



Convenio de Asociación CT-2015-001294 EPM - IAVH - HTM

OBJETO “ASOCIAR RECURSOS Y CAPACIDADES PARA FORTALECER LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD, LA INTEGRACION TERRITORIAL Y EL DESARROLLO SOSTENIBLE EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO HIDROELÉCTRICO ITUANGO – ANTIOQUIA”

Informe de Avance

Junio 13 de 2016

Convenio de Asociación CT-2015-001294 (15-121)
EPM – HTM - IAvH

Avance Entregable Parcial No 2

Alcance 1 Plan de acción para la gestión integral de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (PABSE) en la zona de influencia del proyecto hidroeléctrico Ituango

Entregables detallados:

Línea base sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos

Protocolos de restauración ecológica en área de compensación

Alcances del monitoreo sobre biodiversidad

Wilson Ramírez Hernández
Vivian Ochoa Cardona
Paola Isaacs Cubides
Iván González Garzón
Marcela Protocarrero Aya
María Cecilia Londoño Murcia
Carlos Gutiérrez Vásquez

Contenido

Introducción	7
ALCANCE 1: PLAN DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (PABSE) EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PHI	8
ENTREGABLE: Documento de la línea base sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos, de acuerdo a escala acordada que incluya la cartografía básica y temática proporcionada por EPM.	8
MARCO CONCEPTUAL SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	8
Estado actual y tendencias futuras de los ecosistemas y servicios ecosistémicos	8
Servicios ecosistémicos	10
Espacialización y modelación de servicios ecosistémicos	13
Objetivos.....	14
Métodos.....	15
Identificación y priorización de servicios ecosistémicos	15
Cartografía de cobertura (Corine land cover 2012)	15
Percepciones de comunidades locales.....	15
Percepción de expertos	16
RESULTADOS PRELIMINARES.....	17
Percepciones de las comunidades locales.....	17
IDENTIFICACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	18
SERVICIOS DE PROVISIÓN.....	19
SERVICIOS DE REGULACIÓN	21
SERVICIOS CULTURALES.....	21
PRIORIZACIÓN, TENDENCIAS Y AMENAZAS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	22
Percepción de expertos	24
Taller de identificación y priorización de servicios ecosistémicos	24
Entrevistas semiestructuradas a expertos conocedores del área del proyecto	25

ALCANCE 1: PLAN DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (PABSE) EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PHI	27
3 pilotos de restauración ecológica en el área de compensación implementados	27
ENTREGABLE: Documento con protocolos de restauración ecológica en área de compensación.....	27
PROCOLOS DE RESTAURACIÓN EN BOSQUES SECOS BASADOS EN EL TIPO DE DISTURBIO (Basado en: Vargas y Ramírez, 2014)	28
SIEMBRA MASIVA DE ESPECIES NATIVAS	28
ENRIQUECIMIENTO.....	29
SIEMBRA DE ÁRBOLES DISPERSOS.....	30
MANEJO DE ESPECIES INVASORAS	30
LOS BANCOS DE SEMILLAS EN LOS BOSQUES SECOS, UNA OPORTUNIDAD PARA LA RESTAURACIÓN.	31
LA IMPORTANCIA DE LOS VIVEROS PARA LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE SECO.....	31
El tamaño de las plántulas.....	32
ALCANCE 1: PLAN DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (PABSE) EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PHI	34
ENTREGABLE. Documento con los alcances del Monitoreo:	34
- Definición de concepto e instrumentalización.....	34
- Monitoreo de cambios indeseables	34
INTRODUCCIÓN	34
FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	35
Conservación y monitoreo.	35
Monitoreo y Evaluación.....	37
Los sistemas Socio-Ecológicos y el monitoreo.	38
Marco de referencia Presión-Estado-Respuesta.....	43
OBJETIVOS Y METAS GENERALES DEL SISTEMA DE MONITOREO Y EVALUACIÓN.....	45
PRINCIPIOS Y CRITERIOS PARA ESTABLECER UN PROGRAMA DE MONITOREO Y EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.....	46

Principios	47
Criterios	47
SISTEMAS DE MONITOREO Y OBJETIVOS ESPECÍFICOS	47
Alcances del monitoreo de la biodiversidad	48
Ecosistemas o unidades de paisaje	49
Comunidades	49
Poblaciones.....	49
Alcances del monitoreo en el contexto de los Sistemas Socio Ecológicos.....	50
ESTRUCTURA DE LA PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA DEFINICIÓN E IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA DE MONITOREO.....	55
Notas referentes a la propuesta metodológica en proyectos específicos de Restauración	58
Características fundamentales de un programa de monitoreo exitoso	58
ASPECTOS TEÓRICOS DEL MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD.	59
Diseño de los Estudios	60
Elección de Variables	60
Variables Biológicas	60
Variables Abióticas	63
Variable Sociales y económicas	63
Restauración Ecológica.....	63
Muestreo	65
Muestras, censos, robustez y representatividad.	65
Diseño de Muestreo	66
Registro de Organismos.....	70
Análisis de datos	71
Estructura de Comunidades	71
Número (S) y composición de especies.....	72
Número de especies estimadas S.....	72
Número de especies (S) y abundancia total de individuos (n).....	73

Índices de diversidad.....	74
Curvas de rarefacción.....	76
Diversidad Funcional	79
Paisaje.....	80
Indicadores y Métricas de Paisaje	81
Cálculo de la Diversidad del Paisaje	87
GLOSARIO	90
Referencias	100

Introducción

En el marco del proyecto hidroeléctrico Ituango, se presentan unas complejas relaciones biofísicas, sociales, económicas, institucionales que tienen una alta incidencia en los patrones de ocupación del territorio y por ende en su estructuración ecológica o patrones del paisaje. El entendimiento de estas complejas relaciones, tanto espaciales como temporales, debe dar pautas para el manejo y planificación integrada del territorio. Incluir principios ecológicos y socioculturales en la toma de decisiones sobre el uso del paisaje, debe ser una constante y una parte fundamental de la planificación regional.

Es importante destacar que desde el Plan Nacional de Desarrollo (2010-2014) se menciona la biodiversidad como elemento potencial de identidad del país, por lo que la limitación, zonificación y ordenación de áreas de importancia ecológica, así como la definición de la estructura ecológica nacional, son temas de interés prioritario para dicho Plan. Igualmente se prioriza la identificación y caracterización de los servicios ecosistémicos del país para su posterior incorporación en los planes e instrumentos de planificación territorial. El análisis y la descripción de la estructura ecológica del territorio del proyecto hidroeléctrico Ituango, será parte fundamental de la zonificación ambiental y deberá, a su vez, orientar la formulación e implementación del modelo de integración del territorio (MIT) que se desarrolla en el presente convenio de asociación.

El presente informe, de carácter preliminar, presenta algunos conceptos técnicos de estructura ecológica y el enfoque que tendrá en el convenio y además presenta avances en cuanto al alcance 6 relacionado con las memorias de los diferentes eventos realizados, entre ellos dos talleres sobre la selección de indicadores de monitoreo y uno sobre servicios ecosistémicos: identificación, priorización y espacialización de los mismos.

ALCANCE 1: PLAN DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (PABSE) EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PHI

ENTREGABLE: Documento de la línea base sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos, de acuerdo a escala acordada que incluya la cartografía básica y temática proporcionada por EPM.

MARCO CONCEPTUAL SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Estado actual y tendencias futuras de los ecosistemas y servicios ecosistémicos

Durante los últimos 50 años el hombre ha cambiado los ecosistemas más rápida y extensivamente que en ningún otro período de tiempo de la historia humana, en gran medida para satisfacer la demanda creciente de alimentos, agua dulce, madera, fibra y combustibles (MEA, 2005).

De acuerdo con la Evaluación de ecosistemas del milenio (MEA 2005) existen tres problemas asociados con el manejo de los ecosistemas del mundo que están causando daños significativos a las personas, especialmente a los más pobres y de no abordarse disminuirán los beneficios que a largo plazo obtendremos de los ecosistemas, y estos son:

- Aproximadamente el 60% de los servicios ecosistémicos evaluados han sido degradados o son usados de forma insostenible, como el agua dulce, las capturas pesqueras, la calidad del aire, la regulación climática regional y local, regulación de desastres naturales, entre otros. Muchos servicios ecosistémicos han sido degradados como consecuencia de acciones que aumentan la demanda de otros servicios. La sobreexplotación generada por el impacto de las acciones humanas causa el re-ajuste de los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas y afecta la estabilidad y la dinámica de los recursos (Díaz & Cabido, 2001).
- Los cambios que se presentan en los ecosistemas aumentan la probabilidad de cambios no lineales en los ecosistemas (incluidos los acelerados, abruptos y cambios potencialmente irreversibles), los cuales tienen importantes consecuencias para el bienestar humano. Por ejemplo: enfermedades emergentes, creación de “zonas muertas” en las aguas costeras, el colapso de las pesquerías, entre otros.

- Los efectos dañinos de la degradación de los servicios ecosistémicos, serán más notorios para las personas de bajos recursos, lo cual contribuirá al aumento de la inequitatividad y la desigualdad alrededor de la gente y algunas veces será el principal factor de la pobreza y los conflictos sociales.

Por otra parte, se identificaron como los más importantes motores de cambio directos en los ecosistemas, el cambio de hábitat (cambio del uso del suelo y la modificación física de los ríos o extracción de agua de los mismos), sobreexplotación de los recursos naturales, invasión de especies exóticas (también llamadas alienígenas), contaminación y cambio climático. Estos generalmente vienen actuando en sinergia. Actualmente, la mayoría de estos motores de cambio permanecen constantes o aumentan su intensidad en la mayoría de los ecosistemas (Figura 1).

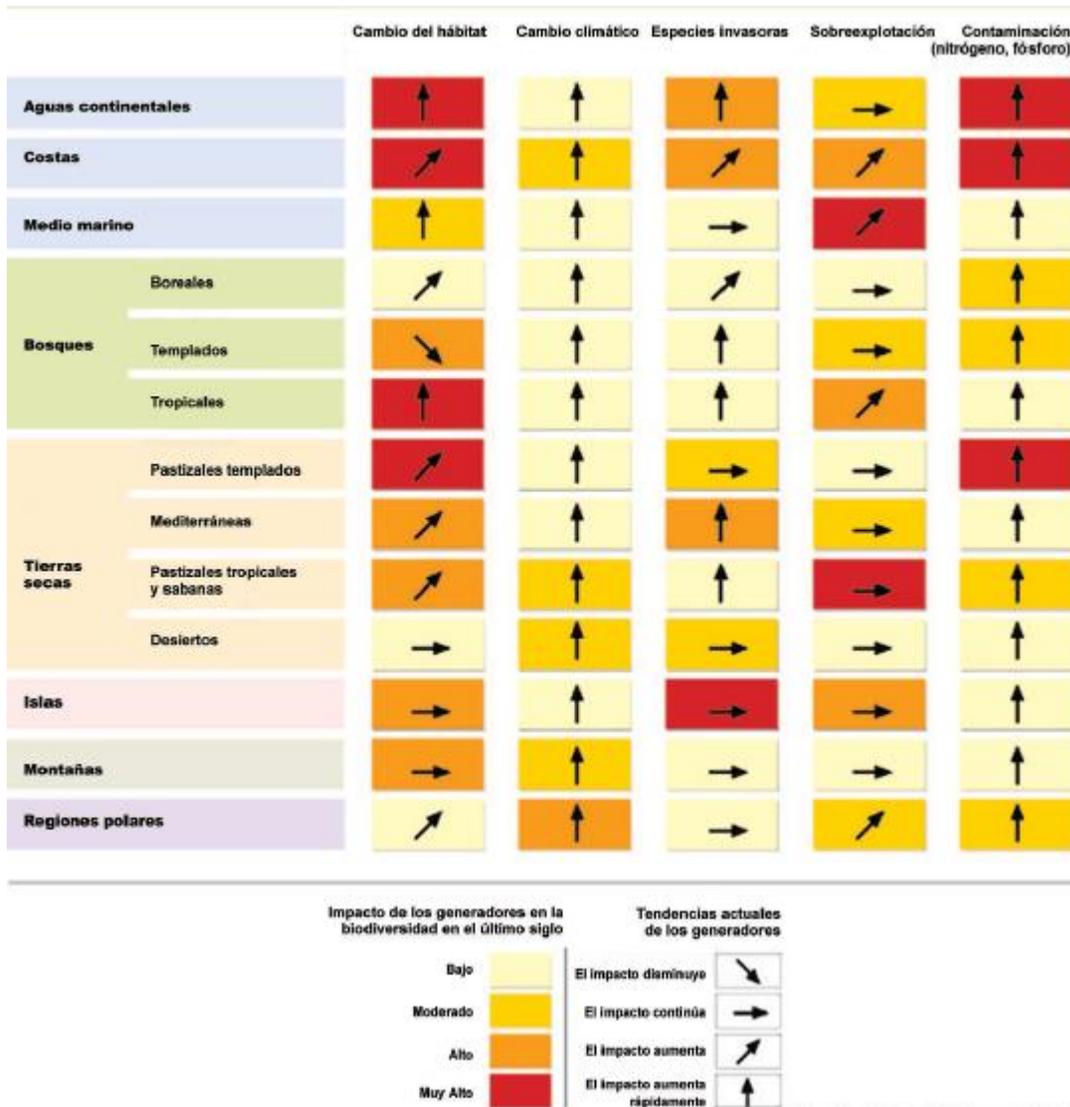


Figura 1. Principales generadores de cambio en la biodiversidad y los ecosistemas (Fuente: MEA, 2005).

Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (MEA; 2005). Esto incluye los servicios de provisión que son los bienes y productos materiales que se obtienen de los ecosistemas como el alimento, el agua, la madera y las fibras; los servicios de regulación los cuales son los beneficios resultantes de la (auto) regulación de los procesos ecosistémicos y que pueden afectar el clima, inundaciones, enfermedades, residuos y calidad del agua; los servicios culturales son los beneficios no materiales que se obtienen de los ecosistemas como la recreación, valores estéticos y espirituales (Rincón-Ruíz et al. 2012) (Figura 2).

En este marco conceptual no se tienen en cuenta los servicios clasificados como de soporte (e.g. ciclo de nutrientes, fotosíntesis, producción primaria), ya que de acuerdo con Fisher (2009) pueden generar doble contabilidad y se cuestiona si los procesos y funciones ecológicas se deben considerar como un servicio ecosistémico en sí.

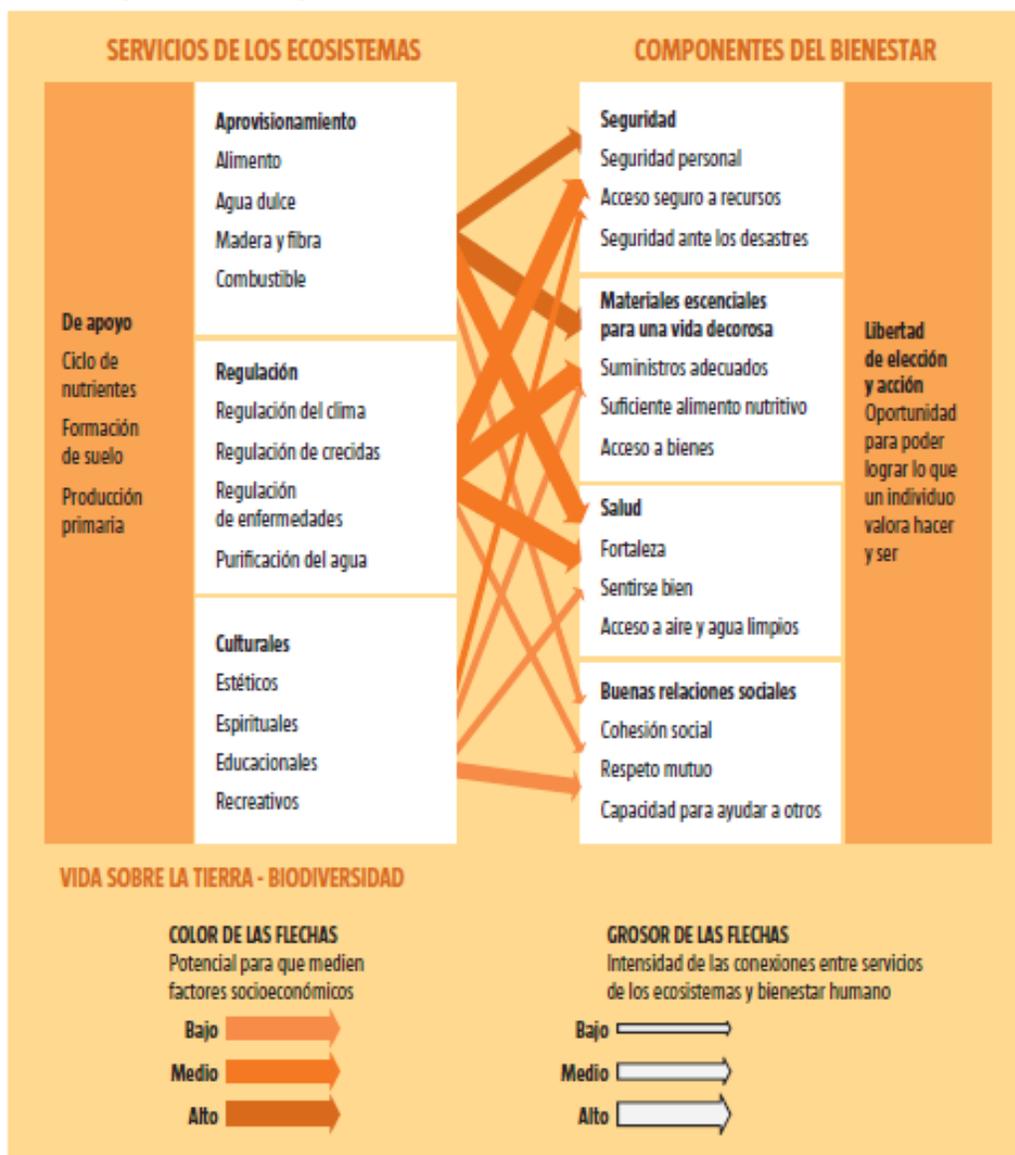


Figura 2. Vínculos entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano (el color de las flechas muestra el potencial para que se medien los factores socioeconómicos en dicha relación, el grosor de las flechas muestra la intensidad; Fuente: MEA, 2005)

El concepto de servicios ecosistémicos permite analizar el vínculo que existe entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Se revisaron otras definiciones de servicios ecosistémicos y se encontró que son:

- Los bienes (como alimentos) y servicios (como asimilación de residuos) de los ecosistemas, representan los beneficios que la población humana obtiene, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas (Constanza et al. 1997).
- Las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que lo constituyen, sustentan y satisfacen a la vida humana (Dayli 1997).
- Funciones del ecosistema: capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, directa e indirectamente (De Groot et al. 2002).
- Aquellas funciones o procesos ecológicos que directa o indirectamente contribuyen al bienestar humano o tienen un potencial para hacerlo en el futuro (U.S. EPA 2004)
- Son componentes de la naturaleza, disfrutados, consumidos o directamente usados para producir bienestar humano (Boyd & Banzhaf, 2007).
- Son los aspectos de los ecosistemas utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano (Fisher et al. 2009).

A continuación se presenta un listado de los servicios ecosistémicos evaluados por la MEA (2005), que actualmente se encuentran seriamente disminuidos o degradados y los que por aumento de la demanda poblacional la capacidad productiva de ellos se ha mejorado, a través del aumento de las áreas en las cuales se proporciona el servicio (Tabla 1), algunos de ellos se seleccionaron para ser evaluados en el marco del proyecto Hidroeléctrico de Ituango.

Tabla 1. Listado de servicios ecosistémicos, su estado global y los que probablemente serán evaluados en el Proyecto Hidroeléctrico Ituango (Modificada de MEA, 2005).

Servicio ecosistémico	Subcategoría	Estado global	Probablemente evaluado en el PHI
Servicios de provisión			
Alimento	Cultivos	↑	X
	Ganadería	↑	
	Capturas pesqueras	↓	
	Acuicultura	↑	
	Carne de monte	↓	
Fibra	Madera	±	X
	Algodón, seda	±	
	Leña	↓	

Recursos genéticos		↓	
Bioquímicos, plantas medicinales		↓	
Agua dulce		↓	X
Servicios de regulación			
Regulación de la calidad del aire		↓	
Regulación climática	Global, regional o local	↑	X
Regulación del agua		±	
Regulación de la erosión		↓	
Purificación y tratamiento del agua		↓	
Regulación de enfermedades		±	
Regulación de parásitos		↓	
Polinización		↓	
Regulación de desastres naturales		↓	
Servicios culturales			
Valores espirituales y religiosos		↓	
Valores estéticos		↓	
Recreación y ecoturismo		±	X

Espacialización y modelación de servicios ecosistémicos

Como estrategia de valoración ecológica, con un enfoque espacial, se han propuesto los mapas de SE, los cuales son representaciones de las condiciones biológicas, físicas y químicas de un territorio (Burkhard et al., 2012). Estos modelos son esenciales para entender, predecir y manejar el cambio en la prestación de los SE (Nicholson et al., 2009) y se convierten en herramientas robustas para comunicar al público, de manera sencilla, información de alta complejidad para la toma de decisiones (Kandziora et al., 2013).

Actualmente existen diversas herramientas que modelan de una forma espacialmente explícita los SE, haciéndolos útiles para guiar y articular políticas de uso y manejo del suelo, principalmente en áreas donde hay conflictos entre el mantenimiento de una alta oferta de servicios ecosistémicos, una gran diversidad biológica y objetivos de desarrollo relacionados con la agricultura, áreas urbanas, hidroeléctricas, entre otros (Luck et al. 2009).

En este sentido, es importante entender la relación espacial entre la oferta y la demanda de los SE para poder sopesar las decisiones que influyen en el ordenamiento y planificación de un territorio. La oferta de SE es el beneficio potencial que brindan las funciones ecológicas o elementos biofísicos de un ecosistema al hombre, sin tener en cuenta el uso actual (Martínez-Harms & Balvanera, 2012). Por otra parte, la demanda de SE es considerada como la suma de todos los bienes y servicios actualmente consumidos o usados en un área particular (Burkhard et al., 2012). La espacialización de SE es esencial dado que la oferta y la demanda pueden diferir ampliamente a través del espacio geográfico, por lo que es necesario modelar estas diferencias bajo escenarios de cambio global para guiar el desarrollo de intervenciones, políticas o esquemas de manejo (Burkhard et al., 2012). Así mismo, estos análisis espaciales ofrecen el potencial de hacer análisis estandarizados, con el fin de facilitar las evaluaciones y las comparaciones a través de amplios contextos geográficos (Bagstad et al., 2013).

En algunas ocasiones las áreas geográficas prioritarias para representar la biodiversidad no son las mismas que para los SE (Larsen et al., 2009). Estas diferencias pueden deberse en parte a la heterogeneidad de enfoques para representar espacial y temporalmente los servicios evaluados, los métodos empleados (económica, ecológica o cultural), la escala utilizada, el tipo de SE analizados y la incorporación de modelos biofísicos existentes (Bagstad et al., 2013).

Objetivos

General

- Identificar los servicios ecosistémicos que provee el área de influencia del proyecto hidroeléctrico Ituango.

Específicos

- Identificar las percepciones de los actores locales sobre la importancia, tendencia y amenazas existentes sobre los servicios ofrecidos por los ecosistemas presentes en el área.
- Espacializar los servicios ecosistémicos presentes en el área, en términos de oferta y demanda, bajo posibles escenarios de cambio.
- Valorar de forma integral los servicios ecosistémicos priorizados en el área del proyecto.

Métodos

Los métodos propuestos para desarrollar este componente fueron modificados del estudio realizado por Vilarity (2008) en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Por tanto, con el fin de obtener la información más completa sobre servicios ecosistémicos del área de influencia del proyecto, se tomó información de cuatro tipos de fuentes (Figura 3):

1. Cartografía de cobertura (Corine land cover 2012)
2. Percepción sobre servicios ecosistémicos de las comunidades locales.
3. Percepción de expertos (autoridades ambientales, academia, ONGs, jardín botánico, funcionarios del departamento de Antioquia) de alguna temática ambiental en el área.
4. Observaciones directas del territorio (salidas de campo).

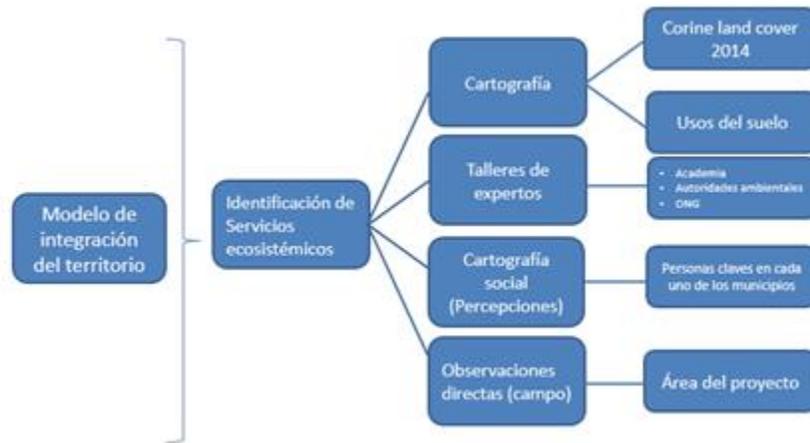


Figura 3. Métodos propuestos para la identificación, espacialización y priorización de los servicios ecosistémicos en el área del proyecto hidroeléctrico Ituango.

Identificación y priorización de servicios ecosistémicos

Cartografía de cobertura (Corine land cover 2012)

La identificación de servicios generados por los ecosistemas del área del proyecto hidroeléctrico Ituango se realizó estableciendo una relación entre los datos de cobertura y las categorías generales de ecosistemas usadas en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005).

Percepciones de comunidades locales

Para identificar los servicios ecosistémicos de las diferentes áreas se han puesto en marcha dos tipos de métodos, el primero son talleres con las comunidades (Figura 4) y el

segundo entrevistas semiestructuradas a actores claves, las cuales se harán en los meses siguientes.

Para el primer método se adaptó un listado de servicios ecosistémicos teniendo en cuenta autores como MEA, 2005 y de Groot et 2010, el cual fue base para los que los participantes definieran si estos servicios se prestan en el área de influencia del proyecto. Luego de esto con ayuda de cartografía impresa los participantes ubicaron áreas importantes para la prestación de ciertos servicios ecosistémicos como provisión de agua, minería artesanal, ecoturismo, leña, entre otros.

Finalmente, en consenso se priorizaron algunos servicios ecosistémicos, los cuales se pasaron a una matriz histórica donde se evaluaron los cambios de estos en diferentes décadas hasta el día de hoy, de igual forma se identificaron las amenazas o las causas de su disminución o aumento en la actualidad.



Figura 4. Taller de percepción de servicios ecosistémicos en la vereda Mogotes (Buritica).

Percepción de expertos

Con el fin de contar con la percepción de los expertos se realizó un primer taller utilizando un método similar al utilizado para las comunidades locales. Un segundo método fue la realización de entrevistas semiestructuradas a expertos, las cuales fueron direccionadas de acuerdo al campo de conocimiento de los entrevistados, con el fin de tener información a profundidad de diferentes temas (Tabla 2).

Tabla 2. Formato de entrevistas semi-estructuradas para los expertos temáticos.

