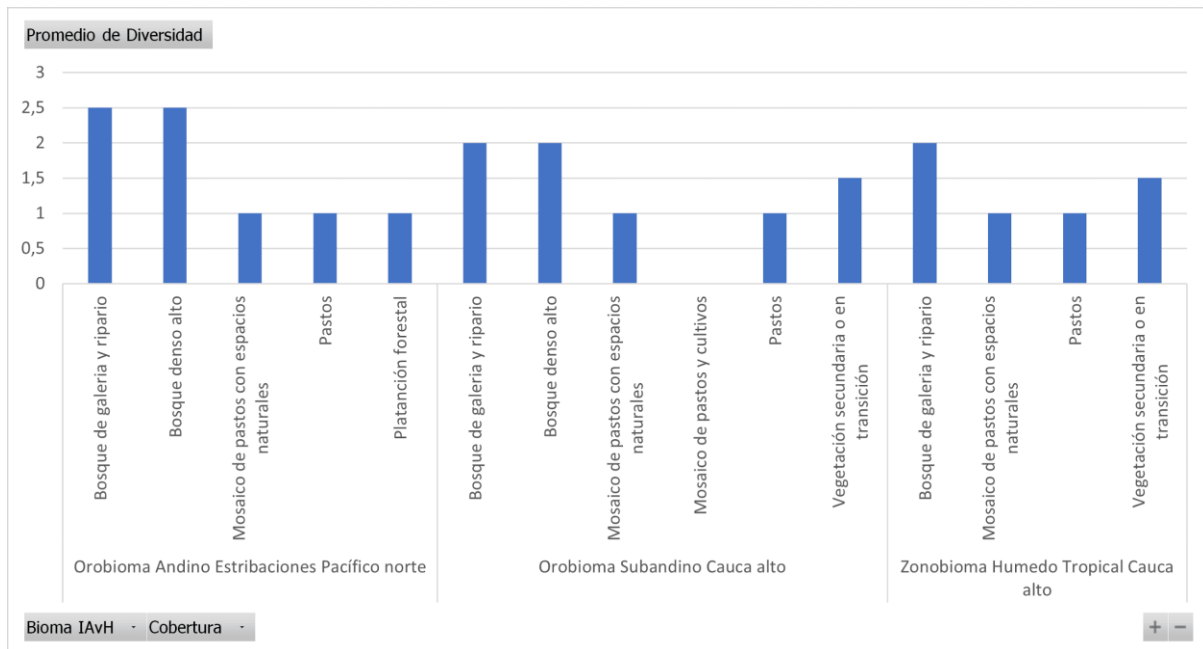


Figura 17. Resultados del criterio de análisis de diversidad vegetal proyecto Quebradona.

De acuerdo con los resultados (Figura 16), la valoración cualitativa del criterio de diversidad se mostró con valores altos para los bosques riparios y los bosques densos altos del Orobioma Andino Pacífico Norte, siendo las unidades más sensibles a la pérdida, así mismo los ecosistemas de bosque del Orobioma Subandino Cauca Alto y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca obtuvieron valores medios, reconociendo que la pérdida de sus características de diversidad puede ser significativa.

7.5.2.3.2.4. Estructura vegetal

El análisis de la información del EIA respecto a la estructura vegetal mostró que las coberturas de vegetación natural en el Orobioma Andino Pacífico Norte se mantienen en condiciones óptimas mientras que las condiciones de estructura para el Orobioma Subandino Cauca Alto y el Zonobioma Húmedo Tropical Cauca Alto han perdido sus características estructurales. Para analizar la diversidad vegetal, en el EIA se tuvieron en cuenta diferentes índices como la abundancia, la frecuencia, la dominancia y el índice de valor de importancia para analizar

la estructura horizontal; el análisis de clases diamétricas y el análisis de estructura vertical, los resultados que fueron analizados en esta investigación permitieron cualificar el criterio para las coberturas boscosas (Figura 17).

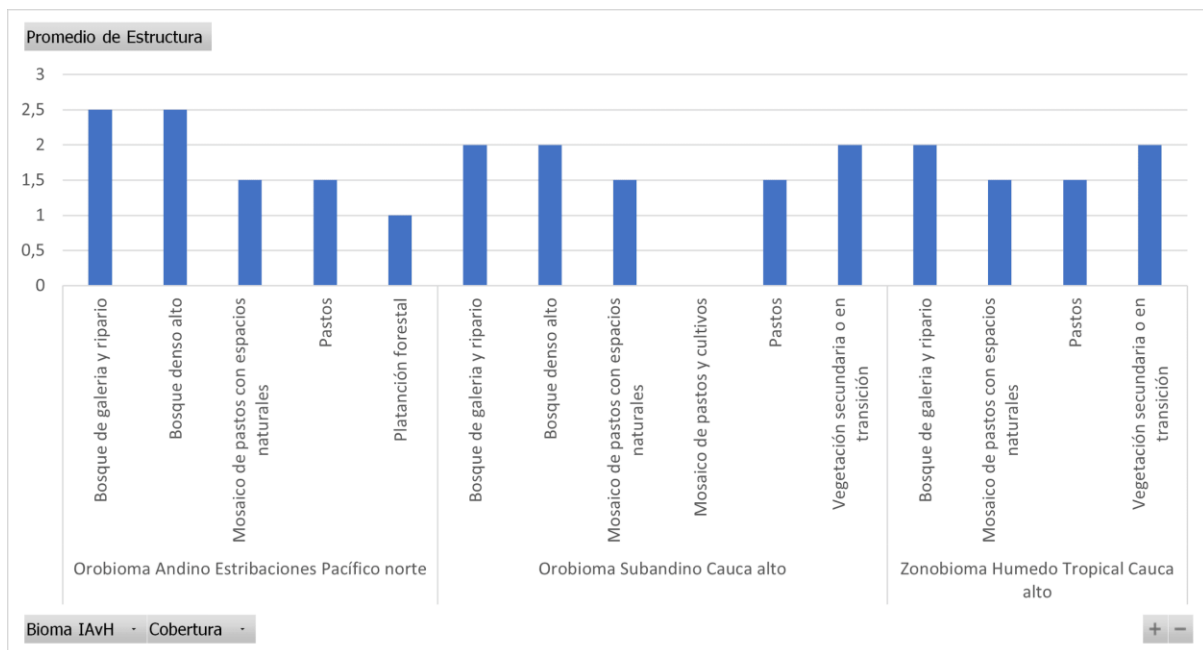


Figura 18. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal proyecto Quebradona.

Las características estructurales de las coberturas boscosas del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte analizadas nos arrojan valores de la unidad de compensación altos, mientras que las coberturas naturales de las demás unidades de análisis muestran valores valores medios en la asignación de la unidad de compensación.

7.5.2.3.2.5. Presencia de especies clave de fauna

De acuerdo con la información del EIA en el área del proyecto existen diferentes especies de aves con características de endemismos y casi endemismos, además de de algunas con distribución restringida para los Andes colombianos. así mismo, existen varias especies que se han visto amenazadas por la pérdida de su hábitat como por ejemplo La guacharaca colombiana (*Ortalis columbiana*) y el perico frentirojo (*Psittacara wagleri*) consideradas como objetos de conservación en los ecosistemas del proyecto.

Respecto a la herpetofauna dentro de las especies de anfibios encontradas en el área de estudio se registran dos especies endémicas para Colombia: *Pristimantis cf. permixtus* y *Pristimantis zophus*. Sin embargo, no existen registros de ninguna bajo categoría de amenaza.

Respecto a la mastofauna se registra la presencia de una especie endémica. El roedor *Akodon affinis*, distribuido en Colombia en los departamentos de Antioquia, Cauca, Cundinamarca, Quindío, Risaralda, Valle del Cauca y reportes en bosques densos de la cordillera Occidental del oeste de Colombia y en la Cordillera Central entre los 1.300 y 3.000

m. Se conoce poco sobre su ecología y existen pocos registros sobre su presencia y densidad. De las especies registradas, el tigrillo (*Leopardus pardalis*) se encuentra en categoría I y casi amenazado (NT) según el libro rojo de mamíferos para Colombia. Mientras que el zorro perro (*Cerdocyon thous*) se encuentra en la categoría II del CITES.

Cabe mencionar que a pesar de que algunas especies no se listan como amenazadas, su nivel de uso como recurso de subsistencia en zonas rurales puede poner en riesgo las poblaciones. Especies de interés para los pobladores como el Gurre (*D. novemcinctus*) entre otros, pueden bajar sus densidades a causa de acciones como la cacería.

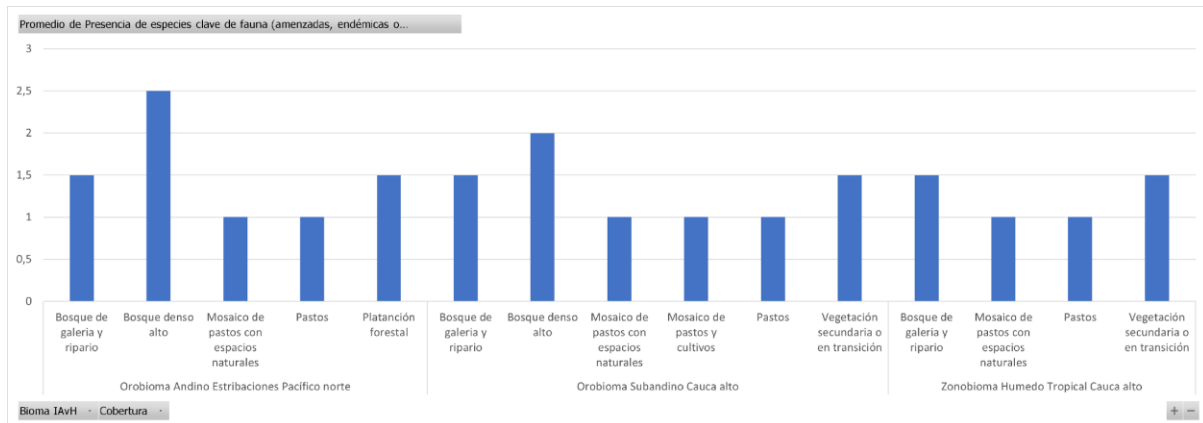


Figura 19. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal proyecto Quebradona.

De acuerdo con la información analizada (Figura 18), el área no presenta altas características de endemismo. Sin embargo, la unidad de análisis correspondiente al Orobioma Andino estribaciones Pacífico Norte se caracteriza por ser el hábitat de especies valores objeto de conservación, lo que refiere una calificación de la unidad de compensación alta para las coberturas naturales. Así mismo, las coberturas naturales de las demás unidades de análisis presentan valores medios en la unidad de compensación.

7.5.2.3.3. Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Servicios Ecosistémicos (SEhab)

Para el cálculo del criterio de servicios ecosistémicos se realizó el ejercicio de valoración del potencial de oferta para los servicios ecosistémicos seleccionados con base en la información del capítulo 5.4 del EIA y la descripción del estado de cada cobertura.

Los resultados para la unidad de análisis del Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte muestra valores de la unidad de compensación medios altos para el criterio de servicios ecosistémicos en sus coberturas naturales. Así mismo todas las unidades de análisis tienen valores muy altos en su capacidad de restauración lo cual se relaciona en un potencial de mejoramiento de los servicios ecosistémicos en las áreas que pudiesen estar sujetas a procesos de restauración, considerando valores muy altos en la unidad de compensación. Tanto para para el Orobioma Subandino Cauca Alto, como para el Zonobioma Húmedo Tropical cauca Alto las coberturas naturales identificadas muestran valores de la unidad de

compensación medios altos y las demás coberturas muestran altos potenciales para la restauración y servicios de provisión para la ganadería.

