

**ANÁLISIS DE VULNERABILIDAD DE LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS
APLICADO A LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA)
EN COLOMBIA**

IVÁN ROBERTO PÉREZ VIZCAÍNO

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS
INSTITUTO DE ESTUDIOS AMBIENTALES
BOGOTÁ, 2010**

**ANÁLISIS DE VULNERABILIDAD DE LOS SISTEMAS
BIOLÓGICOS APLICADO A LA EVALUACIÓN DE IMPACTO
AMBIENTAL (EIA) EN COLOMBIA**

**TRABAJO PARA OPTAR AL TÍTULO
DE MAGISTER EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO**

IVÁN ROBERTO PÉREZ VIZCAÍNO

**DIRECTOR
JOSÉ JAVIER TORO CALDERÓN
Profesor Asociado**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS
INSTITUTO DE ESTUDIOS AMBIENTALES
BOGOTÁ, 2010**

Titulo: Análisis de vulnerabilidad de los sistemas biológicos aplicado a la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) en Colombia.

Title: Vulnerability analysis of biological systems applied in Environmental Impact Assessment (EIA) in Colombia.

RESUMEN: La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) es una herramienta que busca hacer posible el desarrollo de proyectos, obras o actividades de manera armónica con el ambiente del sitio donde se efectúa. Sin embargo en Colombia no existen metodologías claramente definidas para la evaluación y valoración de impactos, y es potestad del evaluador la escogencia de la misma, lo que añade subjetividad a la EIA. Con base en la propuesta de modificación de la metodología cualitativa propuesta por Toro (2009) este trabajo define un marco lógico para la incorporación de la vulnerabilidad de los sistemas biológicos en la EIA como método para reducir la subjetividad de la evaluación y reconocer las particularidades regionales de un país tan biodiverso como Colombia. Se establecen factores ambientales y se desarrollan indicadores prácticos utilizando la información disponible en el Sistema de Información Ambiental (SIA).

ABSTRACT: The environmental Impact Assessment (EIA) is a management tool with the objective to make possible the develop of projects, construction works or activities in harmony with the environment. However in Colombia does not exist a clearly defined methodology for impact evaluation and assessment. The methodology is choose by the evaluator adding subjectivity to the EIA. This paper defines a logic framework for incorporation of vulnerability of the biological systems based on Toro's (2009) modification proposal of qualitative methodology as a method for reducing subjectivity in impact assessment, and to validate the regional particularities of a very diverse country as Colombia. It is established environmental factors and practical indicators are develops using the information available in the Environmental Information System of Colombia (SIA).

Palabras Clave: EIA, Vulnerabilidad, Factores ambientales, Sistemas biológicos.

Key Words: EIA, Vulnerability, Environmental factors, Biological systems.

Director del Trabajo: _____
José Javier Toro Calderón
Profesor asociado

Autor: Iván Roberto Pérez Vizcaíno, 1983.

Agradecimientos

A José Javier Toro por su acertada y paciente guía.

A Yenis Vizcaíno por su fe incondicional.

A Fabiola Rodríguez por su constante apoyo.

A mis compañeros y amigos por el valioso aprendizaje y momentos de alegría.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	11
2. ANTECEDENTES	13
2.1. Problemas en la EIA	14
2.2. Propuestas para solucionar las limitaciones de la EIA.....	17
3. MARCO TEÓRICO.....	20
3.1. La necesidad de un nuevo paradigma para la evaluación de impacto ambiental....	20
3.1.1. El concepto de Ecosistema.....	21
3.1.2. La Vulnerabilidad	25
3.1.2.1. La vulnerabilidad para sistemas biológicos.....	28
3.2. La sostenibilidad como objetivo de la EIA	32
3.2.1. El sentido antropocentrista de la sostenibilidad.....	34
3.3. El valor de los Servicios Ecosistémicos en este enfoque	35
3.3.1. Biodiversidad y su relación con los servicios ecosistémicos.....	38
3.4. Propiedades de los ecosistemas e indicadores.....	39
3.5. Definición del umbral de valoración de un factor ambiental en términos de servicios ecosistémicos.....	42
4. METODOLOGÍA	45
4.1. Metodología general	45
4.2. Selección de factores ambientales relevantes para el estudio	46
4.3. Selección de indicadores y umbrales de vulnerabilidad.....	48
4.4. Ejercicio de aplicación de la metodología	48
4.4.1. Descripción de las zonas de estudio.....	49
4.5. Aplicación de indicadores de vulnerabilidad	51
4.6. Cálculo de la importancia de los impactos	51
4.6.1. Cálculo de la importancia de tradicional del proyecto (ImpPro).....	52
4.6.2. Cálculo de la importancia de la actividad (ImpAct)	55
4.6.3. Cálculo de la importancia de la vulnerabilidad (ImpVul)	55
4.7. Ejercicio de reducción de la subjetividad por parte del evaluador.....	56
5. RESULTADOS.....	58
5.1. Factores ambientales usados en la EIA	58