Preguntas	Tipo de pregunta	Respuestas
1. De este listado cuales son los más importantes y en qué grado?	Cerrada	Opción múltiple
2. De los servicios que ud conoce cree que ha cambiado la oferta en el tiempo?	Pregunta abierta	Abierta
3. Cuáles son las amenazadas a las cuales se enfrenta los servicios ecosistémicos que ud priorizó?	Pregunta abierta	Abierta

RESULTADOS PRELIMINARES

Percepciones de las comunidades locales

Entender las percepciones de las personas sobre la provisión de servicios de los sistemas naturales puede proporcionar ideas acerca de la interacción de los vínculos existentes entre los humanos y el ambiente. Esto a su vez puede contribuir hacia la identificación de vías para reducir los impactos futuros en la sociedad del cambio ambiental (Abram et al. 2014).

Es innegable que los cambios en los ecosistemas han resultado en ganancias netas para el bienestar humano y el desarrollo económico, pero también se ha incurrido en costos sustanciales no solo para la biodiversidad y para los hábitats naturales de los cuales las personas dependen de los servicios que ellos proveen (Cardinale et al. 2012).

La información espacial basada en percepciones locales de servicios ecosistémicos, proporciona una base importante para desarrollar estrategias de manejo y uso sostenible del suelo, las cuales pueden alinear mejor la conservación de la biodiversidad y las agendas de valores sociales (Maes et al. 2012). A pesar de la necesidad de incorporar valores sociales en la planificación del uso del suelo, entender científicamente los servicios ecosistémicos aún está en una etapa inicial y estimar los valores de cada servicio metodológicamente es un desafío.

IDENTIFICACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Con el fin de identificar y priorizar servicios ecosistémicos en el área de proyecto se han realizado tres talleres en veredas seleccionadas en conjunto con EPM, por su cercanía al área de inundación y su importancia social, estas son Angelina, Carauquia y Mogotes, las cuales hacen parte del municipio de Buritica (Tabla 3). Los servicios ecosistémicos que las comunidades reconocen dentro de su área generalmente están relacionados con cultivos, carne, leche, pesca, madera, leña, materiales, agua dulce, recreación y ecoturismo. En la tabla 4 se presentan los servicios que cada una de estas comunidades identifica en sus propias veredas y en áreas aledañas. Los servicios que identifican de manera más sencilla son los de las categorías de provisión y los culturales, pues hacen parte de su día a día y del lenguaje que comúnmente utilizan, en cambio los clasificados como de regulación no son reconocidos y no son considerados prioritarios.

Tabla 3. Talleres de percepción de servicios ecosistémicos realizados en el municipio de Buritica.

Vereda	Fecha	Número de asistentes
Angelina	Mayo 3 de 2016	70
Carauquia	Mayo 16 de 2016	51
Mogotes	Mayo 17 de 2016	59
Total		180

Tabla 4. Servicios ecosistémicos identificados por cada una de las veredas visitadas.

Servicios ecosistémicos identificados	Veredas de Buritica		
	Angelina	Carauquia	Mogotes
Cultivos	X	X	X
Carne, leche	X		X
Pesca	X	X	X
Acuicultura	X		X
Madera	X		X
Fibras	X		

Servicios ecosistémicos identificados	Veredas de Buritica		
	Angelina	Carauquia	Mogotes
Leña	X	X	X
Materiales	X	X	X
Medicina tradicional	X		X
Agua dulce	X	X	
Regulación climática	X		
Control de la erosión			X
Polinización	X		
Valores espirituales, religiosos, históricos	X		
Recreación y ecoturismo	X	X	X

A continuación se explica en detalle las percepciones de las comunidades que asistieron a los talleres con respecto a cada uno de los servicios ecosistémicos.

SERVICIOS DE PROVISIÓN

- **Alimento**

Las tres veredas coinciden en que no tienen tierras por esto la agricultura se limita a unas huertas de tipo casero, en las cuales tienen unos pocos árboles que dan frutos (aguacate, mango, tamarindo, naranja, guayaba, limón, mamoncillo, zapote, cacao) o pequeños cultivos (maíz, plátano, ahuyama, yuca, caña, frijol, piña, café, entre otros). Por otra parte, la ganadería es una actividad limitada por el mismo problema de los cultivos y son muy pocas las personas que ejercen esta actividad, de hecho en Carauquia no se identifica como un servicio que se preste en esta vereda.

La pesca que se práctica es netamente de subsistencia, la hacen en combinación con las actividades de minería artesanal a orillas del río Cauca, las especies principales son el bocachico y el barbudo, de tamaño mediano. En Carauquia algunas personas de la comunidad tienen unos pequeños cultivos de tilapia, la cual se vende dentro de la misma vereda.

También, consumen carne de monte pero la caza se hace de forma esporádica, ya que las especies silvestres como el conejo, el zaino, el cusumbo, el chigüiro, la guacharaca, entre otras, no son abundantes en las áreas cercanas a estas tres veredas.

- **Madera**

En Angelina y Mogotes es poca la madera que se toman directamente del bosque, generalmente la compran en municipios cercanos, sin embargo en algunas ocasiones extraen especies como el cedro (*Cedrela odorata*), el orejero (*Enterolobium cyclocarpum*) y la guadua (*Bambusa guadua*). En Carauquia no la reconocen como un servicio que se provea en el área. Por otra parte, en la zona no se identifican cultivos comerciales de madera.

- **Fibras**

Los participantes del taller reconocen algunas fibras como la iraca (*Carludovica palmata*) las cuales eran utilizadas antes para hacer escobas, artesanías, sin embargo, ahora es una especie escasa en la zona. Otras fibras utilizadas en algunas ocasiones son las de coco para hacer artesanías. No se considera un servicio ecosistémico altamente importante en estas tres veredas.

- **Medicina tradicional**

En los patios de las casas a veces tienen plantas que son utilizadas de forma medicinal como el paico, hierbabuena, mataratón, limoncillo, anamú. Sin embargo, ahora se recurre más a remedios comprados en farmacias de los municipios cercanos, ya que los conocimientos sobre medicina tradicional se han perdido.

- **Agua dulce**

La provisión de agua dulce todos los participantes la identifican como uno de los servicios ecosistémicos más importantes, y ubican claramente las quebradas de donde se surten los acueductos veredales, que para el caso de la vereda Mogotes es la cañada El Colchón y la Tesorera sin embargo esta última es usada para riego de los pocos cultivos y para darle a los animales, ya que generalmente llega a la vereda muy contaminada de la minería que se realiza en el municipio de Buritica. En Carauquia el agua se toma de la quebrada El Chiquero y reconocen a la Outana Grande como otro cuerpo de agua importante.

- **“Materiales”**

El principal producto es el oro y esta actividad de tipo artesanal es de la cual depende económicamente casi el 100% de los pobladores de estos tres corregimientos, por lo tanto la consideran muy importante. Se realiza a lo largo de la orilla del río Cauca, y en algunas quebradas cercanas. Generalmente se práctica

en las horas de la mañana y todos los miembros de la familia pueden participar. También, se extraen materiales como arena y piedras, pero de acuerdo con los participantes a los talleres no son de muy buena calidad.

SERVICIOS DE REGULACIÓN

- **Regulación climática**
Esta categoría de servicios es difícil de reconocer por los participantes, sin embargo en estas tres veredas reconocen como los bosques o las áreas arboladas pueden favorecer a contar con áreas de menor temperatura.
- **Control de la erosión**
Igual que el anterior, los participantes son conscientes que las áreas boscosas son menos proclives a sufrir de suelos erosionados, remoción en masa (avalanchas) y otros desastres de carácter natural.
- **Polinización**
En las veredas visitadas reconocen este servicio ecosistémico, pero no es claro para ellos en que cultivos se presenta o en cuales es necesaria.

SERVICIOS CULTURALES

- **Valores espirituales, religiosos e históricos**
En la vereda Angelina se identifican valores religiosos un lugar denominado el Altico, donde generalmente para la época de semana santa los habitantes van caminando y hacen oraciones. En esta misma área se han identificado áreas importantes para desarrollar actividades arqueológicas, como Yomato, Sabanagrande y la Mina. En Mogotes es muy importante en Cementerio Fortuna, donde van a orar y a visitar a sus familiares fallecidos. En Carauquia identifican un lugar denominado las Dos Torres, lugar de importancia religiosa.
- **Recreación y ecoturismo**
En las tres veredas reconocen este servicio y lo ubican de manera sencilla, por ejemplo en Angelina esta la quebrada la quebrada Rodas, la quebrada Mogotes y El Arenal como lugares que son utilizados para el esparcimiento y la recreación. Esta última Quebrada también es utilizada por la población de Mogotes. En Carauquia disfrutan de la quebrada La Clara, donde generalmente los pobladores se bañan y pasan un día de descanso.

PRIORIZACIÓN, TENDENCIAS Y AMENAZAS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La priorización de servicios ecosistémicos se hizo por medio de un ejercicio de consenso en cada una de las tres comunidades donde se realizaron los talleres, preguntándoles cuales cuáles creían que eran los cinco servicios del listado que les parecían más importantes. Solo Angelina priorizó cinco, Mogotes y Carauquia, cuatro y tres respectivamente (Tabla 5). Las tres coinciden en que la provisión del agua y los “materiales” son los servicios de los cuales tienen mayor dependencia.

Tabla 5. Servicios ecosistémicos priorizados en cada una de las veredas

Angelina	Carauquia	Mogotes
Provisión de agua	Provisión de agua	Provisión de agua
Minería artesanal	Minería artesanal	Minería artesanal
Alimento (Cultivos)	Leña	Alimento (Cultivos)
Alimento (Pesca)		Alimento (Pesca)
Leña		

Con respecto a las tendencias de estos servicios todos coinciden en que la provisión de agua, la pesca y la leña, han disminuido, partiendo como base del análisis la década de los 70s hasta la actualidad. Otros como los cultivos se han mantenido estables hasta el día de hoy, sin embargo esa es una actividad muy pequeña y particular porque las personas de estas comunidades no poseen tierras donde dedicarse a la agricultura y a la ganadería, más cuando su actividad principal es la minería, la cual sólo se realiza en horas de la mañana y ciertos días de la semana. Con respecto a la minería, se observaron opiniones divididas, pues mucho creen que este servicio se mantiene estable en el tiempo, otros opinan que actualmente se extrae menos oro y ha aumentado la cantidad de personas dedicadas a esta actividad (Tabla 6).

Tabla 6. Tendencias y amenazas de los servicios ecosistémicos de las veredas Angelina, Carauquia y Mogotes.

Servicio ecosistémico	Tendencia	Amenazas
Provisión de agua	↓	Contaminación

Servicio ecosistémico	Tendencia	Amenazas
		Cambio climático
		Deforestación
Alimento (Cultivos)	=	Privatización de los terrenos
		Cambio climático
Alimento (pesca)	↓	Contaminación
		Remoción en masa
		Sobreexplotación del recurso
Leña	↓	Deforestación
		Sobreexplotación del recurso
Minería artesanal	=	Minería a grandes escalas

Se identificaron las amenazas que están impactando de forma directa e indirecta los servicios ecosistémicos, por ejemplo las personas mayores que asistieron a los talles expresaron que en los años 80s habían más quebradas y por tanto mayor oferta de agua en el territorio, pero estas hoy en día ya no existen, la pérdida de estas fuentes de agua están asociadas a la contaminación y deforestación de áreas boscosas. De igual forma, han notado como cada vez los veranos son periodos más marcados, lo que también contribuye el agua disponible disminuya.

Por otra parte, reconocen como una de las mayores amenazas la contaminación por mercurio y arsénico proveniente de la minería industrial de oro que se realiza en partes más altas del río Cauca (municipio de Buritica), que afecta la calidad del agua que transcurre por el río y por otros cuerpos de agua y es considerado uno de los factores por los cuales las capturas pesqueras en el área han disminuido. El cambio climático también es un factor que incide de forma importante en la provisión de agua y de alimentos (cultivos) en estas áreas.

Percepción de expertos

Taller de identificación y priorización de servicios ecosistémicos

Con respecto a la determinación de la importancia de servicios ecosistémicos con el fin de priorizarlos se obtuvieron los promedios de las calificaciones individuales, de acuerdo con esto se reconoce como el más importante a la provisión de agua dulce, seguido de la regulación de la erosión, la polinización y la regulación climática (Tabla 7). Por otra parte, la visión de cada uno de los participantes sobre los cambios en las tendencias varía ampliamente entre un servicio y otro.

Los servicios ecosistémicos que se priorizaron para las áreas directas e indirectas del proyecto hidroeléctrico Ituango en consenso durante el taller fueron: provisión de agua, alimento (agricultura, pesca, carne de monte), recreación, belleza paisajística, minería, protección contra riesgos naturales, polinización y los proporcionados por los bosques (maderas, fibras, resinas. Tabla 7).

Tabla 7. Ponderación de servicios ecosistémicos de acuerdo al ranking evaluados por los expertos.

Servicio ecosistémico	Promedio (Escala hasta 5)
Provisión de agua dulce	4,8
Regulación de la erosión	4,6
Polinización	4,6
Regulación climática	4,5
Regulación del agua	4,3
Purificación y tratamiento del agua	4,3
Alimento (Cultivos)	4,2
Regulación de desastres naturales	4
Regulación de la calidad del aire	3,9
Madera	3,8
Regulación de enfermedades y parásitos	3,7
Investigación y educación	3,7

Servicio ecosistémico	Promedio (Escala hasta 5)
Leña	3,6
Recursos genéticos	3,5
Capturas pesqueras	3,5
Valores estéticos	3,5
Recreación y ecoturismo	3,4
Valores espirituales y religiosos	3,1
Bioquímicos	2,9
Ganadería	2,8
Fibras	2,5
Carne de monte	2,4
Acuicultura	2,4

De acuerdo con la opinión de los expertos es necesario tener cuidado con los servicios del listado como la ganadería y la minería, pues de acuerdo con los participantes se puede interpretar como la promoción de estas actividades. Sin embargo, para el proyecto es importante definir e identificar estas áreas, con el fin de tener un panorama completo del uso del territorio. La ubicación de los servicios ecosistémicos en los mapas en este tipo de talleres no resultó tan útil en este tipo de talleres, pues los expertos manejan escalas mayores (municipios, norte y/o sur).

Entrevistas semiestructuradas a expertos conocedores del área del proyecto

Hasta el momento (mayo 2016) se han entrevistado siete expertos de diferentes instituciones con el fin de obtener información detallada desde los diferentes temas relacionados con el área de influencia del proyecto (tabla 8). Además, se han hecho pequeñas reuniones con profesionales de EPM, con altos conocimientos del área, puesto que trabajan en el proyecto de la hidroeléctrica Ituango (tabla 8).

Tabla 8. Expertos entrevistados sobre servicios ecosistémicos en el área del proyecto hidroeléctrico Ituango.

Nombre	Cargo	Institución
Álvaro Cogollo	Investigador senior	Jardín Botánico – Medellín
Joaquín Hincapié	Proyecto Usos del embalse	Universidad Nacional
Carolina Pérez Muñoz	Economista	Universidad Nacional
Héctor Rivera	Profesor	Universidad de Antioquia
Juan Luis Parra	Profesor	Universidad de Antioquia
Luis Jairo Toro	Docente – Paisaje	Universidad Nacional
July Suarez	Docente – Paisaje	Universidad Nacional

Los servicios ecosistémicos definidos como los más importantes de acuerdo a estas entrevistas son la provisión de agua dulce, cultivos, pesca, regulación del agua, control de la erosión. Las amenazas identificadas a la disminución de servicios son la expansión de la frontera agrícola incluidos los cultivos ilícitos, cacería de fauna silvestre, aprovechamiento ilegal de madera, minería a grandes escalas, deforestación de nacimientos de agua, contaminación del agua, construcción de la represa, alta sedimentación de las fuentes hídricas.

ALCANCE 1: PLAN DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (PABSE) EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PHI

3 pilotos de restauración ecológica en el área de compensación implementados

ENTREGABLE: Documento con protocolos de restauración ecológica en área de compensación.

Esta actividad tiene como objetivo la implementación de 3 ejercicios piloto de restauración bajo un gradiente de degradación de bosques en la zona de compensación del proyecto Ituango (Figura 5). Esperamos que con ésta actividad se generen los ejemplos de protocolos, especies, costos y monitoreo de cómo se debería afrontar la restauración de la totalidad de área que la ANLA exige al proyecto. Los ejemplos redundarán en una mejor redacción de los términos de referencia y una mejor supervisión de las actividades de restauración en el proyecto, principalmente buscamos evitar algunos errores que vienen siendo repetitivos en los proyectos de restauración vía compensación en el país como, reforestaciones masivas con exóticas, bajas densidades de siembra, plantaciones geométricas, inclusión de material de viveros lejanos, ausencia de monitoreo para evaluar el éxito de la implementación. En la Figura 5, ilustramos los objetivos que persiguen los tres pilotajes, éstos buscan cubrir un gradiente de degradación en diversos escenarios, consideramos hacer énfasis en Bosques Secos Tropicales por ser el mayor porcentaje de cobertura. El área y ubicación de los pilotos está por definirse por la totalidad del equipo de trabajo y EPM, sin embargo uno de los pilotos respondería a zonas en áreas fuertemente degradadas (Recuperación), otro de los pilotos se implementaría en áreas con algún nivel de degradación (Rehabilitación) y finalmente planteamos el enriquecimiento y seguimiento en áreas con mejor estado boscoso (e.g. San Juan de Rodas), donde se estudiaría la restauración pasiva como estrategia (Figura 5).

Compensaciones por restauración PHI

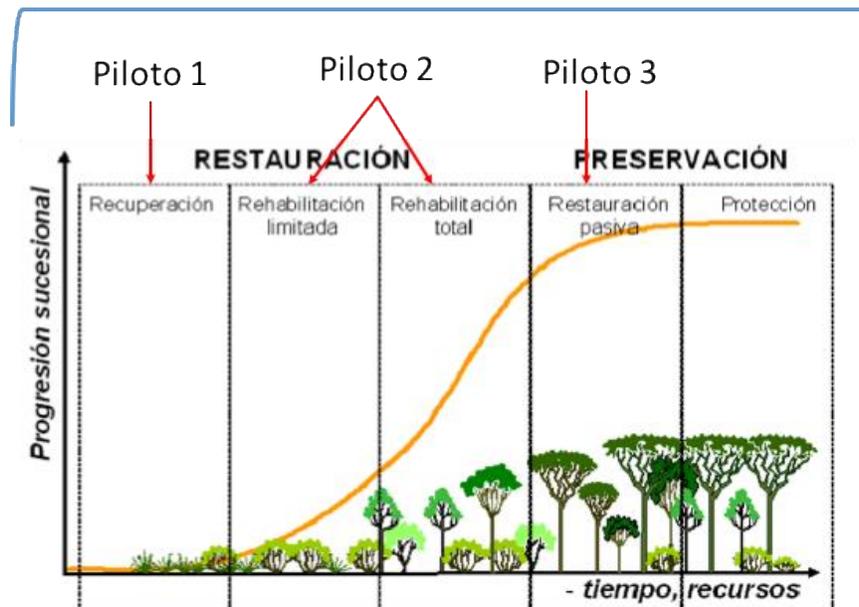


Figura 5. Esquema que ilustra las prioridades de selección de los tres pilotos a implementar en la zona de compensación del Proyecto hidroeléctrico Ituango, de menor a mayor nivel de degradación se considerarán 3 escenarios diferentes (i.e. recuperación, rehabilitación y restauración espontánea (Pasiva)). Las flechas rojas indican el objetivo de restauración, según el Plan Nacional de Restauración, de cada Piloto.

PROTOCOLOS DE RESTAURACIÓN EN BOSQUES SECOS BASADOS EN EL TIPO DE DISTURBIO (Basado en: Vargas y Ramírez, 2014)

Las restauración de la biodiversidad en regiones rurales son elementos del paisaje que constituyen o mejoran el hábitat, o incrementan la conectividad funcional (Renjifo et al. 2009). Éste no es un tema nuevo para los Bosques Secos Tropicales BST, para los cuales han existido herramientas como las cercas vivas. Sin embargo, hay grandes extensiones de sistemas productivos en BST que ofrecen muy pocas alternativas para el movimiento de las especies, la generación de hábitat, o la provisión de recursos para las especies silvestres. Algunas estrategias mencionadas a continuación aparecen en el esquema de toma de decisiones de la Figura 2.

SIEMBRA MASIVA DE ESPECIES NATIVAS

La siembra masiva de especies busca llenar espacios vacíos que no estén cubiertos por la regeneración natural de ningún tipo. Por lo general se debe hacer para suplir fallas en la regeneración natural del BST o para plantar los bordes de algunos fragmentos grandes en

pobre estado sucesional, controlando a las especies invasoras (LERF 2010). En la mayoría de los proyectos de reforestación se recomiendan una densidad de siembra de 1111 plantas/ha, sin embargo ésta es demasiado baja para tener un impacto positivo en procesos de restauración porque las plantas separadas a 3 m una de la otra están expuestas a condiciones a las que les es difícil sobrevivir. Para que la restauración tenga un impacto significativo, la siembra masiva debe alcanzar densidades mayores a 3000 plantas/ha y debe contar con una mezcla de especies con diferentes tipos de crecimiento en configuraciones donde deben dominar las pioneras intermedias o arbóreas. Las especies de crecimiento lento sólo deben ser empleadas en actividades de enriquecimiento como las que se realizan en bosques intervenidos, en regeneración natural y en áreas que han sido ya restauradas. Esto se debe a que este tipo de especies es menos tolerante a las condiciones de las zonas abiertas, y a pesar de que en algunos casos pueden sobrevivir con mucho esfuerzo, en la mayoría de las ocasiones mueren. El uso de arbustos, parches de vegetación y pioneras como nodrizas puede incrementar la supervivencia de las plántulas; las siembras sólo deberían fortalecer el proceso natural de la sucesión. Las especies que se deben seleccionar para ejercicios de restauración en bosques secos son aquellas que sobreviven exitosamente en ambientes con restricciones bien sea de agua o de nutrientes.

ENRIQUECIMIENTO

Se refiere a llevar a cabo restauración en áreas ya ocupadas por vegetación nativa pero que tienen una baja diversidad florística, y en algunos casos donde la sucesión se encuentra detenida. El enriquecimiento representa entonces la introducción de especies de estadios intermedios y avanzados de restauración que interactúan con la fauna, o incluso especies de lianas y epífitas (LERF 2010). Tanto en el enriquecimiento como en la siembra masiva de especies nativas deben tenerse dos grupos de especies que son claves, las plantas nodriza y las pioneras intermedias. Las plantas nodriza son aquellas que se encuentran en áreas de restauración y pueden cumplir un papel de facilitación importante especialmente cuando las condiciones ambientales son adversas como sucede en el bosque seco. Pueden incrementar la supervivencia y el desarrollo de otras plantas, además de mantener la humedad y fertilidad del suelo (Cavieres et al. 2006, Padilla y Pugnaire 2006, Carrillo-García et al. 1999). En muchos proyectos se eliminan los arbustos y hierbas porque se utilizan modelos obsoletos de restauración que comprenden por ejemplo la siembra en arreglos espaciales estrictos al cuadrado o al tresbolillo. Bajo estos modelos se asume que las plantas que pudieran cumplir un papel facilitador son competencia y desorden en la plantación, y por lo tanto son eliminadas.

Las nodrizas pueden ser todas aquellas hierbas, arbustos o árboles que se encuentran en las áreas en las que se desarrollan actividades de restauración. Éstas pueden utilizarse como sitios de siembra, bajo cuya sombra pueden crecer plantas que requieren protección contra los rayos directos, los vientos o la evapotranspiración. Las pioneras intermedias pueden ser usadas en este sentido, sin embargo la selección de las especies

es clave (Gómez-Aparicio et al. 2004). Por eso es importante el uso de especies nativas, aunque en ambientes extremadamente degradados pueden usarse especies introducidas acompañadas de un manejo que limite su capacidad para convertirse en invasoras.

SIEMBRA DE ÁRBOLES DISPERSOS

Una de las causas más importantes de deterioro de los ecosistemas secos es la expansión y el manejo inapropiado de los sistemas productivos como la ganadería. Sin embargo, los sistemas agroforestales y silvo-pastoriles han ido ganando terreno como alternativas importantes para mejorar las condiciones no sólo de los ecosistemas sino de los propietarios de los predios. Éstos tienen impactos sobre la productividad, pero además pueden jugar un papel importante en el mantenimiento y manejo de la biodiversidad en los paisajes rurales, en la conservación y protección de fuentes hídricas, el secuestro de carbono, la reducción de las emisiones de gases de invernadero y la reducción de la erosión y el mantenimiento de la fertilidad del suelo (Beer et al. 2003). De hecho en muchos casos el mismo ganado se encarga de dispersar especies que rápidamente se establecen y generan pequeños núcleos de vegetación. Por ejemplo, la guayaba (*Psidium guajava*), el guácimo (*Guazuma ulmifolia*) y muchas leguminosas de frutos comestibles son ampliamente dispersadas por el ganado.

Los árboles aislados son comunes tanto en los potreros como en otros sistemas productivos y constituyen una fuente importante de recursos para la fauna, además de ser empleados como piedras de paso por la fauna entre áreas de cobertura natural. Por esta razón su papel en la disminución del aislamiento es evidente. Además son usados como sitios de anidación o refugio por numerosas especies de animales, y en muchos casos constituyen una fuente de recursos para los campesinos (Harvey y Haber 1998, Harvey et al. 2004, Manning et al. 2006).

MANEJO DE ESPECIES INVASORAS

Cuando se reduce la diversidad, se elimina la vegetación nativa y hay una alta exposición al sol en el BST, es muy factible que se inicien procesos de invasión por especies agresivas y muchas veces invasoras que pueden detener la sucesión hasta de forma permanente. Por esto se deben considerar los costos y las actividades para eliminar estas especies en todos los ejercicios de restauración. De hecho una de las ventajas de restaurar los bosques secos es que en estos ecosistemas no hay pastos agresivos de tipo estolonífero como el kikuyo de tierras frías.

Muchos de los pastos de las zonas secas son de crecimiento en macolla que no es denso y deja espacios donde se pueden plantar plántulas que tendrán la protección de la pastura. Para esto la altura y el tipo de planta son determinantes, pues los procesos de restauración en áreas en donde las condiciones son cambiantes sólo pueden iniciarse con especies de rápido crecimiento. Es decir árboles del tipo pioneros intermedios, en ambientes donde se elimine la cobertura inicial. La ventaja de utilizar especies pioneras

intermedias en la restauración es que se pueden obtener plantas del tamaño deseado en cuestión de meses por medio de un buen manejo de la sombra en el vivero y de sustratos livianos con buena capacidad de retener la humedad. Además las pioneras compiten muy bien por luz con las invasoras. Cabe recordar que el factor luz es determinante en los procesos de invasión y por esto los esfuerzos deben enfocarse hacia la generación rápida de sombra.

LOS BANCOS DE SEMILLAS EN LOS BOSQUES SECOS, UNA OPORTUNIDAD PARA LA RESTAURACIÓN.

El escenario de limpieza del vaso y del llenado del embalse dibuja una situación de pérdida de la flora pero también de los suelos de dicho vaso, esto conlleva la pérdida del banco de semillas que está allí contenido, el cual es una fuente inagotable de individuos locales perfectamente adaptados a las condiciones de la zona del embalse, proponemos protocolos de rescate de banco de semillas que permita hacer una restauración de mayor calidad en la zona de compensación. Los bancos de semillas juegan un papel fundamental en la regeneración del bosque seco luego de las perturbaciones (Bazzaz 1991, Aide y Cavellier 1994). Para la regeneración del bosque y su recuperación es de vital importancia la presencia de especies pioneras dentro de los bancos de semillas, puesto que éstas son las que reinician los procesos de colonización en las áreas perturbadas. Sin embargo, a pesar de que la lluvia de semillas aporte suficientes propágulos, muchos eventos pueden afectar la abundancia de semillas de pioneras y alterar los procesos de sucesión (Vieira y Scariot 2006). Por ejemplo, los daños causados por depredadores afectan negativamente el proceso de sucesión (Holl y Lulow 1997). De igual manera, los bancos de semillas están relacionados con el uso del suelo y las prácticas que allí se realicen, por eso hay pocas semillas que presentan altos porcentajes de germinación luego de permanecer mucho tiempo en el suelo.