El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 3, hoja SEha

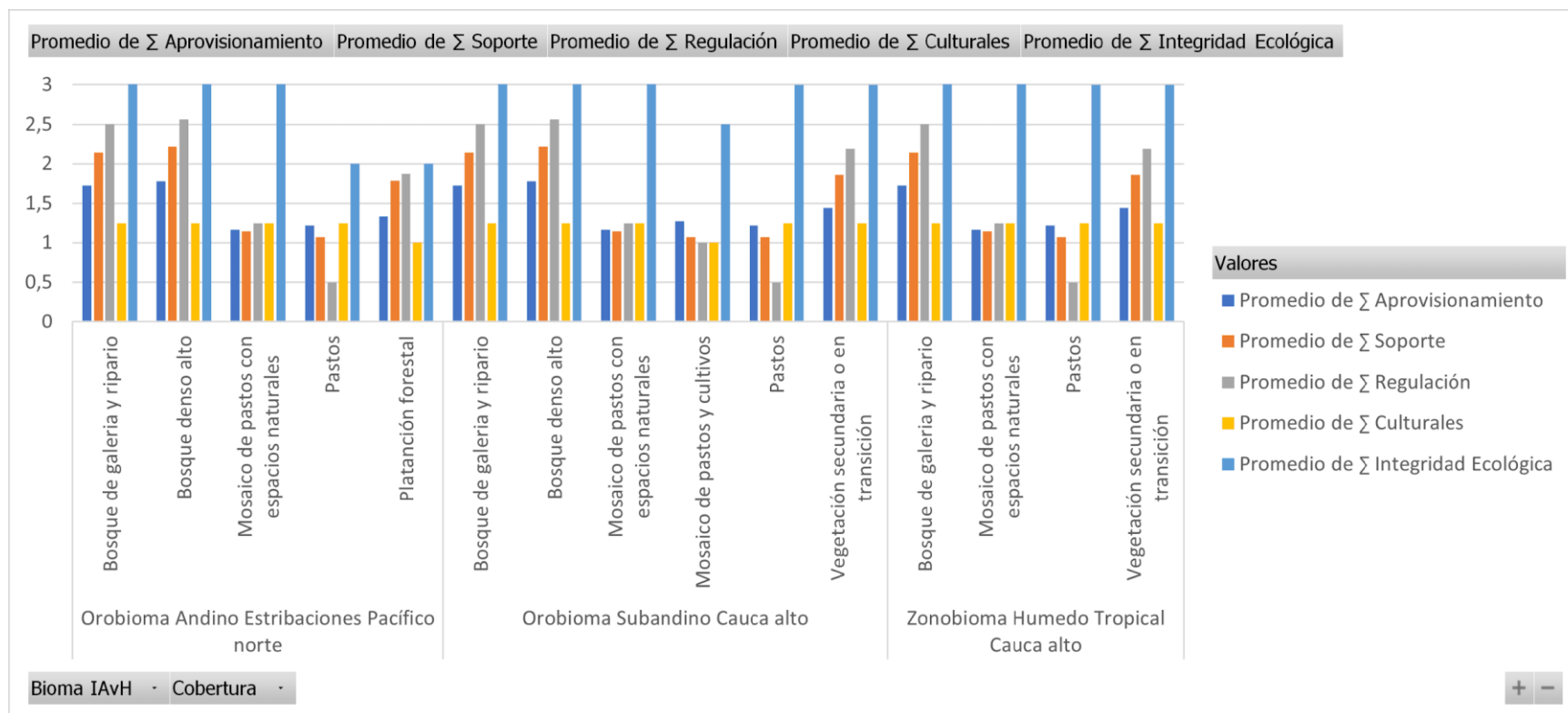


Figura 20. Resultados del criterio de análisis de servicios ecosistémicos.

7.5.2.3.4. Resultados del área a compensar para el proyecto minero Quebradona

Los resultados del área a compensar para el proyecto minero Quebradona se muestran en la tabla 25.

Tabla 17. Resultados área a compensar proyecto minero Quebradona.

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|----------------|-----------------------|---|-----------------------------|---------|---------|----------|------|------------------|
| 20.72 | Natural y SeminatURAL | Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | Bosque de galería y ripario | 6.00 | 11.00 | 9.37 | 9.14 | 189.32 |
| 11.12 | Natural y SeminatURAL | Orobioma Subandino Cauca alto | Bosque de galería y ripario | 7.00 | 9.00 | 9.37 | 8.64 | 96.04 |
| 8.64 | Natural y SeminatURAL | Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | Bosque de galería y ripario | 7.00 | 9.00 | 9.37 | 8.64 | 74.62 |
| 8.34 | Natural y SeminatURAL | Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | Bosque denso alto | 6.00 | 12.00 | 9.55 | 9.58 | 79.92 |
| 0.52 | Natural y SeminatURAL | Orobioma Subandino Cauca alto | Bosque denso alto | 7.00 | 9.50 | 9.55 | 8.90 | 4.63 |

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|-----------------------|-----------------------|--|--|----------------|----------------|-----------------|-----------|-------------------------|
| 3.5 | Natural y Seminatural | Orobioma Subandino Cauca alto | Vegetación secundaria o en transición | 7.00 | 8.50 | 8.24 | 8.03 | 28.10 |
| 16.49 | Natural y Seminatural | Orobioma Subandino Cauca alto | Vegetación secundaria o en transición | 7.00 | 8.50 | 8.24 | 8.03 | 132.37 |
| 0.07 | Natural y Seminatural | Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | Vegetación secundaria o en transición | 7.00 | 8.50 | 8.24 | 8.03 | 0.56 |
| 1.12 | Transformado | Orobioma Subandino Cauca alto | Mosaico de pastos y cultivos | 1.75 | 0.20 | 1.12 | 1.02 | 1.15 |
| 39.77 | Transformado | Orobioma Subandino Cauca alto | Mosaico de pastos con espacios naturales | 1.75 | 1.10 | 1.31 | 1.39 | 55.17 |
| 2.82 | Transformado | Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | Mosaico de pastos con espacios naturales | 1.75 | 1.10 | 1.31 | 1.39 | 3.91 |
| 2.21 | Transformado | Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | Mosaico de pastos con espacios naturales | 1.50 | 1.20 | 1.31 | 1.34 | 2.96 |

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|-----------------------|--------------|--|--|----------------|----------------|-----------------|-----------|-------------------------|
| 27.58 | Transformado | Orobioma Subandino Cauca alto | Mosaico de pastos con espacios naturales | 1.75 | 1.10 | 1.31 | 1.39 | 38.26 |
| 0.55 | Transformado | Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | Mosaico de pastos con espacios naturales | 1.75 | 1.10 | 1.31 | 1.39 | 0.76 |
| 2.29 | Transformado | Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | Pastos | 1.50 | 1.10 | 1.01 | 1.20 | 2.75 |
| 174.56 | Transformado | Orobioma Subandino Cauca alto | Pastos | 1.75 | 1.10 | 1.11 | 1.32 | 230.35 |
| 209.29 | Transformado | Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | Pastos | 1.75 | 1.10 | 1.11 | 1.32 | 276.17 |
| 75.3 | Transformado | Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | Plantación forestal | 1.50 | 1.20 | 1.40 | 1.37 | 102.88 |
| 604.89 | | | | Total | | | | 1319.92 |

7.5.3. Proyecto Hidrocarburos Bloque Llanos 78

El proyecto denominado actividades de exploración del yacimiento convencional Bloque Llanos 78 está en la jurisdicción de las veredas Aguaverde, La Virgen, además de los resguardos indígenas El Duva y el El Suspiro del municipio de Orocué en el departamento del Casanare. Sin embargo, el área de influencia definida en el EIA se extiende hasta la vereda Santa Teresa del municipio de San Luis de Palenque (Figura 20). El bloque cuenta con un área de 12.627,38 ha y se encuentra compuesto por dos polígonos. La exploración del Bloque Llanos 78 realizado para esta investigación solo contempla actividades para el polígono dos.

El proyecto consiste en realizar actividades de exploración de yacimiento convencional que incluyen las siguientes actividades:

- Desmante y descapote de suelo
- Movimiento de tierras
- Construcción y adecuación de vías
- Construcción y adecuación de locaciones
- Disposición de material sobrante ZODME
- Montaje de estructuras de perforación.

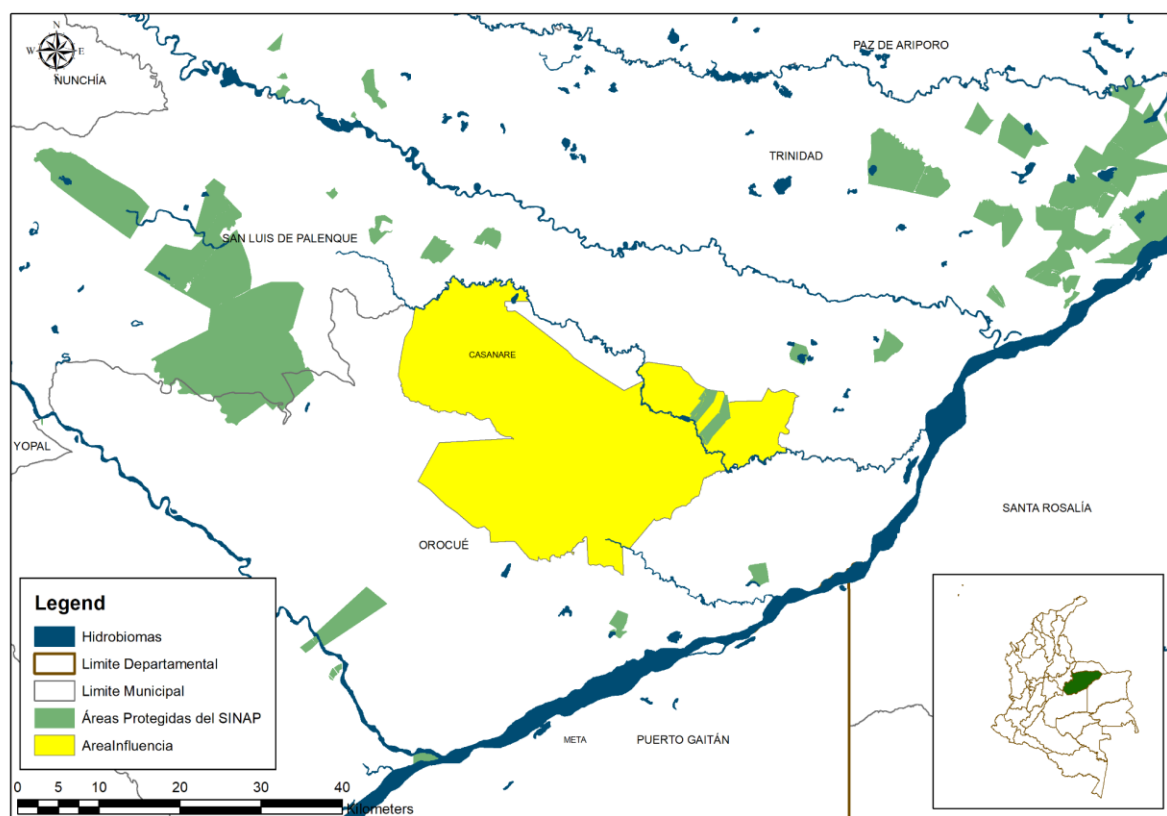


Figura 21. Mapa de ubicación Proyecto Hidrocarburos Bloque Llanos 78.

7.5.3.1. Impactos estimados sobre la biodiversidad por el desarrollo del proyecto

De acuerdo con la información contenida en el EIA la ejecución del proyecto de exploración requiere la intervención de 119,5 hectáreas, distribuyendo los impactos en 82,1 ha de herbazal denso inundable, 16,1 ha de pastos limpios, 11,8 ha de bosque de galería y en una menor proporción pastos arbolados y vegetación secundaria con una intervención en 7,17 ha y 2,39 ha respectivamente.

Los impactos sobre estos ecosistemas terrestres se describen en la tabla 26.

Tabla 18. Impactos del proyecto sobre los ecosistemas terrestres proyecto Llanos 78.

| Impacto | Descripción |
|--|---|
| Alteración de la conectividad de las coberturas naturales | <p>Este impacto se presentaría en un escenario con proyecto con una importancia moderada durante la actividad de construcción, adecuación de vías y locaciones. Es un impacto de carácter negativo periódico, con duración a largo plazo si no se corrige; que puede generar la fragmentación y aislamiento de las coberturas boscosas o el paso de la fauna silvestre. Esta condición genera la desestabilización de poblaciones tanto de fauna como de flora, afectando la riqueza y composición de especies en la zona.</p> |
| Modificación de hábitats de la fauna terrestre | <p>Una de las principales amenazas sobre la diversidad biológica es la reducción de hábitats, la cual es causada por la fragmentación y aislamiento de las coberturas boscosas. Esta condición genera la desestabilización de poblaciones tanto de fauna como de flora, afectando la riqueza y composición de especies en la zona.</p> <p>Las actividades de remoción de cobertura vegetal y descapote puede modificar por completo los hábitats presentes en las áreas seleccionadas; principalmente en los ecosistemas boscosos en los cuales la fauna se refugia por encontrar mayores recursos, las coberturas que son intervenidas por las actividades del proyecto hacen parte esencial en los ecosistemas. La actividad produce una disminución del micro-hábitat disponible para las especies que normalmente ocupan el área y sus facilidades y, por ende, la movilidad, relaciones tróficas y comportamientos sociales de las especies.</p> <p>El impacto se presentaría como severo durante la ejecución de actividades de desmonte y descapote, así como durante la construcción, adecuación de vías y locaciones. Mientras que, para las actividades de captación y consumo de agua, generación y disposición de residuos líquidos, y construcción y operación de ZODME, se presentaría un impacto de tipo moderado. De esta manera, la modificación de hábitats de la fauna terrestre se podría presentar en las áreas intervenidas de manera directa por estas actividades, así como las zonas aledañas donde se lleven a cabo construcciones de obras sobre los parches de vegetación secundaria y actividades de construcción de obras lineales que puedan llegar afectar coberturas bosques de galería y cuerpos de agua.</p> |

| Impacto | Descripción |
|---|---|
| Cambio en la composición, estructura y/o distribución de las comunidades faunísticas | <p>Este impacto se define como el cambio que se puede presentar en las poblaciones de fauna silvestre por el desarrollo de las obras del proyecto. Según la evaluación ambiental del proyecto ocho actividades alcanzan una importancia moderada, mientras que cuatro se identificaron como severas; desmonte y descapote, construcción, adecuación de vías y locaciones, Perforación (operación de taladro, motores y generadores) y funcionamiento de la tea. Entre los cambios que produce esta actividad están la fragmentación de hábitat por rotura de la continuidad del dosel, cambios microclimáticos, y conversión del uso del suelo, aunque el área afectada sea relativamente pequeña igualmente puede producir efecto de borde (cambios en las características bioecológicas) y efecto de barrera (impide la movilidad de la fauna). Por otro lado, con el montaje y operación de los equipos de perforación, taladros, generadores de energía, facilidades de producción, montajes electromecánicos, etc se genera un ruido considerable, el cual es uno de los factores que más impactan ecológicamente a las poblaciones de fauna produciendo desplazamientos, hacia otras zonas temporalmente. Por su parte, el funcionamiento de la tea, con la luz y el calor producidos e irradiados causan cambios en el comportamiento de algunas especies de fauna (especialmente murciélagos y aves), lo que produce cambios en su distribución.</p> <p>Actividades como la generación y disposición de residuos líquidos, generan un cambio en la composición y estructura de las comunidades faunísticas, principalmente la de los anfibios, dado que se modificaría su hábitat al generarse vertimientos en suelos de estos residuos. Dichas actividades</p> |

Fuente: ASI, 2019

7.5.3.2. Cálculo del área a compensar según el manual de compensaciones 2018

7.5.3.2.1. Ecosistemas naturales y transformados

Para el cálculo del área a compensar por el desarrollo del proyecto se tienen en cuenta las áreas de desarrollo máximo por la construcción de infraestructuras asociadas al proyecto como se muestra en la tabla 27.