5.2.	Valoraciones de los factores.....	67
5.3.	Propuesta de indicadores de vulnerabilidad	71
5.3.1.	Fragilidad visual.....	71
5.3.2.	Presencia de objetos prioritarios para la conservación (OPC).....	75
5.3.3.	Área de ecosistemas remantes (AER).....	76
5.3.4.	Presencia de especies de plantas en peligro o vulnerables.....	78
5.3.5.	Distribución de especies animales prioritarias para la conservación, en peligro o vulnerables	79
5.3.6.	Índice BMWP/ Colombia para la evaluación de la calidad del agua	80
5.3.7.	Capacidad agrológica del suelo	81
5.3.8.	Susceptibilidad a la desertificación.....	82
5.3.9.	Conservación de cuencas.....	83
5.3.10.	Producción de CO ₂ estimada de acuerdo al consumo de combustibles (PE-CO ₂)	84
5.3.11.	Métricas del paisaje.....	85
5.4.	Aplicación de la metodología propuesta.....	86
5.4.1.	Resultados del cálculo de vulnerabilidad.....	86
5.4.1.1.	Evaluación de indicadores	86
5.4.2.	Cálculo de la importancia de los impactos	91
5.4.3.	Efecto de la subjetividad del evaluador.....	93
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	97
7.	BIBLIOGRAFÍA.....	99

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Relación entre servicios ecosistémicos y bienestar humano.....	37
Figura 2. Indicadores de Servicios Ecosistémicos	38
Figura 3. Diagrama de flujo metodológico	46
Figura 4. Ubicación de las zonas de estudio	49
Figura 5. Comparación de zonas según la vulnerabilidad de sus factores ambientales.....	90
Figura 6. Comparación de metodologías zona Puerto Wilches.....	92
Figura 7. Comparación de tipos de impacto por zona incluyendo la vulnerabilidad.	93
Figura 8. Reducción de la subjetividad del evaluador para la Hoya del Río Suarez..	94

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Indicadores de integridad ecosistémica	31
Tabla 2. Escala de calificación de la importancia del proyecto (ImpPro)	54
Tabla 3. Tratamientos de reducción de subjetividad	56
Tabla 4. Medidas de centralidad los factores analizados	69
Tabla 5. Propuesta de factores ambientales	70
Tabla 6. Propuesta de indicadores de vulnerabilidad	72
Tabla 7. Calificación de la Fragilidad Visual	74
Tabla 8. Calificación de la vulnerabilidad por presencia de OPC	76
Tabla 9. Propuesta de sostenibilidad de acuerdo a la cobertura según Márquez (2001)	77
Tabla 10. Calificación de la vulnerabilidad por el área de ecosistemas remanentes	77
Tabla 11. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la presencia de especies de plantas en peligro	78
Tabla 12. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la presencia de especies animales prioritarias para la conservación	79
Tabla 13. Clases de calidad de agua BMWP/Col	80
Tabla 14. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a las comunidades de macroinvertebrados acuáticos	81
Tabla 15. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la capacidad agrológica del suelo	81
Tabla 16. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a susceptibilidad a la desertificación	82
Tabla 17. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la conservación de cuencas	83
Tabla 18. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo al tamaño de fragmento	86
Tabla 19. Test de rangos múltiples para la calificación de los impactos	95
Tabla 20. Test de rangos múltiples para impactos críticos	95
Tabla 21. Test de rangos múltiples para impactos severos	95
Tabla 22. Test de rangos múltiples para impactos moderados	96
Tabla 23. Test de rangos múltiples para impactos irrelevantes	96

1. INTRODUCCIÓN

La subjetividad es un fenómeno inherente al ser humano y hace parte integral del proceso de toma de decisiones (Ravitch, 1989). Por lo tanto se encuentra inmersa dentro del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) de manera estructural (Pastakia y Jensen, 1998).