LA IMPORTANCIA DE LOS VIVEROS PARA LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE SECO

Diversos proyectos han demostrado la importancia del establecimiento de viveros para la propagación de plantas en procesos de restauración y de conservación. Éstos son determinantes para la propagación de plantas pues aseguran la disponibilidad de plántulas de las especies necesarias y de la calidad apropiada para disminuir las pérdidas en campo. La calidad de las plantas puede definirse como las características que les permiten tener un buen desempeño en campo, expresar su capacidad de competir y adaptarse a las nuevas condiciones. En este sentido la calidad de las plantas está muy asociada a su tamaño, formación y equilibrio entre la parte aérea y subterránea.

La diversidad de especies de plantas en el vivero se logra con el paso del tiempo, ya que la recolección de semillas de especies de densidades poblacionales bajas puede ser un gran

reto. Por ejemplo, algunas especies pueden pasar uno o varios años sin producir frutos, y éstas suelen ser justamente las de mayor interés por su endemismo o por su grado de amenaza. Para incluir un gran número de especies en los viveros se deben hacer recorridos amplios por la zona de trabajo para garantizar una buena provisión de semillas. El apoyo de los campesinos y de la comunidad es clave para la identificación de árboles semilleros, bancos de plántulas u otros propágulos. La socialización de los proyectos ante las comunidades debe permitir que éstas se integren de diversas formas como en la identificación de especies claves, el seguimiento de su fenología y la recolección y manejo de material para los viveros.

El tamaño de las plántulas

Una de las claves para el éxito de la restauración con siembra de plantas en el campo es el tamaño de los plantones, ya que las plantas pequeñas requieren de mucho mantenimiento, son rápidamente cubiertas por las pasturas, consumidas por los animales o tapadas con hojas grandes de árboles. Diversos ensayos dentro del modelo de restauración basada en aceleración de la sucesión muestran que plantas por encima de 70 cm de altura tienen éxito y no requieren de mayor mantenimiento. Este tipo de plantas no requiere de plateos o coronas como las que se utilizan en la reforestación convencional, ya que esta actividad elimina la cobertura del suelo y expone a los plantones a altas temperaturas y al lavado por las lluvias. Adicionalmente, quedan expuestos al viento, a daños mecánicos o por altas temperaturas al sistema radicular de la planta y a la mortalidad de microorganismos del suelo. Finalmente, eliminar la cobertura del suelo genera compactación, elimina bancos de semillas y materia orgánica, disminuye la fertilidad y la capacidad de retención de humedad, así como la capacidad de la planta para adaptarse a las condiciones del campo. Más aún, el tamaño de las plantas les confiere una buena capacidad de competencia. Es cierto que los costos de transporte en el campo, así como los de siembra pueden ser elevados, pero se compensan por altas tasas de supervivencia y rápido desarrollo. Esto no sucede con plantas pequeñas a las que se debe fertilizar, limpiar, hacer manejo fitosanitario y otras actividades que resultan más costosas que la siembra de plantas grandes. Finalmente, las plantas pequeñas no garantizan niveles de supervivencia razonables como lo muestran numerosas experiencias de restauración (figura 6).

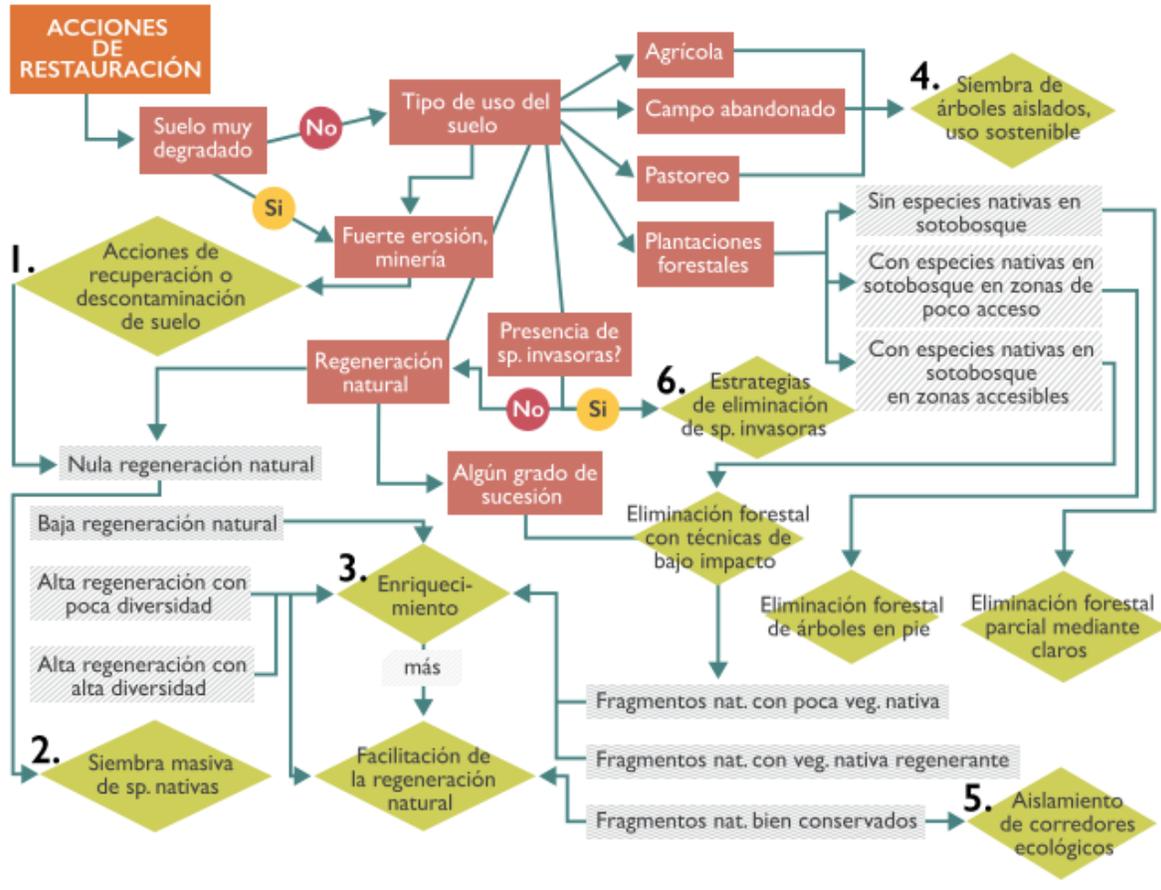


Figura 6. Esquema de toma de decisiones para seleccionar las estrategias de restauración dependiendo de los tipos de disturbio. Inicia en el recuadro naranja. Los recuadros rojos son los disturbios, y los verdes las estrategias de restauración. El detalle metodológico de algunas estrategias de restauración se describe en este capítulo y en el Plan Nacional de Restauración (MADS, 2013). Adaptado de LERF (2010). Fuente: (Vargas y Ramírez, 2014).

ALCANCE 1: PLAN DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (PABSE) EN LA ZONA DE INFLUENCIA DEL PHI

ENTREGABLE. Documento con los alcances del Monitoreo:

- Definición de concepto e instrumentalización.
- Monitoreo de cambios indeseables

INTRODUCCIÓN

Este producto correspondiente a la propuesta del marco conceptual para el sistema de monitoreo de la biodiversidad que se aborda desde el contexto socioecológico de los territorios en donde se adelanta el proyecto Hidroeléctrico Ituango, los análisis previos que HTM ha desarrollado para los modelos territoriales de EPM y los Planes de Manejo emitidos por la Autoridad de Licencias Ambientales para el proyecto. La propuesta de este sistema de monitoreo se centran en permitir la generación de conocimiento sobre el estado y las tendencias de la biodiversidad, con el fin de apoyar la toma de decisiones ambientales que propenda por la conservación y restauración de los ecosistemas afectados en el proyecto y el bienestar de los pobladores rurales.

El presente documento inicia con unos fundamentos teóricos sobre el monitoreo de la biodiversidad y el planteamiento de principios y criterios para el establecimiento de programas y sistemas de monitoreo, y se presentan objetivos y metas generales. Posteriormente se presentan los avances en el planteamiento de los objetivos y metas específicos del sistema de monitoreo de la biodiversidad para el proyecto Hidroeléctrico Ituango tomando como base los talleres desarrollados para la generación de indicadores, los documentos de HTM y el Plan de Manejo Ambiental y se presenta una posible estructura para el desarrollo metodológico del monitoreo en sistemas socio-económicos e integrando estos en el marco de referencia Presión-Estado-Respuesta. Finalmente se presenta una revisión de aspectos teóricos y un glosario que tiene como objetivo precisar algunos conceptos de manejo referente al monitoreo de la biodiversidad.

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Conservación y monitoreo.

La importancia de la biodiversidad radica en que es ésta la que provee la funcionalidad de los ecosistemas, su dinámica, su resistencia y su resiliencia (Chapin et al., 2000 en Barrico et al., 2012). Los ecosistemas proveen múltiples servicios a la especie humana del cual depende su bienestar.

El crecimiento de la población humana y la necesidad de mayores requerimientos de recursos han dado lugar a la deforestación y pérdida de ecosistemas terrestres, condición que forma parte de las llamadas transformaciones globales en las cuales se incluye también la pérdida de biodiversidad.

Por causa antrópica hoy día hay riesgo de extinción para la mitad o más de las especies en el mundo por modificación y pérdida de hábitats, competencia de especies introducidas, demanda humana y cambios ambientales (Alvey, 2006). El cambio climático como otra transformación global, se perfila como una gran amenaza actual para muchas especies y la alteración de procesos ecosistémicos.

La preocupación por la conservación de la biodiversidad, entendida como la gestión de la utilización de los recursos biológicos de manera que produzca el mayor y beneficio para las generaciones actuales y que mantenga su potencialidad para satisfacer las necesidades y las aspiraciones de las generaciones futuras (UICN, WWF y PNUMA, 1981), es un fenómeno de carácter global en la que participan la mayoría de países del mundo (entre ellos Colombia), la cual se viene abordando con políticas y acciones mundiales, nacionales y locales.

En la década de los años 80 surge la necesidad de la reparación o remediación de los daños ambientales causados por las actividades humanas (Vargas y Mora 2007). De esta forma, la restauración ecológica empieza a ser una alternativa de asistencia del hombre a la naturaleza para contrarrestar de alguna manera los efectos negativos que se han ido acumulando a través del tiempo y que al final amenazan la existencia misma del ser humano en el planeta.

La restauración ecológica es una actividad deliberada que inicia o acelera la *recuperación* de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad (SER, 2004), y se considera necesaria cuando los procesos de regeneración natural de los ecosistemas degradados son insuficientes o demasiado lentos (Brown y Lugo, 1994) y su propósito es

retornar los ecosistemas a su trayectoria histórica o a su estado original o pre disturbio (Munshower, 1994; Bradshaw, 1987).

La restauración tiene entre sus bases el conocimiento de la historia de vida de las especies clave y su agrupamiento en conjuntos con funciones similares en el sistema. El entendimiento de los procesos que guían el ciclo biológico y la dinámica poblacional, es determinante para abordar los fenómenos relevantes en las escalas de acción de la restauración: el predio o parcela, el paisaje y la región (González-Espinosa et al., 2007). Los fenómenos implicados cubren aspectos de la ecología de poblaciones, los ciclos biológicos y la tolerancia de las especies, junto con su distribución en gradientes a escalas geográficas amplias (Huston y Smith, 1987; Hobbs, 2002). En la práctica, se busca predecir las respuestas de las especies individuales y sus mezclas, en función de los gradientes ambientales presentes en una unidad del paisaje particular (González-Espinosa et al., 2007).

Bajo el enfoque de *manejo adaptativo*, los proyectos de restauración o conservación permiten la posibilidad de adaptación del proyecto de acuerdo con los cambios y los resultados de las tendencias medidas a través del tiempo. Conlleva la implementación de refinaciones, correcciones y modificaciones o incluso la interrupción del proceso (Block et al., 2001; NRC, 2004).

El monitoreo de la biodiversidad es esencial para generar conocimiento ecológico y demográfico (hábitats, tolerancias, relaciones inter-específicas, patrón de distribución espacio-temporal, migraciones, requerimientos energéticos, comportamiento social y reproductivo, composición por clases de edad, población efectiva, proporción de sexos, número de descendientes, períodos de reproducción, etc.) contemplando la incidencia de condiciones ambientales atípicas y no solo promedios, lo que permite entender el estado y funcionamiento de los ecosistemas y tomar las medidas de conservación y restauración necesarias. (Primack et al., 2001).

Los proyecto de monitoreo acompañan el diagnóstico inicial de comunidades, poblaciones y ecosistemas para la implementación de alternativas de conservación y restauración y posteriormente la evaluación valora el desempeño de las diferentes estrategias y permite ajustarlas en la práctica.

El monitoreo y evaluación es eficiente y útil en la medida que generen información que permita: 1) comprender los efectos de las acciones de manejo, particularmente si están arrojando los resultados deseados o no, 2) detectar rápidamente efectos inesperados o indeseados de las acciones de manejo, 3) obtener información necesaria para decidir cómo deben modificarse, complementarse o detenerse las acciones de manejo con el fin de alcanzar los efectos deseados, y 4) obtener datos que puedan utilizarse para justificar y conseguir apoyo y financiamiento para las acciones de manejo.

Monitoreo y Evaluación

La palabra *monitoreo* no figura en el Diccionario de la Real Academia Española pese a su amplio uso cultural en múltiples contextos de lengua hispana incluyendo ecológicos y ambientales. Adaptando el término *monitoring* de la *Environmental Protection Agency* (EPA, 2013) se define un proyecto de *monitoreo y evaluación* como la puesta en marcha y operación de dispositivos, métodos, sistemas y procedimientos para el seguimiento, la recopilación y el análisis de datos. El monitoreo se refiere a la observación y el registro sistemático de un conjunto de variables, mientras que la evaluación trata sobre el análisis y la valoración de los datos.

El monitoreo y la evaluación son parte integral de un proceso que busca valorar y comprender las variaciones de un sistema o de sus componentes a través del tiempo. En la Ecología, tales cambios corresponden a fluctuaciones, ciclos o tendencias seculares (Margalef, 1977) y la evaluación resulta esencial para reconocer los cambios de los componentes abióticos y bióticos de los ecosistemas, así como la velocidad con que ocurren (Sikkink et al., 2007).

Por tal razón, el monitoreo se ha convertido en una parte integral de los esfuerzos para detener la pérdida de la biodiversidad (Constanza y Mageau, 1999), pues con frecuencia, permite señalar las posibles causas de los cambios en los componentes ecosistémicos, a través de las relaciones entre variables bióticas, abióticas y sociales (Hill et al., 2005) a la vez que brinda el soporte a la toma de decisiones en el manejo del medio ambiente (Rodríguez et al., 2005).

Por la naturaleza de los estudios de monitoreo y evaluación, la información recabada en cada muestreo debe ser compatible con la información previamente tomada, de tal modo que permita hacer análisis robustos sobre los cambios ocurridos. Ello requiere, entre otras, la medición de las mismas variables y el uso de técnicas similares o, en su defecto, realizar la menor cantidad de cambios posibles a los anteriores y siempre en dirección de optimizar el estudio. Por lo anterior, el diseño metodológico inicial debe ser elaborado meticulosamente.

Es necesario resaltar que un proyecto de monitoreo puede iniciar con una línea base que se depura en un proceso de mejora de cantidad y calidad de información recopilada y analizada.

La puesta en marcha de sistemas de monitoreo de la biodiversidad varía ampliamente según los objetivos mismos del estudio, de la comunidad y las poblaciones evaluadas, de la estabilidad o persistencia del ecosistema o de la velocidad con la que ocurren cambios en ella. Puede también fundamentarse en la incidencia de las actividades antrópicas, en la implementación de medidas o en la presencia de anomalías naturales. De hecho, también depende del presupuesto y la logística requerida y disponible. Para el caso de comunidades bióticas y ecosistemas, una escala temporal adecuada de estudio

correspondería a mediano y largo plazo es decir de años a quinquenios, escala que permitiría observar tendencias seculares. Escalas de menor temporalidad como por ejemplo meses, obedecen a ciclos estacionales o fluctuaciones, por lo que, por ejemplo, la no aparición de una especie en un lugar y período determinado, puede representar una situación normal para ella.

El diseño del monitoreo requiere de profesionales con alta experticia en los grupos taxonómicos a estudiar y, en lo posible, con buen conocimiento del área de estudio. El legar estos estudios a profesionales distintos y de poca experticia puede significar costos muy elevados para el proyecto de monitoreo, puesto que la información recabada en campo puede generar dificultades, errores e interpretaciones equivocadas o incluso adversas y contrarias, durante el análisis de la información (McComb et al., 2010). Los investigadores deben mantener contacto permanente con el ecosistema, de tal modo que puedan conocer, de primera mano, la incidencia de factores que afecten el mismo, pues, de lo contrario, no podrán dar respuestas razonables y objetivas sobre los cambios ocurridos y los factores que los indujeron.

Los proyectos de monitoreo de biodiversidad pueden evaluar no solamente variables biológicas sino ambientales o antrópicas, con el objeto de establecer la incidencia de las últimas sobre las primeras. Ello implica que se debe contar con información simultánea en espacio y tiempo de unas y otras. Incluso un proyecto de monitoreo de biodiversidad podría incluir variables *proxy* o variables que permitan inferir sobre el estado de la biodiversidad sin llevar a cabo mediciones directas sobre ella. Tal podría ser el caso, por ejemplo, del estado de un cuerpo hídrico a partir de valoraciones del oxígeno disuelto, las concentraciones de nitrógeno y fósforo, u otras.

Los sistemas Socio-Ecológicos y el monitoreo.

Una de las principales cuestiones ambientales que integra las necesidades actuales de los campos académicos y de gobierno es la definición de intervenciones o estrategias políticas que logren, por un lado, garantizar la sostenibilidad de los recursos naturales y, por el otro, responder a la permanente y creciente demanda mundial sobre estos (Ostrom y Nagendra, 2006). Intentando responder a esta cuestión, autores de diferentes disciplinas han insistido en la necesidad de combinar de manera efectiva conocimientos e información socio-económica con conocimiento biológico y ecológico (Berkes, 1999). En general esta necesidad se hace evidente en reportes del desarrollo económico así como en informes de tendencias de cambio climático, pérdida de biodiversidad y erosión cultural. Sin embargo, aún no se cuentan con mecanismos concretos que permitan llevar estas necesidades sentidas a diseños concretos que permitan la toma de decisión efectiva para el uso, manejo y conservación de los recursos naturales a diferentes escalas.

Nuevas aproximaciones conceptuales han tomado lugar en la discusión académica actual para generar mejores espacios de conocimiento de relaciones complejas entre diferentes sistemas (biofísico y social). El enfoque de los sistemas socio-ecológicos o social y

ecológicos (SSE)¹ es considerado una nueva perspectiva para la comprensión de las complejas relaciones de dependencia multi-escalares entre los sistemas sociales y ecológicos. Esta construcción conceptual tiene un enfoque crítico (descripción de los sistemas y sus relaciones) así como normativo, ya que tiene una intencionalidad clara de comprensión para lograr la sostenibilidad. En términos generales, el enfoque de los SSE pretenden que, desde la comprensión de la complejidad en las relaciones sistemas sociales - sistemas naturales se logren construir estrategias que promuevan la sostenibilidad de los sistemas contemplando aspectos de manejo, gobernanza, características de actores y usuarios y las dinámicas del sistema biofísico. Por lo tanto, abordar esas condiciones desde la complejidad requiere no solamente un cambio de paradigma científico sino también la inclusión de diferentes tipos de conocimiento (tradicional, local, técnico, etc.) en el diseño de marcos de gobernanza adaptativos (Bodin y Crona, 2011; Room, 2011).

Dado que el enfoque de los SSE está en proceso de consolidación, los autores principales de este enfoque (Ostrom, Walker, Berkes) han remarcado la necesidad de probar en campo los modelos conceptuales por ellos propuestos y la adaptación de variables y metodologías que permitan ampliar la comprensión de los SSE y consolidar este enfoque por medio de estudios de caso. Autores como Epstein (2013) han remarcado la necesidad de hacer más visible la importancia de contar con variables y datos de tipo biológico y ecológico que den mayor presencia a los componentes biofísicos del enfoque de los sistemas socio-ecológicos.

Es necesario establecer puentes conceptuales y metodológicos entre el enfoque SSE y los sistemas de evaluación y monitoreo de la biodiversidad con el fin de obtener, almacenar, suministrar y divulgar datos representativos de los patrones y procesos de la Biodiversidad que permitan su incorporación en la toma de decisiones en contextos socio-ecológicos complejos.

El estudio de los “comunes” se ha convertido en uno de los temas con mayor crecimiento en las publicaciones científicas de diferentes disciplinas, no solo por la importancia de los recursos comunes como: tierra, agua, biodiversidad, sino porque ha identificado importantes fronteras del conocimiento para diferentes disciplinas científicas (Kearny y Berkes, 2007). El uso de palabras claves como “recursos de uso común”, “gobernanza” y “manejo de recursos naturales” ha tenido un incremento notable en revistas científicas desde la economía hasta estudios de la complejidad y ecología (Ostrom et al., 2002; Cox et al., 2010). Además de eso, el incremento de fuentes de financiación para investigaciones relacionadas con estas temáticas expresa el interés de los gobiernos y organismos multilaterales en la comprensión de las dinámicas de degradación de los

¹ Ambos términos son usados actualmente en la literatura desde su traducción del inglés como “socio-ecological o social-ecological” para explicar el mismo fenómeno. Para este documento, y de acuerdo al uso generalizado actual en publicaciones en español, se empleará “sistemas socio-ecológicos” (SSE)

recursos naturales así como los impactos generados por el desarrollo económico en diferentes lugares del mundo (FAO, 1999; Cashore, 2009). Para explicar las condiciones de los recursos de uso común, es necesario presentar las diferentes formas que, desde la economía, se clasifican los recursos.

En términos generales los recursos se clasifican basados en dos condiciones iniciales: Excludibilidad y sustractibilidad (o rivalidad). Excludibilidad significa que el consumo de un bien puede ser evitado y sustractibilidad que un recurso no puede ser consumido, o sus beneficios percibidos de manera simultanea por diferentes usuarios (Samuelson, 1954). La combinación de esas dos condiciones determina si un recurso o servicio puede considerarse más público o más privado.

Los recursos de uso común (RUC) tienen alta sustractibilidad y baja excludibilidad, estos representan un sistema natural o artificial de recursos con límites espaciotemporales poco claros, haciendo la exclusión de actuales y potenciales beneficiarios extremadamente difícil. Como consecuencia de esta situación, es difícil determinar quien se beneficia y quien no de posibles mejoras en el sistema (Dietz et al., 2003). Así mismo, los daños en estos recursos son, en corto o largo plazo, percibidos por todos sus usuarios. De acuerdo a esta descripción, la mayoría de los recursos naturales, específicamente los renovables (agua, biodiversidad, etc.) pueden ser considerados RUC, por lo tanto su conservación, uso y manejo representan campos de acción y conocimiento que requieren la combinación de conocimiento ecológico y social.

Esta condición justifica la evidente dependencia mutua de actores sociales, unidades biológicas del sistema y los servicios ambientales. La perspectiva con la cual se intentarán recoger datos relacionados con el monitoreo de la biodiversidad se enmarcara dentro de los recursos de uso común, dando así una perspectiva social y económica a la existencia de patrones de estado y tendencias de los recursos naturales.

De acuerdo con Tretter and Halliday (2012), es necesaria información específica y detallada para entender y definir estrategias de manejo de SSE, esto incluye:

- El estado de los recursos naturales y la validez de los datos usados para medirla,
- El tipo de respuesta del sistema biofísico a los disturbios humanos (en escala y tiempo). Medido en el nivel de robustez de esta respuesta enfrentando los cambios ambientales
- Los mecanismos de retroalimentación, permitiendo a los sistemas sociales adaptarse a los cambios en el sistema biofísico
- El tipo de mecanismos de retroalimentación y los procesos de respuesta por medio de la adaptación de los sub-sistemas

A partir de esta condición, diferentes enfoques conceptuales y teóricos han sido diseñados para guiar investigadores en el proceso de entender SSE, ver por ejemplo (Berkes y Folke, 1998:15, Anderies et al., 2004:3, Walker et al., 2002:5,). Para los fines

específicos del monitoreo de la biodiversidad presentamos los siguientes dos enfoques que pueden ser adaptados. El primero permite profundizar en la comprensión de la relación entre SSE y la provisión de bienes y servicios ambientales, Diaz et al., (2011), diseñaron un marco analítico desde los estudios ambientales utilizando como eje principal de análisis la disponibilidad de recursos naturales y bienes ambientales. Los patrones de interacción, las entidades y los mecanismos de relacionamiento entre sub-sistemas pueden ser observados en la figura 7.

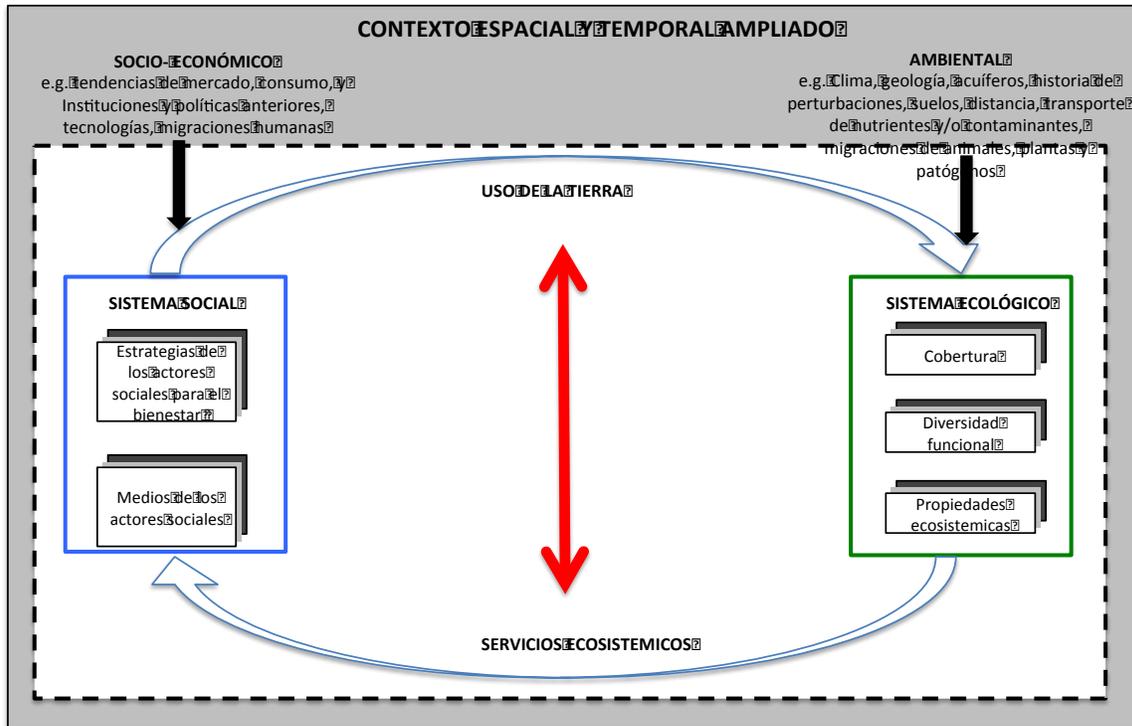


Figura 7. Marco de análisis de SSE desde una perspectiva de bienes y servicios ambientales. (Diaz et al., 2011:896).