Tabla 19. Cálculo del factor de compensación y el área a compensar para ecosistemas naturales proyecto Llanos 78.

| Ecosistema | Área total a afectar (ha) | Factor Compensación | Área Total a compensar (ha) |
|---|---------------------------|---------------------|-----------------------------|
| Bosque de galería y/o ripario del Helobioma Casanare | 11,8 | 6,5 | 76,6 |
| Herbazal denso inundable no arbolado del Helobioma Casanare | 82,1 | 6,5 | 533,3 |
| Vegetación secundaria baja del Helobioma Casanare | 2,4 | 3,25 | 7,7 |
| TOTAL | 96,2 | - | 617,6 |

Fuente: ASI (2019).

El área total para compensar por el desarrollo del proyecto es de 617,6 hectáreas, correspondientes a 533,3 ha al herbazal denso inundable no arbolado, 76,6 ha de bosque de galería y 7,7 ha de vegetación secundaria baja, así mismo para las áreas transformadas asociadas a pastos limpios y pastos arbolados el área a compensar es de 23,3 ha.

7.5.3.3. Cálculo del área a compensar con la metodología de asignación propuesta para el proyecto Llanos 78

7.5.3.3.1. *Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de característica distintiva del hábitat (UCChab)*

Para el cálculo de la unidad de compensación del criterio de características de distintividad del hábitat (UCChab) se utilizaron los valores de referencia del listado nacional de factores de compensación y se analizaron las condiciones de los ecosistemas de acuerdo con los criterios de selección de acuerdo con los valores mencionados en esta investigación. El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 4, hoja CHhab.

7.5.3.3.1.1. Análisis de resultados para el criterio de distintividad del hábitat

7.5.3.3.1.2. Criterio representatividad (Crp)

De acuerdo con los resultados para el criterio de representatividad el Helobioma Casanare tienen una representatividad baja, significando que los ecosistemas están medianamente representados en el SINAP.

7.5.3.3.1.3. Criterio de rareza (Cra)

De acuerdo con los resultados el criterio de rareza para el Helobioma Casanare arrijo resultados para la unidad de compensación bajos, lo cual significa que la unidad de análisis no tiene especies consideradas con alto valor de rareza.

7.5.3.3.1.4. Criterio de remanencia (Crm)

De acuerdo con los resultados para el criterio de remanencia el Helobioma Casanare presenta valores medios de remanencia lo que significa que la unidad de análisis está constituida por áreas naturales con un nivel medio de transformación donde aún se mantienen matrices importantes de ecosistemas naturales.

7.5.3.3.1.5. Criterio de tasa de transformación (Ctt)

De acuerdo con los resultados para el criterio de tasa de transformación el Helobioma Casanare presenta valores bajos de la unidad de compensación para la tasa de transformación, lo cual refiere a que la unidad de análisis está en áreas poco transformadas que han mantenido sus condiciones naturales en los últimos tiempos.

7.5.3.3.1.6. Análisis general para el criterio de característica de distintividad del hábitat

De acuerdo con los resultados (Figura 21) el área de análisis está compuesta por ecosistemas naturales característicos del Helobioma Casanare. A escala de paisaje el área está compuesta por especies características de la zona y mantiene pocas presiones de intervención.

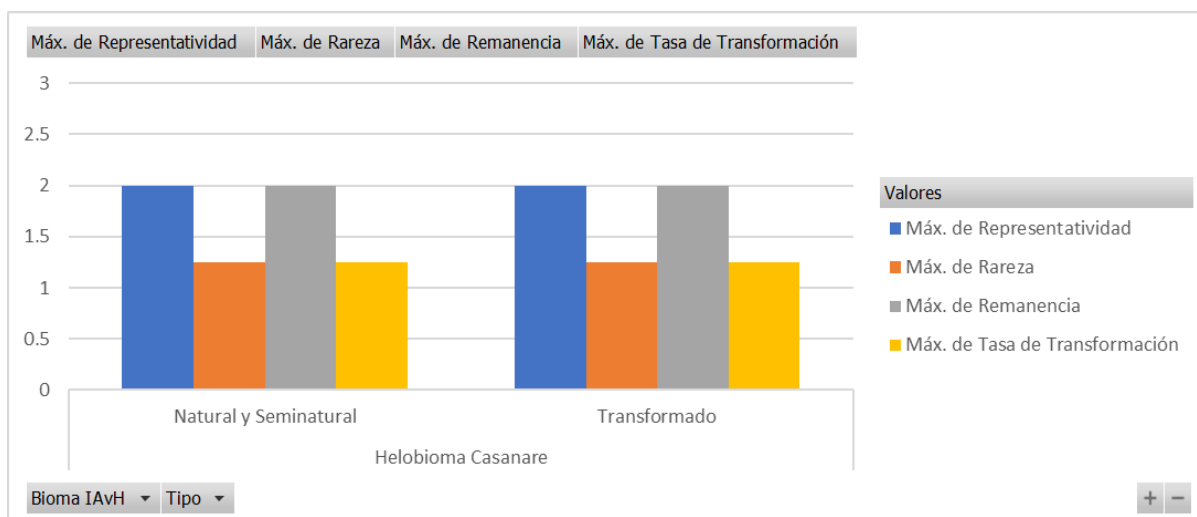


Figura 22. Resultados del criterio de Chab por tipo de ecosistema y Bioma Unidad Biótica proyecto Llanos 78.

7.5.3.3.2. Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Condición del hábitat (Ehab)

Para el cálculo del criterio de Condición del hábitat se analizó la información contenida en los capítulos 5,2 y 11,2 del estudio de impacto ambiental del proyecto Llanos 78.

El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 4, hoja Ehab.

7.5.3.3.2.1. Análisis de fragmentación

El análisis de fragmentación permite evidenciar que el área de influencia biótica definida para el área de interés del Bloque Llanos 78, presenta el mayor porcentaje de área en fragmentación mínima (80,99%), mientras que el 16,05% se encuentra con un nivel de fragmentación media y el 2,97% del área se encuentra en fragmentación extrema. La superficie en la clasificación de fragmentación Mínima, correspondiente a áreas de bosque de galería y/o ripario, vegetación secundaria baja y sabanas naturales (herbazal inundable). La morfología irregular que presentan estas áreas genera unos valores bajos en el indicador de Contexto paisajístico, lo que arroja una fragmentación media, mientras que las áreas correspondientes a fragmentación extrema corresponden en su mayoría a áreas quemadas y pastos limpios, ASI (2019)

De acuerdo con los resultados de la valoración cualitativa (Figura 22) los herbazales densos representan la mayor unidad de compensación por fragmentación de hábitat, así mismo los bosques de galería y la vegetación secundaria tienen una calificación media en su fragmentación.

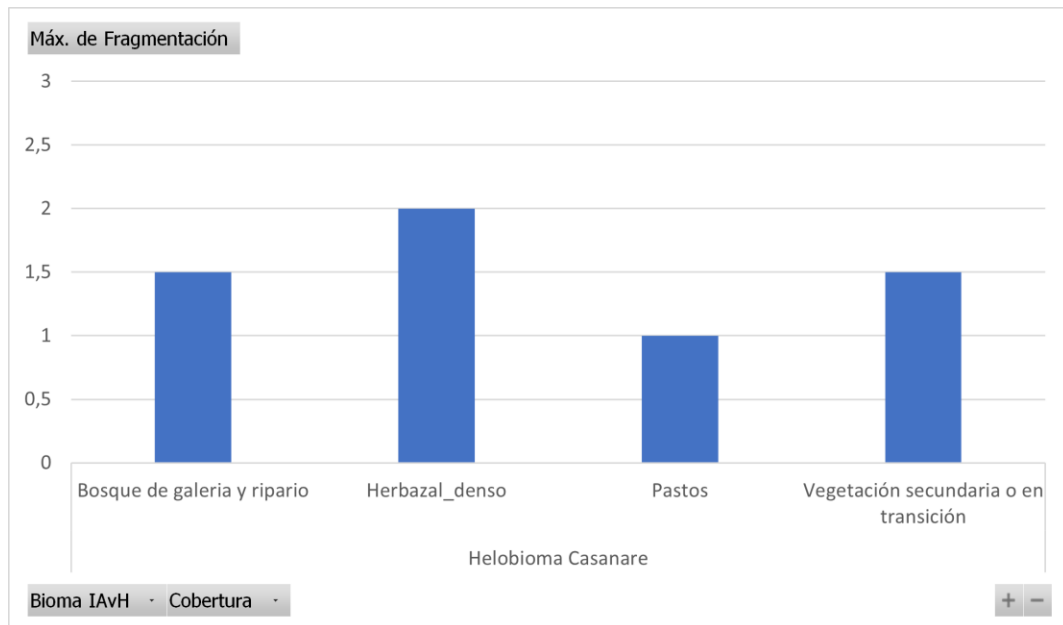


Figura 23. Resultados criterio de análisis de fragmentación proyecto Llanos 78.

7.5.3.3.2.2. Composición vegetal

De acuerdo con la información del EIA la composición de especies vegetales en el área de estudio corresponden a especies resistentes a fenómenos de inundación asociadas a herbazales, así mismo la composición florística en bosque de galería, se evidencia la riqueza de especies con una total de 54, repartidas en 43 géneros y 24 familias botánicas. Las familias con mayor representatividad corresponden Rubiaceae y Melastomataceae con seis (6) especies cada una, de la cuales la familia Rubiaceae cuenta con mayor número de géneros con cinco (5), mientras que Melastomataceae solo se ve representada en dos géneros. La familia Leguminosae cuenta con cinco (5) especies repartidas en cuatro (4) géneros. De igual manera, las familias Annonaceae, Arecaceae y Myrtaceae, también presentan alta riqueza de especies, con un total de cuatro (4) especies cada una, ASI (2019).

En la cobertura de vegetación secundaria baja se identificaron un total de 22 familias botánicas, distribuidas en 32 géneros y 35 especies, con un total de 179 individuos muestreados en estado fustal. La especie con mayor abundancia en el muestreo pertenece a la familia Calophyllaceae y corresponde a la especie *Caraipa llanorum* Cuatrec con el 15,1%. En relación a los géneros inventariados se tiene que *Gutteria*, *Xylopia* e *Inga* presentan la mayor riqueza con dos (2) especies cada una, ASI (2019).

De acuerdo con los resultados (Figura 23) los valores más altos de la unidad de compensación se centran en los bosques de galería, el herbazal denso y la vegetación secundaria, esta última representada por especies que han crecido en áreas olvidadas por la actividad ganadera. De acuerdo con la información del EIA, las áreas naturales del proyecto tienen alta riqueza.

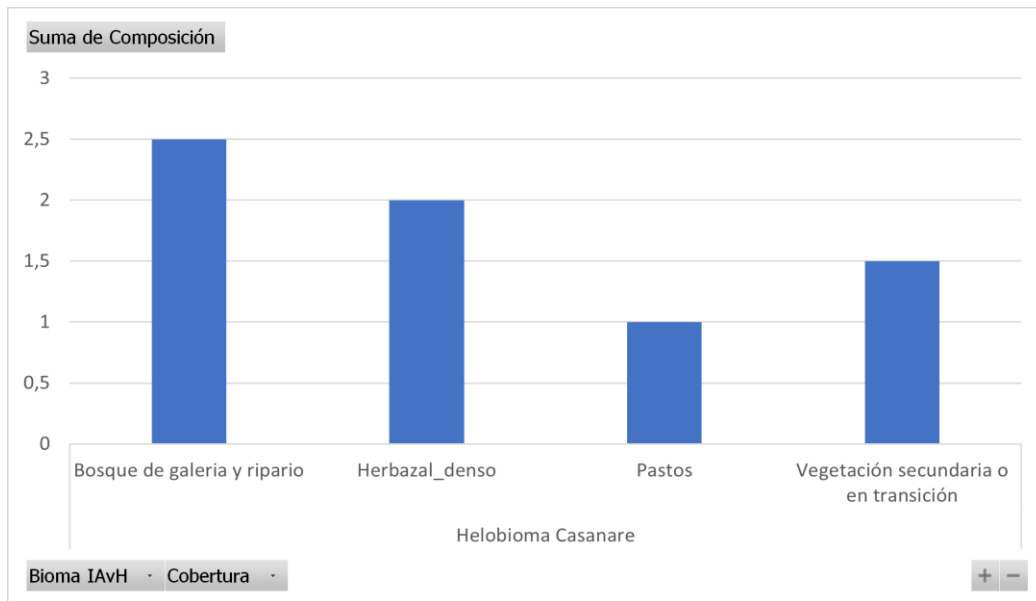


Figura 24. Resultados del criterio de análisis de Composición de especies vegetales proyecto Llanos 72.