Se entiende a la subjetividad como una propiedad de las percepciones, argumentos y lenguaje basada en el punto de vista del sujeto, y por tanto influida por los intereses y deseos particulares del sujeto (Vega, 2005). Vista de esta forma la subjetividad es inevitable en el proceso de EIA debido a que del evaluador juega un papel fundamental en los resultados dicho proceso. Consecuentemente los valores, actitudes, experiencia y tendencias políticas del evaluador son igualmente determinantes (Wilkins, 2003).

Por tratarse de herramienta eminentemente participativa (Glasson *et al.* 2005), la EIA requiere la interacción de diferentes tipos de actores sociales e institucionales. Por tal razón un cierto grado de subjetividad es deseable dentro del proceso de EIA para fortalecer y legitimar las decisiones tomadas por medio de la incorporación de los valores y deseos de los actores involucrados (Wilkins, 2003).

Sin embargo debido al marco normativo colombiano, en el cual se le otorga al evaluador libertad en la escogencia y modificación de las metodologías para la evaluación y valoración de los impactos (Toro, 2009), la EIA en Colombia presenta un alto grado de subjetividad que dificulta el proceso en lugar de reforzarlo.

Para reducir la subjetividad y garantizar que los objetivos de la EIA sean alcanzados es necesario que los criterios y métodos de la misma sean unificados. También es conocido que Las metodologías para la valoración de los impactos, que incluyen la vulnerabilidad, tienen por lo general menos subjetividad que aquellas que no la incluyen (Kværner *et al.*, 2006).

Con base en lo anterior esta investigación pretende realizar un aporte metodológico para reducir la subjetividad en el proceso de EIA en Colombia, dicho aporte

se basa en la propuesta de modificación de la metodología cualitativa realizada por Toro (2009) en la cual se incluye la vulnerabilidad dentro en el cálculo de la importancia de los impactos.

Este aporte se enfoca en la vulnerabilidad de los sistemas biológicos, por lo cual en primer lugar se realiza una discusión teórica acerca del valor de la vulnerabilidad y su aplicabilidad a dichos sistemas en el marco de la EIA en Colombia. Esta discusión sirve posteriormente como base para la selección de los factores e indicadores ambientales aplicables en el caso colombiano desde un punto de vista de servicios ecosistémicos. Finalmente se realiza un sencillo ejercicio de aplicación donde se plantea una reducción de la subjetividad al introducir la vulnerabilidad dentro del proceso de valoración de impactos

2. ANTECEDENTES

La evaluación de impacto ambiental (EIA) es una herramienta que busca asegurar el desarrollo sostenible a través de la evaluación de los impactos que surgen de actividades mayores (Políticas, planes, programas o proyectos) que son susceptibles de tener efectos significativos sobre el ambiente. Es una herramienta de naturaleza anticipatoria, participativa y sistemática; que se basa en información multidisciplinaria (Glasson *et al.* 2005). La EIA fue primero desarrollada de manera formal como parte del Acto Político Nacional Ambiental de 1969 (National Environmental Policy Act -NEPA) y se ha convertido en un requerimiento para más de 100 países (Canter, 1996).

La definición de EIA ha evolucionado a lo largo del tiempo. Rees (1988) la define como el conjunto de procesos y actividades desarrolladas para identificar, predecir y evaluar las posibles consecuencias de las actividades humanas. También se ha definido como el proceso que permite identificar las consecuencias probables para el ambiente geofísico, socioeconómico, la salud y el bienestar humano, de la implementación de actividades, e informar de manera previa a la comunidad de modo que pueda intervenir en la toma de decisiones relacionadas con el proyecto, obra o actividad (Wathern, 1998).