En este marco, la característica principal de análisis es el efecto de la disponibilidad de servicios ecosistémicos (a partir de la comprensión de aspectos biofísicos) en las decisiones sociales y los sistemas de regulación establecidos (principalmente usos del suelo). El marco presta atención a las conexiones multi-nivel entre los sub-sistemas social y ecológico desde una perspectiva de complejidad por medio de la percepción de diferentes actores involucrados en el SSE.

El segundo modelo de análisis seleccionado para esta propuesta es el de Ostrom (Figura 8), dado que, hasta el momento es el que ha intentado proponer la mayor cantidad de variables relacionadas a los sistemas naturales en el análisis de los SSE. Es un modelo multi-nivel y anidado en el cual una aproximación multidisciplinaria es necesaria para

caracterizar un SSE. El modelo describe gráficamente las relaciones e interacciones (I) entre cuatro sistemas interconectados e interdependientes: Unidades del recurso (RU), Sistema del recurso (RS), Sistema de gobernanza (GS) y los usuarios (U). Este proceso relacional produce diferentes resultados (O) que interactúan con las condiciones de contexto social, económico y político (S) y los ecosistemas relacionados (ECO).

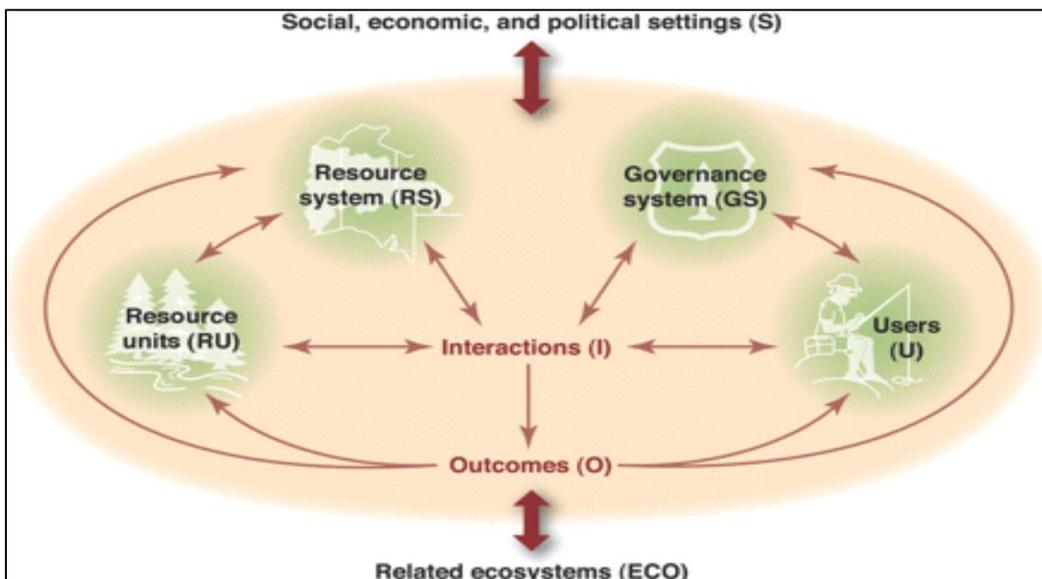


Figura 8. Marco de análisis para la sostenibilidad de SSE (Ostrom, 2009:420).

Aunque los modelos presentados pueden ser usados para aproximarse a la comprensión de SSE el modelo propuesto por Ostrom provee la aproximación más apropiada a los intereses de un programa de evaluación y monitoreo de la biodiversidad por los siguientes motivos:

- Es un modelo general lo suficientemente flexible para ser aplicado y adaptado en diferentes SSE.
- Permite que diferentes criterios (uso, preservación, restauración) sean el punto de partida para la selección del SSE y su tamaño.
- Está definido como un modelo multinivel y anidado, lo cual ayuda a analizar las interacciones entre los sub-sistemas a diferentes niveles escalares

El estudio de los SSE combina el uso de datos cualitativos y cuantitativos. Por lo tanto, presenta el reto de hacer interactuar técnicas, metodologías y propuestas epistemológicas que aún no han construido puentes que permitan agrupar y analizar datos.

Dadas las condiciones y los objetos de evaluación correspondientes al monitoreo y evaluación de la biodiversidad se proponen dos componentes del modelo de SSE donde existen una alta incidencia:

Sistemas del recurso:



Unidades del recurso:



Marco de referencia Presión-Estado-Respuesta

Los alcances de un sistema de monitoreo y evaluación se pueden organizar en el marco de referencia Presión-Estado-Respuesta (PER), este modelo ha encontrado mucha difusión, pues se adapta bastante bien a los elementos que se deben incorporar en los procesos de toma de decisiones, y marca los límites entre las respuestas sociales, los problemas ambientales y el estado del sistema biológico (Antequeda 2005).

Según la OECD (1993) el marco de referencia PER está basado en un concepto de la causalidad: las actividades humanas ejercen *presiones* sobre el medioambiente, modificando la calidad y cantidad de los recursos naturales (*estado*). La sociedad entonces responde a estos cambios con políticas medioambientales, económicas y sectoriales (*la respuesta social*).

En el marco Presión-Estado-Respuesta, el “estado” contiene indicadores que definen el sistema natural o sistemas de soporte (Antequera 2005), se relaciona con los alcances de la evaluación y monitoreo concerniente a la caracterización y conocimiento de la biodiversidad: ecosistemas/unidades de paisaje, comunidades y poblaciones. Las presiones son producidas por el sistema social y económico y sus actividades, y las respuestas se derivan para minimizar los impactos sobre los sistemas naturales (Antequera 2005). En este caso las presiones y respuestas se relacionan con el estudio y la caracterización y conocimiento abiótico y socio-económica (Figura 9).

El modelo PER se ha considerado como excesivamente “lineal”, dada la cadena de causalidad para un problema ambiental concreto, y no analiza las relaciones que existen entre diferentes problemas. Una versión más completa del modelo PER es llamada DPSIR, e incluye dos elementos más: los Direccionadores Económicos y los Impactos. Este modelo ha estado adoptado por la Agencia Europea para el Medio Ambiente para expresar su marco de indicadores, pero adolece de los mismos defectos del anterior (Antequera 2005).

El modelo PER constituye una base conceptual para acercarnos al planteamiento de un sistema de monitoreo en la medida en que interrelacionan diversos indicadores entre sí asignados a un fenómeno ambiental concreto. Esto quiere decir que para cada caso se tendrá que entender el fenómeno ambiental que se desea monitorear y relacionarlo en el esquema PER utilizando los alcances y niveles propuestos en este marco conceptual (Figura 9).

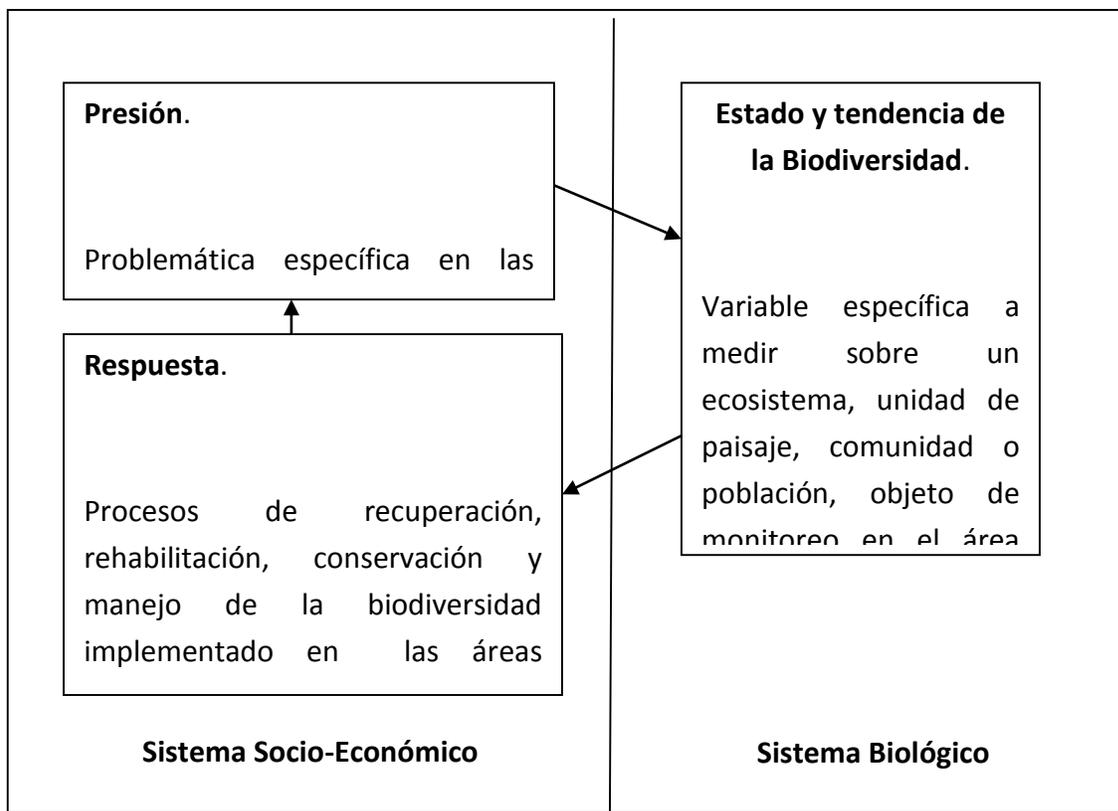


Figura 9. Modelo PER propuesto para estructurar fenómenos ambientales específico para las propuestas metodológicas de monitoreo en las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango (Modificada de Vackar et al., 2012).

OBJETIVOS Y METAS GENERALES DEL SISTEMA DE MONITOREO Y EVALUACIÓN.

El sistema de monitoreo de la biodiversidad es una herramienta que permite generar conocimiento sobre el estado y las tendencias de ésta con el fin de apoyar la toma de decisiones ambientales que propenda por el cumplimiento de los objetivos de conservación con los cuales la empresa EMP se ha planteado en el Proyecto Hidroeléctrico Ituango. El objetivo general de un sistema de monitoreo es proveer información de una manera oportuna, pertinente, completa y confiable que se traduzca en rutas críticas de investigación, planeación, formulación de planes y toma de decisiones que permitan una gestión adecuada de la biodiversidad (Chaves y Santamaría, 2006; Tegler et al., 2001).

El *monitoreo* se define como una medición y colección de datos sistemática y repetida en el tiempo que se efectúa con el propósito de evaluar el estado, las tendencias y los cambios en variables relacionadas con una pregunta o un problema específico a lo largo del tiempo (Noon, 2003; Suter, 1993, Cairns 1979, Spellerberg 1991, Vos et al. 2000).

Bajo esta definición el *monitoreo* se refiere a la puesta en marcha y operación de dispositivos, métodos, sistemas y procedimientos, para la toma, recopilación y análisis de datos (EPA, 2013). En sentido estricto, el monitoreo se refiere a la toma y recopilación de datos, y la *evaluación* a los análisis y las conclusiones derivados de aquel.

La información resultante del monitoreo constituye por lo tanto una base para la investigación científica necesaria para entender el mundo en cual vivimos, para definir opciones actuales y futuras disponibles para satisfacer las necesidades humanas, y para orientar la gestión inmediata y de largo plazo, la política y la toma de decisiones (Stork & Samways 1995).

Los objetivos del Sistema de Monitoreo de la Biodiversidad en las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango son:

- Evaluar el estado y las tendencias de la biodiversidad y los servicios Ecosistémicos en los contextos socio-ecológicos de las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango
- Evaluar el desempeño de las medidas de manejo implementadas en procesos de restauración, y conservación de la biodiversidad y su impacto en los sistemas socio-ecológicos en las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango.
- Alimentar un sistema de información y análisis que permita constatar los avances en la conservación y restauración de la biodiversidad a través de un tablero de control.

Las metas del sistema de monitoreo, entendida meta como lo que se requiere lograr para cumplir los objetivos del Sistema de Monitoreo son:

- Proveer datos oportunos, pertinentes, completos y confiables de las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango.
- Contar con información e indicadores robustos para la toma de decisiones ambientales de las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango.

PRINCIPIOS Y CRITERIOS PARA ESTABLECER UN PROGRAMA DE MONITOREO Y EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Los siguientes principios y criterios son tomados del documento: Marco conceptual para el monitoreo de la biodiversidad en Colombia generado por el Instituto Humboldt e Invemar y son presentados en este documento pues de su cumplimiento dependerá el éxito del sistema propuesto para el proyecto Hidroeléctrico Ituango.

Principios

1. El Monitoreo es una herramienta técnica que facilita el alcance de conocimiento apropiado de la biodiversidad objeto de estudio, sobre la cual se tomarán decisiones de manejo, gestión o acciones directas para su control (en positivo o negativo).
2. Los actores involucrados en el programa de monitoreo a distintos niveles (directivos, administrativos, operacionales etc.) son primordiales para el desarrollo del plan de monitoreo específico con sus aportes de experiencias propias para alcanzar el objetivo propuesto.
3. El involucramiento de las comunidades locales en la formulación y levantamiento de la información en campo es fundamental con el fin de apropiarlas sobre los recursos de los que hacen uso y despertar en ellos el afán de la conservación de los mismos para su propio bienestar.
4. La adaptabilidad del programa de monitoreo implica que en el seguimiento del objetivo propuesto, es necesario hacer altos en el camino para corregir falencias y resaltar los éxitos como una cultura de aprendizaje en el que cada uno de los miembros se sienta a gusto en el papel que le corresponde realizar.

Criterios

1. La actividad de monitoreo deberá tener una pregunta que rijan el sentido, la frecuencia, la modalidad, la continuidad y el alcance del objetivo a buscar.
2. El programa de monitoreo deberá ser sustentado en un presupuesto acorde con el objetivo propuesto y deberá ser suficiente hasta el final, a menos que el objetivo se alcance con antelación.
3. El personal que participe durante las actividades de monitoreo deberá ser técnicamente competente, experimentado en el tema y conocedor del objeto de estudio con el fin de identificar cualquier suceso que pueda afectar su estado en sí o el futuro de la actividad.

SISTEMAS DE MONITOREO Y OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Los sistemas de monitoreo deben responder preguntas a diferentes escalas, desde las preguntas generales correspondientes a los objetivos ambientales y de conservación amplios, hasta preguntas específicas asociadas a problemáticas locales particulares. Por lo tanto el sistema de monitoreo debe tener la capacidad de que tales preguntas puedan ser modificadas conforme pase el tiempo y que respondan a múltiples escalas espaciales y

temporales bajo un marco conceptual suficientemente robustos para atender diferente tipo de necesidades y enfoques. Los datos provenientes del monitoreo deben alimentar sistemas de indicadores y alertas tempranas (Rodríguez 2007) y mantenerse organizados y actualizados en sistemas de información para su consulta regular y para que las preguntas puedan ser contestadas oportunamente.

Los sistemas de monitoreo deben tener claramente definidos unos objetivos específicos (Goldsmith, 1991) que surgen de responder tres preguntas claves: ¿Por qué, qué y cómo monitorear?

¿Por qué monitorear? EMP se encuentra comprometida con alcanzar objetivos de conservación incorporados en el Plan de Manejo Ambiental. Estos objetivos responden a dar solución a problemáticas ambientales generadas por el proyecto Hidroeléctrico Ituango. El monitoreo se requiere porque EPM debe saber si sus intervenciones para el manejo y conservación de la biodiversidad arrojan resultados que propendan por el cumplimiento de los objetivos planteados.

¿Qué monitorear? Estado de la Biodiversidad, procesos restauración y conservación de la biodiversidad, provisión de servicios ecosistémicos. Para los efectos de este convenio la biodiversidad se define como la variedad o variabilidad de organismos vivientes que se organiza en niveles que incluyen genes, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Bry, 2006) y que también puede ser evaluada a nivel de hábitats y unidades de paisaje (Noss, 1990; Raven, 1992 en Hermy y Cornelis, 2000; Hawksworth, 1995 en Cornelis y Hermy, 2004). Los niveles de la biodiversidad a monitorear son unidades de paisaje, comunidades y poblaciones, dentro de los cuales las variables relacionadas con métricas de parche, clase y paisaje, diversidad estructural y funcional, y demografía, serán cuantificadas. Las presiones y respuestas que afecten el estado de la biodiversidad también deberán ser monitoreadas y relacionadas con los puntos niveles anteriores. Finalmente un monitoreo hacia el funcionamiento y procesos Ecosistémicos debe ser desarrollado en conjunto y relacionado con las demandas por los bienes y servicios Ecosistémicos.

¿Cómo monitorear? El diseño de muestreo incluye múltiples tópicos a definir como el tipo de muestreo, la forma y el tamaño de la unidad muestral, la técnica de muestreo y su temporalidad, entre otros. Todo lo anterior debe corresponder y dependerá de los objetivos específicos, seleccionando con detalle el nivel de biodiversidad a monitorear en un contexto específico de presión y respuesta y su contexto socio-ecosistémico. Adicionalmente el cómo monitorear debe predefinir las variables y los indicadores que den cuenta de la evaluación de procesos de restauración y conservación de la biodiversidad en las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango.

Alcances del monitoreo de la biodiversidad

De manera general se proponen que el sistema de monitoreo de la biodiversidad en las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango aborde tres niveles de la

biodiversidad para monitorear su estado: ecosistemas, comunidades y poblaciones, dando alcances diferentes en los tres niveles, los cuales se describen a continuación:

Ecosistemas o unidades de paisaje

- Conocer la matriz de paisaje circundante e interior al área de estudio
- Caracterizar las unidades del paisaje, su disposición espacial y conectividad
- Conocer los patrones de cambio ocurridos en dicha matriz durante las últimas décadas
- Describir el papel de los principales direccionadores de tales cambios
- Establecer relaciones entre las condiciones bióticas, abióticas y antrópicas
- Evaluar la diversidad de unidades de paisaje
- Definir las áreas prioritarias para conservar o restaurar
- Evaluar la conectividad, fragmentación y los corredores ecológicos

Comunidades

- Identificar las especies que ocurren en un área o comunidad particular
- Caracterizar las especies por el nivel de riesgo de extinción local, regional o global
- Caracterizar las especies por su importancia ecológica estructural o funcional
- Caracterizar la estructura de la comunidad en términos de la representación de sus especies (abundancias, densidades, coberturas, biomasa, u otro)
- Evaluar la dinámica en composición y número de especies
- Estudiar cambios en la funcionalidad de la comunidad
- Establecer cambios en indicadores (índices de riqueza, diversidad u otros)
- Determinar cambios en la participación de las especies
- Identificar los gradientes espaciales y las variables ambientales más relevantes, y establecer su relación con la comunidad o con especies particulares
- Establecer el papel de los ciclos (principalmente estacionales) en el sistema y la respuesta de las variables ante estos
- Identificar los principales tensores naturales y antrópicos que ponen en peligro la existencia de la comunidad
- Estudiar comunidades poco conocidas y con carencia de información
- Definir el número de especies en riesgo (libro rojo, bajas densidades, rareza, pérdida de nicho, sensibles, etc.)
- Determinar la relación entre especies nativas y exóticas

Poblaciones

- Conocer aspectos relevantes de la historia de vida de aquellas especies de interés particular, con el propósito de diseñar estrategias que ayuden en su conservación incluidos: alimentación, competidores, depredadores, comportamiento, reproducción, mortalidad, tolerancias ambientales, hábitat requerido, etc.

- Evaluar los cambios y dinámicas en la densidad de poblaciones de interés (riesgo de extinción, endemismos, presencia de especies estenotípicas, indicadoras, invasoras, plaga, etc.)
- Conocer aspectos funcionales de las especies como por ejemplo: soporte a otras especies, generación de hábitats, polinización, dispersión de semillas, control poblacional, modificación de las condiciones abióticas, etc.

Alcances del monitoreo en el contexto de los Sistemas Socio Ecológicos

Adicionalmente se propone que el sistema de monitoreo de la biodiversidad en las áreas operativas de proyecto Hidroeléctrico Ituango relacione el estado de los niveles de la biodiversidad con presiones naturales o antrópicas, respuestas de manejo y/o conservación, y demanda por bienes y servicios Ecosistémicos, de esta manera se propone un nivel de integración referente al sistema socio ecológico que de alcance a:

- Analizar la evolución de procesos de conservación, restauración y manejo de áreas naturales
- Establecer la incidencia y cuantía de variables abióticas de origen natural o antrópico en el estado de la biodiversidad
- Analizar las tendencias de mercado y consumo desde una perspectiva de bienes y servicios Ecosistémicos.

Con la intención de definir, de manera más específica, las variables para del sistema de monitoreo de la Biodiversidad a partir de la aproximación conceptual de los sistemas socio-ecológicos en las áreas operativas del proyecto Hidroeléctrico Ituango, se llevó a cabo un taller en Medellín el 12 de febrero del 2016 en el cual participaron personas de diferentes organizaciones (EPM, Universidad Nacional sede Medellín y HTM). El objetivo principal del taller fue la definición del marco de referencia utilizando características sociales, ecológicas y de uso del territorio, bajo el cual se generarán los indicadores de biodiversidad y servicios ecosistémicos requeridos por EPM para el monitoreo de sus acciones de manejo que conlleven a un fortalecimiento de la gestión integral de la biodiversidad, la integración territorial y el desarrollo sostenible en la zona de influencia del proyecto Hidroeléctrico Ituango (PHI).

Los objetivos específicos del taller fueron los siguientes:

- Proponer un método para la construcción de los indicadores y el sistema de monitoreo de la biodiversidad en el área de influencia de proyecto hidroeléctrico Ituango.
- Realizar hipótesis sobre el comportamiento y relación de las características sociales, ecológicas y de uso del territorio.
- Conocer los aspectos territoriales sobre los que EPM tiene interés de monitorear sus acciones de gestión integral de la biodiversidad.

El resultado general de este taller fue lo siguiente (tabla 9):

Tabla 9. Resultados generales del taller de indicadores y monitoreo.

Área de Influencia de PHI (escala)	Categoría	Elementos para definición de variables a incorporar en el sistema de monitoreo y construcción de indicadores.
Indirecta	Usos Actuales	Turismo de fines de semana Crecimiento poblacional acelerado Mosaico cafetero Cacaoteras en zona media Turismo ecológico Parcelación – fincas recreo, vivienda campestre Pesca (comercial y artesanal) Relictos agricultura tradicional Bosque seco tropical (no uso directo) Sistemas silvestres Cacería (baja) Minería Cultivos de uso ilícito Extracción de maderas preciosas Pastoreo lechero
	Conflictos Actuales	Aumento de presión uso del suelo Conflictos por uso de agua Cambio de vocación del suelo Aumento extracción por mejoramiento en infraestructura Crecimiento del turismo sin control

Área de Influencia de PHI (escala)	Categoría	Elementos para definición de variables a incorporar en el sistema de monitoreo y construcción de indicadores.
	Aspectos para el monitoreo	<p>Especies migratorias</p> <p>Fragmentación de la propiedad</p> <p>Especies claves (puma, jaguar, Ara militaris, etc.)</p> <p>Áreas protegidas (número y representatividad)</p> <p>Monitoreo cobertura (BsT, BhT, vegetación secundaria)</p> <p>Conectividad Ecológica</p> <p>Retención de sedimentos</p> <p>Calidad de agua</p> <p>Balance hídrico ripario</p> <p>Cambios uso del suelo</p> <p>Licencias uso del agua</p>
Directa	Usos actuales	<p>Minería artesanal y de aluvión</p> <p>Pesca artesanal</p> <p>Producción agropecuaria</p> <p> Ganado</p> <p> Maíz, cacao, café</p> <p>Extracción forestal</p>
	Conflictos actuales	<p>Escenario de posconflicto</p> <p>Futuros usos potenciales del embalse</p> <p>Llegada de nuevos actores</p> <p>Propiedad de la tierra</p> <p>Aumento de la ilegalidad</p>

Área de Influencia de PHI (escala)	Categoría	Elementos para definición de variables a incorporar en el sistema de monitoreo y construcción de indicadores.
		Extracción de arena Cambios en imaginarios colectivos Aumento presión por agua Cambios uso de la tierra Ilegitimidad en la tenencia de la tierra Aumento de la presión minera
	Aspectos para el monitoreo	Oferta para el ecoturismo Sistemas de gobernanza Disponibilidad de agua Calidad de agua BsT Conectividad ecológica Cambios uso del suelo Cambios cobertura vegetal Fauna silvestre y especies claves Componente íctico Pagos por servicios ambientales Índices de conservación Monitoreo participativo

Desde el enfoque conceptual de los sistemas socio-ecológicos los aspectos pre-seleccionadas del sistema de recursos para los cuales se deben definir variables a monitorear fueron:

Sectores: Se refiere principalmente a la condición biológica y ecosistémica que permite identificar la forma de relacionamiento de los usuarios directos con los grupos de usuarios asociados al SSE y los sistemas de gobernanza y manejo establecidos (agua, pesca, pastos, bosques, peces, etc.)

Claridad en las fronteras del sistema: Se refiere la claridad que sobre los límites del SSE pueden tener los actores relacionados con su uso, manejo y/o conservación. Generalmente se establecen atributos biológicos, sociales o socio-económicos relacionados con la escala y los criterios de selección del SSE. Por tal motivo, las variables asociadas a la definición de las fronteras del sistema son:

- límites ecológicos (e.g. cuencas hidrográficas, tipos de bosques, tipo de sucesión vegetal, etc.)
- límites socio-económicos (definición por sistemas productivos, intervenciones por infraestructura, planeación de uso y manejo)
- límites de acceso y/o derechos de propiedad (definición del SSE por restricciones asociadas a la propiedad – derechos de uso propios y/o asignados)
- límites híbridos. Sin ser una definición clara, tampoco estandarizada, responde esencialmente a la combinación de condiciones ecológicas, sociales y económicas (e.g. concesiones de extracción, zonas intervenidas por actividades económicas de gran escala, zonas priorizadas para la conservación, etc.)

Tamaño: Se refiere al tamaño del SSE basado en la clasificación de los recursos priorizados en este (e.g. recursos de uso común, recursos privados, de acceso limitado, de acceso abierto, etc.)

Productividad del sistema: Se refiere a las medidas de eficiencia en la producción y o regeneración de unidades del recurso principal seleccionado para el SSE. La productividad del sistema se toma también como una medida que permite aproximarse al grado de deterioro o mejoramiento del recurso

Propiedades de equilibrio: Interacción entre los subsistemas. Relaciones de dependencia entre los sistemas biofísicos y sociales; Impactos externos y respuesta del sistema. Se refiere a la capacidad de regeneración biológica del sistema después de impactos específicos; Historia, evidencia de impactos en los subsistemas y sus efectos

Previsibilidad de las dinámicas del sistema: Se refiere a la posibilidad de predecir los cambios o los efectos en los subsistemas a partir de perturbaciones o decisiones de manejo (e.g. fuego, establecimiento de límites de uso y/o extracción, definición de protocolos de uso y/o planes de manejo sostenible) para lo cual se requiere: Conocimiento acerca del efecto de cambios biológicos, Conocimiento del efecto de sobre-explotación, Conocimiento del efecto de cambios en los patrones de uso del sistema

biofísico, Conocimiento del sistema biológico, Información acerca de indicadores biológicos básicos (diversidad, riqueza, abundancia, ciclos reproductivos, etc.)