7.5.3.3.2.3. Diversidad vegetal

De acuerdo con la información del EIA para las unidades de análisis correspondientes las coberturas naturales y seminaturales presentaron altos valores de diversidad. Para analizar la diversidad vegetal, en el EIA se tuvieron en cuenta diferentes índices y resultados asociados a diversidad beta y alfa que fueron analizados en esta investigación y que permitieron cualificar el criterio.

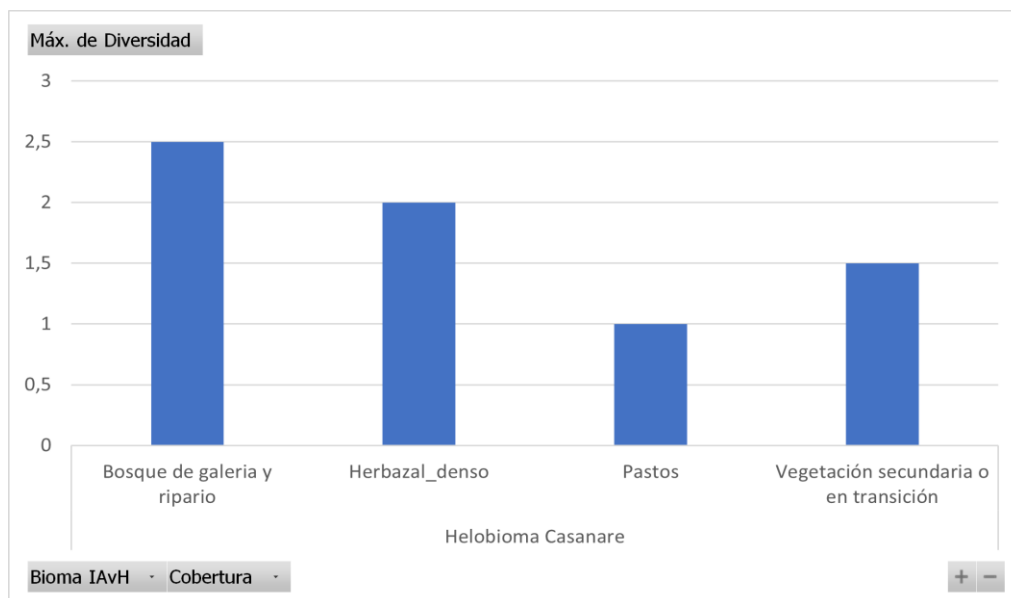


Figura 25. Resultados del criterio de análisis de diversidad vegetal proyecto Llanos 78.

De acuerdo con los resultados de la valoración cualitativa del criterio de diversidad vegetal (Figura 24) los bosques de galería arrojan los valores altos de unidad de compensación,

considerando que los impactos afectarán áreas diversas de importancia para el ecosistema, así mismo los herbazales densos obtuvieron valores medios en la unidad de asignación de compensaciones, considerando el herbazal como un ecosistema medianamente diverso en plantas. Las áreas de vegetación secundaria tienen valores bajos de diversidad, pero con un posible aumento en la misma, por lo cual se reconoce en la asignación de la calificación. Los pastos representan áreas transformadas con muy baja diversidad.

7.5.3.3.2.4. Estructura vegetal

El análisis de la información del EIA respecto a la estructura vegetal mostró que las coberturas de vegetación natural mantiene sus características estructurales y se muestran como relictos funcionales y en un alto grado de naturalidad, por su parte las coberturas transformadas presentan características de estructura modificadas debido a la transformación para el desarrollo de actividades ganaderas. Para analizar la diversidad vegetal, en el EIA se tuvieron en cuenta diferentes índices como la abundancia, la frecuencia, la dominancia y el índice de valor de importancia para analizar la estructura horizontal; el análisis de clases diamétricas y el análisis de estructura vertical, los resultados que fueron analizados en esta investigación permitieron cualificar el criterio para las coberturas boscosas.

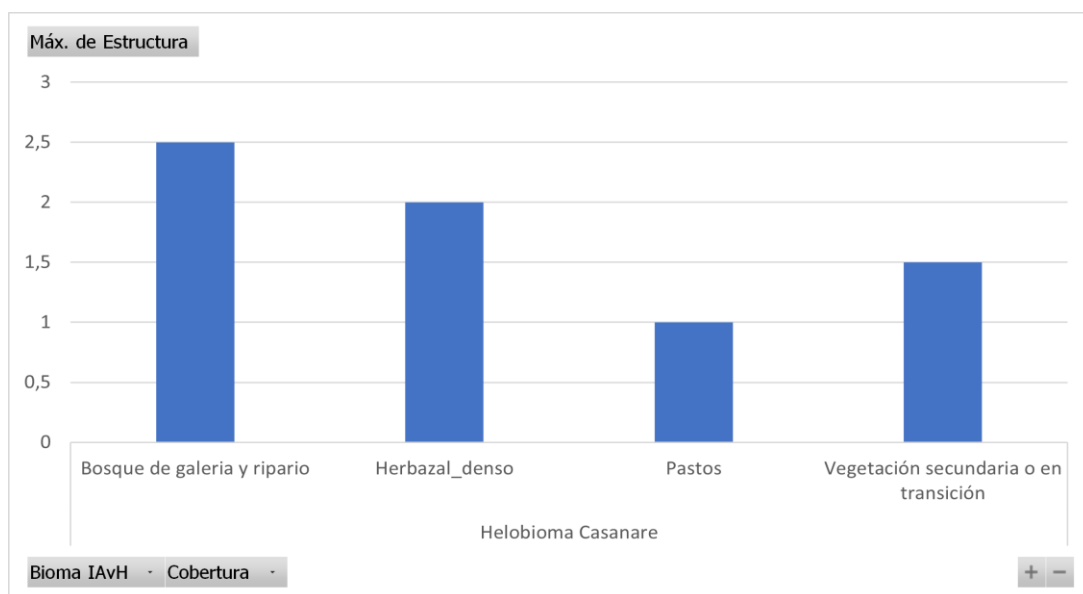


Figura 26. Resultados del criterio de análisis de estructura vegetal proyecto Llanos 78.

La asignación de unidades de compensación para el criterio de estructura muestra (figura 25) calificaciones altas para los Bosques de galería, considerando que son áreas naturales que mantienen unas condiciones adecuadas, así mismo los herbazales densos presentan valores de asignación medios. La vegetación secundaria muestra valores de asignación bajos y los pastos muy bajos, considerando que son áreas que no tienen estructuras similares a los ecosistemas de referencia.

7.5.3.3.2.5. Presencia de especies clave de fauna

En términos de la avifauna el área de análisis presenta una alta diversidad de especies, sin embargo para el área de influencia solo se reporta *Forpus conspicillatus* como especie casi

endémica para Colombia (CE) , ASI (2019). Así mismo, el área no presenta especies bajo ninguna categoría de amenaza.

En cuanto a la herpetofauna vale la pena aclarar que dentro del área de estudio se encuentran como especies Endémicas Colombianas las ranas *Scinax blairi*. Las especies de reptiles registradas Dentro del área del proyecto con algún grado de endemismo, veda o categoría de amenaza son compartidas con las reportadas para el grupo de especies potenciales, en donde se destacan por su alto grado de vulnerabilidad las especies de tortugas (Testudines) y cocodrilos (Crocodylia) (ASI, 2019).

Para la mastofauna, a pesar de la alta riqueza de especies con presencia potencial en el Área de Interés Bloque Llanos 78, en términos generales la comunidad de mamíferos no está representada por especies sensibles; de hecho, de los 132 mamíferos, nueve (9) están catalogadas como amenazadas en el territorio nacional, siete (7) en estado Vulnerable y dos (2) En Peligro. En relación a las especies vedadas, todas son pertenecientes al orden Carnívora y poseen protección de caza desde 1973.

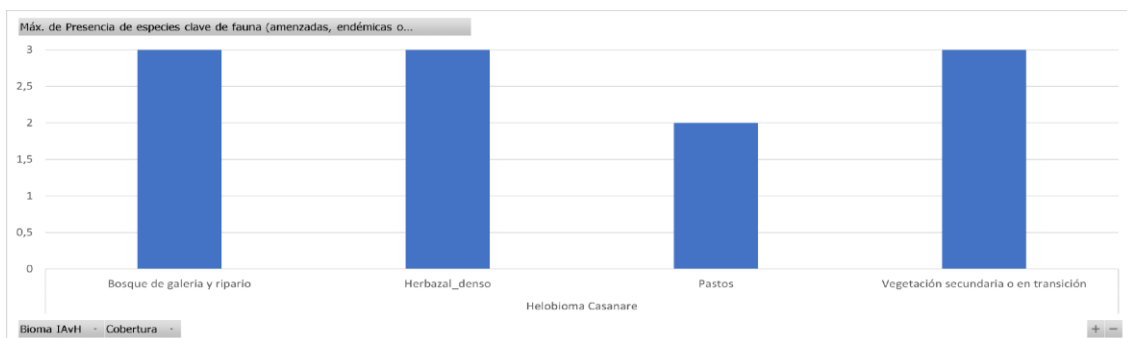


Figura 27. Resultados para el criterio de análisis de diversidad y presencia de especies claves proyecto Llanos 78.

De acuerdo con la información analizada (Figura 26), el área no presenta altas características de endemismo, sin embargo, la alta diversidad presente en la unidad de análisis marca muy altos valores de asignación de compensaciones para las diferentes coberturas, incluso los ecosistemas intervenidos de pastos presentan altos valores en términos de diversidad de especies carismáticas lo que hace del área un territorio de alta diversidad de fauna.

7.5.3.3.3. Cálculo de la unidad de compensación para el criterio de Servicios Ecosistémicos (SEhab)

Para el cálculo del criterio de servicios ecosistémicos se realizó el ejercicio de valoración del potencial de oferta para los servicios ecosistémicos seleccionados con base en la información del capítulo 5.4 del EIA y la descripción del estado de cada cobertura.

La asignación de las unidades de compensación para el criterio de servicios ecosistémicos mostró (Figura 27) valores muy altos para los servicios de regulación y los servicios de soporte para los ecosistemas naturales, reconociendo la alta importancia que tienen estas áreas para la oferta de servicios ecosistémicos en un ecosistema de alta fragilidad como el Helobioma del Casanare. La cobertura asociada a la vegetación secundaria presenta altos valores para la restauración, siendo este un aspecto importante para valorar este criterio.

El cálculo de la unidad de compensación para el criterio se puede ver en el anexo 4, hoja SEha.

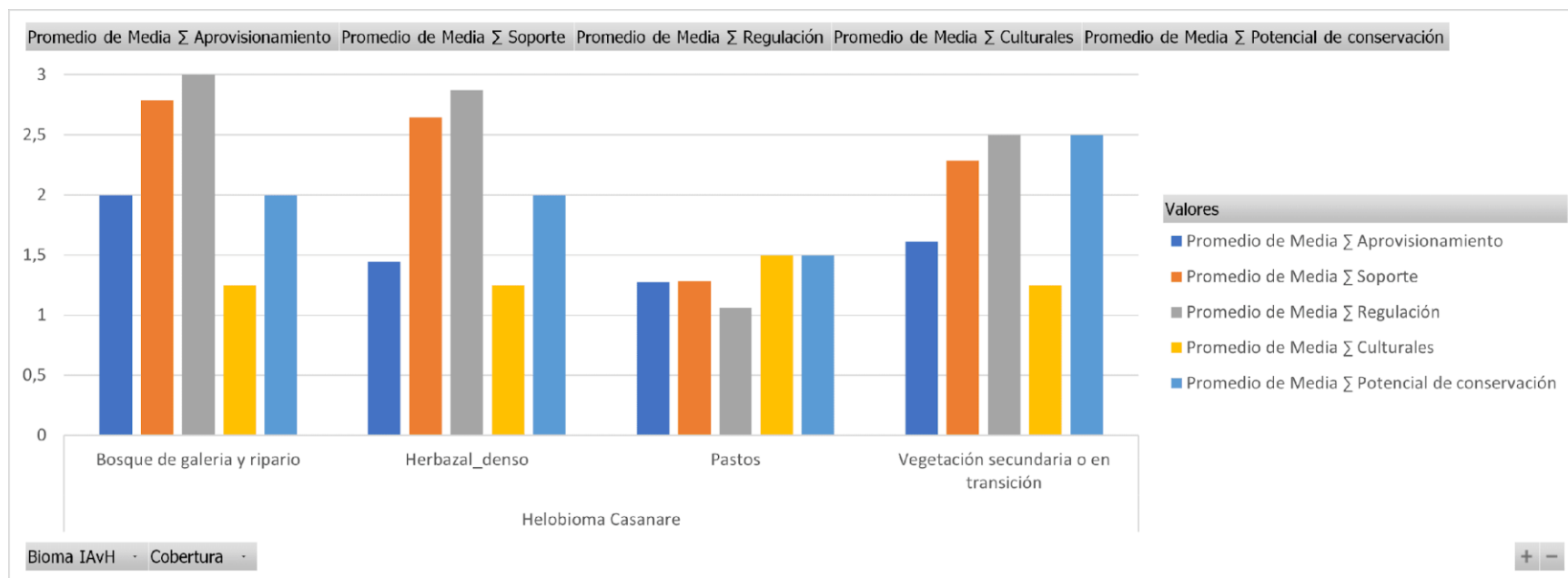


Figura 28. Resultados criterio de análisis servicios ecosistémicos proyecto Llanos 78.