La ONU (1994) define la EIA como “el procedimiento nacional destinado a evaluar el probable impacto que una actividad propuesta tendrá en el medio ambiente”. Para Canter (2000) es todo procedimiento para la identificación y valoración de los impactos potenciales de proyectos, planes, programas o acciones relativos a los componentes físico-químicos, bióticos, culturales y socioeconómicos del entorno.

Sánchez (2002) la define como “el conjunto de metodologías o procedimientos, empleados por agentes públicos y privados para identificar y calificar los impactos probables de los proyectos de ingeniería, obras o actividades humanas de cualquier tipo, incluyendo los causados por los procesos productivos, y los productos de esa actividad”.

Para Garmendia *et al.* (2005), es “... todo procedimiento necesario para la valoración de los impactos de las distintas alternativas de un proyecto determinado, con el objetivo de seleccionar la mejor desde un punto de vista ambiental”.

Existen múltiples conceptos, sin embargo en todos ellos es común el definir la EIA como el análisis de los posibles impactos que puedan generarse por las actividades humanas y el conjunto de métodos y procedimientos para determinar dichos impactos con el fin de tomar las decisiones ambientalmente más eficientes con respecto a la realización del proyecto en cuestión (Toro, 2009).

La evaluación de impacto ambiental (EIA) en Colombia es considerada como una herramienta de gestión que busca prevenir y mitigar los impactos potenciales que las actividades o proyectos pueden generar en el medio (Toro, 2009) y los estudios de impacto ambiental como el instrumento básico para la toma de decisiones respecto a la construcción de obras y actividades que afecten significativamente el medio ambiente natural o artificial (ley 99 de 1993).

Sin embargo en Colombia no existen metodologías claramente definidas para la evaluación y valoración de impactos, y es potestad del evaluador la escogencia de la misma. De igual manera existen metodologías que no tienen en cuenta las diferencias entre áreas ecosistémicas (Toro, 2009), lo cual en un país de tan alta biodiversidad como Colombia representa una clara deficiencia, pues un mismo impacto puede manifestarse con múltiples intensidades dependiendo del tipo de ecosistema que afecte, sin contar con el aumento en la subjetividad tanto en el método de evaluación como en la escogencia del mismo.

2.1. Problemas en la EIA

Las principales críticas de la EIA son en parte, un resultado natural de los métodos utilizados. Las principales preocupaciones afirman que los juicios de la EIA son subjetivos, bien sea parcial o totalmente. Esto es consecuencia de muchos factores: La falta de línea base o datos base inadecuados; la estrecha ventana temporal para la adquisición de información y análisis de la misma; los términos de referencia provistos para los estudios; y la capacidad de los asesores de cubrir un amplio rango de temas. Incluso cuando existen datos ambientales cuantitativos disponibles, el uso general de estos datos requiere de un juicio subjetivo del posible impacto, su escala espacial y su potencial

magnitud. Es justamente la predicción de eventos lo que respalda el argumento de subjetividad en el análisis (Pastakia y Jensen, 1998, Toro *et al.*, 2010).

Una segunda mayor crítica se relaciona con la dificultad de asegurar algún grado de transparencia y objetividad en la evaluación cualitativa de impactos de proyectos, en particular en proyectos de desarrollo donde los datos pueden ser escasos y la implementación puede tomar muchos años. Las evaluaciones de impacto ambiental necesitan de ser reevaluadas con el paso del tiempo, y los datos contenidos en la evaluación deben ser escrutados y revisados a la luz de la nueva información que se pueda obtener.

Tanto los sistemas de evaluación subjetivos y descriptivos no son fácilmente sometibles a este tipo de revisión. Esto depende principalmente del grado de experticia de los asesores que hacen el estudio, la experticia de los evaluadores, y la calidad del documento (Barker y Wood, 1999).

Los valores de las personas involucradas en una evaluación de impacto ambiental (EIA) juegan un papel significativo en los resultados de la misma debido a la considerable cantidad de decisiones subjetivas en las cuales se basa la EIA. Desde el proceso de *screening*¹ hasta la toma de decisiones final, la discreción del evaluador tiene un rol prominente en la determinación metodológica y práctica de los resultados del proceso. Más aun, el rol central de predicción en la EIA hace que la subjetividad sea inevitable debido a las evaluaciones politizadas, el establecimiento de límites estrechos en la evaluación de parámetros, datos conglomerados (cuando existe exceso de información) y suposiciones simplificadas por efecto de la modelación. Las actitudes y valores de los actores involucrados en el proceso son críticas para la determinación de los resultados (Wilkins, 2003).