Así mismo, los aspectos relacionados con el subsistema unidades del recurso son:

- Movilidad de unidades del recurso. Se refiere a la movilidad posible de las unidades del recurso priorizado en el SSE. Está relacionado con los atributos biológicos de la especie. Por ejemplo se habla de baja movilidad para árboles, y alta movilidad para peces.
- Velocidad del crecimiento y/o sustitución. Se refiere a los ciclos de vida de las especies priorizadas o a partir de las cuales se determina el SSE
- Interacción entre las unidades del recurso
- Valor del recurso. Se refiere a los precios en el mercado relacionados con la distribución, uso, y disponibilidad del recurso, así mismo permite la valoración compleja de los recursos desde la perspectiva de la valoración de servicios ambientales.
- Número de unidades y/o unidades del recurso. Relacionado con SSE en los cuales se puede medir la productividad de este para la generación de estrategias de manejo (por ejemplo manejo forestal o pesquero)
- Características distintivas. Relacionado con aspectos biológicos que permiten crear un diferencial que promueva la conservación y/o uso sostenible de los recursos. (por ejemplo especies claves)
- Distribución espacial y temporal. Describe temporalidad en los aspectos productivos de las especies o los ecosistemas

ESTRUCTURA DE LA PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA DEFINICIÓN E IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA DE MONITOREO.

En esta sección se expone una propuesta para el procedimiento a seguir en la definición e implementación de un sistema de monitoreo para la biodiversidad y los servicios Ecosistémicos en las áreas de influencia del Proyecto Hidroeléctrico Ituango, la cual está dividida en tres grandes fases:

Fase 1) Caracterización bajo modelos conceptuales y definición de relaciones: Esta fase tiene como propósito identificar y priorizan las problemáticas: tensiones y presiones, y en lo posible estado de la biodiversidad y tipos de respuesta que se han dado o se deberían dar bajo los contextos de sistemas socio-ecológicos.

Para la fase uno se requiere la revisión extensa de fuentes de información secundaria y primaria, complementando esta información a través de recorridos por el área de estudio y diálogo con los actores que cuentan con un conocimiento actualizado y pormenorizado de contextos específicos en el área de influencia del proyecto. Para esto se deben realizar las siguientes actividades:

1. Conformación de un equipo interdisciplinario que discuta, inicialmente, los factores principales que permitan la delimitación espacial y temporal del SSE, esto debe dar como resultado:
 - Unidad espacial determinada por factores como:
 - Intención: Conservación, restauración, uso sostenible, investigación, caracterización.
 - Criterios sociales (dependencia, producción, planes de extracción, medición de impacto).
 - Criterios biológicos (ecosistemas, agrupaciones de vegetación, patrones altitudinales, patrones geomorfológicos, etc.).
 - Criterios híbridos (selección artificial que relacione un grupo de usuarios o actores interesados con un espacio específico que provee algún recurso o que sufrirá o sufre cierta afectación resultado de procesos sociales-económicos y que vale la pena ser evaluado.
 - Delimitación de un horizonte de tiempo de análisis: Permitirá definir las afectaciones, las intervenciones humanas, las tendencias económicas que han modificado la estructura, relación o disponibilidad del sistema de recursos
 - Definición de un área específica y delimitación del área circundante (para comparar resultados con tendencias de contexto)
2. Análisis de las principales tendencias económicas y de afectación de los recursos naturales
3. Definición de variables biológicas y sociales principales a ser medidas:
 - Poblaciones de especies
 - Composición de comunidades
 - Rasgos funcionales
 - Estructura Ecosistémica
 - Nivel de dependencia económica a los recursos
 - Patrones de alteración y motores de campo
 - Intensidad de los cambios y posibles respuestas del sistema
 - Definición de variables relacionales que permitan verificar el estado de los recursos desde una perspectiva socio-ambiental
 - Funciones ecosistémicas
 - Resiliencia
 - Impactos de las modificaciones a nivel local del SSE en ecosistemas relacionados.

Con los insumos de esta fase se debe dar contexto al modelo PER describiendo relaciones de causalidad específicas, permite definir objetos u objetivos de conservación, identifica las variables específicas a monitorear y establece los actores sociales que caracterizan el fenómeno ambiental a monitorear en un área específica.

Fase 2) Diseño de Proyectos: Partiendo de los resultados de la fase 1 se establece la información necesaria para estructurar los proyectos de monitoreo que son formulados en el marco de un modelo presión-estado-respuesta –PER bajo un contexto de sistema socio ecológico específico.

Estos proyectos de monitoreo hacen parte del “Programa de monitoreo”, el cual se elabora, con el propósito de facilitar la obtención de información pertinente y oportuna para planificar y verificar la gestión estratégica necesaria. Es así como dentro del “programa de monitoreo” los proyectos deben ser priorizados dependiendo de los intereses particulares de EPM para su implementación.

Esto quiere decir que para cada proyecto de interés a cargo de EPM, se tendrá que comprender el fenómeno ambiental, biológico y social, de manera que defina los componentes que se desean monitorear, las variables, muestreos y análisis de datos necesarios para contar con una información robusta y pertinente.

Para desarrollar esta fase es necesario contar con los conocimientos teóricos descritos en la sección “Fundamentos teóricos del monitoreo” al finalizar este documento.

Fase 3) Implementación: Una vez estructurados los proyectos se puede proceder a realizar la toma de datos, estos deben reposar en bases debidamente estructuradas y estandarizadas bajo una infraestructura institucional que permita su consulta y utilización en análisis para la evaluación de las variables monitoreadas y que puedan ser comunicados y divulgados en sistemas de reportes adecuados. Se propone que la EPM estructure un sistema de información que cumpla con estas funciones considerando los diferentes tipos de información: ambiental, biodiversidad, y aspectos sociales y económicos relacionados.

Los analistas pueden acceder a los datos y a sus metadatos a través del sistema de información y con base en esto, integrar los datos a los indicadores pertinentes. Algunas sugerencias de indicadores se presentan en las propuestas de proyectos específicos, estos indicadores pueden ser desarrollados para un área protegida o área de interés particular o pueden ser desarrollados integrando los datos provenientes de múltiples áreas.

Por último para la fase de implementación se debe considerar los temas de comunicación de los resultados del monitoreo, se debe definir cuál es el público y cuál información que se desea comunicar para utilizar los medios más adecuados. Es importante que los resultados del monitoreo y evaluación lleguen a los actores que puedan hacer los ajustes necesarios a las acciones de manejo como parte del manejo adaptativo a las iniciativas de conservación, restauración y manejo.

Para realizar la fase de implementación de manera eficiente se debe buscar socios estratégicos que la apoyen en las diversas tareas de implementación.

Notas referentes a la propuesta metodológica en proyectos específicos de Restauración

Teniendo en cuenta todo lo anterior, el planteamiento de los objetivos de un proyecto de restauración debe ser claro, y debe tener en cuenta las condiciones de la zona alterada, la escala espacio-temporal y los alcances de las acciones correctivas de largo plazo. Los proyectos de restauración deben, en lo posible, ser abordados desde una perspectiva multidisciplinaria e integral que incluya estudios de la flora y la fauna, del suelo y el agua, y de la diversidad biológica, entre otros aspectos (Sol et al., 2001).

En la restauración ecológica se aplican generalmente dos tipos de proyectos de evaluación: el primero de *implementación* y el segundo de *efectividad*. El primero cuantifica los cambios a corto plazo y ello implica el análisis de la respuesta del sistema a escalas espaciales y temporales pequeñas. El segundo, evalúa si la acción alcanzó el objetivo último de la restauración, y requiere, por tanto, escalas espaciales y temporales más grandes (Block et al., 2001).

La implementación de los proyectos de restauración y con ello de evaluación por etapas, permite validar más fácilmente las estrategias empleadas, no obstante, hay que tener presente que cada etapa queda condicionada al éxito de las etapas anteriores (Reay y Norton, 1999; Choi, 2004; Roccaforte et al., 2010).

Al respecto Bryant (1995) se refiere a *una estrategia de pulsos* que consiste en una primera serie a corto plazo de 3 a 5 años con una alta intensidad de colección de datos, y posteriormente estudios separados por períodos más largos de 10 a 15 años, con colecta de información más distanciada en el tiempo.

Características fundamentales de un programa de monitoreo exitoso

Los siguientes características son tomados del documento: Marco conceptual para el monitoreo de la biodiversidad en Colombia generado por el Instituto Humboldt e Invemar y son presentados en este documento pues de su cumplimiento dependerá el éxito del diseño e implementación del sistema de monitoreo propuesta para el proyecto Hidroeléctrico Ituango.

1. Tener claridad sobre qué es lo que se quiere monitorear y por qué. Se quiere monitorear un objeto per se o un indicador de algún proceso
2. Establecer objetivos claros y precisos
3. Definir quienes son los usuarios objetivo del programa de monitoreo
4. Establecer las metas del programa de monitoreo a corto, mediano y largo plazo. A dónde se quiere llegar, cuál es la escala temporal
5. Definir las temáticas a cubrir y las preguntas a responder dentro de cada temática. Las preguntas deben resultar en objetivos cuantificables que den señales inequívocas para evaluar los progresos; además, las preguntas pueden cambiar o

evolucionar durante el desarrollo del estudio sin que esto atente contra la integridad de los datos

6. Definir la escala de monitoreo y si su aproximación es sistemática, ecológica o de gestión.
7. Establecer los modelos o bases conceptuales que fundamenten cada temática y preguntas relacionadas. Estos modelos ayudan a identificar el tipo de datos que se requiere y el diseño del estudio.
8. Definir las variables y procesos que se deben medir para cubrir cada temática. Selección de los indicadores de composición, estructura y función en los niveles de organización que se vayan a monitorear
9. Qué datos existen y cuáles deben ser integrados en bases de datos o plataformas de manejo y análisis de información.
10. Infraestructura de datos para almacenar la información que se genere en el programa de monitoreo.
11. Establecer las condiciones de línea base dentro de cada temática, o si ésta debe ser levantada.
12. Diseñar los métodos apropiados a implementar en cada área temática, quién los va a diseñar y ejecutar, cuáles son las preguntas específicas asociadas a cada objetivo y metas intermedias que se van a responder con las metodologías propuestas, así como el nivel de precisión estadística que se necesita para responder a cada pregunta.
13. Identificar alianzas estratégicas existentes o necesarias para garantizar un programa de monitoreo robusto.
14. Estrategia financiera para la sostenibilidad del programa

Lindenmayer y Likens (2009) propusieron un esquema para el “Monitoreo Adaptativo”. Este esquema consiste en pasos iterativos que responden a preguntas que pueden cambiar o evolucionar durante la ejecución del programa, sin que se pierda la integridad de los datos recopilados ni la esencia misma del programa. Los proyectos del programa de monitoreo deben ser evaluados. La ventaja de este esquema es que es replicable a cualquier escala y aplica a cualquier tipo o enfoque de monitoreo.

ASPECTOS TEÓRICOS DEL MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD.

Los siguientes características son tomados del documento: Primera propuesta metodológica para la definición de un sistema de monitoreo, seguimiento y evaluación de los procesos de recuperación, rehabilitación, restauración, conservación y manejo de la biodiversidad de las áreas protegidas y otras de interés ambiental administradas por la SDA generado por el Instituto Humboldt en convenio con la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá.

Diseño de los Estudios

El diseño de monitoreo obedece, en esencia al fenómeno ambiental que se desea monitorear, hecho que condiciona un diseño de muestreo específico lo que a su vez define unas variables y unos análisis particulares. Estos aspectos, valga notar, deben quedar definidos durante el diseño del monitoreo y no sobre la marcha del mismo.

La formulación de los alcances específicos como preguntas y objetivos determina las necesidades de información para dar respuesta, por ello, debe ser claro el nivel de estudio (paisaje, ecosistema, especies, genético, etc.; Gaines et al., 1999). La metodología constituye el conjunto de técnicas que se adoptarán para proveer respuesta a tales preguntas u objetivos y en ello inciden aspectos de logística, costos y estadística (Gaines et al., 1999). Incluye definir y precisar ¿qué monitorear?, ¿para qué?, ¿cómo?, ¿dónde?, ¿cuándo?, ¿con qué frecuencia?, ¿a qué escala? e incluso ¿quién debe hacerlo?, son preguntas esenciales que deben ser resueltas como antesala a la formulación del diseño del monitoreo (Niemelä, 2000; Hill et al., 2005; McComb et al., 2010).

Elección de Variables

A continuación se describen algunos aspectos a tener en cuenta cuando se seleccionan diferentes variables que pueden ser utilizadas para evaluar el estado, la presión o la respuesta, ya que una misma variable puede ser utilizada para evaluar un aspecto diferente dependiendo del contexto y razón de causalidad.

VARIABLES BIOLÓGICAS

Las variables biológicas pueden estudiarse a **nivel de ecosistemas o unidades de paisaje** y este enfoque suele ser hoy día, primordial como punto de entrada en los estudios, por cuanto permite conocer la estructura espacio-temporal, la conectividad, la movilidad y dispersión potencial de las especies y con ello, la distribución de las poblaciones (Niemelä, 1999 en Angold et al., 2006).

En esta escala, suele tener gran interés la identificación de las áreas o los ecosistemas naturales que vienen siendo diezmados rápidamente por el hombre, así como áreas protegidas, parques naturales, áreas de importancia de conservación y áreas cuyos servicios ecosistémicos son relevantes o estratégicos, incluyendo, estabilidad a los suelos, amortiguación de inundaciones, regulación de la oferta hídrica, etc.

A nivel de los ecosistemas dulceacuícolas, los sistemas lénticos suelen tener más biodiversidad e importancia que los lóticos y, a su vez, son menos resistentes y resilientes. Los humedales lénticos próximos a las ciudades, por demás, suelen estar sometidos a fuertes presiones antrópicas por relleno, desecación, urbanización, alteración del flujo natural de sus aguas, contaminación y explotación, entre otros.

Cabe recordar que el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Naciones Unidas, 1992) recomienda elegir:

- Ecosistemas y hábitats con gran diversidad, especies endémicas o en peligro; necesarios para especies migratorias; con importancia socioeconómica; vinculados a procesos de evolución o biológicos importantes
- Ecosistemas degradados que requieran restauración

Los estudios de paisaje permiten cruzar los registros biológicos con información topográfica, hidrológica, climática, ambiental, socioeconómica, u otras permitiendo establecer relaciones entre ellas (Bry, 2006). En tal sentido, es importante comprender los patrones espacio-temporales ligados a la biodiversidad, así como conocer el papel de los factores más importantes que determinan la misma. Hay que tener cuidado, sin embargo, que en el marco de la ecología del paisaje se determinan muchos indicadores métricos que no guardan una relación estrecha con los procesos ecológicos (Noss, 1999; Di Giulio et al., 2009), a la vez que se puede llegar a resultados muy diferentes según la escala utilizada.

Otro nivel son las **comunidades y poblaciones**. Lo primero en tener en cuenta es si se trata de un estudio enfocado a poblaciones, taxocenosis o comunidades, o a mezclas de los anteriores.

La elección de especies particulares debe obedecer a algún criterio de importancia como que se trata de especies sombrilla, endémicas, estenotípicas, en peligro, bandera, invasoras, indicadoras, raras, sensibles, de elevados niveles tróficos o simplemente que requieren de más conocimiento. También puede contemplar aspectos socioeconómicos como uso, consumo, explotación, sostenibilidad u otro. La elección de unas u otras debe contemplar también características como conocimiento taxonómico, persistencia, importancia, abundancia, logística, costos, nivel de precisión de la información, periodicidad requerida u otros.

En lo posible se debe dar prelación a grupos con alto conocimiento taxonómico preferiblemente a nivel de especie, en especial si las preferencias de hábitat y las tolerancias ambientales dentro del género son disímiles. De igual modo, se debe dar prelación a especies sensibles que permitan reconocer el efecto de los gradientes ambientales y los tensores (Gray, 1989) pero, a la vez, poco afectadas por los cambios climáticos regulares para evitar interferencias o *ruidos* en los resultados (Clarke y Green, 1988).

La elección de comunidades, por su parte, debe referirse a aspectos relevantes de ésta como son su importancia ecológica, biodiversidad, producción, estado de conservación, uso antrópico, amenaza actual o futura, resiliencia, etc. A este respecto, Green (1979)

recomienda elegir comunidades persistentes con especies de poca movilidad y ciclos de vida largos, ya que éstas constituyen un mejor reflejo de las condiciones ambientales de su entorno.

Algunas otras sugerencias en la elección incluyen:

- Convenio sobre la Diversidad Biológica (Naciones Unidas, 1992):
 - Especies amenazadas que requieran medidas de conservación
 - Especies exóticas invasoras

- Noss (1999):
 - Que requieran grandes áreas y cuenten con bajas densidades
 - Con movilidad limitada entre parches
 - Que requieran recursos limitados
 - Que sean sensibles a gradientes espaciales o temporales o que se afecten por fluctuaciones ambientales drásticas
 - Que al afectarse transfieran grandes daños a la comunidad o biocenosis (especies clave)
 - Endémicas de rango de distribución estrecha y con pocos individuos en el área
 - Casos especiales: poblaciones aisladas, especies insignia

- Pearson (1996 en Hermy y Cornelis, 2000):
 - Taxonomía bien conocida
 - Historia natural y biología bien conocida
 - Fácil muestreo y manipulación
 - Taxa superior con amplia distribución geográfica y diversidad de hábitats
 - Taxa inferior (especie) especializados y sensibles a cambios ambientales
 - Que reflejen patrones de diversidad de otros taxa
 - De importancia económica potencial

- Instituto Humboldt (Villareal et al., 2004):
 - Estableció un protocolo de inventarios de biodiversidad para ecosistemas terrestres que incluye: 1) la composición y la estructura de la vegetación enfocada en las familias Rubiaceae y Melastomataceae y 2) de las plantas leñosas; 3) aves y 4) insectos, incluyendo en los últimos escarabajos coprófagos, hormigas y mariposas diurnas.

Como último punto debe destacarse que en los estudios en diversidad biológica que conjugan diferentes especies, hay que tener particular precaución con las escalas espaciales e incluso temporales de trabajo, dado que las especies por su tamaño,

movilidad, particularidades del hábitat, tiempo de vida, etc., puedan requerir para su estudio, de escalas diferentes (Goddard et al., 2009).

Variables Abióticas

Buckland et al. (2005) sugieren que los estudios de seguimiento y evaluación de biodiversidad deben involucrar los gradientes espaciales principales, puesto que estos inciden de forma importante en la composición y estructura de las comunidades y este hecho es especialmente crítico en estudios a nivel regional.

La elección de las variables abióticas debe tener en cuenta los siguientes criterios:

- Variables que la literatura o la experiencia refieran como más importantes (incidentes) para la(s) especie(s) o comunidad(es) elegida(s)
- Variables que expongan un amplio gradiente relativo en el área de estudio
- Variables antropogénicas que generen tensión en el área
- Contaminantes particulares asociados a las actividades antrópicas locales
- Variables relacionadas con las transformaciones globales medibles o referenciables.

Variable Sociales y económicas

Algunas variables sociales, económicas o demográficas pueden relacionarse con la estructura biótica y pueden contribuir en la comprensión del objeto de estudio. Así, por ejemplo, las tasas de deforestación suelen relacionarse con variables tales como: años de colonización, crecimiento poblacional, distancia a ejes viales (carreteras, vías férreas, ríos), distancia a cabeceras municipales, como también a la calidad de los suelos y la pendiente (Etter et al., 2006; 2008). De igual modo, muy probablemente la pérdida de áreas de los humedales está asociada a la proximidad de los asentamientos humanos y a la tasa de crecimiento poblacional y urbanización.

Es importante anotar que las variables macroeconómicas pueden tener mayor posibilidad de incidencia con la biodiversidad a escala de paisaje o ecosistema, mientras que las variables abióticas de incidencia natural o antrópica que reflejen gradientes al interior de los ecosistemas, mostrarán mayor relación con la composición y estructura de las especies.

Registros de explotación, caza, pesca, expansión agrícola o urbana, u otras variables conexas con el ecosistema estudiado, pueden contribuir en la comprensión de éste.

Restauración Ecológica

Dentro de la línea de monitoreo y evaluación a los proceso de restauración, el contexto del proyecto debe ser claro, pues de este depende las variable a medir.

Si bien existen ciertos lineamientos que ayudan a establecer los pasos a seguir dentro de un proyecto de restauración, no se cuenta con una única metodología por cuanto hay características particulares en cada situación. Algunos de los autores más importantes a revisar al respecto son los siguientes: Merriam y Saunders (1993), Márquez (1994), Meffé y Carroll (1997), FISRWG (1998).

Como aspecto fundamental, es necesario iniciar con la identificación de los factores que provocan la degradación (contaminación, invasión de especies, fragmentación, erosión, etc.) y, a partir de allí, planear la estrategia de restauración contemplando la mayor cantidad de información disponible para el ecosistema o bioma en cuestión. Ello incluye la composición de especies y la estructura vegetal de las áreas mejor conservadas del ecosistema o los remanentes que conserven una mayor semejanza con las áreas afectadas.

Los proyectos de restauración según la Sociedad de Restauración Ecológica deben incluir los siguientes aspectos (SER, 2004):

- Exposición de principios de por qué se necesita la restauración
- Descripción ecológica del sitio designado
- Declaración de las metas y los objetivos del programa
- Designación y descripción del ecosistema de referencia
- Explicación de cómo la restauración propuesta se integrará con el paisaje y sus flujos de organismos y materiales
- Planes, itinerarios y presupuestos explícitos para la preparación del sitio y las actividades de instalación y pos-instalación, incluyendo una estrategia para hacer correcciones rápidas a mitad de camino
- Estándares de desempeño bien desarrollados y explícitos, con protocolos de monitoreo que permitan evaluar el avance del programa
- Estrategias para una protección y mantenimiento a largo plazo del ecosistema restaurado

Por su parte, Manrique (2004) considera que se deben tener en cuenta los siguientes elementos:

- Diagnóstico
- Definición del potencial físico biótico y social
- Definición de la oferta ambiental
- Zonificación del área de intervención
- Diseño e implementación de técnicas por cada escenario seleccionado, enfocados a los tres compartimentos ecosistémicos: suelo, vegetación y fauna
- Establecimiento de modelos florísticos para los escenarios de restauración
- Definir los monitoreos ecológicos incluyendo variables, criterios, indicadores y temporalidad de la toma de información

De otro lado, Vargas (2007) propone los siguientes pasos a seguir, los cuales considera son independientes de las particularidades de cada caso:

- Definir el ecosistema o comunidad de referencia
- Evaluar el estado actual del ecosistema que se va a restaurar
- Definir las escalas y niveles de organización
- Establecer las escalas y jerarquías de disturbio
- Definir y consolidar la participación comunitaria
- Evaluar el potencial de regeneración del ecosistema
- Establecer las barreras para la restauración a diferentes escalas
- Seleccionar las especies adecuadas para la restauración
- Propagar y manejar las especies
- Seleccionar los sitios
- Diseñar acciones para superar las barreras para la restauración
- Monitorear el proceso de restauración
- Consolidar el proceso de restauración

Muestreo

Muestras, censos, robustez y representatividad.

En lo que atinente a las variables biológicas a evaluar cabe diferenciar, como aspecto fundamental, si se llevará a cabo un *censo* o un *muestreo*. El censo se refiere al estudio de todos los elementos que componen el universo de estudio, lo que, para las poblaciones se refiere al registro de todos los individuos presentes, hecho que naturalmente no es posible de llevar a cabo en múltiples grupos taxonómicos como ocurriría con los insectos de un bosque, el bentos de una quebrada o incluso las aves en un humedal. De igual modo, por la naturaleza misma de las variables abióticas, no es posible evaluar éstas a partir de censos. Los censos, no obstante, son frecuentes cuando se estudian poblaciones arbóreas o arbustivas de ciertas clases de talla, en áreas que no resultan demasiado extensas.

Por lo anterior, el estudio de las poblaciones y las comunidades de organismos se realiza, generalmente, a través de muestreos. En este contexto, una muestra se refiere a una porción de organismos del universo de estudio que es evaluada para, a partir de ella, hacer estimaciones o inferencias sobre dicho universo.

En un sentido amplio, los estudios que se fundamentan en ecología del paisaje pueden tratarse como censos sobre un área delimitada, o como muestras de un área mayor que se estudia a partir de una porción definida.

Desde la visión estadística la conformación de la muestra implica que la selección de los elementos se realice de forma aleatoria y que la selección de cada organismo sea independiente de los demás, como también, que el tamaño de la muestra sea suficientemente grande como para que sea representativa de dicho universo. En estudios ecológicos de biodiversidad estos puntos son sin embargo más complejos de lo aquí planteado, puesto que inciden otros aspectos como el patrón de distribución espacial y temporal de las distintas especies, lo conspicuas o crípticas que éstas sean, la proximidad espacial de las unidades de muestreo, y muchos otros aspectos.

McComb et al. (2010) recalcan sobre la importancia que tienen el diseño de muestreo y el análisis de datos en el marco de los proyectos de seguimiento y evaluación. Respecto a los primeros estos autores señalan que se deben contemplar aspectos como los siguientes: las muestras se deben tomar distanciadamente unas de otras para evitar problemas de correlación espacial; el esfuerzo de muestreo debe prolongarse hasta que se estabilice la varianza; el muestreo debe ser amplio pues pocas muestras incrementan la varianza y dificultan la detección de cambios; en lo posible se debe procurar la estratificación (también recomendado por Buckland et al., 2005) de las comunidades o el área de estudio, hecho que con frecuencia se basa en la vegetación dominante (en ecosistemas terrestres), la topografía, el suelo y/o las áreas de manejo.

En lo atinente a los segundos, McComb et al. señalan que estos se fundamentan en la comparación de registros entre diversos tiempos, por lo que las técnicas de colecta deben ser adecuadas, homogéneas, aleatorias, representativas y robustas, a la vez que deben contar con un protocolo estandarizado. En la medida que se cumplan estas características, los resultados sugerirán que las diferencias halladas entre distintos períodos obedecen a cambios en la composición y estructura de las comunidades y no a efectos de muestreo. En este orden de ideas, la información recabada durante el seguimiento debe admitir análisis estadísticos robustos que permitan emitir conclusiones sobre las tendencias del sistema objeto de estudio. Ello indica que la información debe ser objetiva y confiable, y la incertidumbre debe ser minimizada.

Una situación similar es planteada por Villareal et al. (2004) en el marco del protocolo de inventarios de biodiversidad propuesto por el Humboldt.

Lo anterior claramente sugiere que el análisis de información debe recaer en profesionales con amplia experticia en el manejo estadístico.

Diseño de Muestreo

Los errores en el diseño de muestreo no son triviales puesto que alteran el resultado de las pruebas estadísticas y, en este sentido, Hurlbert (1984) puso al descubierto que en

estudios ecológicos con frecuencia se producen errores de diseño o de *pseudoreplicación* de distintos tipos, entre los que se destacan los siguientes:

- La ubicación de las estaciones no representa al universo estudiado (en espacio o tiempo)
- Se toman submuestras a partir de una muestra y se tratan éstas como si fuesen réplicas
- Se agrupan las réplicas en unidades de muestreo mayores (reduce las medidas de dispersión)
- Las muestras de un grupo control tienen condiciones claramente distintas a las del tratamiento en lo atinente a variables distintas a la estudiada
- El tamaño de las muestras resulta inadecuado (muy pequeño)
- Muestras que no son independientes en el tiempo o en el espacio y se asumen como independientes
- El registro de un elemento incide en la probabilidad de registrar otros (ej. manadas)

El diseño de muestreo desde un enfoque estadístico, se realiza siguiendo un diseño al azar, sistemático o estratificado. En un sentido estricto, en el muestreo al azar cada elemento es elegido siguiendo un procedimiento aleatorio; en el sistemático se adopta una regla de registro (ej. transectos en ecología); y el estratificado inicia por zonificar el universo de estudio según características similares en el comportamiento de la variable estudiada (Cochran, 1977).

Los estudios ecológicos, no obstante, guardan particularidades que han llevado históricamente a formular diseños en los que se entremezclan los tipos de muestreo anteriores. Para abordar tal diseño se debe como primera medida diferenciar 2 tipos de comunidades: las que no permiten realizar una estratificación preliminar y las que sí lo permiten.