7.5.3.3.4. Resultados del área a compensar para el proyecto de exploración petrolera Llanos 78

Los resultados del área a compensar para el proyecto de exploración petrolera Llanos 78 se muestran en la tabla 28.

Tabla 20. Resultados área a compensar proyecto de exploración petrolera Llanos 78.

| Área Impactada | Tipo | Bioma IAvH | Cobertura | UC_Chab | UC_Ehab | UC_Sehab | FC | Área a compensar |
|----------------|-----------------------|--------------------|---------------------------------------|--------------|---------|----------|-------|------------------|
| 11.8 | Natural y Seminatural | Helobioma Casanare | Bosque de galería y ripario | 6.50 | 12.00 | 11.04 | 10.26 | 121.11 |
| 82.1 | Natural y Seminatural | Helobioma Casanare | Herbazal denso | 6.50 | 12.50 | 10.21 | 10.14 | 832.67 |
| 2.4 | Natural y Seminatural | Helobioma Casanare | Vegetación secundaria o en transición | 6.50 | 10.50 | 10.15 | 9.37 | 22.48 |
| 23.3 | Transformado | Helobioma Casanare | Pastos | 1.63 | 0.64 | 1.33 | 1.20 | 27.86 |
| 119.6 | | | | Total | | | | 1004.11 |

8. COMPARACIÓN DE LAS MÉTRICAS DE COMPENSACIÓN

8.1. Análisis para el proyecto Ruta al Mar – Variante Coveñas

El cálculo bajo la metodología propuesta dio como resultado que el proyecto debería compensar 317,28 hectáreas en comparación con el área a compensar calculada con el manual de compensaciones que fue de 216,37 hectáreas (Tabla 29).

Tabla 21. Resultados comparativos de áreas a compensar proyecto vial variante Coveñas.

| Etiquetas de fila | Área Compensar Propuesta (ha) | Área compensar MCCB (ha) |
|---|-------------------------------|--------------------------|
| Natural y Seminatural | 181.33 | 122.95 |
| Halobioma Sinú | 104.09 | 65.75 |
| Plantación forestal | 39.08 | 20.10 |
| Vegetación secundaria o en transición | 33.06 | 13.79 |
| Zona pantanosa | 31.95 | 31.86 |
| Helobioma Sinú | 1.51 | 0.70 |
| Vegetación secundaria o en transición | 1.51 | 0.70 |
| Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | 75.73 | 56.51 |
| Bosque de galería y ripario | 2.03 | 2.44 |
| Pastos | 6.18 | 5.15 |
| Vegetación secundaria o en transición | 49.40 | 26.32 |
| Zona pantanosa | 18.11 | 22.60 |
| Transformado | 135.95 | 93.41 |
| Halobioma Sinú | 67.51 | 61.53 |
| Pastos | 67.51 | 61.53 |
| Helobioma Sinú | 9.92 | 9.66 |
| Mosaico de pastos y cultivos | 9.16 | 9.00 |
| Pastos | 0.76 | 0.66 |
| Zonobioma Alternohigrico Tropical Sinú | 58.51 | 22.22 |
| Mosaico de pastos y cultivos | 0.80 | 0.00 |
| Pastos | 55.77 | 19.81 |
| Zonas verdes artificializadas no agrícolas | 1.95 | 2.41 |

| | | |
|----------------------|---------------|---------------|
| Total general | 317.28 | 216.37 |
|----------------------|---------------|---------------|

El aumento del área a compensar está dado principalmente por el reconocimiento de diferentes servicios ecosistémicos que pueden ofertar las áreas intervenidas por el proyecto, la valoración asociada a la presencia de especies de fauna endémicas y de manejo especial y la capacidad que tiene el ecosistema para el desarrollo de proyectos de restauración. Sin embargo, en algunos casos asociados a zonas pantanosas y bosques de galería el área a compensar de la propuesta es menor a la del área a compensar de la metodología actual. Esto sucede porque la escala de análisis en la metodología actual es muy amplia y no se alcanzan a reconocer los niveles de transformación de las unidades de análisis.

8.1.1. Halobioma Sinú

8.1.1.1. Áreas naturales y seminaturales

Para las áreas naturales y seminaturales correspondientes a plantaciones forestales y vegetación secundaria el área a compensar con la nueva propuesta es mayor a la calculada con la metodología del MCCB, sin embargo, las zonas pantanosas muestran solo un leve aumento en su área a compensar, producto de un análisis más detallado que muestra que dichas áreas han perdido atributos de diversidad de especies de fauna por la presencia de ganadería y otros factores antrópicos, a pesar de que mantienen algunas de sus características funcionales.

8.1.1.2. Áreas transformadas

Para las áreas transformadas se ve un aumento en el área a compensar para la cobertura de pastos, esto debido a que dicho ecosistema ofrece una mayor oferta de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento a pesar de su nivel de intervención, además se han identificado como áreas con alto potencial para la restauración.

8.1.2. Helobioma Sinú

8.1.2.1. Áreas naturales y seminaturales

Para las áreas naturales de vegetación secundaria o en transición el área a compensar fue mayor a la calculada en el MCCB, sin embargo, no existió una diferencia considerable en los resultados.

8.1.2.2. Áreas transformadas

Para las áreas transformadas asociadas a las coberturas de mosaicos de pastos y cultivos y pastos las áreas a compensar fueron similares, evidenciando que son áreas con un nivel de intervención importante, pero con una capacidad de mejora de servicios ecosistémicos por la restauración de áreas que ofrecen la mejora de la integridad ecológica del área y que permite valorar su unidad de compensación.

8.1.3. Zonobioma alternohigrico tropical Sinú

8.1.3.1. Áreas naturales y seminaturales

Para las áreas del Zonobioma Alternohigrico Tropical el área a compensar asociada a las coberturas naturales de la vegetación secundaria o en transición y pastos naturales presentan mayores áreas a compensar, esto está dado por la valoración que la metodología propuesta hace respecto a los procesos sucesionales, por su parte, las coberturas zonas pantanosas y bosques de galería presentaron menores áreas a compensar debido a que si bien han sido clasificadas como áreas naturales, están representadas por áreas muy pequeñas, poco diversas y con poca oferta de servicios ecosistémicos.

8.1.3.2. Áreas transformadas

Con referencia a las áreas transformadas se ha identificado que para la cobertura de pastos el área a compensar es mucho mayor que la calculada bajo la metodología del MCCB, esto debido a que al ser un área tan intervenida, los pastos usualmente son utilizados por algunas especies de fauna como lugar de tránsito y anidación, para el área de mosaicos y cultivos también se reconoce una unidad de compensación que permite identificar algunos valores asociados a servicios ecosistémicos de aprovisionamiento relacionados con la provisión de alimento por agricultura y ganadería que deberían ser compensados, de igual manera para las zonas verdes artificializadas.

En la figura 28 se pueden ver los análisis de resultados de manera comparativa para ecosistemas naturales y transformados.

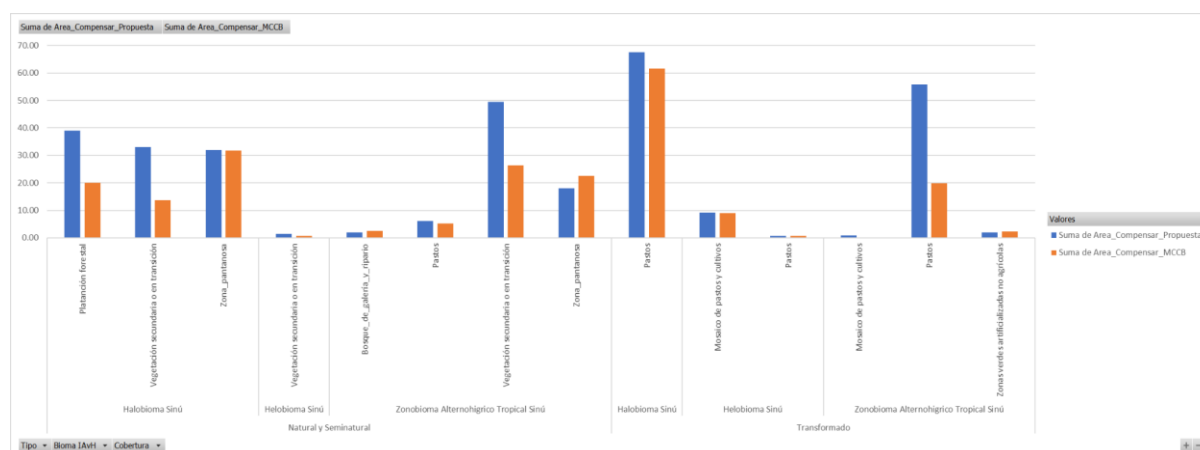


Figura 29. Análisis comparativo del proyecto Ruta al Mar – Variante Coveñas.

8.2. Análisis para el proyecto minero Quebradona

El cálculo bajo la metodología propuesta dio como resultado que el proyecto debería compensar 1319,92 hectáreas en comparación con el área a compensar calculada con el manual de compensaciones que fue de 113,25 hectáreas (Tabla 30), (Calculadas con factores reguladores del MCCB sin adición de compensación propuesta). En este caso el área de compensación total fue mayor al área calculada en el EIA, esto está relacionado con la valoración de unidades de compensación asociadas al Oroboma andino estribaciones pacífico norte donde se reconoce la importancia de los relictos naturales y su composición de

especies en una mayor proporción. Así mismo, para áreas transformadas se ha valorado con una mayor proporción la importancia que estas tienen para el tránsito y anidación de algunas especies de fauna y la importancia que tiene dichas áreas para la oferta de algunos servicios ecosistémicos, principalmente asociados a la oferta de alimentos y producción ganadera.

8.2.1. Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte

8.2.1.1. Área naturales y seminaturales

Para las áreas naturales y seminaturales correspondientes a bosques riparios el área a compensar de la propuesta del proyecto de investigación fue mayor a la del MCCB, lo que evidencia la importancia de estos ecosistemas para albergar especies de importancia y la oferta de servicios ecosistémicos en términos de hábitat

Tabla 22. Resultados comparativos de áreas a compensar proyecto minero Quebradona.

| Etiquetas de fila | Área Compensar Propuesta (ha) | Área compensar MCCB(ha) |
|---|-------------------------------|-------------------------|
| Natural y Seminatural | 605.55 | 577.76 |
| Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 269.24 | 174.36 |
| Bosque de galería y ripario | 189.32 | 124.32 |
| Bosque denso alto | 79.92 | 50.04 |
| Orobioma Subandino Cauca alto | 261.13 | 316.30 |
| Bosque de galería y ripario | 96.04 | 111.20 |
| Bosque denso alto | 4.63 | 5.20 |
| Vegetación secundaria o en transición | 160.46 | 199.90 |
| Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | 75.18 | 87.10 |
| Bosque de galería y ripario | 74.62 | 86.40 |
| Vegetación secundaria o en transición | 0.56 | 0.70 |
| Transformado | 714.37 | 535.49 |
| Orobioma Andino Estribaciones Pacífico norte | 108.59 | 79.80 |
| Mosaico de pastos con espacios naturales | 2.96 | 2.21 |
| Pastos | 2.75 | 2.29 |
| Plantación forestal | 102.88 | 75.30 |
| Orobioma Subandino Cauca alto | 324.93 | 243.03 |
| Mosaico de pastos con espacios naturales | 93.43 | 67.35 |

| | | |
|---|----------------|----------------|
| Mosaico de pastos y cultivos | 1.15 | 1.12 |
| Pastos | 230.35 | 174.56 |
| Zonobioma Humedo Tropical Cauca alto | 280.85 | 212.66 |
| Mosaico de pastos con espacios naturales | 4.68 | 3.37 |
| Pastos | 276.17 | 209.29 |
| Total general | 1319.92 | 1113.25 |

Para el caso de los bosques densos el área de compensación también fue mayor a la calculada con el MCCB, reconociendo el valor que tienen estas áreas para la conservación de la biodiversidad y las evidencias relacionadas con la presencia de especies de fauna claves y el buen estado de conservación de las áreas.

8.2.1.2. Áreas transformadas

Para las áreas transformadas se ve un aumento en el área a compensar para la cobertura de plantaciones forestales debido a que varios individuos de alta importancia usan las áreas de plantaciones forestales como lugar de tránsito y alimentación, además del potencial en términos de oferta de servicios ecosistémicos. Los resultados para coberturas de pastos y mosaicos de pastos con espacios naturales también fueron levemente mayores a los calculados con el MCCB reconociendo la importancia de la valoración de los servicios ecosistémicos en estas áreas.

8.2.2. Orobioma Subandino Cauca Alto

8.2.2.1. Áreas naturales y seminaturales

Para las áreas naturales asociadas a bosques riparios, bosques densos altos y vegetación secundaria y en transición el área de compensación fue menor que la calculada con el factor de compensación del MCCB, esto puede estar asociado a que la metodología propuesta evalúa de manera más detalla la condición del hábitat de estas unidades de análisis y muestra una clara pérdida en su grado de naturalidad y composición de especies en comparación con el estado de referencia.