La influencia de los sistemas de valores personales y creencias es inevitable cuando se crea una evaluación e interpretación de experto; las creencias del experto están presentes en sus opiniones y juicios, en particular cuando no hay suficiente evidencia para un determinado fenómeno o cuando se requiere un entendimiento

¹ Screening: Es el proceso mediante el cual se toma la decisión acerca de la necesidad de realizar una evaluación de impacto ambiental para un proyecto particular (European Comission, 2001).

probabilístico del fenómeno y no se cuenta con registros de frecuencia de ocurrencia (Kontic, 2000).

La subjetividad es expuesta posteriormente en la EIA por las limitaciones científicas que conlleva por sí misma. Cualquier modelo del mundo real es una simplificación que requiere de presunciones de cómo los factores naturales y antropogénicos interactúan (Morgan, 1998)

El problema de recopilar argumentos que conlleven a una conclusión en un juicio subjetivo puede ser direccionado mediante la definición precisa de cómo debe ser llevado a cabo el juicio. Para que la subjetividad de los juicios se vuelva transparente es necesario definir de manera cuidadosa como debe realizarse el análisis y los criterios sobre los cuales se basan los juicios de los expertos. Esto requiere que los criterios para realizar los juicios y evaluaciones puedan ser identificados y aceptados en todas las formas de EIA.

Los juicios acerca de la determinación de los impactos significativos son realizados a menudo a través del proceso de EIA, iniciando desde fases tempranas de identificación de impactos hasta las etapas finales de evaluación cuando la factibilidad del proyecto es juzgado por las autoridades ambientales (Kjellerup, 1999), incrementando aún más la importancia de este elemento. A pesar de su vital rol en la EIA y en el manejo ambiental, la evaluación de significancia de los impactos es aún ampliamente considerada como uno de los elementos más difíciles y menos entendidos del proceso, principalmente debido a su subjetividad y a su alto valor (Duinker y Beanlands, 1986; Lawrence, 2007).

La subjetividad dificulta el proceso de evaluación pues la importancia de un impacto ambiental particular es frecuentemente divergente entre los diferentes actores de acuerdo con sus valores personales y actitudes (Sadler, 1996). Una solución unánime al problema es poco probable, lo cual enfatiza la necesidad de definir cuidadosamente los métodos utilizados en la evaluación y para justificar los resultados obtenidos (Sadler, 1996; Wood, 2003).

El desarrollo histórico de la EIA muestra que se han hecho un número de intentos para mejorar la calidad de los análisis alrededor de la EIA, principalmente buscando

mejorar la precisión del juicio, resultando en un amplio número de formatos para análisis en EIA (Bisset en Wathern,1998).

2.2. Propuestas para solucionar las limitaciones de la EIA

Para hacer frente a los mencionados problemas metodológicos de la (EIA) dentro del ámbito latinoamericano deben destacarse los trabajos realizados por Duarte *et al.* (2007) y Toro (2009) en los cuales mediante la implementación de nuevas técnicas matemáticas y enfoques analíticos se reduce la subjetividad dentro del proceso de EIA, y especialmente en la valoración de los impactos.

En su trabajo Duarte *et al.* (2007) proponen la incorporación de variables lingüísticas y de técnicas difusas para establecer límites más reales entre las escalas de valoración de impactos, haciendo que los juicios sean más acordes con la realidad y menos sesgados. Sin embargo este enfoque requiere de un conocimiento matemático más profundo, de la realización de algoritmos propios para cada variable y de fuentes confiables de datos cuantitativos para su aplicación, mientras que dichos algoritmos pueden por si mismos estar influenciados por la subjetividad al momento de su establecimiento.