Entre las que no lo permiten, podríamos citar el plancton o el bentos de un sistema acuático, donde visualmente no es posible zonificar *a priori* dónde hay más o menos organismos, ni los gradientes de variación de poblaciones o comunidades. En tales estudios se suele formular un diseño de muestreo sistemático (al cual se le denomina también diagrama de enrejado en diseños de superficie), en el cual se distribuyen las estaciones procurando dar cobertura a toda el área de estudio. Una vez definidas las estaciones y dependiendo de los objetivos específicos, se toma el número de muestras pertinente en cada estación (figura 10).

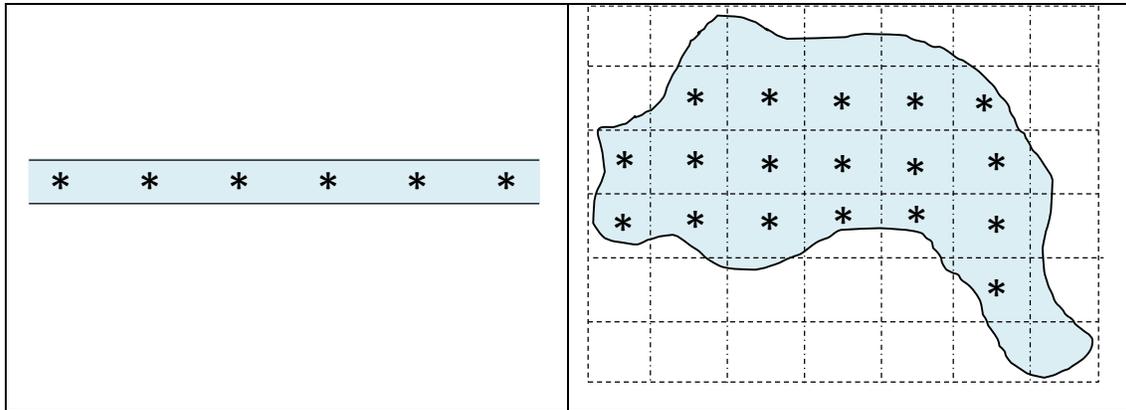


Figura 10. Diseño de muestreo sistemático en sistemas lineales y de superficie.

En el segundo caso, se estratifica el área de estudio por el tipo de comunidad o estado sucesional (tipos de cobertura o vegetación, gradientes espaciales, especies dominantes u otro) lo cual se lleva a cabo mediante reconocimiento de campo, fotointerpretación o información secundaria. Este procedimiento busca zonificar el área de estudio por características que asumimos homogéneas en las variables más relevantes, las cuales no necesariamente se refieren en un sentido estricto a las variables objetivo (ej. se zonifica por cobertura vegetal para un estudio en aves o mariposas). Posteriormente se accede a cada zona (estrato) y se realiza el muestreo procurando colectar información representativa de cada una de ellas. Este muestreo, con frecuencia, se lleva a cabo a partir del desplazamiento de los investigadores por la comunidad lo cual da lugar a un muestreo aproximadamente sistemático (transectos, parcelas, registro sucesivo de individuos, etc.) dado que el registro rigurosamente aleatorio, no es factible o práctico de realizar (Figura 11).

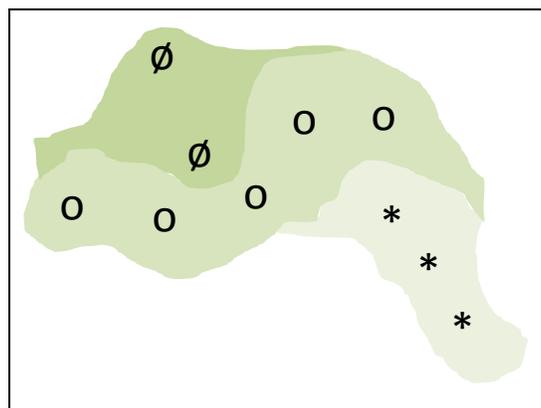


Figura 11. Diseño de muestreo con estratificación de las comunidades.

En otro orden de ideas, hay un conjunto amplio de aspectos relevantes que deben ser tenidos en cuenta durante el diseño de estudios en poblaciones o comunidades los cuales se exponen de forma resumida a continuación:

- El muestreo reduce el tiempo, los costos, la logística y el personal requerido, frente a un censo
- Un muestreo excesivo puede significar sobre-muestreo o poca ganancia de precisión frente a uno menos exhaustivo
- Un muestreo muy leve puede aportar información poco precisa o distorsionada de la realidad
- La ubicación y el número de las estaciones las define el investigador según los objetivos del estudio. Las muestras (o réplicas) al interior de las estaciones se toman al azar o se determina matemáticamente.
- El número de estaciones y el de muestras por estación, resulta de un balance que define el investigador entre el conocimiento de la población o comunidad a diferentes escalas espaciales, procurando una representatividad apropiada por estación, pero a la vez con un número adecuado de estaciones para la totalidad del sistema
- El número de muestras biológicas por estación suele estar estandarizado y expuesto en literatura especializada para diferentes tipos de muestreadores y taxa
- El número total de estaciones y muestras también está determinado por limitaciones de presupuesto y logística, haciendo notar que hay estudios en los cuales la información biológica se obtiene tan pronto como termina el muestreo, mientras que en otros se requieren de meses de trabajo posterior de identificación y conteo de organismos
- Se recomienda el empleo de muestreadores pequeños dado que la precisión de los estimadores se incrementa al reducirse su tamaño (Cochran, 1977); se sugiere, no obstante, que el muestreador dé cabida a por lo menos 20 individuos de cualquiera de las especies bajo estudio (Green, 1979) y en caso que sólo se disponga de muestreadores grandes se pueden tomar submuestras de éste
- La ubicación de las estaciones debe hacerse procurando evitar los ecotonos (salvo que estos sean el objeto de estudio)
- Las variaciones climáticas a lo largo del ciclo anual suelen producir modificaciones en la estructura de muchas poblaciones y comunidades. El investigador definirá en razón de la variabilidad temporal de la población o comunidad, si se requieren muestreos durante diferentes periodos del año y, así mismo, el momento más apropiado para los mismos
- En comunidades persistentes (ej. especies arbóreas) generalmente no se requieren muestras a lo largo del ciclo anual salvo que la variable objetivo sí presente estacionalidad (ej. floración o fructificación)
- En comunidades persistentes (ej. bosque) muchos taxa muestran comportamiento estacional (aves, insectos, anfibios, etc.)

- En estudios de monitoreo de poblaciones o comunidades conviene incluir muestreos durante años atípicos (ej. años muy secos o lluviosos; fenómenos del niño o la niña, etc.)
- En estudios de monitoreo de poblaciones o comunidades conviene incluir muestreos durante la incidencia de variables que pueden afectar drásticamente a éstas (contingencias, cambios de normativa, etc.)
- En estudios de monitoreo se recomienda mantener una periodicidad constante entre los períodos de muestreo
- Las estaciones de muestreo abiótico deben corresponderse con las estaciones biológicas y la colección de la información debe ser simultánea de tal modo que pueda realizarse el entrecruzamiento de ellas; de ser posible, también con las estaciones sociales, aunque las últimas con frecuencia están en escalas espaciales y temporales diferentes
- Las muestras abióticas se pueden tomar puntualmente o de forma compuesta; en el último caso se mezclan las porciones tomadas en puntos próximos o incluso tomadas a distintas horas del día (compuesta en espacio, tiempo o ambas) y ello permite reducir costos de laboratorio
- La representatividad de una variable a lo largo del muestreo puede evaluarse por la siguiente fórmula estadística la cual se puede implementar sobre el avance del muestreo:

$$n = \frac{t^2 S^2}{E^2}$$

En donde la representatividad de la variable n : t : estadística t de *Student*; S : desviación estándar de la muestra; E : error definido por el investigador

- La representatividad de las muestras suele estudiarse también de forma aproximada, a través de gráficos acumulados de promedios, especies o índices de diversidad. Estas curvas también pueden ser empleadas con submuestras
- Los estudios de evaluación (ej. restauración) regularmente compararán *tratamientos* por lo que, salvo por la variable objeto de estudio, deberán ser muy similares en los demás aspectos. Por regla general, muchas pruebas de hipótesis son más confiables cuando el número de muestras de los grupos que se comparan son iguales

Registro de Organismos

Los estudios de poblaciones y comunidades se fundamentan, por lo general, en el registro de organismos por especie en el área de estudio. Si bien el registro suele hacerse a partir

de observaciones directas, en ocasiones se complementa a través de registros de canto o de captura, o incluso a partir de terceras variables como nidos, excremento, rastros, etc.

Como punto relevante, precisa advertir que la técnica elegida para registrar los individuos no es ajena a las estimaciones de la diversidad, ni a los índices que pueden calcularse, ni a la evaluación gráfica de la representatividad del muestreo, por lo que es necesario definir durante la fase de diseño, si se trata de registros de frecuencia, abundancia, densidad, índices de densidad, cobertura u otro.

Con alguna frecuencia los estudios dan prioridad al tamaño de los organismos y no a su abundancia, con el propósito de dar representación a la biomasa de las especies. Por tal razón, se suelen evaluar también atributos como talla (peces), peso (fauna superior), altura y área basal (especies arbóreas y arbustivas) o cobertura (especies modulares).

De otro lado, Buckland et al. (2005) recomiendan para algunos casos, implementar simultáneamente diferentes técnicas de muestreo, hecho que puede tener lugar para cubrir distintos aspectos de la biodiversidad. Es así como, por ejemplo, Ramírez (2006) recomienda complementar los estudios cuantitativos de densidades que se muestrean con parcelas o transectos de banda, con recorridos extensos en el área de estudio para registrar un alto número de especies raras. Claramente los 2 tipos de muestreo permiten aproximaciones diferentes y complementarias a la evaluación de la biodiversidad.

Análisis de datos

Las dos escalas que históricamente han cobrado mayor importancia en la valoración de la diversidad biológica son comunidades (especies) y paisaje (ecosistemas) y sobre éstas se profundiza en este párrafo.

Estructura de Comunidades

En un sentido práctico, la diversidad ha sido estudiada principalmente a nivel estructural a partir del número de especies dentro de grupos taxonómicos definidos y dentro de ecosistemas particulares como, por ejemplo, las aves de los humedales, la vegetación del bosque, los peces del río, etc. En estos estudios se hace la distinción entre la diversidad alfa, beta y gama. La diversidad alfa se refiere a aquella que registramos en una estación o lugar particular; la beta a la que encontramos cuando estudiamos un gradiente ambiental de alta incidencia en la composición y estructura de la comunidad; y la gama para referirnos a una escala regional.

Para el caso de la diversidad alfa la evaluación puede hacerse desde distintos enfoques de muestreo y análisis los cuales son:

Número (S) y composición de especies.

Se refiere al listado taxonómico de las especies registradas en una estación. Bajo este enfoque de estudio, el muestreo no requiere de mediciones de abundancia, densidad o índices de densidad. Generalmente el estudio de este descriptor se lleva a cabo a través de un muestreo, hecho que genera un cierto vacío por cuanto el descriptor guarda una estrecha relación con el esfuerzo de muestreo (área, tiempo, número de trampas-redes, individuos registrados, etc.), por lo que mientras un investigador registra una determinada riqueza de especies para una comunidad, otro obtiene, al mismo tiempo, un registro ampliamente diferente en razón de un esfuerzo de muestreo mayor o menor.

Como consecuencia de esta relación se dan 2 efectos categóricos que no son de ninguna manera triviales:

- Dado que las especies raras son altamente susceptibles al esfuerzo de muestreo y la habilidad del observador, su inclusión en las muestras es altamente dependiente de éste
- La riqueza de especies de la comunidad estará subestimada en la muestra y tal subestimación será mayor en la medida que haya más especies raras en la comunidad

Por lo anterior, sobre la base que estos estudios pretenden registrar la mayor cantidad de especies en la muestra como una aproximación al valor de la comunidad, el mejor diseño de muestreo es aquel que implemente un esfuerzo lo más extenso posible. En estos casos los registros de campo se corresponden con presencia (1) y ausencia (0).

Número de especies estimadas \hat{S} .

Se realiza a partir de un muestreo con réplicas de igual esfuerzo y se registra la presencia (1) o ausencia (0) de las especies. A partir de esta información se emplean *estimadores no paramétricos de riqueza* (Colwell y Coddington, 1994), que permiten corregir la subestimación del número de especies de la comunidad a partir de las especies registradas en la muestra. Entre los índices más conocidos están los de Chao y Jackknife, así como la técnica de Bootstrap (remuestreo) cuyas fórmulas son las siguientes:

Chao 2:	Jackknife 1:	Jackknife 2:
---------	--------------	--------------

$S_{C2} = S_{OBS} + \left(\frac{m-1}{m}\right) \left(\frac{L(L-1)}{2(M+1)}\right)$	$S_{J1} = S_{OBS} + L \left(\frac{m-1}{m}\right)$	$S_{jack2} = S_{OBS} + L \left(\frac{2m-3}{m}\right) - \frac{M(m-2)^2}{m(m-1)}$
--	---	---

Donde: **S**: número de especies estimadas para la comunidad; S_{OBS} : número de especies registradas en todas las muestras; m : número de muestras; L : número de especies en una sola muestra; M : número de especies en 2 muestras.

Número de especies (S) y abundancia total de individuos (n).

En este esquema de muestreo no se requiere dissociar la muestra por réplicas aunque sí se precisa del conteo total de los organismos que se registran, cuantía que representa una medida de esfuerzo de muestreo. A partir de este último y del número total de especies contabilizadas, se puede trazar una curva de acumulación de especies la cual se expresa en la figura 12 y cuyo patrón obedece a comunidades en las cuales los organismos se distribuyen aleatoriamente, señalando que sobre distribuciones de contagio pueden haber desviaciones de tal comportamiento. La principal derivada de la curva de acumulación de especies se refiere a que, a medida que avanza el muestreo, se hace cada vez más difícil encontrar nuevas especies.



Figura 12. Curva de acumulación de especies.

Conviene precisar que la estabilidad de la curva no indica que se han colectado todas las especies sino las más abundantes, puesto que tal y como se refirió previamente, la riqueza de la muestra estará subestimada por no registrarse todas las especies raras. La no estabilidad de la curva sugiere, contrariamente, que la ampliación de la muestra todavía incorpora, con relativa facilidad, especies nuevas, por lo que se sugiere ampliar la misma y aumentar el esfuerzo de muestreo.

Con este esquema de muestreo, se pueden estimar también *índices de riqueza* los cuales relacionan el número de especies registradas (S) frente a la cantidad de organismos evaluados (n). Los índices más conocidos son los de Margalef, Gleason y Menhinick, los cuales, en esencia, valoran la pendiente de la relación especies-individuos bajo el modelo no lineal representado en la figura 10. En tal sentido, estos índices representan la tasa de cambio del número de especies a medida que se registran más individuos.

Margalef:	Gleason:	Menhinick:
$d = \frac{S - 1}{\ln(n)}$	$d = \frac{S}{\ln(n)}$	$d = \frac{S - 1}{\sqrt{n}}$

Es necesario notar que los índices de riqueza obtenidos a partir de muestras, también subestiman los índices de riqueza de la comunidad. También es importante señalar que estos índices no tienen en cuenta la composición de especies ni las abundancias de los organismos, por lo que hay que tener cautela durante el análisis. Así mismo, si el estudio incorpora mediciones de densidad o de índices de densidad y se emplean cálculos para cambiar unidades (ej. individuos por mililitro a individuos por litro; individuos por 0,1 hectárea a individuos por hectárea), los índices solamente pueden ser calculados en la variable originalmente medida.

Sobre estos índices hoy día se suelen emplear técnicas de remuestreo para obtenerles intervalos de confianza y a partir de ellos inferir posibles cambios significativos en la relación especies-individuos.

Índices de diversidad.

Requiere de los registros de individuos por especie (n_i) y del número de especies (S). Con el término cantidad se quiere hacer referencia a valoraciones de abundancia, densidad, índices de densidad o incluso biomasa. La aplicación de esta técnica a diferencia de la anterior, requiere del conteo de individuos por especie y permite la estimación de los llamados índices de diversidad entre los que se destacan, entre otros más, los siguientes:

Shannon:	Simpson:	Proporcionalidad:

$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$	$C = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n}\right)^2$	$E = \frac{e^H}{S}$
---	---	---------------------

Y del cálculo de índices de dominancia y equidad:

Dominancia: $D = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n}\right)^2$	Berger-Parker: $D = \left(\frac{n_{i \text{ mayor}}}{n}\right)$	Equidad: $E = \frac{H'}{H'_{\text{Máx.}}}$
--	--	---

Los índices previos también requieren de cautela por cuanto no discriminan los aportes de cada especie, por lo que comunidades completamente disímiles pueden dar lugar a índices similares. Al mismo tiempo, la pérdida de especies puede ser compensada por incrementos en la equidad, manteniendo estable el valor de los índices a pesar de tales cambios.

La implementación de este esquema de muestreo suele privilegiar el conocimiento de las especies más abundantes, dejando de lado como propósito de investigación, el registro de la mayor riqueza posible. Por tal razón, se diseñan esquemas de muestreo con parcelas, transectos o equipos muestreadores y, de igual modo, la representatividad del muestreo suele evaluarse a partir de gráficos de índices de diversidad acumulados (ej. Shannon, Simpson) (figura 13). En estos casos, la estabilidad de la curva sugiere que se han registrado las especies más abundantes y su proporción permanece relativamente constante en la muestra.



Figura 13. Curva de diversidad acumulada.

Para estos índices se han desarrollado también técnicas de remuestreo que permiten la estimación de intervalos de confianza y la realización de pruebas de hipótesis para comparar índices como el de Shannon.

Curvas de rarefacción.

Los estudios que incluyen registros de individuos por especie (n_i) y número de especies (S), posibilitan también la implementación de *curvas de rarefacción* las cuales obedecen a un enfoque diferente de la biodiversidad. Estas curvas se fundamentan en la estimación del número de especies que se espera encontrar en una comunidad para un número dado de individuos registrados, estimación que permite obtener intervalos de confianza. Estas curvas son de gran utilidad como estrategia de homologación y comparación de la riqueza, en situaciones en las cuales el número de organismos registrado resulta muy diferente entre muestras o períodos (figura 14).

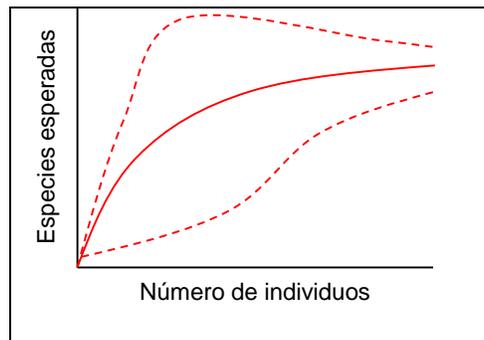


Figura 14. Curva de rarefacción e intervalos de confianza.

Por lo anterior, claramente el objetivo del estudio define la técnica de muestreo más apropiada a emplear, las variables objetivo y sus unidades, la evaluación de la representatividad del muestreo y la valoración misma de la diversidad desde un enfoque distinto.

Algunos otros estudios se han centrado en evaluar el desempeño de distintos índices de diversidad, en cuanto a su fiabilidad para evaluar cambios de esta variable en el tiempo. Así, por ejemplo, Buckland et al. (2005) llaman la atención sobre la *detectabilidad* diferencial entre especies, así como variaciones de ésta a lo largo del ciclo anual por

variaciones en el contexto (espesor del bosque, visibilidad, coloración, camuflaje, etc.). Al respecto, consideran que la evaluación de la biodiversidad a través del número de especies es altamente susceptible a este aspecto, como al esfuerzo de muestreo, por lo que no recomiendan su uso. Aun así, alertan sobre el hecho que el registro cuantitativo de algunos grupos taxonómicos también puede mostrar resultados poco fiables, por lo que podría ser más apropiado, en tales casos, evaluar la densidad de especies por muestra.

Entre diferentes indicadores evaluados, dichos autores encuentran que los que más satisfacen las condiciones de monitoreo son Shannon y Simpson, no obstante, para el primero señalan que es poco sensible a los cambios en la distribución general de las especies y puede tener un sesgo substancial cuando se muestrea solo una pequeña proporción de especies. Y, para el segundo, señalan que no es muy sensible a la riqueza de especies, pero se puede comportar mejor bajo situaciones de alta dominancia; recomiendan calcular el último como $\log(C)$ y no como el inverso de C ($1-C$; $1/C$). A la vez, proponen el uso del *índice modificado de Shannon* el cual exhibe un gran desempeño en la evaluación de cambios en la diversidad por cambios en la abundancia o cambios proporcionales en todas las especies.

Shannon modificado:

$$M_j = - \sum_{i=1}^s q_{ij} \ln q_{ij}$$

Donde: j : año; $q_{ij} = d_{ij} / \sum d_{i1}$; d_{ij} : densidad media entre sitios de la especie i en el año j . (En año 1, $q_{i1} = p_{i1}$, pero en años siguientes q_{ij} se estandariza dividiéndolo por la suma de densidades del año 1)

De otro lado, Moreno et al. (2011) recomiendan utilizar el *número efectivo de especies* como indicador de cambios de la biodiversidad a partir de una transformación al índice de Hill:

Número efectivo de especies:

$${}^qD = [\sum p_i^q]^{1/(1-q)}$$

Donde: $q = 0$: insensible a las abundancias relativas, equivale a la riqueza de especies; $q < 1$: pondera más a las especies raras; $q = 1$: las especies se ponderan según su abundancia; $q > 1$: pondera más a las especies comunes.

Señalan tales autores que la ventaja de este índice es que permite establecer razones entre 2 valores de diversidad.

Es importante destacar que para todos los índices de riqueza y diversidad existe el riesgo de que los cambios en la composición y estructura de las comunidades no puedan ser detectados por cuanto ninguno de los índices tiene la capacidad de discriminar las especies que se incorporan, ni los aportes individuales de cada especie. Es así como un registro de las especies A, B, C es igualmente tomado en cuenta que uno de las especies D, E, F, e igual ocurre si sus abundancias son respectivamente 100, 50, 10, o 10, 50, 100. En otras palabras, los índices son ciegos a tal información.

Para resolver tal limitación, es indispensable conjugar los índices de diversidad con índices de afinidad binaria y cuantitativa los cuales sí discriminan a las especies y sus aportes. Entre los primeros se suelen emplear Jaccard y Dice (=Sorensen) y entre los segundos Bray-Curtis y Morisita, pero hay que hacer la salvedad que Bray-Curtis calcula la similitud teniendo en cuenta los valores brutos (densidad, abundancia), mientras que Morisita evalúa las contribuciones de las especies a su comunidad (abundancias o densidades relativas). Lo anterior implica que Morisita no tiene en cuenta las diferencias que ocurren en *cantidad* de individuos, por lo que una comunidad que ve reducida sus densidades a la mitad en todas las especies, no reflejará tales cambios en dicho índice.

Jaccard: $A_{jk} = \frac{a}{a+b+c}$	Dice: $A_{jk} = \frac{2a}{2a+b+c}$
--	---------------------------------------

Bray-Curtis:	Morisita:
--------------	-----------

$A_{jk} = 1 - D_{jk} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S X_{ij} - X_{ik} }{\sum_{i=1}^S (X_{ij} + X_{ik})}$	$A_{jk} = 2 \frac{\sum_{i=1}^S X_{ij} X_{ik}}{\left\{ \frac{\sum_{i=1}^S X_{ij} (X_{ij} - 1)}{N_j (N_j - 1)} + \frac{\sum_{i=1}^S X_{ik} (X_{ik} - 1)}{N_k (N_k - 1)} \right\} N_j N_k}$
---	--

Diversidad Funcional

Al concepto de diversidad recientemente se ha incorporado el tema de la diversidad funcional, el cual ha emergido como un aspecto determinante en los procesos de los ecosistemas (Naeem et al., 1994; Tilman et al., 1997; Díaz y Cabido, 2001). Tal como se anotó en el marco conceptual, la diversidad funcional incorpora el *valor* de ciertas características como por ejemplo, tamaño de la hoja, contenido de nitrógeno, altura del dosel, dispersión de semillas, fenología vegetativa y reproductiva, entre otros, y el *rango* diferencial entre los valores extremos de las mismas (Díaz y Cabido, 2001).

De esta forma, a través de la operacionalización de este concepto se busca evaluar cómo los efectos de la biodiversidad sobre los procesos ecosistémicos son atribuidos a las características funcionales (valor y rango) de las especies individuales y a sus interacciones (ejemplo, competencia y modificación del ambiente biótico y abiótico). La diversidad funcional entonces, evalúa efectos de perturbación sobre las especies (Ernst et al., 2006; Flynn et al., 2009).

En un sentido operativo, la diversidad funcional ha sido frecuentemente estudiada a través de grupos funcionales, los cuales están constituidos por organismos que muestran respuestas similares al ambiente y efectos similares sobre el funcionamiento del ecosistema (De Bello et al., 2010). Vale aclarar que en estudios de plantas se habla de *tipos funcionales* (PFT, plant functional type) mientras que en animales se habla de *gremios* (Pla et al., 2012). De esta forma, las propiedades o los procesos del ecosistema son asociados a los atributos funcionales de los individuos o sus poblaciones.

Teniendo en cuenta lo anterior, los grupos funcionales se pueden dividir en: i) *Efecto*, cuando se trata de especies con incidencia similar en una o varias funciones ecosistémicas; y ii) *Respuesta*, cuando se refiere a grupos de especies con respuestas similares a factores ambientales particulares (Lavorel y Garnier, 2002).

Según Blaum (2011), algunas de las ventajas de trabajar con grupos funcionales son:

- Ayudan al entendimiento de los cambios ambientales o de biodiversidad sin tener que evaluar cada especie
- Las especies son descritas a través de características particulares
- La evaluación de la riqueza de grupos funcionales está directamente relacionada con características ecosistémicas y con servicios ecosistémicos

De igual modo, Gardner (2010) señala que el valor de la información ecosistémica recabada es mayor cuando se conoce el papel funcional de las especies. A pesar de lo anterior, Hill et al. (2005), resaltan que aunque las funciones de los organismos en las comunidades y los ecosistemas son atributos de gran importancia, muchas veces resultan difíciles de precisar y definir.

En el marco de los estudios de diversidad funcional hay que tener precaución con el hecho que no se operacionaliza el concepto de especie biológica, por lo que la extinción de especies, ni las variaciones en abundancias-densidades de especies particulares, queda evaluada bajo este enfoque.

Paisaje

La biodiversidad se estudia también a escala del paisaje y en ella resulta relevante las unidades de paisaje presentes en un área definida de la superficie terrestre (Hobbs, 1997; Villareal et al., 2004), la cual se analiza a partir de la cuantificación de atributos como tamaño, forma, distancia, aislamiento, diversidad, dominancia, conectividad y fragmentación, principalmente (Hobbs, 1997; Villareal et al., 2004).

La relevancia de la estructura del paisaje en la biodiversidad ha sido ampliamente establecida en la literatura científica (Forman y Godron, 1986) en atributos concernientes a la distribución y proporción de cada tipo de hábitat, y la distribución de especies dentro de ellos. De igual modo, los arreglos espaciales de los ecosistemas, hábitats o comunidades tienen implicaciones ecológicas (Roy y Tomar, 2000), por lo que la interacción entre aquellos incluyen transporte de materia, nutrientes y agua, que inciden en la dinámica de las metapoblaciones y la dinámica entre parches (Hobbs, 1997).

El cambio del paisaje se refiere a la alteración de la estructura y función de éste a través del tiempo, e incluye los regímenes de disturbio, la fragmentación, el cambio climático y las fuerzas bióticas (Hobbs, 1997), y se evalúa a través de los tipos, patrones y tendencias de cambio a distintas escalas (Gardner, 2010).