8.2.2.2. Áreas transformadas

Para las áreas transformadas asociadas a las coberturas de mosaicos de pastos con espacios naturales y pastos las áreas de compensación aumentaron en relación con las calculadas en el EIA, esto se da por la valoración en términos de los servicios ecosistémicos del área y la capacidad que tienen estas áreas para desarrollar actividades de restauración.

8.2.3. Zonobioma húmedo tropical Cauca alto

8.2.3.1. Áreas naturales y seminaturales

Para las áreas naturales asociadas a bosque ripario el área a compensar asociada a la propuesta de investigación fue menor a la calculada con la metodología del MCCB, este

resultado está relacionado con la identificación de pocos parches de bosque que son catalogados como poco funcionales y con baja presencia de diversidad de flora y fauna.

8.2.3.2. Áreas transformadas

Para las áreas transformadas vale la pena resaltar que el área a compensar para la cobertura de pastos y mosaicos de pastos con espacios naturales fue más alta que la calculada con el MCCB, acá se reconoce el alto valor de las áreas de pastos para el potencial desarrollo de actividades restauración y la reconversión de actividades productivas.

En la figura 29 se pueden ver los análisis de resultados de manera comparativa para ecosistemas naturales y transformados.

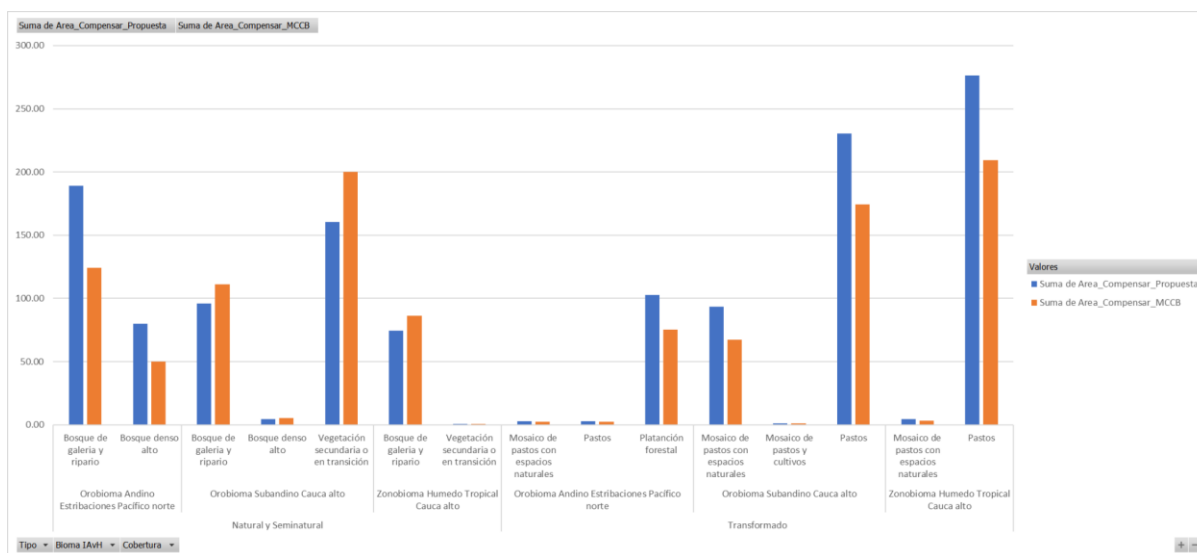


Figura 30. Análisis comparativo proyecto Ruta al Mar – Variante Coveñas

8.3. Análisis para el proyecto de exploración convencional Llanos 78

El cálculo bajo la metodología propuesta dio como resultado que el proyecto debería compensar 1004,110 hectáreas en comparación con el área a compensar calculada con el manual de compensaciones que fue de 640,90 hectáreas (Tabla 31). En este caso el área de compensación total fue mayor al área calculada en el EIA, esto está relacionado con un mejor análisis de las condiciones ecosistémicas del área y el reconocimiento de que la mayor parte del área está enmarcada en ecosistemas de herbazal denso de Helobioma Casanare

Tabla 23. Resultados comparativos de áreas a compensar proyecto Llanos 78.

| Etiquetas de fila | Área Compensar Propuesta (ha) | Área compensar MCCB (ha) |
|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------|
| Natural y Seminatural | 976.26 | 617.60 |
| Helobioma Casanare | 976.26 | 617.60 |
| Bosque de galería y ripario | 121.11 | 76.60 |
| Herbazal denso | 832.67 | 533.30 |

| | | |
|--|----------------|---------------|
| Vegetación secundaria o en transición | 22.48 | 7.70 |
| Transformado | 27.86 | 23.30 |
| Helobioma Casanare | 27.86 | 23.30 |
| Pastos | 27.86 | 23.30 |
| Total general | 1004.11 | 640.90 |

8.3.1. Helobioma Casanare

8.3.1.1. Área naturales y seminaturales

En términos generales los resultados de la unidad de compensación para ecosistemas naturales fueron levemente mayores para bosques de galería y vegetación secundaria, para el caso de herbazal denso, el ecosistemas natural con mayor intervención, el valor de asignación de la unidad de análisis fue mucho mayor para la metodología propuesta en comparación con la metodología del MCCB, reconociendo la importancia de este ecosistema como hábitat de especies de fauna características de la zona y la alta oferta de servicios ecosistémicos en la misma.

8.3.1.2. Áreas transformadas

Para las áreas transformadas se ve un aumento en el área a compensar para la cobertura de pastos, evidenciando que el área tiene un potencial de recuperación por abandono de actividades ganaderas, situación que se verá afectada por el desarrollo del proyecto. En la figura 30 se pueden observar los resultados del análisis comparativo por tipo de ecosistema.

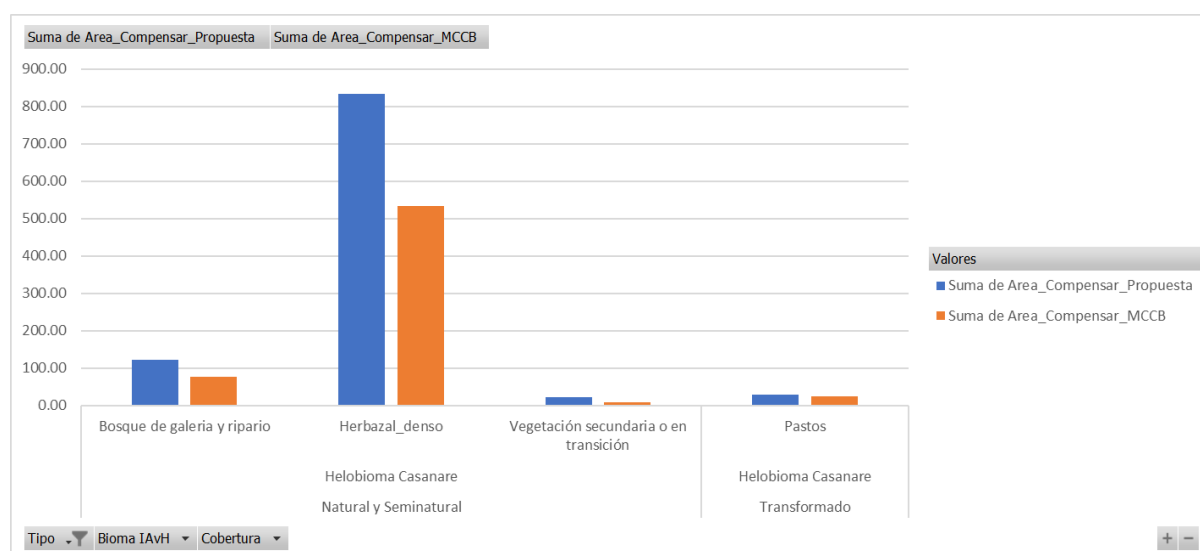


Figura 31. Análisis comparativo proyecto llanos 78.

8.3.2. Análisis global para ecosistemas naturales

De acuerdo con los resultados obtenidos y comparando las métricas de asignación del Manual de Compensaciones (MCCB) y la propuesta de asignación de este trabajo de

investigación para ecosistemas naturales podemos observar que en la comparación de los tres proyectos analizados el área de compensación aumenta. En el caso del proyecto Llanos 78, el área a compensar en ecosistemas naturales es notoriamente mayor que en comparación a los proyectos Quebradona y Variante Coveñas, esto se debe a que el proyecto pretende desarrollarse en un ecosistema con un alto grado de naturalidad y niveles altos de diversidad de fauna, lo cual es reconocido por la metodología propuesta por los criterios utilizados, valorando de manera más precisa estos elementos en términos cualitativos y cuantitativos. En términos generales, con la metodología propuesta el proyecto Llanos 78 debe compensar aproximadamente diez veces la unidad de área intervenida, el proyecto Quebradona ocho veces el área intervenida y el proyecto Variante Coveñas alrededor de seis veces, la figura 31 muestra los resultados globales para los ecosistemas naturales por proyecto.

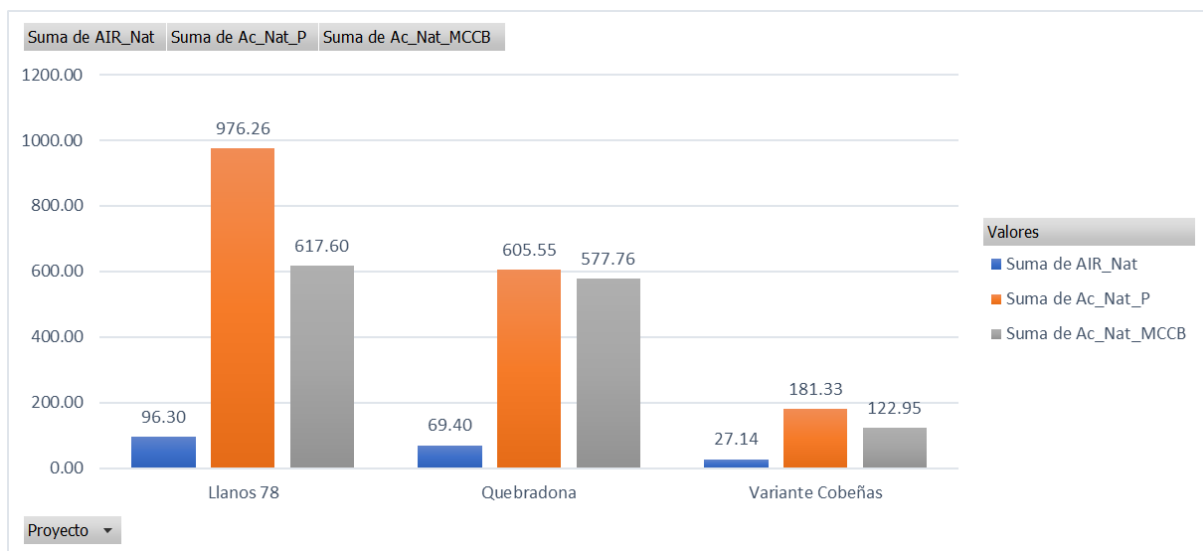


Figura 32. Análisis global de resultados para ecosistemas naturales por proyecto.

8.3.3. Análisis global para ecosistemas transformados

De acuerdo con los resultados obtenidos para ecosistemas transformados las áreas a compensar en la propuesta de esta investigación son mayores a las definidas en el manual de compensaciones del componente biótico. Para el proyecto Quebradona se evidencia un área a compensar notoriamente mayor a la definida en el MCCB, lo cual está asociado a las características de las áreas intervenidas y su presencia en ecosistemas de bosque seco tropical, la figura 32 muestra los resultados globales para los ecosistemas naturales por proyecto.

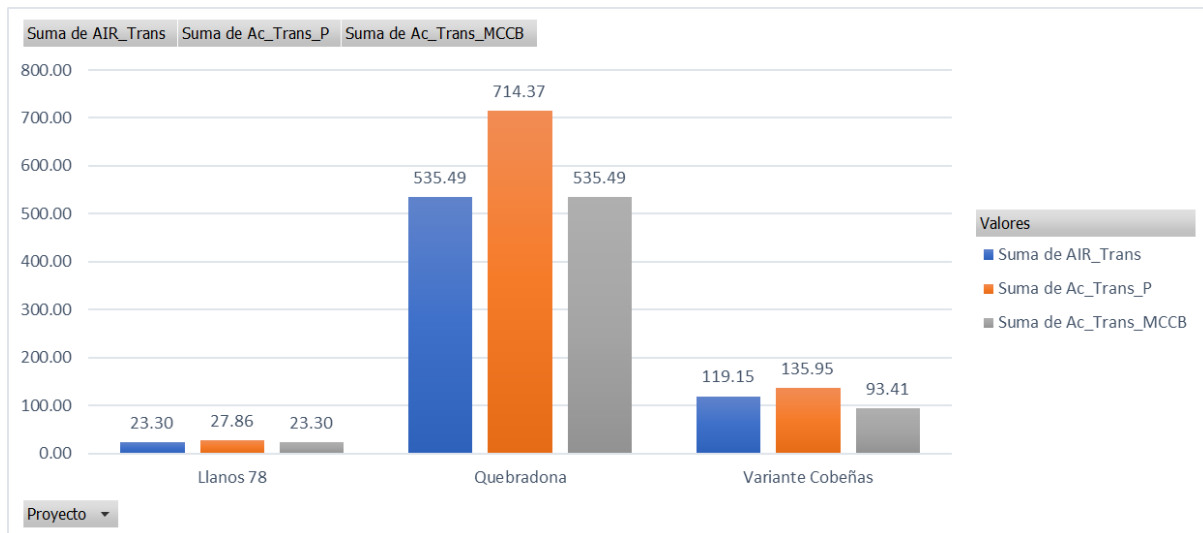


Figura 33. Análisis global de resultados para ecosistemas transformados por proyecto.

9. DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados obtenidos, una situación clave es la diferencia en las áreas a compensar cuando se utiliza el factor multiplicador del MCCB y el factor propuesto en esta investigación. Para el caso de los tres proyectos analizados en este estudio, el área a compensar para ecosistemas naturales fue mayor, indicando la importancia de que las metodologías de asignación de compensaciones incluyan elementos que valoren más acertadamente los indicadores de integridad ecológica y servicios ecosistémicos. Para el caso de ecosistemas naturales con alto grado de naturalidad y unos índices altos de diversidad de especies, el área a compensar fue notoriamente mayor a la del Manual de Compensaciones, situación que favorece la ganancia neta de biodiversidad en caso de impactos residuales sobre áreas naturales, contribuyendo así al cumplimiento del objetivo de ganancias netas que diferentes autores proponen para compensar la pérdida de biodiversidad.

En cuanto a la asignación de compensaciones en áreas transformadas, los resultados obtenidos difieren del Manual de Compensaciones en términos de que no define un factor de compensación estático de 1:1, sin una base conceptual, sino que analiza los valores ecosistémicos de las áreas transformadas en términos de su integridad y oferta de servicios ecosistémicos, brindando un soporte técnico más adecuado para la definición del factor de compensación.

Uno de los grandes retos es encontrar una combinación adecuada entre la solidez técnica y la facilidad de uso en la aplicación de metodologías de asignación de compensaciones (Goncalves et al., 2015), pero es un ejercicio esencial para lograr el objetivo de generar ganancias netas en biodiversidad. La metodología propuesta en esta investigación ofrece una métrica mejorada, ya que incluye elementos de diversidad y riqueza de especies, conectividad de áreas y servicios ecosistémicos, buscando superar la advertencia que hicieron Fleishman et al. (2006) y Gascón et al. (2009), haciendo referencia a que las métricas de biodiversidad, de diversidad y riqueza por sí solas no eran suficientes y debían integrar elementos que permitieran valorar procesos ecológicos.

El principal elemento de discusión de este trabajo de investigación es que probablemente la métrica actual de compensaciones bióticas en Colombia sea muy limitada en su información de base que no representa el estado de los atributos de los ecosistemas donde se pretende realizar un proyecto. La métrica actual se limita a relacionar el listado de factores de compensación con el grado de naturalidad del área de análisis en términos de la cobertura de la tierra, lo cual podría relacionarse con una métrica simple de hábitat y área. Por su parte, la métrica propuesta busca complementar la metodología de asignación de compensaciones, relacionado no sólo los atributos de los ecosistemas en términos de su integridad ecológica, sino también, incluyendo una valoración de los servicios ecosistémicos que ofrecen las áreas de interés, involucrando el concepto de socioecosistemas de una manera integral.

De acuerdo con lo anterior y en consonancia con lo expuesto por varios autores como Maron et al. (2018) y Griffiths et al. (2019), la inclusión de métricas de compensación que se basan directamente en indicadores ecológicos, que incluyen servicios ecosistémicos e indicadores de poblaciones de especies como la diversidad, la abundancia, la densidad o la conectividad, mejoran los objetivos bióticos y sociales de la compensación, generando una mayor cohesión con elementos asociados a la planificación de la conservación y la ecología.

La métrica propuesta en esta investigación pone en evidencia sinergias entre las variables de integridad ecológica y la capacidad que tienen los hábitats de ofrecer servicios ecosistémicos, ya que sigue un marco que integra el concepto de integridad ecológica como base para el suministro de servicios ecosistémicos de regulación, aprovisionamiento y culturales (Müller y Burkhard, 2007), que complementan la evaluación de los criterios de representatividad, rareza, remanencia y tasa de transformación para definir factores de compensación que incluyen variables de análisis integral de un área que va a sufrir transformaciones en sus características ecológicas y funcionales. En los proyectos analizados se evidenció que aquellas áreas que presentaban mejores condiciones ecosistémicas también tenían un aumento en la valoración cualitativa de sus servicios.

Finalmente, como se ha logrado identificar en la literatura científica, las métricas y las metodologías de asignación de compensaciones no son totalmente satisfactorias (Bezombes et al., 2017). Sin embargo, complementar los ejercicios de asignación con criterios que busquen abarcar la mayor cantidad de elementos de evaluación de la biodiversidad, que actualmente se incluyen en las mediciones de los EIA, permite tomar mejores decisiones a los actores del ciclo de la compensación como las autoridades ambientales y los desarrolladores de estrategias. Esta investigación puede abrir puertas a futuros trabajos que se enfoquen en temáticas como la evaluación de áreas equivalentes, el monitoreo y efectividad de las compensaciones y la definición de mecanismos de compensación.

10. CONCLUSIONES

En comparación con el Manual de Compensaciones del Componente Biótico, la metodología propuesta en este trabajo de investigación no se basa únicamente en la cobertura de la tierra para evidenciar el estado actual de un ecosistema, sino que aporta resultados adicionales en términos de información de composición de especies, estructura de las comunidades vegetales y funcionalidad en términos ecológicos y de capacidad de ofrecer servicios

ecosistémicos. Lo anterior supera tres barreras importantes que presenta la actual metodología de compensaciones: la metodología propuesta se complementa con información actualizada en el EIA y no se basa únicamente en la información del MECC 2017, la metodología propone incorporar una evaluación de servicios ecosistémicos, lo que a su vez proporciona información clave para incorporar la necesidad de compensar los servicios que se prevén afectar por el desarrollo del proyecto y finalmente reduce la incertidumbre para asignar compensaciones en ecosistemas seminaturales y transformados, analizando de manera detallada la condición de estos paisajes y evitando asignaciones arbitrarias sin sustento técnico.

La incorporación del criterio de condición del hábitat permite un análisis más aproximado de la integridad ecológica de una unidad de análisis, ya que al evaluar aspectos que relacionan los atributos ecosistémicos de estructura, función y composición, el evaluador tiene una mirada más detallada de los impactos residuales sobre dichos atributos. De igual forma, la inclusión del criterio de evaluación del potencial de servicios ecosistémicos brinda un elemento innovador en las métricas de asignación de compensaciones, incluyendo la posibilidad de evaluar cómo la pérdida de hábitat afecta de manera directa la capacidad de un área de ofrecer servicios y así darle mayores herramientas tanto a los titulares de licencias como a los evaluadores de los planes de compensación para diseñar acciones de compensación que mejoren o recuperen los servicios ecosistémicos.

La metodología de asignación de compensaciones propuesta en este trabajo de investigación ha proporcionado resultados que evidencian el aumento en las áreas a compensar en comparación con los resultados del Manual de Compensaciones del Componente Biótico, lo que sugiere reducir la incertidumbre en el cumplimiento del principio de la ganancia neta en biodiversidad, ya que el factor de compensación está proporcionando un multiplicador que conlleva al desarrollo de acciones de conservación que deberán generar resultados adicionales para compensar los impactos residuales.

Para el caso del proyecto Ruta al Mar - Variante Coveñas el aumento en las áreas de compensación se dio en las unidades de análisis de mayor representatividad de especies, resaltando de manera clara que, si bien es un área transformada, el paisaje actúa como lugar de paso y alimentación de especies de alta importancia, principalmente de aves. Así mismo, por su cercanía al DRMI Ciénaga de La Caimanera, las áreas del proyecto representan espacios claves para la conservación de especies y la recuperación de hábitats.

En el caso del proyecto Quebradona, las mayores diferencias se dieron en los ecosistemas naturales del Bioma - Unidad Biótica Orobioma Andino Estribaciones Pacífico Norte, evidenciando que la aplicación de la metodología integra aspectos relacionados con la presencia de especies clave y genera valores adicionales en términos de área que justifica un resultado en el área a compensar que proporciona mayores beneficios para asegurar poblaciones viables de las especies afectadas. Así mismo, los resultados para ecosistemas transformados de pastos en ecosistemas asociados a bosques secos tropicales evidencian la importancia que tienen estos paisajes para albergar algunas especies claves y la capacidad que tiene el área para restaurar ecosistemas de alta importancia y fragilidad.

Para el proyecto de exploración de yacimientos convencionales Llanos 77 los mayores cambios aportados por la metodología propuesta en términos de área a compensar se dieron

en los ecosistemas naturales. Acá, la metodología propuesta está potenciando el estado y la funcionalidad de estos ecosistemas, evaluando incluso su vulnerabilidad a los cambios y sus lentos procesos de recuperación. En el caso de ecosistemas no boscosos, la metodología propuesta le da prioridad a los servicios ecosistémicos que prestan estas áreas en términos de su funcionalidad.

Desarrollar una metodología de compensaciones basada en métricas de condición, estado y servicios ecosistémicos proporciona una herramienta más completa para asignar compensaciones bajo los principios de adicionalidad, equivalencia ecosistémica y no pérdida neta de biodiversidad, ya que permite analizar de una manera más completa los atributos de los ecosistemas que deben ser compensados y ser más precisos en la asignación.

La inclusión de un criterio de servicios ecosistémicos permite analizar la importancia de las unidades de análisis, no sólo en términos de la diversidad de especies, sino de la importancia estratégica que pueden tener las áreas impactadas para ofrecer estos servicios. También permite analizar acciones de compensación para recuperar estos servicios ecosistémicos en los sitios donde se van a implementar las medidas de compensación.

Como parte de los resultados, se incluyó una variable denominada “potencial de conservación”. Esta variable permite valorar la capacidad de un área de ofrecer condiciones para la preservación o la restauración de hábitats, complementando la métrica de asignación con elementos estratégicos de recuperación de ecosistemas.

La métrica de asignación de compensaciones propuesta es un punto de partida para nuevas investigaciones. El escenario ideal sería contar con variables e indicadores más precisos para evaluar la condición del hábitat en términos de su estructura, función y composición, sin perder las características prácticas de la metodología. Esto conlleva el reto de articular las metodologías de estudios ambientales y la información que allí se sugiere, estructurar nuevos mecanismos de compensación que aseguren la disponibilidad de áreas para compensar y generar metodologías de monitoreo a las compensaciones.

La propuesta metodológica permite que un evaluador de un plan de compensaciones tenga mejores argumentos al tomar una decisión de aprobación, ya que el resultado de las áreas a compensar estará determinado por un análisis que involucra más variables asociadas a la evaluación del estado de los atributos ecosistémicos y la integridad ecológica en su relación con la capacidad que tiene las áreas de ofrecer servicios ecosistémicos.

11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Arbeláez, D.M.L. y Sagre, J.D.Q. (2015). Compensaciones de biodiversidad: experiencias en Latinoamérica y aplicación en el contexto colombiano. *Gestión y Ambiente* 18(1), 159–177.

Ariza Pardo, D. M. y Moreno Hincapié, J.C. (2017). Análisis comparativo sobre compensaciones ambientales por pérdida de biodiversidad en el contexto nacional e internacional. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Atención Social integral ASI S.A.S. (2019). Estudio de Impacto Ambiental Área de Interés Bloque Llanos 78. Bogotá.

Ávila, Mogollón Ruth Maritza (2000). El AHP (Proceso Analítico Jerárquico) y su aplicación para determinar los usos de las tierras: El caso Brasil. Santiago de Chile: Proyecto regional "Información sobre tierras y aguas para un desarrollo agrícola sostenible". FAO. 2000.

Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (1 de febrero de 2022). Tablero de control compensaciones. <https://www.anla.gov.co/proyectos/apuestas-por-la-biodiversidad/tablero-control-compensacion>

BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme). (2012). Estándar sobre compensaciones por pérdida de biodiversidad. BBOP, Washington, D. C. 32 pp.

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. *Ecol. Indic.* 93, 1244–1252.

Boehlert, G.W., Gill, A.B. (2010). Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography* 23(2), 68–81.

Brownlie, S., King, N., Treweek, J. (2012). Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss? *Impact Assess. Proj. Apprais.* 31(1),24–33.

B. Burkhard, F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological indicators*, 21, pp. 17-29.

Bull, J.W., Gordon, A., Law, E.A., Suttle, K.B., Milner-Gulland, E.J. (2014). Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity. *Conserv. Biol.*

Bull, J.W., Gordon, A., Watson, J.E.M., Maron, M. (2016). Seeking convergence on the key concepts in “no net loss” policy. *J. Appl. Ecol.* 53, 1686–1693.

Bull, J. W., Hardy, M. J., Moilanen, A., & Gordon, A. (2015). Categories of flexibility in biodiversity offsetting, and their implications for conservation. *Biological Conservation*, 192.

Bull, J.W., Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nat. Sustain.* 1, 790–798.

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J. (2013a). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47 (3), 369–380.

Bull, J.W., Suttle, K.B., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J. (2013b). Conservation when nothing stands still: moving targets and biodiversity offsets. *Front Ecol. Environ.* 11 (4), 203–210.

Cantillo Higuera, Edgard Ernesto (2012). Contribución de la escuela forestal a la caracterización estructural de la vegetación, base para la restauración ecológica. En: Cantillo

Higuera, Edgard Ernesto Ed. Historia y aportes de la Ingeniería Forestal en Colombia, pp. 144-153. Bogotá: Opciones Gráficas Editores Ltda. 426 p.