Por su parte Toro (2009) incluye el análisis de los impactos generados por cada actividad de forma independiente en la evaluación, generando las bases para una estandarización de los posibles impactos de las actividades más relevantes dentro del país, haciendo la metodología comparable en distintos sectores económicos y zonas geográficas. Al mismo tiempo propone la inclusión de la vulnerabilidad de cada uno de los sistemas y subsistemas evaluados como una forma de incluir las peculiaridades del área de estudio.

Es en la incorporación de esta última variable donde se propone que existe una reducción de la subjetividad, pues se propone igualmente la estandarización de los parámetros para la valoración de la vulnerabilidad con base en el estado de elementos ambientales evaluados con la creación de una línea base sólida y la utilización de la normativa ambiental y de estándares internacionales para definir los niveles de calificación.

Este enfoque, aunque útil, se encuentra en etapa de desarrollo, por lo cual el análisis propuesto desde el punto de vista biológico es parcial y limitado, a lo que se suma la limitada normatividad ambiental y escasos estándares que permitan determinar las escalas de valoración de la vulnerabilidad para sistemas biológicos, esto debido especialmente a su amplia variabilidad, especificidad y difícil extrapolación.

La vulnerabilidad se constituye en una poderosa y dinámica herramienta en la evaluación de impacto ambiental (Adger, 2006). Entendida como una característica propia de cualquier sistema, factor o elemento del mismo sistema, y que adicionalmente es determinada por factores externos, permite discriminar y cuantificar la intensidad con la que un posible impacto puede afectar a un determinado factor o componente ambiental teniendo en cuenta las características propias y las particularidades del entorno en que se ve inmerso el sistema a evaluar (Kværner, *et al.* 2006).

Sin embargo la vulnerabilidad ha sido trabajada en el país principalmente en el área de las ciencias sociales (Martinez, 2005), la salud humana, la ingeniería civil (Yamín y Ruiz, 2001; Maldonado *et al.* 2007) y más recientemente en las ciencias agropecuarias (Núñez y Espinosa, 2005). En la biología ha habido valiosos esfuerzos por estudiar la vulnerabilidad de algunos grupos biológicos como las aves (Kattan, 1992), enfocándose en factores específicos tales como la rareza, o se han aplicado conceptos relacionados con la vulnerabilidad en la elaboración de planes de manejo de algunas especies o zonas específicas (Hernández-Camacho, 1992).

La mayor limitante para la aplicación de este enfoque es la falta de datos, debido a que hace falta no solo información básica detallada a diferentes escalas, sino que es necesario, en algunos casos, el conocimiento de tipo estructural y funcional de los sistemas evaluados, principalmente a nivel poblacional y de comunidades.

La presente investigación pretende subsanar esta deficiencia, basándose en la metodología de evaluación de impacto ambiental propuesta por Toro, J. (2009), haciendo un análisis de la vulnerabilidad de los sistemas biológicos a diferentes niveles, con el fin de generar herramientas que permitan reducir la subjetividad de las metodologías de EIA comúnmente utilizadas en el país y sentar un precedente metodológico que tome en

cuenta las amplia variabilidad de características locales que influyen sobre la también amplia diversidad de sistemas biológicos en Colombia.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. La necesidad de un nuevo paradigma para la evaluación de impacto ambiental

En un mundo cambiante, de múltiples teorías y de problemáticas cada vez más complejas, surge la necesidad de un nuevo paradigma de interpretación. La percepción desde la ecología profunda² reconoce la interdependencia fundamental entre todos los fenómenos, y el hecho que como individuos y como sociedades, estamos todos inmersos en los procesos cíclicos de la naturaleza (Capra, 1996). Esta noción permite el desarrollo de teorías en la que los problemas ambientales forman parte de sistemas complejos, y por lo tanto requieren de interpretaciones y soluciones igualmente complejas.

Es así como los términos “ecológico” y “ecosistémico” comienzan a ser utilizados como base de un nuevo pensamiento, una nueva metodología y una nueva gestión. Sin embargo, en medio de su uso estos términos tienden a perder su significado. Para entender si un análisis desde el concepto de vulnerabilidad puede ser aplicado a los sistemas biológicos, es necesario conocer primero que es un sistema y que diferencia a los sistemas biológicos, especialmente los ecosistemas.