En la ecología del paisaje se reconocen tres grandes temas de estudio (Farina, 2010):

- El arreglo espacial de los organismos en la matriz, la distribución de los recursos y las relaciones entre poblaciones y especies
- Patrones generados por la incidencia antrópica en el mosaico de parches de áreas de bosques, cultivadas o urbanas

- La conservación de áreas naturales remanentes por medio de la predicción de los cambios dentro y fuera de las mismas (Hill et al., 2005)

Los elementos que definen los patrones del paisaje son los parches, los corredores y la matriz donde se presentan (Forman, 1995). La matriz es el elemento más extenso y conectado del paisaje, por lo que tiene una influencia dominante en las dinámicas del paisaje. Los corredores son elementos lineales que por su forma pueden funcionar como hábitat, corredores de dispersión o barreras (Forman y Godron, 1986). Los parches representan áreas de condiciones relativamente homogéneas que se ensamblan al interior de la matriz (Wiens, 1976).

En los estudios de ecología de paisaje se suelen combinar imágenes de satélite con fotografías aéreas y datos de terreno. Las fotografías aéreas, debido a su poder de resolución y escala, son empleadas para identificar y clasificar componentes estructurales del paisaje, aunque no alcanzan resoluciones a nivel de especies. Unas y otras son usadas para definir la línea base de áreas particulares, así como para monitorear la evolución de las mismas. Generalmente esta información es almacenada y analizada mediante sistemas de información geográfica – SIG -.

Al utilizar información de sensores remotos como imágenes de satélite o fotografías aéreas, es importante tener en cuenta la mínima resolución necesaria para detectar y medir el objeto de monitoreo, así como precisar la escala de la información en esa resolución. El uso de sensores remotos se emplea, frecuentemente, en propósitos de conservación e incluye: auditar los recursos y la producción de mapas de manejo; monitorear los cambios en el paisaje incluyendo la presencia, extensión y distribución de hábitats (Hill et al., 2005).

Indicadores y Métricas de Paisaje

Las técnicas de análisis de los patrones del paisaje se pueden clasificar en dos: *estadísticas espaciales para datos numéricos* y *métricas del paisaje para datos categóricos*. Para los primeros, se incluye geoestadística, análisis de semivariogramas y autocorrelación. De otro lado, para los mapas categóricos se cuantifica la estructura espacial a través de índices de mosaicos de paisajes, y a partir de allí se estudian los efectos de los patrones en los procesos (Wu y Hobbs, 2007).

Al respecto, el término de *métricas de paisaje* se refiere exclusivamente a índices desarrollados para mapear categóricamente patrones y se refiere a algoritmos que cuantifican características espaciales específicas de los parches, las clases de parches y el mosaico de paisaje. Las métricas se dividen en dos categorías generales, 1) las que cuantifican la composición sin referencia a atributos espaciales; y 2) las que cuantifican la configuración espacial sobre la base de la información espacial (McGarigal y Marks, 1995; Gustafson, 1998).

Las métricas del paisaje se han utilizado, entre otros, en el análisis de biodiversidad y hábitats, calidad de agua, evaluación de patrones de paisaje y sus cambios, patrones de paisajes urbanos y redes de vías, estética del paisaje y manejo, planeación y monitoreo (Uuemaa et al., 2009). Algunos de los enfoques previos pretenden evaluar, entre otros: los cambios del paisaje en el tiempo, predecir cambios del paisaje, determinar las diferencias de patrones entre paisajes, evaluar alternativas de manejo; determinar el patrón de desplazamiento de los organismos, difusión de tensores o redistribución de nutrientes (Gergel y Turner, 2002).

Las métricas de los patrones del paisaje se dan en niveles de (McGarigal y Marks, 1995; ver Tabla 10):

- Métricas de parche: están definidas por parches individuales e incluyen atributos como área, perímetro y forma, que son usadas como insumo en los otros niveles
- Métricas de clase: integran todos los parches de un mismo tipo y cuantifican la cantidad y la configuración espacial de los mismos. Provee técnicas para cuantificar la extensión de la fragmentación de cada uno de ellos
- Métricas de paisaje: integran todos los tipos de parches y analiza el patrón (composición y configuración) del paisaje como un todo

Hay que destacar que en tanto los niveles más altos de las métricas son derivados de los mismos atributos a nivel de parche, muchas de las métricas se correlacionen entre sí, lo cual puede significar redundancia de información (McGarigal y Marks, 1995). Aun así, es importante interpretar cada métrica de forma apropiada con su nivel (McGarigal y Marks, 1995).

Las métricas se pueden clasificar además en (McGarigal y Marks, 1995):

- Métricas de área: incluye distribución de los tamaños y densidad de los parches
- Métricas de forma: puede ser simple y compacta, o irregular y compleja. Los índices están basados principalmente en la relación perímetro por unidad de área o dimensión fractal, y frecuentemente se estandariza a una forma Euclidiana simple
- Métricas de conectividad: generalmente se refieren a las conexiones funcionales entre parches las cuales dependen del proceso de interés. Las conexiones pueden basarse en adyacencias estrictas, en umbrales de distancia o en distancias ponderadas de resistencia
- Métricas de aislamiento: se refieren a parches aislados de otros parches de la misma clase y el aislamiento depende de una distancia definida. Evalúa: tamaño y proximidad entre parches vecinos alrededor de cada parche, o tamaño de vecindario específico de acuerdo al proceso en estudio

- Métricas de contagio: se refiere a la distribución agregada de los parches. El contagio ignora los parches y mide la distancia entre las celdas de clases similares que están agregadas
- Métricas de composición del paisaje: determinan qué categorías están presentes y cuánto hay de cada categoría. Ignora el arreglo espacial específico de las categorías en el paisaje (Gergel y Turner, 2002)
- Métricas de configuración espacial: evalúan el arreglo espacial de diferentes tipos de cobertura en el paisaje. Incluye las configuraciones de: parches, borde, probabilidad de adyacencia y contagio (Gergel y Turner, 2002)

Tabla 10. Métricas de paisaje (Fuente: McGarigal y Marks, 1995; Gergel y Turner 2002).

Métrica	Nivel	Índice	Unidades	Rango	Interpretación
Área	Parche	Área del parche	Hectáreas	0-infinito	Aumenta a medida que el parche aumenta en extensión
		Perímetro del parche	Metros		
		Radio de giro, distancia promedio entre cada celda del parche y su centro, medida de la extensión del parche	Metros		
	Clase	La suma del área de todos los parches de la clase	Hectáreas	0-infinito	
		Número de parches de la clase	Ninguna	1-infinito	
		Densidad de parches	Número/100 ha	0-infinito	
		Índice del parche más grande, porcentaje que comprende el	Porcentaje	0-100	0: parche más grande es muy pequeño;

Métrica	Nivel	Índice	Unidades	Rango	Interpretación
		parche más grande en el paisaje			100: parche más grande comprende todo el paisaje
		Índice de forma del paisaje, medida simple de la agregación de la clase	Ninguna	1-infinito	1: parche formado por un solo cuadrado compacto; aumenta a medida que el parche está más desagregado
Forma	Parche	Relación perímetro área, complejidad de la forma	Ninguna	0-infinito	
		Índice de forma, medida simple de la complejidad de la forma			1: parche compacto; infinito; forma se vuelve más irregular
		Índice de dimensión fractal, complejidad de la forma		1-2	1: formas con perímetros muy simples; 2: formas con perímetros muy complejos
		Círculo circunscrito, medida general de la elongación del parche		0-1	0: parches circulares; 1= parches alargados
		Índice de contigüidad, evalúa la		0-1	0: parche 1 celda; 1= parche contiguo

Métrica	Nivel	Índice	Unidades	Rango	Interpretación
		conexión espacial o contigüidad			
	Clase	Dimensión fractal perímetro-área, complejidad de la forma	Ninguna	1-2	1: formas con perímetros muy simples; 2: formas con perímetros muy complejos
Aislamiento	Parche	Índice de proximidad, considera el tamaño y la proximidad de todos los parches en un radio definido	Ninguna	0-infinito	0: parche que no tiene vecinos en el radio especificado; aumenta a medida los parches están más cerca y están menos fragmentados
		Distancia Euclidiana del vecino más cercano, medida de aislamiento	Metros	0-infinito	0: distancia al vecino más cercano disminuye
Contagio	Clase	Porcentaje de adyacencias semejantes, mide el grado de agregación de la clase	Porcentaje	0-100	0: clase está desagregada completamente parches de una sola celda; 100: paisaje está formado por un solo parche
		Índice de división de paisaje, probabilidad de	Proporción	0-1	0: un solo parche forma el paisaje;

Métrica	Nivel	Índice	Unidades	Rango	Interpretación
		tomar dos parches al azar y que no pertenezcan al mismo parche			1: un solo parche pequeño de 1 celda de área forma la clase
		Índice de división, basado en el número de parches con un tamaño constante cuando el parche se divide en más parches	Ninguna	0- número de celdas en el área cuadrada del paisaje	1: paisaje formado por un solo parche; aumenta con la división y reducción del área del parche
		Índice de agregación	Porcentaje	0-100	0: clase esta desagregada completamente; 100: clase agregada en un solo parche compacto
Conectividad	Clase	Índice de cohesión de parches, medida de la conectividad física de los parches de una misma clase	Porcentaje	0-100	0: clase más subdividida y físicamente menos conectada; 100: mayor proporción del paisaje formado por la clase, más agrupada y físicamente conectada
		Índice de conectividad, porcentaje de la			0: ningún parche conectado;

Métrica	Nivel	Índice	Unidades	Rango	Interpretación
		máxima conectividad posible, dada por el número de parches			100: todos los parches conectados
Composición	Clase	Proporción del paisaje ocupado por cada clase	Proporción	0-1	0: no se presenta la clase; 1: todo el paisaje está dominado por esta clase
	Clase	Dominancia	Ninguna	0-1	0: proporción de cada clase similar; 1: dominancia en el paisaje por uno o pocas clases
	Clase	Igualdad de Shannon	Ninguna	0-1	0=

Cálculo de la Diversidad del Paisaje

Tal como se valora y cuantifica la diversidad de las comunidades, también se hace lo propio con la biodiversidad a escala de paisaje, la cual tiene una referencia espacial directa basada en tres características: *composición, estructura y función*. La composición se refiere a la individualidad y variedad de elementos a ser considerados en un espacio. La estructura al arreglo o distribución de elementos y como se relacionan entre sí y la función a procesos variados que incluyen los demográficos, los ciclos de materia y los de disturbio (Walz y Syrbe, 2013).

Los diferentes niveles de biodiversidad de paisaje están estrechamente relacionados, pero no son derivados linealmente uno a partir del otro. Esta relación entre la diversidad de ecosistemas y paisajes y la ocurrencia de especies individuales, es bien conocida, sin embargo, hay grandes diferencias entre una y otra. Muchas especies responden en su

distribución al arreglo de tamaño y forma de los hábitats del paisaje, por lo que cambios en las propiedades estructurales como los generados por altos grados de fragmentación, o propiedades funcionales como la existencia de intercambios entre poblaciones en el paisaje, influyen la diversidad de especies (Walz y Syrbe, 2013).

Debido a que las especies dependen en gran medida de condiciones de hábitat específicas, como comida, abrigo, clima, etc., se puede asumir que la diversidad de especies está determinada por la estructura del paisaje como una expresión de las condiciones naturales y del uso de la tierra. La heterogeneidad del paisaje indica la variabilidad de las propiedades del sistema en el espacio, por lo que es considerada esencial en la ocurrencia y distribución de especies desde el nivel local al global (Walz y Syrbe, 2013).

Recientes desarrollos en sensores remotos satelitales, en los SIG y en software para su análisis, han permitido el uso de los principios de la ecología del paisaje en la caracterización de la biodiversidad (Roy y Tomar, 2000).

Es así como las métricas del paisaje pueden ser usadas para describir la estructura del paisaje y su cuantificación, y a su vez cada vez más, como indicadores integrados a la escala del paisaje para evaluar el estado de la biodiversidad, monitorear el cambio del paisaje, evaluar el impacto del uso de la tierra en el cambio de la biodiversidad y para el modelamiento de hábitats. No obstante, hay que tener presente que no hay una sola escala en la que las métricas del paisaje puedan ser usadas, dadas las variaciones en la distribución espacial de las especies y de los ecosistemas (Walz y Syrbe, 2013).

Los índices utilizados comúnmente en la medición de la diversidad del paisaje combinan la evaluación de los mismos dos aspectos previamente referidos en comunidades como son la riqueza y la proporcionalidad. El paisaje alcanza mayor diversidad cuando el número de diferentes tipos de cobertura es mayor y cuando las proporciones entre ellas muestra más equidad (Nagendra, 2002).

Nuevamente y al igual que en comunidades, se habla de tres tipos de diversidad: alfa, beta y gamma. La alfa se evalúa dentro de una unidad homogénea de paisaje; la beta entre unidades y se valora como la tasa de cambio en especies de dos unidades adyacentes; y, la gamma se refiere a la diversidad intrínseca del paisaje, e integra componentes de las anteriores (Feilhauer y Schmidtlein, 2009; Molina Ferriol y Merle Farinós, 2012).

A manera de ejemplo, Kadoya y Washitani (2011) elaboraron un índice de diversidad para paisajes agrícolas al cual denominaron Índice Satoyama (IS), el cual puede ser empleado en cualquier tipo de paisajes. Este índice se fundamenta en el índice de Simpson y varía entre 0 y 1, donde 0 representa paisajes homogéneos y 1 paisajes heterogéneos.

GLOSARIO

El siguiente glosario ordenado por temas, pretende precisar algunos conceptos y establecer su abordaje y contexto en lo concerniente al monitoreo de la biodiversidad.

Ecología

Abundancia: se refiere a la cantidad de individuos que registramos sin que medie un esfuerzo de muestreo definido.

Abundancia relativa: se refiere a la expresión porcentual de las abundancias.

Atributo: se refiere a una cualidad o condición biótica, abiótica o antrópica que es objeto de estudio (ej. abundancia, riqueza, densidad, natalidad, etc.).

Atributos de rasgos funcionales: es el valor o estado de un rasgo funcional. Este puede ser categórico o continuos (Harrington et al, 2010).

Autoecología: es la rama de la ecología que estudia las poblaciones.

Biocenosis: se refiere al conjunto de todos los organismos que se presenta en un ecosistema.

Comunidad: se refiere al conjunto de organismos de múltiples especies que cohabitan en un mismo espacio-tiempo y, por lo general, hace referencia a un grupo taxonómico (taxocenosis) o un hábitat particular (ej. aves; bentos, etc.).

Comunidad: se refiere a una asociación de poblaciones interactuantes, usualmente definidas por la naturaleza de sus interacciones o por el lugar donde ellas viven (Ricklefs y Miller, 2000).

Densidad: se refiere a la cantidad de individuos que se registran en una unidad espacial dada (ej. organismos por litro, por hectárea, por kilómetro).

Densidad relativa: se refiere a la expresión porcentual de las densidades en una unidad espacial dada.

Diversidad biológica o *biodiversidad* se define como la variedad o variabilidad de organismos vivientes que se organiza en niveles que incluyen genes, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Bry, 2006) aunque también puede ser evaluada a nivel de hábitats y unidades de paisaje (Noss, 1990; Raven, 1992 en Hermy y Cornelis, 2000; Hawksworth, 1995 en Cornelis y Hermy, 2004).

Diversidad ecosistémica: se refiere a “la variedad de unidades ecológicas espacialmente identificables en un territorio dado, y tiene relación directa con la escala de análisis que se emplee” (IAvH, 1998).

Diversidad funcional: se refiere al valor y rango de las características funcionales de los organismos presentes en un ecosistema dado. El valor se refiere a la presencia y abundancia relativa de ciertas clases y el rango a la diferencia entre los valores máximos y mínimos de tales clases funcionales (Díaz y Cabido, 2001).

Ecosistema: se refiere a “un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional” (Naciones Unidas, 1992). O también, es un “territorio con condiciones biofísicas y antrópicas homogéneas sobre un espacio geográfico definido producto de la confluencia de clima, geoformas, sustratos, comunidades bióticas y usos antrópicos” (IAvH-PNUMA-MMA, 1998).

Frecuencia: se refiere al número de estaciones de muestreo en que aparece una variable.

Frecuencia relativa: se refiere a la expresión porcentual de las frecuencias.

Grupo Funcional: se refiere a un conjunto de organismos de igual o diferentes especies que desempeña funciones semejantes dentro del ecosistema (Gitay y Noble, 1997). Cuando se trata de especies animales con frecuencia se le denomina gremio (Simberloff y Dayan, 1991; Harrington et al., 2010).

Hábitat: “se entiende el lugar o tipo de ambiente en el que existen naturalmente un organismo o una población” (Naciones Unidas, 1992). Tal espacio es dinámico y variable en sus condiciones bióticas y abióticas y le ofrece a la población condiciones de supervivencia y reproducción

Humedales: son ecosistemas “constituidos por un cuerpo de agua permanente o estacional de escasa profundidad, una franja a su alrededor que puede cubrirse por inundaciones periódicas y una franja de terreno no inundable llamada zona de manejo y preservación ambiental.” (Convención Ramsar, 1971).

Indicador: Que indica o sirve para indicar. Mostrar o significar algo con indicios y señales (Real Academia Española, [www. rae.es](http://www.rae.es)).

Indicador: “...se entienden como las variables que muestran, resumen o simplifican datos o que hacen visibles o perceptibles fenómenos de interés y, permiten cuantificar, cualificar, medir y comunicar de forma agregada una información relevante” (IDEAM, SINCHI, IAvH, HAP, INVEMAR. 2002).

Indicador ambiental: es “...una variable que ha sido socialmente dotada de un significado añadido al derivado de su propia configuración científica, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla coherentemente en un proceso de toma de decisiones.” (Ministerio del Medio Ambiente de España 1996, en IDEAM, SINCHI, IAvH, HAP, INVEMAR. 2002).

Índice de densidad: se refiere a la cantidad de individuos que registramos en una unidad de esfuerzo de muestreo diferente a la espacial (ej. individuos por hora, por trampa, por investigador, etc.).

Índice de densidad relativo: se refiere a la expresión porcentual del índice de densidad.

Metapoblación: se refiere a poblaciones de una misma especie que conforman grupos aislados pero próximos entre sí y cuya interacción genética es restringida.

Paisaje: se define como una porción de espacio geográfico homogéneo en cuanto a su fisionomía y composición, con un patrón de estabilidad temporal, resultante de la interacción compleja de clima, rocas, agua, suelos, flora, fauna y ser humano, que es reconocible y diferenciable de otras porciones vecinas de acuerdo con el análisis y la resolución para un espacio-tiempo específico (Etter, 1999 en Villareal et al., 2004).

Paisaje: se define como un área de tierra con grupos de comunidades de plantas o ecosistemas que conforman una unidad ecológica en relación con su estructura, función, geomorfología y regímenes de perturbación (Noss, 1983).

Población: en un sentido estadístico, se refiere al conjunto de elementos que componen un universo de estudio. En un sentido ecológico, se refiere al conjunto de individuos de una especie que cohabitan un mismo espacio-tiempo.

Proceso ecológico: Se refiere a aquellos flujos y transformaciones de energía, materiales y organismos, que ocurren en los ecosistemas y prestan a la sociedad beneficios imprescindibles e insustituibles para su desarrollo sostenible (Noriega y Roncancio, 2003).

Recursos biológicos: “se entienden los recursos genéticos, los organismos o partes de ellos, las poblaciones, o cualquier otro tipo de componente biótico de los ecosistemas de valor o utilidad real o potencial para la humanidad” (Naciones Unidas, 1992).

Servicios ecosistémicos: son los procesos y funciones de los ecosistemas que son percibidos como beneficios por el hombre, y que soportan directa o indirectamente, su supervivencia y calidad de vida. (MEA, 2003).

Sinecología: es la rama de la ecología que estudia las comunidades.

Tendencia: se refiere a la propensión o inclinación en los hombres y en las cosas hacia determinados fines. En estadística la tendencia es un componente de los datos que refleja su evolución en el tiempo a largo plazo.

Umbral: se entiende como el valor o rango crítico de una determinada variable social o ecológica, entre los cuales el sistema se mantiene en una determinada fase o estado, o los cuales una vez se superan hacen que todo el sistema cambie rápida y abruptamente de un estado a otro diferente donde cambia la magnitud, intensidad y frecuencia de los servicios ecosistémicos suministrados (PNGIBSE, 2012).

Conservación

Área protegida: se refiere a un área definida geográficamente que ha sido designada o regulada y administrada a fin de alcanzar objetivos específicos de conservación (Naciones Unidas, 1992).

Conservación: se refiere a “la gestión de la utilización de la biósfera por el ser humano, de tal suerte que produzca el mayor y sostenido beneficio para las generaciones actuales, pero que mantenga su potencialidad para satisfacer las necesidades y las aspiraciones de las generaciones futuras. Por lo tanto, la conservación es positiva y abarca la preservación, el mantenimiento, la utilización sostenida, la restauración y la mejora del entorno natural” (UICN, WWF y PNUMA, 1981).

Conservación ex situ: “se entiende la conservación de componentes de la diversidad biológica fuera de sus hábitats naturales” (Naciones Unidas, 1992).

Conservación in situ: “se entiende la conservación de los ecosistemas y los hábitats naturales y el mantenimiento y recuperación de poblaciones viables de especies en sus entornos naturales y, en el caso de las especies domesticadas y cultivadas, en los entornos en que hayan desarrollado sus propiedades específicas.” (Naciones Unidas, 1992).

Disturbio: es un evento discreto en el tiempo y el espacio que altera la estructura de las poblaciones, comunidades y ecosistemas y causa cambios en la disponibilidad del recurso o del ambiente físico (Forman y Godron, 1986). Son causados por factores externos al sistema de interés (Pickett et al., 1989).

Especies amenazadas: se refiere al conjunto de las especies que han sido categorizadas bajo algún grado de riesgo a la extinción ya sea como “En Peligro Crítico (CR)”, “En Peligro (EN)” o “Vulnerable (VU)”, según las categorías de las listas rojas propuestas por la UICN (IUCN, 2013). Se refiere a cualquier especie que puede quedar en peligro de extinción dentro de un futuro previsible en toda o en una parte de su rango de distribución.

Especies bandera o insignia: son especies biológicas que tienen gran significado simbólico para las poblaciones humanas.

Especies clave: son especies biológicas cuya extinción local produciría efectos desproporcionados sobre la comunidad total en relación con su abundancia (ej. controlan otras poblaciones; soportan pirámides tróficas).

Especies de dispersión limitada: son especies biológicas que tienen una capacidad estrecha para movilizarse entre hábitats o parches, o que enfrentan un alto riesgo de mortalidad al intentar hacerlo.

Especies de recursos limitados: especies que requieren recursos específicos cuya oferta es muy restringida temporal o espacialmente.

Especies endémicas: son especies biológicas que tienen un rango de distribución natural muy estrecho.

Especies estenotípicas: son especies biológicas que tienen tolerancias ambientales muy estrechas (Margalef, 1977).

Especies euritípicas: son especies biológicas que tienen tolerancias ambientales muy amplias y, por tanto, suelen mostrar una amplia distribución (Margalef, 1977).

Especies indicadoras: son especies biológicas cuya presencia o abundancia se correlaciona con condiciones particulares del hábitat (contaminado, no contaminado u otro).

Especies introducidas: se refiere a la especie, subespecie o taxón inferior o híbrido que se encuentra fuera de su distribución natural, pasada o presente, incluyendo gametos, semillas, huevos o propágulos. Estas especies pueden separarse en dos grandes grupos:

Especies exóticas: provenientes de otros países, y *especies trasplantadas:* originarias del mismo país (ej. Colombia), pero llevadas a otra región o cuenca en Colombia. (Baptiste et al, 2010).

Especies invasoras: se refiere a las especies introducidas que se establecen y dispersan en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales; es un agente de cambio y causa impactos ambientales, económicos o de salud pública (Baptiste et al, 2010)

Especies sombrilla: son especies biológicas que contribuyen al establecimiento o protección de muchas otras especies de su comunidad.

Especies vulnerables o en peligro: son especies que en razón de sus características de historia de vida, abundancia, genética o explotación humana, están en riesgo de extinguirse en un futuro cercano.

Preservación: es definida como la acción encaminada a garantizar la intangibilidad y la perpetuación de los recursos naturales dentro de espacios específicos, de los recursos naturales renovables. «Serán espacios de preservación aquellos que contengan biomas o ecosistemas de especial significación para el país» (Decreto 1974 de 1989).

Utilización sostenible: se entiende como “la utilización de componentes de la diversidad biológica de un modo y a un ritmo que no ocasione la disminución a largo plazo de la diversidad biológica...” (Naciones Unidas, 1992).

Manejo de la biodiversidad: se refiere a las acciones encaminadas a preservar de forma sostenida los recursos bióticos tanto para las generaciones presentes como futuras. Por lo general es adaptativo lo cual significa que cambia según la dinámica del recurso y su explotación.

Restauración Ecológica

Creación o fabricación: hace referencia a obras como ingeniería supervisada o arquitectura de un paisaje que hacen parte de la mitigación de un proyecto u obra y se realiza en terrenos completamente desnudos de vegetación.

Manejo adaptativo: se refiere a una herramienta que permite, a partir de los resultados obtenidos en el programa de evaluación y seguimiento, cambios y ajustes en las estrategias de restauración implementadas en un proyecto (Sabine et al., 2004).

Mitigación: es una acción que se realiza con la intención de reducir el riesgo de daños ecológicos y ambientales.

Reclamación: son trabajos que se llevan a cabo en sitios severamente degradados e implica, la mayoría de las veces, un cambio en el uso original del sitio afectado (Meffé et al., 1997).

Reconstrucción: actividades dirigidas al restablecimiento de una estructura.

Reconversión (reasignación, reaprovechamiento): hace referencia al cambio de un uso por otro.

Recuperación: se entiende como el restablecimiento de algunos atributos perdidos o que han sido transformados completamente en el sistema disturbado con respecto a su estado original. Generalmente, el sistema final recuperado es diferente al pre-disturbio y no es autosostenible, por lo cual requiere una asistencia permanente para mantenerse (Barrera et al., 2010).

Reforestación: consiste en la siembra e incorporación de elementos leñosos en sitios donde estos ya no están presentes (der Beek y Sáenz, 1992).

Regeneración natural: mecanismo de restablecimiento de una comunidad natural después de su destrucción, sin ayuda del hombre (der Beek y Sáenz, 1992).

Rehabilitación: se refiere a cualquier intento por recuperar elementos estructurales o funcionales dentro de un ecosistema, sin necesariamente intentar completar una restauración ecológica a una condición específica predisturbio (Meffé et al., 1997).

Remediación: se refiere a todas aquellas técnicas o actividades que tienen como finalidad eliminar las sustancias contaminantes que han sido vertidas en un medio físico como el agua, el suelo o el aire (Perrow y Davy, 2002).

Restauración ecológica: es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido, con el propósito de retornarlo a su estado original o pre disturbio (SER, 2004).

Revegetación: es una práctica que hace énfasis en la recuperación de la cubierta vegetal.

Sucesión: se refiere al remplazo de especies por competencia que se expresa en la estructura de una biocenosis a través del tiempo. En esencia tiene lugar un cambio de especies generalistas por especialistas, llegando en algunos ecosistemas a dar lugar a estados *clímax* (comunidades similares durante decenas de años) (Margalef, 1977).

Sucesión vegetal: es un cambio secuencial en las abundancias relativas de las especies vegetales dominantes en la comunidad (Huston y Smith, 1987). Se refiere a un proceso de reemplazo de la vegetación, que es esencialmente demográfico y tiene complejas relaciones para ambientes físicos y bióticos (Connell y Slatyer, 1977).