Calvet, C., Napoléone, C., Salles, J.-M. (2015). The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationales and ecological dynamics. *Sustainability* 7, 7357–7378.

Carbones del Cerrejón Limited y Conservación Internacional (2012). Propuesta modelo de compensación ambiental aplicado a la intervención por los permisos de aprovechamiento forestal. Departamento de Gestión Ambiental. Carbones del Cerrejón Limited.

Carreras, M. J., J. P. Lassoie & J. Milder. (2018). Accounting for no net loss: a critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *Journal of Environmental Management* 220: 36-43.

CBD Secretariat (1992). Convention on biological diversity. In: Convention on Biological Diversity.

Chen, Y., Bouferguene, A., Al-Hussein, M. (2018). Analytic hierarchy process-simulation framework for lighting maintenance decision-making based on the clustered network. *J. Perform. Constr. Facil.* 32 (1), 04017114.

Corporación Financiera Internacional (2012). Norma de Desempeño 6 Conservación de la biodiversidad y gestión sostenible de recursos naturales vivos. https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/f8df1cd4-084f-4ea3-912a-dd36724832a5/PS6_Spanish_2012.pdf?MOD=AJPERES&CVID=k5Lomls.

Cristescu, R.H., Rhodes, J., Frére, C., Banks, P.B. (2013). Is restoring flora the same as restoring fauna? Lessons learned from koalas and mining rehabilitation. *J. Appl. Ecol.* 50, 423–431.

Dale, V.H., Beyeler, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3–10.

Davies, T.J., Cadotte, M.W. (2011). Chapter 3 Quantifying Biodiversity: Does It Matter What We Measure? Pages 43–60, *Biodiversity Hotspots*. Available from. <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-209925%5Cnhttp://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534798013639>.

Defra (UK Department for the environment, food and rural affairs) (2011). *Biodiversity Offsets: Guiding Principles for Biodiversity Offsetting*. Defra; London, UK.

Doswald, N., Barcellos Harris, M., Jones, M., Pilla, E., Mulder, I. (2012). *Biodiversity offsets: voluntary and compliance regimes. A review of existing schemes, initiatives and guidance for financial institutions*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. UNEP FI, Geneva, Switzerland.

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 1–23.

- Ferrier, S., Drielsma, M.J. (2010). Synthesis of pattern and process in biodiversity conservation assessment: a flexible whole-landscape modelling framework. *Divers. Distrib.* 16, 386–402.
- Fleishman, E., Noss, R.F., Noon, B.R. (2006). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecol. Indic.* 6, 543–553.
- Galeano Marín, M. E. (2004). *Estrategias de Investigación Social Cualitativa*. Medellín: La Carreta Editores.
- Gascón, S., Boix, D., Sala, J. (2009). Are different biodiversity metrics related to the same factors? A case study from Mediterranean wetlands. *Biol. Conserv.* 142, 2602–2612 Elsevier Ltd.
- Gardner, T.A., Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T., Treweek, J., Ussher, G.T., and Ward, G. (2013). Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.* 27, 1254–1264.
- Geneletti, D. (2013). Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 40, 1–2.
- Gibbons, P., Macintosh, A., Louise, A., Kiichiro, C. (2018). Outcomes from 10 years of biodiversity offsetting. *Global Change Biol.* 24, 643–654.
- Gonçalves B, Marques A, Soares AMVDM, Pereira HM. (2015). Biodiversity offsets, from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*.
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., Maron, M. (2015). FORUM: perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *J. Appl. Ecol.* 52 (2), 532–537.
- Griffiths VF, Bull JW, Baker J, Milner-Gulland EJ. (2018). No net loss for people and biodiversity. *Conservation Biology*.
- Guillet F., Semal L. (2018). Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy, *Biological Conservation*, 221, 86-90
- G&R Ingeniería & Desarrollo S.A.S., (2019). Estudio de Impacto Ambiental Contrato de Concesión No. 016 del 14 de octubre de 2015.
- Hanford, J.K., Crowther, M.S., Hochuli, D.F. (2016). Effectiveness of vegetation-based biodiversity offset metrics as surrogates for ants. *Conserv. Biol.* 31, 161–171.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2009). Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062. Centre for Environmental Management University of Nottingham. 69 p. https://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/JNCC_Review_Final_051109.pdf.
- Heink, U., Kowarik, I. (2010). What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodivers. Conserv.* 19, 3769–3797.

Hobbs, R.J. (2016). Degraded or just different? Perceptions and value judgements in restoration decisions. *Restor. Ecol.* 24, 153–158.

Hooper, D. U., Chapin, F. S. III, Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., et al. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3–35.

IDEAM, MADS, IAvH, INVEMAR, I. SINCHI, PNN, IIAP & IGAC. (2017). Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Escala 1:100.000. Bogotá, D. C.

Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J., Godley, B.J. (2009). Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *J. Appl. Ecol.* 46(6), 1145–1153.

Integral (2019). Estudio de Impacto Ambiental Proyecto Minero Quebradona. Medellín 2019.

Institute for European Environmental Policy (2014). Study on Specific Design Elements of Biodiversity Offsets: Biodiversity Metrics and Mechanisms for Securing Long Term Conservation Benefits.

IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56

Ives C.D. & Bekessy S.A. (2015). The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 568–573.

Jacob, C., Vaissiere, A., Bas, A., Calvet, C. (2016). Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services*. Volume 21, Part A, Pages 92-102.

Jones, J. P. G., Bull, J. W., Roe, D., Baker, J., Griffiths, V. F., Starkey, M., Sonter, L. J., & Milner-Gulland, E. J. (2019). Net Gain: Seeking Better Outcomes for Local People when Mitigating Biodiversity Loss from Development. *One Earth*, 1(2), 195–201.

Kendall R. Jones, Amrei Von Hase, Hugo Rainey, Hugo M. Costa, and Hedley S. Grantham. (2022). Spatial analysis to inform the mitigation hierarchy.

Kermagoret, C., Levrel, H., Carlier, A. (2014). The impact and compensation of off-shore wind farm development: analysing the institutional discourse from a French case study. *Scott. Geogr. J.* 130(3), 188–206.

Kujala, H., Whitehead, A.L., Morris, W.K., Wintle, B.A. (2015a). Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools : a case study on mining impacts in Australia. *Biol. Conserv.* 192, 513–521.

Kukkala, A. and Moilanen, A. (2013). The core concepts of spatial prioritization in systematic conservation planning. *Biological Reviews*

Laterra, P., Barral, P., Carmona, A. & Nahuelhual, L. Ecoser (2015). Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socioecológica para el ordenamiento territorial. <http://eco-ser.com.ar/>

Landsberg, F., Treweek, J., Stickler, M., Henninger, N., Venn, O. (2013). Weaving ecosystem services into impact assessment. A Step-By-Step Method. Version 1.0. World Resources Institute.
https://www.wri.org/sites/default/files/weaving_ecosystem_services_into_impact_assessment.pdf.

Le Roux, D.S., Ikin, K., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Gibbons, P. (2015). Single large or several small? Applying biogeographic principles to tree-level conservation and biodiversity offsets. *Biol. Conserv.* 191, 558–566. [https://doi.org/10.1016/j.biocon](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.011). 2015.08.011. Elsevier Ltd.

Levrel, H., Pioch, S. & Spieler, R. (2012b). Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy* 36(6), 1202-1210.

Liu, J., Liu, D., Xu, K., ming, Gao L., jun, Ge X., Burgess, K.S., Cadotte, M.W. (2018). Biodiversity explains maximum variation in productivity under experimental warming, nitrogen addition, and grazing in mountain grasslands. *Ecol. Evol.* 8, 10094–10112.

Long, N.T., Smedt, F.D. (2012). Application of an analytical hierarchical process approach for landslide susceptibility mapping in A Luoi district, Thua Thien Hue Province, Vietnam. *Environmental Earth Sciences* 66 (7), 1739–1752.

Luu, C., Meding, J.V., Kanjanabootra, S. (2018). Assessing flood hazard using flood marks and analytic hierarchy process approach: a case study for the 2013 flood event in Quang Nam, Vietnam. *Nat. Hazards* 90 (1), 1–20.

Madsen, B., Carroll, N., Moore Brands, K. (2011). State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide. <<http://www.ecosystemmarketplace.com>>.

Magurran, A. E. (1998). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

Mandle, L., Tallis, H., Sotomayor, L., Vogl, A.L. (2015). Wholoses? Tracking ecosystem service redistribution from road development and mitigation in the Peruvian Amazon. *Front.Ecol.Environ.* 13,309–315.

Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E., Lentini, P.E., Gibbons, P. (2016). Taming a wicked problem: resolving controversies in biodiversity offsetting. *BioScience* biw038.

Maron, M., Brownlie, S., Bull, J. W., Evans, M. C.A. von Hase, Quétier, F. Watson, J.E., & Gordon, A. (2018). The many meanings of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability* 1:19.

Marshall, E., Wintle, A., Southwell, D., Kujala H., (2020). What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biological Conservation* 241 108250.

Martín-López B, González JA, Vilardy SP, Montes C, García-Llorente M, Palomo I, Aguado M. (2012b). Guía docente ciencias de la sostenibilidad. Universidad del Magdalena, el Instituto Humboldt y la Universidad Autónoma de Madrid. 146 pp.

Maseyk, F.J.F., Barea, L.P., Stephens, R.T.T., Possingham, H.P., Dutson, G., Maron, M. (2016). A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. *Biol. Conserv.* 204, 322–332 Elsevier Ltd.

May, J., Hobbs, R.J., Valentine, L.E. (2016). Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia. *Biol. Conserv.* 206, 249–257. Elsevier Ltd.

McKenney, B., Kiesecker, J.M. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environ. Manage.* 45 (1), 165–176.

McVittie, A., & Faccioli, M. (2020). Biodiversity and ecosystem services net gain assessment: A comparison of metrics. *Ecosystem Services*, 44, 101145.

Mena-Mosquera, Víctor Eleazar; Andrade C, Hernán J Y Torres-Torre & Jhon Jerley (2020). Composición florística, estructura y diversidad del bosque pluvial tropical de la subcuenca del río Munguidó, Quibdó, Chocó, Colombia. En: *Entramado*. Enero - Junio, 2020 vol. 16, no. 1, p. 204-215

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2012). Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad. MADS, Bogotá, D.C. 49 pp.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) (2016). Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos. Bogotá, DC.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2018). Manual de compensaciones del componente biótico. MADS, Bogotá, D.C. 66 pp.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2018). Metodología para la elaboración de estudios ambientales. MADS, Bogotá, D.C. 228 pp.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) (2012). Resolución 1517, por la cual se adopta el Manual de Compensaciones Ambientales por pérdida de biodiversidad. Bogotá, DC.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) (2018). Resolución 0256, por la cual se adopta la actualización del Manual de Compensaciones Ambientales del Componente Biótico y se toman otras determinaciones. Bogotá, DC.

Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H.B., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353, 288–291.

Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 355–364.

Pareta, K., Jain, C.K. (1992). Land suitability analysis for agricultural crops using multi-criteria decision making and GIS approach. *J. Agrometeorol.* 10, 1e12.

Parkes, D., G. Newell & D. Cheal. (2003). Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration* 4: S29-S38.

Parry, J.A., Ganaie, S.A., Sultan Bhat, M. (2018). GIS based land suitability analysis using AHP model for urban services planning in Srinagar and Jammu urban centers of J&K, India. *J. Urban Manag.* 7, 46e56.

Pedraza Ortiz, L. J. (2015). Repositorio Institucional de la Universidad Francisco José de Caldas. Recuperado el 01 de 11 de 2016, de <http://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/3767>.

Price, E.P.F., Spyreas, G., Matthews, J.W. (2019). Wetland compensation and its impacts on b-diversity. *Ecol. Appl.* 29, 1–11.

Quétier, F., Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biol. Conserv.* 144 (12), 2991–2999.

Ten Kate, K. and Crowe, M.L.A. (2014). Biodiversity Offsets: Policy options for governments. An input paper for the IUCN Technical Study Group on Biodiversity Offsets. Gland, Switzerland: IUCN. 91pp.

Saaty, T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. McGraw-Hill, New York, NY, USA.

Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*

Sun, B. D., Tang, J. C., Yu, D. H., Song, Z. W., and Wang, P. G. (2019). Ecosystem health assessment: a PSR analysis combining AHP and FCE methods for Jiaozhou Bay, China. *Ocean Coastal Manag.* 168, 41–50.

Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C. (2017). Using the Analytic Hierarchy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. *Ecol. Indicat.* 75, 220–233.

Taheri, K., Gutiérrez, F., Mohseni, H., Raeisi, E., Taheri, M. (2015). Sinkhole susceptibility mapping using the analytical hierarchy process (AHP) and magnitude–frequency relationships: a case study in Hamadan province, Iran. *Geomorphology* 234, 64–79.

Thorn, S., Hobbs, R.J., Valentine, L.E. (2018). Effectiveness of biodiversity offsets: an assessment of a controversial offset in Perth, Western Australia. *Biol. Conserv.* 228, 291–300.

Wallace, K.J. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235–246.

Williams, P.H., Araújo, M.B. (2002). Apples, oranges, and probabilities: Integrating multiple factors into biodiversity conservation with consistency. *Environ. Model. Assess.* 7, 139–151.

Wintle, B.A., et al. (2019). Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 116, 909–914.

12. ANEXOS