Un sistema es un objeto compuesto cuyos componentes se relacionan con al menos algún otro componente; éste puede ser material o conceptual (Bunge, 1999). Un sistema entonces está compuesto por varias partes interconectadas, y como resultado de las interacciones entre sus elementos, surgen propiedades nuevas que no se pueden explicar a partir de las propiedades de los elementos aislados. Dichas propiedades se denominan propiedades emergentes.

Las propiedades emergentes no son propiedades intrínsecas de las partes del sistema, sino que solo pueden ser comprendidas en el contexto de un conjunto mayor. Por lo tanto, el pensamiento sistémico es un pensamiento contextual, y ya que la

² La ecología profunda es una rama de la filosofía ecológica en la cual el hombre se considera parte de su entorno: “*La ecología profunda no separa a los humanos ni a ninguna otra cosa del entorno natural. Ve el mundo, no como una colección de objetos aislados, sino como una red de fenómenos fundamentalmente interconectados e interdependientes*” (Capra, 1998).

explicación en términos de contexto significa la explicación en términos del entorno, podemos también afirmar que el pensamiento sistémico³ es un pensamiento medioambiental (Capra, 1998).

Una visión ecológica incluye tanto la configuración de las partes del todo, como la percepción de que el sistema está inmerso en un entorno natural y social (Capra, 1996). Esta cualidad del término “ecológico”, es aún más importante cuando hablamos de sistemas vivos, para los que las conexiones con el entorno son vitales.

El análisis de sistemas asume a los sistemas complejos como componentes interconectados con bucles de retroalimentación. Esto, en otras palabras, significa que las conexiones que tienen los componentes de un sistema son relaciones en las que cualquier acción de uno de los componente sobre otro produce una reacción sobre sí mismo, lo que permite su autorregulación. Esta afirmación coloca al sistema en un punto de equilibrio relativamente constante que puede ser discutible y dificulta el análisis ecosistémico.

3.1.1. El concepto de Ecosistema

Tansley (1935), introdujo la siguiente noción de ecosistema: “los ecosistemas... son de diverso tipo y tamaño. Constituyen una categoría dentro de los numerosos sistemas físicos del universo, desde el átomo hasta el universo”. La visión de Tansley definió el concepto de ecosistema como un elemento en la jerarquía de los sistemas físicos tal como lo son el átomo o la célula; como el sistema básico de la ecología, y como el conjunto de los organismos vivos y el medio físico (IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, Sinchi e IIAP, 2007).

Odum (1953) define al ecosistema como la unidad natural que incluye partes vivas y no vivas interactuando para producir sistemas estables en los cuales el intercambio de materiales entre las partes vivas y no vivas sigue una ruta circular, es decir que los

³ El pensamiento sistémico es un modo de pensamiento derivado de la teoría de sistemas que contempla el todo y sus partes, así como las conexiones entre éstas, con el fin de comprender el funcionamiento del sistema mismo (Capra, 1996).

ecosistemas son unidades capaces de mantenerse en equilibrio y mantener su funcionamiento.

El convenio de diversidad biológica, firmado por Colombia el 12 de junio de 1992 y adoptado mediante la ley 165 de 1994, define el ecosistema como “un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional”. Este concepto es utilizado en nuestro país en la actualidad y resalta de idea de unidad (un todo) y de interacción de las partes, siendo muy similar a la definiciones más clásicas (Secretaría del convenio de diversidad biológica [CDB], 2006).

Las tendencias más modernas (Pickett y Cadenasso, 2002) apuntan a definir los ecosistemas como un concepto multidimensional que se incluye el significado (definición), las explicaciones conceptuales (modelos) de sus procesos, así como el significado subyacente que se da a los mismos (metáfora).

Este enfoque multidimensional es el más conveniente para la presente investigación, debido a que es compatible con la definición de la legislación Colombiana (significado) en la cual se basa la EIA. También permite la explicación conceptual de procesos (modelo) y al mismo tiempo facilita la interpretación de dichos procesos de los ecosistemas como servicios (metáfora), lo que permite reconocer los modelos desde un punto de vista socialmente valioso y crucial para la definición de vulnerabilidad de este trabajo.

Actualmente el concepto de ecosistema soporta estudios que incluyen al hombre no solo como un agente externo, promotor de desbalances negativos, sino como un componente que afecta de manera reciproca todos los elementos del ecosistema.