Utilización sostenible: se entiende como “la utilización de componentes de la diversidad biológica de un modo y a un ritmo que no ocasione la disminución a largo plazo de la diversidad biológica...” (Naciones Unidas, 1992).

Monitoreo

Evaluación: hace referencia a la verificación del cumplimiento del plan de acción por medio de un juicio crítico o una determinación objetiva e imparcial efectuada de acuerdo con el logro de los objetivos del programa de monitoreo. Consiste en “la acción y efecto de señalar el valor de una cosa” y “evaluar” significa “estimar, apreciar, calcular el valor de una cosa” (Mokate, 2000 en: Pardo et al, 2007; PNN, 2008).

Meta: son los resultados esperados en el período de evaluación, expresados en términos de calidad, magnitud, tiempo, cantidad y otros factores que la entidad determine como necesarios para establecer los avances o logros (Secretaría Distrital de Ambiente, 2009).

Monitoreo: medición y colección de datos sistemática y repetida en el tiempo que se efectúa con el propósito de evaluar el estado, las tendencias y los cambios en variables relacionadas con una pregunta o un problema específico a lo largo del tiempo (Noon, 2003; Suter, 1993, Cairns 1979, Spellerberg 1991, Vos et al. 2000).

Aunque no existen bases conceptuales rigurosas para la separación del monitoreo en clases o tipos; éste ha sido clasificado por diferentes autores de acuerdo con el propósito o enfoque dado. A continuación presentamos una síntesis de las diversas aproximaciones del monitoreo registradas tomadas del documento : Marco conceptual para el monitoreo de la biodiversidad en Colombia generado por el Instituto Humboldt e Invemar

Según el enfoque del monitoreo:

Monitoreo Ambiental. Cuando hace seguimiento a procesos y cambios que ocurren a nivel global, continental, regional e incluso local, sobre uno o más componentes del medio ambiente, principalmente por el efecto de las actividades humanas (e.g. cambio climático, cambios en el uso de la tierra, contaminación atmosférica, calidad de agua, efectos radiactivos, etc.) (Spellerberg 1991).

Monitoreo Ecológico. Difiere del ambiental en que estudia y analiza bajo un ENFOQUE SISTÉMICO los cambios y las variaciones que suceden a través del tiempo en los procesos ecológicos de los principales niveles de organización de la diversidad biológica (paisajes, ecosistemas, comunidades, poblaciones) (Spellerberg 1991)

Enfoque Sistémico: Hace referencia al modo de abordar los objetos y fenómenos como parte de un todo y no de forma aislada. Es un conjunto de elementos que se encuentran en interacción de forma integral, de tal forma que produce nuevas cualidades con características diferentes, cuyo resultado es superior al de los componentes que lo conforman.

Monitoreo Biológico: Cuando estudia y analiza el comportamiento de las poblaciones, especies e individuos de acuerdo con el estado del medio ambiente o para profundizar en el conocimiento de la autoecología de las especies (e.g. estudios fenológicos, de regeneración, crecimiento, impactos de plagas en cultivos, etc.) (Spellerberg 1991)

Según el propósito: 2005 Lee y colaboradores

Monitoreo para el control de inventarios: Este tipo de monitoreo no implica necesariamente remediciones en el tiempo. La información se genera a través de la producción de listas de flora y fauna o mapeos. Por lo general, los objetivos son la documentación completa de los elementos y la cobertura espacial completa. En el

inventario formal, la puntualidad tiende a ser una cuestión secundaria, pues por lo general los proyectos se retrasan si se pretende una alta precisión o exhaustividad en los muestreos. Las evaluaciones rápidas y encuestas ocasionales son consideradas como una forma alternativa de inventario, donde la precisión y la exhaustividad es cambiada a favor de costo y oportunidad. Un aspecto importante a tener en cuenta en este tipo de monitoreo es si se hace o no a largo plazo, pues la aparente economía puede ser engañosa (Lee et al. 2005)

Monitoreo de estado y tendencias: Cuando se pretende hacer remediciones regulares en el tiempo. El blanco puede ser un organismo o grupo de organismos con características en común, o un intento más holístico para capturar una amplia gama de elementos ecológicos. Las parcelas permanentes son el clásico ejemplo, pero hay otros como los sitios claves para el monitoreo de aves. Es raro que los animales, la vegetación, los suelos y el clima se remidan al mismo tiempo y de forma general, por lo que esta actividad suele ser clasificada de forma más amplia como “monitoreo de investigación a largo plazo”. (Lee et al. 2005)

Monitoreo de vigilancia o de supervisión: Se realiza donde existe un problema claramente identificado y una amenaza inmediata. El monitoreo es enfocado a pocos organismos o procesos y la escala de aplicación está de acuerdo con la escala de amenaza. Ejemplos de este monitoreo son los que se aplican con la llegada de especies invasoras o plagas. *Monitoreo de manejo:* Cuando se pretende detectar y valorar un problema o presión sobre una unidad ecológica (paisaje, ecosistema, comunidad, etc.), o cuando se desea evaluar el éxito o fracaso de acciones previamente tomadas para reducir la presión o alterar la situación de forma inmediata. Este tipo de monitoreo es común en planes de conservación de áreas protegidas (e.g. Parks Canada, Sistema de Monitoreo de Áreas protegidas de Filipinas). (Lee et al. 2005)

Monitoreo pasivo: programas carentes de preguntas o con diseños de estudio que no tienen propósitos claramente definidos, lo que hace que la utilidad de los la información recabada sea limitada o insuficiente para el tratamiento de los problemas ambientales o para entender cómo funcionan los ecosistemas (Lindernmayer y Liken 2010).

Monitoreo por mandato: responde a un mandato de los gobiernos o a directrices políticas para reunir información ambiental, con el fin de observar tendencias en el tiempo (clima, caudal de los ríos, etc); se caracterizan por usar métodos rigurosos para la obtención de los datos, y generalmente se emplean para generar reportes ambientales o alertas tempranas (Lindernmayer y Liken 2010)

Monitoreo de investigación: corresponde a los programas guiados por un modelo conceptual, un diseño de estudio riguroso y unas predicciones e hipótesis que al final son probadas como parte del programa de monitoreo; los resultados además pueden derivar en acciones concretas de manejo que son monitoreadas para medir la efectividad de las mismas en el cumplimiento de los objetivos iniciales del programa (Lindernmayer y Liken

2010). La investigación normalmente implica rigurosidad tanto en la escogencia de los sitios, como en el diseño de muestreo. Las preguntas pueden ser amplias y abiertas, o muy específicas y enfocadas. La escala puede ser amplia, pero por lo general hay relativamente pocos sitios involucrados y una investigación multi-dimensional a largo plazo es llevada a cabo (e.g. LongTerm Ecological Research Network-LTER) (Lee et al. 2005).

Referencias

- Acar, C., Acarb, H., Eroğlu, E. 2007. Evaluation of ornamental plant resources to urban biodiversity and cultural changing: A case study of residential landscapes in Trabzon city (Turkey). *Building and Environment* 42: 218–229.
- Aide, T.M. y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- Alvey, A.A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest *Urban Forestry y Urban Greening* 5: 195–201.
- Bagstad, K. J., Johnson, G. W., Voigt, B., & Villa, F. (2013). Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services*, 4, 117–125. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.012>.
- Baptiste M. P., N. Castaño, D. Cárdenas, F.P. Gutierrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (Eds). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C, Colombia. 200p.
- Barrera, J.I., Contreras, S.M., Garzón, N.V., Moreno-Cárdenas, A.C., Montoya, S.P. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia.
- Barrico, L., Azul, A.M., Morais, M.C., Coutinho, A.P., Freitas, H., Castro, P. 2012. Biodiversity in urban ecosystems: Plants and macromycetes as indicators for conservation planning in the city of Coimbra (Portugal). *Landscape and Urban Planning* 106: 88– 102.
- Bazzaz, F. 1991. Regeneration of tropical forest: physiological responses of pioneer and secondary species. Páginas 91–118 en A. Gomez-Pompa, T.C. Whitmore y M. Hadley editores. *Rain Forest Regeneration and Management*,. The Parthenon Publishing Group, Carnforth, EE.UU.
- Beer, J., C. Harvey, M. Ibrahim, J.M. Harmand, E. Somarriba y F. Jiménez. 2003. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas* 10:80-87.
- Blaum, N., Mosner, E., Schwager, M., Jeltsch, F. 2011. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodiversity and Conservation* Vol. 20 (11): 2333-2345.

- Block, W., Franklin, A., Ward, J., Ganey, J., White, G. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293–303.
- Bolund, P., Hunhammar, S. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, (29): 293–301.
- Boyd J, Banzhaf J. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*; 63: 616–626.
- Boyle, B. 2004. La urbanización: una fuerza ambiental considerable. *La urbanización: una fuerza ambiental considerable*. Barbara Boyle Torrey.
- Bradshaw, A.D. 1987. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: *Restoration Ecology*, W.R. Jordan, M.E. Gilpin and J.D. Aber (eds) pp: 53-74. Cambridge University Press.
- Brown, S., Lugo, A. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2(2): 97-111.
- Bry, M.M. 2006. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning* 76: 23–44.
- Bryant, M.D. 1995. Pulsed monitoring for watershed and stream restoration. *Fisheries* 20(11): 6-13.
- Buckland, S.T., Magurran, A.E., Green, R.E., Fewster, R.M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360: 243–254.
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 2012; 21: 17–29.
- Carrillo-Garcia, A., J.L. León de la Luz, Y. Bashanl y G.J. Bethlenfalvay. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran desert. *Restoration Ecology* 7:321–335.
- Carriquiry M. & Piaggio, M. 2014. Valoración económica de servicios ecosistémicos. Algunas consideraciones básicas. 42-47. En: *Memoria de los Foros Técnicos sobre servicios ecosistémicos en Uruguay / IICA – Montevideo: IICA. 78p.*
- Cavieres, L.A., E.I. Badano, A. Sierra-Almeida, S. Gómez-González y M.A. Molina-Montenegro. 2006. Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile. *New Phytologist* 169:59–69.
- Chin, A. 2006. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology* , (79): 460–487.

- Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward "futuristic" restoration. *Ecological Research* 19: 75-81.
- Clarke, K.R., Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Mar. Ecol.* 46: 213-226.
- Clewell, A., Rieger, J., Munro, J. 2000. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. A Society for Ecological Restoration Publication. 11 p.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*, 3a ed. Wiley, New York.
- Connell, J. H., Slatyer, R.O. 1977. Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalists* 111: 1119-1144.
- Constanza, R., Mageau, M. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* 33: 105-115.
- Convención RAMSAR, 1971. Ramsar, Irán.
- Cornelis, J., Hermy, M. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69: 385-401.
- Daily GC (Ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 392p.
DC: Island Press.
- De Bello F., Lavorel S., Díaz S., Harrington R., Cornelissen J.H.C., Bardgett R.D., Berg M.P., Cipriotti P., Feld C.K., Hering D., Marins da Silva P., Potts S.G., Sandin L., Sousa J.P., Storkey J., Wardle D.A., Harrison P.A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity Conservation* 19:2873-2893.
- de Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 2002; 41:393-408.
- der Beek, R y Sáenz, G. 1992. Manejo forestal basado en la regeneración natural del bosque: Estudio de caso en los robledales de altura de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. COSUDE
- Déri E., Magura, T., Horvath, R., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, S., Tothmérész, B. 2010. Measuring the short-term success of grassland restoration: The use of habitat affinity indices in ecological restoration. *Restoration Ecology* doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00631.x.
- Di Giulio, M., Holderegger, R., Tobias, S. 2009. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management* 90: 2959-2968.

Díaz S, Cabido M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *TRENDS in Ecology & Evolution*; 16(11): 646-655.

Diaz, S., Cabido, M. 2001. Vive la différence: Plant a functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology y Evolution*, 16(11): 646-654.

Díaz-Espinosa A.M., Díaz-Triana J.E y O. Vargas. (eds). 2012. Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá. Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá, D.C., Colombia. 248 p.

Dures, S.G., Cumming, G.S. 2010. The confounding influence of homogenising invasive species in a globally endangered and largely urban biome: Does habitat quality dominate avian biodiversity? *Biological Conservation* 143: 768–777.

Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W., Gibbs, J.P. 2001. Measuring and monitoring plant populations. Blackwell Science. Osney Mead, Oxford, U.K.

Environmental Protection Agency. Consultado 2013. <http://water.epa.gov>.

Ernst, R., Linsenmair, K.E. Rödel, M.O. 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133, 143–155.

Farina, A. 2010. *Ecology, Cognition and Landscape. Linking Natural and Social Systems.* Springer, London.

Federal Interagency Stream Restoration Working Group –FISRWG-. 1998. Stream corridor restoration: principles, processes and practices. Springfield, National Technical Information Service.

Feilhauer, H., Schmidtlein, S. 2009. Mapping continuous fields of forest alpha and beta diversity. *Applied Vegetation Science* 12: 429–439.

Fisher B, Turner RK, Morling P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics.* 2009; 68: 643–653.

Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Trauthma-Richers, B., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33

Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions.* Cambridge University Press, Cambridge.

Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. *Landscape ecology.* John Wiley and Sons Inc., New York.

Fulé, P.Z., Waltz, A.E.M., Covington, W.W., Heinlein, T.A. 2001. Measuring forest restoration effectiveness in reducing hazardous fuels. *Journal of Forestry* 99(11): 24-29.

Gaines, W.L., Richy, H.J., Lehmkuhl, J.F. 1999. Monitoring biodiversity: Quantification and interpretation. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 27 p.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity. Improving conservation through ecologically-responsible management. Earthscan Publication, London.

Gergel, S.E. & M.G. Turner (Eds.). 2002. Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques. Springer, New York.

Gitay, H., Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? En: Plant functional types their relevance to ecosystem properties and global change, T.M. Smith, H.H. Shugart, F.I. Woodward (eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp 3-19.

Goddard, M.A., Dougill, A.J., Bent, T.G. 2009. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* 25(2): 90-98.

Godínez, H., Herrick, J.E., Mattocks, M., Toledo, D., van Zee. J. 2009. Comparison of three vegetation monitoring methods: Their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological indicator* (9): 1001 – 1008.

Gómez-Aparicio L, R. Zamora, J.M. Gómez, J.A. Hódar, J. Castro y E. Baraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:1128–1138.

González-Espinosa, M., Ramírez N., Camacho A., Holz, S., Rey J., Parra, R. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: Modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 088: 11-23.

Goulder L; Kennedy, D. 1997. "Valuing ecosystem services, philosophical bases and empirical methods. En Daily G. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington D.C..

Green, R.H. 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. Wiley, New York.

Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems* 143–156.

Harrington, R., Anton, C., Dawson, T.P., de Bello, F., Feld, C.K., Haslett, J.R., Kluvánková-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G.W., Rounsevell, M.D.A., Samways, M.J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J.H., Vandewalle, M., Zobel, M., Harrison, P.A. 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodivers Conserv* Vol. 19: 2773-2790.

Harvey, C.A. y W.A. Haber. 1998. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37–68.

Harvey, C.A., N.I. Tucker y A. Estrada. 2004. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. Páginas 261–289 en G. Schroth, G.A.B. da Fonseca, C. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos y A.M. Izac, editores. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, DC, EE.UU.

Hermy, M., Cornelis, J. 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape and Urban Planning* 49: 149-162.

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., Shaw, P. 2005. *Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring*. Cambridge University Press, New York.

Hobbs, R. J. 2002. The ecological context: A landscape perspective. En: *Handbook of ecological restoration*. Vol. 1 Principles of restoration, M.R. Perrow & A.J. Davy (eds.), pp. 24-45. Cambridge University Press.

Hobbs, R., 1997. Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning* 37, 1–9.

Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A. 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1–7.

Holl, K., Cairns, J. 2002. Monitoring and appraisal. En: *Handbook of Ecological Restoration*. M.R. Perrow & A. J. Davy (eds.), pp. 411-432. Cambridge University Press.

Holl, K.D. y M.E. Lulow. 1997. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. *Biotropica* 29:459–468.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr* 54(2): 187-211.

Huston, M., Smith, T. 1987. Plant succession: Life history and competition. *The American Naturalist* 130(2): 168-198.

IDEADE. 2007. Formulación y/o actualización de los planes de manejo ambiental de los humedales de Techo y La Vaca.

IDEAM, SINCHI, IAvH, HAP, INVEMAR. 2002. Sistema de Información Ambiental de Colombia. Conceptos, Definiciones e Instrumentos de la Información Ambiental de Colombia. Tomo I. Bogotá.

IGAC-ORSTROM. 1984. Estudio Regional Integrado del Altiplano Cundi-Boyacense. Proyecto ICAG-ORSTOM.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt –IAvH- PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente. 1998. Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad 1997 – Colombia.Vol 3. M.E.Chaves y N.Arango eds., Bogotá;

IUCN International Union for Conservation of Nature. 2013 (consulta). <http://www.iucn.org>.

Kadoya, T., Washitani, I. 2011. The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140: 20–26.

Kandziora M, Burkhard B, Müller F. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*. 2013; 4: 47–59.

Kattwinkel, M., Biedermann, R., Kleyer, M. 2011. Temporary conservation for urban biodiversity. *Biological Conservation* 144: 2335–2343.

Kazemi, F., Beecham, S., Gibbs, J. 2011. Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. *Landscape and Urban Planning* 101: 139–148.

Khera, N., Mehta, V., Sabata, B.C. 2009. Interrelationship of birds and habitat features in urban green spaces in Delhi, India. *Urban Forestry y Urban Greening* 8: 187–196.

Korb J., Covington, W., Fulé, P. 2003. Sampling techniques influence understory plant trajectories after restoration: An example from Ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* 11(4): 504–515.

Kowarik, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159: 1974-1983.

Lamb, D., Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. 110 pp.

Larsen, F. W., Londoño-Murcia, M. C., & Turner, W. R. (2011). Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy? *Conservation Letters*, 4(5), 355–363. <http://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00183.x>

Lavorel, S., Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plants traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

LERF (Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal). 2010. Pacto pela restauração da mata Atlântica. Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo, Brasil.

Luck GW, Chan KM, Fay JP. 2009. Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. *Conservation Letters*; 2: 179–188.

Luken, J.O. 1990. Directing ecological succession. Chapman and Hall. The University Press. Cambridge, Great Britain.

MADS – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012. Manual para la Asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad. Ministerio de Me

Manning, A.D., J. Fischer y D.B. Lindenmayer. 2006. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation* 132:311–321.

Margalef, R. 1977. *Ecología*. Omega, Barcelona.

Márquez, R. 1994. Regeneración de la vegetación en distintos ensayos de restauración de minas de roca caliza a cielo abierto en una industria cementera, Ixtaczoquitlán, Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz.

Martinez- Harms MJ, Balvanera, P. 2012. Methods for mapping ecosystem services supply: A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*; 8(1–2): 17–25.

McComb, B., Zuckerberg, B., Vesely, D., Jordan, C. 2010. Monitoring animal populations and their habitats. CRC Press, USA.

McGarigal, K. & B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.

MEA- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. 87p.

MEA. 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment Millennium ecosystem assessment*. Washington,

Meffe, G.K., Carroll, R. 1997. *Principles of conservation biology*. Second edition. Sinauer Associates Publishers. Sunderland, Massachusetts.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). 2013. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Textos: Ospina Arango, Olga Lucia; Vanegas Pinzón, Silvia; Escobar Niño, Gonzalo Alberto. Bogotá D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, Colombia.

- Moir, W.H., Block, W.M. 2001. Adaptive management on public lands in the United States: Commitment or rhetoric? *Environmental Management* 28: 141–148.
- Molina Ferriol, M., Merle Farinós, H. 2012. Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universitat Politècnica de València. <http://hdl.handle.net/10251/16285>.
- Munshower, F.F. 1994. *Practical handbook of disturbed land revegetation*. Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida.
- Naciones Unidas. 1992. Convenio sobre la diversidad biológica. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>.
- Naciones Unidas. 2001. *World Urbanization Prospects, The 1999 Revision*. New York: United Nations.
- Naciones Unidas. 2004. *World Urbanization Prospects: the 2003 Revision*. <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003wup.htm>.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H., Woodfin, R.M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734-737.
- Nagendra, H. 2002. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography* 22: 175–186.
- Nicholson E, Mace GM, Armsworth PR, Atkinson G, Buckle S, Clements T, Ewers RM, Fa JE, Gardner TA, Gibbons J, Grenyer R, Metcalfe R, Mourato S, Muul M, Osborn D, Reuman DC, Watson C, Milner-Gulland EJ. 2009. Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1139–1144
- Niemelä, J. 2000. Biodiversity monitoring for decision-making. *Ann. Zool. Fennici* 37: 307-317.
- Niinemets, Ü., Peñuelas, J. 2007. Gardening and urban landscaping: significant players in global change. *Trends in Plant Science* , (13): 60-65.
- Noon, B.R. 2003. Conceptual issues in monitoring ecological resources. En: D.E. Busch y J.C. Trexler (eds.) *Monitoring ecosystems: Interdisciplinary approaches for evaluating ecoregional initiatives*, pág. 27-72. Island Press, Washington D.C 451p.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach *conservation biology*, 4(4): 355–364.
- NRC - National Research Council -. 2004. *Adaptive management for water resources project planning*. Panel on Adaptive Management for Resource Stewardship, Committee to Assess the U.S. Army Corps of Engineers Methods of Analysis and Peer Review for Water Resources Project Planning, 138 p.
- Odum, E. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: Saunders.

Olden, J.D., Poff, N.L., McKinney, M.L. 2006. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation*, 127: 261–271.

Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), 1993. OECD core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment. Environment monographs, n° 83. OCDE/GD(93)179. 39 pp.

Padilla, F.M. y F.I Pugnare. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:196–202.

Pardo, M., Lopera, M., Flórez N. 2008. Manual de monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Subdirección Técnica, Grupo Planeación del Manejo Patrimonio Natural. Proyecto FAP Consolidación. Bogotá, D. C.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2008. Estrategia Nacional de Monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá D.C., Colombia

Perrow, M.R., Davy, A.J. 2002. Handbook of ecological restoration. Cambridge University Press.

Pickett, S.T.A., Kolasa, J., Armesto, J.J., Collins, S.L. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54: 129–136.

Pla, L., Cassanoves, F., Rienzo. Di. 2010. Quantifying functional biodiversity. Springer Press, New York.

POT,2009.

[http://www.sdp.gov.co/portal/page/portal/PortalSDP/POT/QueEs/abc_del_POT\(Final%EDsimo-Feb-23-09\)ERG.pdf](http://www.sdp.gov.co/portal/page/portal/PortalSDP/POT/QueEs/abc_del_POT(Final%EDsimo-Feb-23-09)ERG.pdf).

Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F. 2001. Fundamentos de conservación biológica. Fondo de Cultura Económica, México.

R, d'Arge R, de Groot R, Faber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M. 1997. The values of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.

Ramírez, A. 2006. Ecología. Métodos de Muestreo y Análisis de Poblaciones y Comunidades. Fac. Estudios Ambientales y Rurales, Univ. Javeriana.

Reay, S.D., Norton, D.A. 1999. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand Forest. *Restoration Ecology* 7(3): 298-308.

Renjifo, L.M., S.L. Aristizábal, F.H. Lozano-Zambrano, W. Vargas, A.M. Vargas y D.P. Ramírez. 2009. Diseño de la estrategia de conservación en el paisaje rural (Fase II). Páginas 85–119 en F.H. Lozano-Zambrano, editor. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos

Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá, D. C., Colombia.

Ricklefs, R.E., Miller, G.L. 2000. Ecology. Freeman, New York.

Rincón-Ruíz, A, Echeverry-Duque, M, Piñeros, AM, Tapia, CH, David, A, Arias-Arévalo, P y Zuluaga, PA. 2014. Valoración integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: Aspectos conceptuales y metodológicos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, DC., 151 pp.

Roccaforte, J., Fulé, P., Covington, W. 2010. Monitoring landscape-scale Ponderosa pine restoration treatment implementation and effectiveness. *Restoration Ecology* 18(6): 820–833.

Rodríguez N. y D.Armenteras (eds). 2007. Monitoreo de los Ecosistemas Andinos 1985/2005: Síntesis y Perspectivas. Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia. 298 pp

Rodríguez, N., Rincón, A., Armenteras, D., Mendoza, H., Umaña, A.M., Arango, N., Baptiste, M.P. 2005. Corredor nororiental de robles: Indicadores de estado de la biodiversidad, factores antrópicos asociados y áreas prioritarias de conservación. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Serie: Indicadores de seguimiento y evaluación de la política de biodiversidad. no. 6, 88 p. Bogotá.

Roy, P.S., Tomar, S. 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. *Biological Conservation* 95: 95–109.

Sabine, E., Schreiber, G., Bearlin, A.R., Nicol, S.J., Todd, Ch.R. 2004. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. *Ecological Management and Restoration* 5(3): 177–182.

Salamanca, B., Camargo, G. 1997. Protocolo Distrital de Restauración Ecológica. Alcaldía Mayor de Bogotá. Fundación Bachaqueros, Bogotá.

Saval, S. 1998. La reparación del daño. Aspectos técnicos: Remediación y restauración. <http://www.bibliojuridica.org/libros/1/141/9.pdf>. En: La responsabilidad jurídica en el daño ambiental (Estudios varios). Biblioteca jurídica Virtual, UNAM. <http://www.bibliojuridica.org/libros>.

Savard, J.-P. L., Clergeau, P., Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* , (48): 131-142.

SER - Society for Ecological Restoration International –. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>.

Shwartz, A., Shirley, S., Kark, S. 2008. How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landscape and Urban Planning* , (84): 219–229.

- Sikkink, P.G., Zuur, A.F., Ieno, E.N. and Smith, G.M. 2007. Monitoring for change: Using generalized least squares, non-metric multidimensional scaling, and the Mantel test on western Montana grasslands. En: A.F. Zuur, E.N. Ieno, G.M. Smith (Eds). *Analysing ecological data* G.M. Springer, New York.
- Simberloff, D., Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 115-143.
- Sol, A., Zenteno, C.E., Bouchot C., Zamora, L.F. 2001. Estrategia de restauración en humedales afectados por las quemas y actividades productivas en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. En: Memoria de la II Reunión Nacional sobre Sistemas Agro y Silvopastoriles, Villahermosa Tabasco, pp. 83-86.
- Suter, G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and index. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1533-1539.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem process. *Science* 277(5330): 1300-1302.
- Tree Trust y Bonestroo. 2007. City trees. Sustainability guidelines y best practices. www.treetrust.org.
- UICN, WWF y PNUMA, 1981. Primera estrategia mundial de la conservación. La conservación de los recursos vivos para un desarrollo sostenido. URL: <http://otrodesarrollo.com/desarrollosostenible/PrimeraEstrategiaMundialConservacion.htm>
- Vackar, D., B. ten Brink, J. Loh, J.E.M. Baillie, B. Reyers, 2012. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecological Indicators*, 17: 58-67.
- Vargas, O. (Ed.). 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. DAMA-JBB-EAAB. Bogotá.
- Vargas, O., Mora, F. 2007. La restauración ecológica, su contexto, definiciones y dimensiones. En O. Vargas (eds.). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Bogotá: Universidad Nacional.
- Vargas, W. and Ramírez, W. 2014. Restauración del Bosque Seco Tropical. En: C. Pizano and H. García, *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt, 2014.
- Vieira, D.L.M., Scariot, A., 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11–20.
- Villareal, H., Alvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A.M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de

biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia 236 p.

Walters, C.J., Holling, C.S. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71(6): 2060-2068.

Walz, U., Syrbe, R.U. 2013. Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators* 1–5.

Wiens, J. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 7: 81–120.