Los sistemas biológicos, y entre estos los ecosistemas, son sistemas complejos que tienden a establecerse en estados que se consideran más o menos estables en un tiempo determinado, pues por tratarse de sistemas abiertos, con intercambios de materia y energía con sistemas externos, y están expuestos a constantes cambios. El paradigma clásico en ecología, con énfasis en estados estables, es una sugerión de sistemas

naturales como sistemas cerrados y autoregulados, con resonancia en la idea no científica de “balance natural” (O’Neill, 2001).

Como se mencionó “ecosistema” puede ser un término complejo, pero resulta ser conveniente para realizar estudios, Por un lado es un término relativamente libre de premisas que indica la interacción de organismos y factores abióticos en un área determinada; por otro lado el ecosistema es un objeto definido muy precisamente dentro de un modelo predictivo o teoría. Todo depende del tipo de estudio que se esté realizando. Así por ejemplo, para estudiar los ciclos biogeoquímicos, los ecosistemas son lugares no definidos en los que ocurren ciertos procesos; mientras que para el estudio de la ecología del paisaje los ecosistemas son unidades espaciales diferenciables con límites que pueden resultar difusos en términos reales, pero bien definidos dentro del análisis.

El concepto de ecosistema considera una unidad espacial específica. Según esto las dinámicas más significativas con las que se explican los procesos más representativos que ocurren dentro del sistema se encuentran dentro de los límites espaciales del mismo. Estos límites pueden estar abiertos al intercambio de organismos, energía y materia. Sin embargo el concepto de ecosistema asume que las interacciones y los bucles de retroalimentación necesarios para explicar las dinámicas ocurren dentro de los límites del mismo (O’Neill, 2001).

El problema con esta suposición es que la distribución espacial de las poblaciones (organismos) puede ser mucho más amplia que los límites del ecosistema; además, los procesos importantes, determinados por la dispersión externa, no pueden explicarse por medio del análisis de los procesos internos. Tal es el caso de la recuperación de zonas perturbadas, la cual está fuertemente influenciada por los sistemas adyacentes.

Los ecosistemas además no son sistemas estables, ni mucho menos estáticos. Existe un cierto grado de sustituibilidad implícito en el concepto de ecosistema dependiendo de la forma como se estudie la “estabilidad”. Un ecosistema que reciba un impacto podría considerarse recuperado si el sistema vuelve al mismo estado fisionómico y a los mismos atributos funcionales, aunque la sucesión de organismos reemplace a las especies dominantes, pues en muchos modelos de ecosistemas las variables

establecidas para el estudio son grupos funcionales o niveles tróficos en los cuales no se considera qué especie realice una función determinada (O'Neill 2001).

Esta gran variabilidad de los ecosistemas permite hacer una pregunta crucial, que es especialmente importante si se espera determinar un impacto ambiental sobre un ecosistema: ¿Los ecosistemas mueren?

Si un ecosistema cambia, como por ejemplo un lago que sufre un proceso de eutrofización, puede considerarse simplemente como el mismo ecosistema bajo una condición alterada o de estrés, siempre y cuando se considere al ecosistema como un sistema funcional enmarcado en un área determinada. Sin embargo si el mismo ecosistema es considerado como tal de acuerdo a su composición de especies, entonces el ecosistema original (lago oligotrófico) ha muerto y ha sido reemplazado por uno nuevo.

La relación entre estabilidad y biodiversidad es cuestionable (Huston, 1994). La probabilidad de que un ecosistema se recupere con un listado de especies idéntico al original depende de qué tan largo sea el listado. Si la estabilidad se valora de acuerdo a esto, entonces un ecosistema poco diverso, como la tundra, podría ser más estable que un ecosistema más diverso, como el bosque tropical, pues en caso de una perturbación la tundra se recuperaría eventualmente con las mismas especies, mientras que el bosque tropical difícilmente llegaría a conformar un ensamblaje de especies igual al original.

De acuerdo al registro de polen, las especies responden de forma individual a las condiciones de cambio ambiental (Davis, 1976). Diferentes especies se mueven fuera o dentro de un área basadas en sus respuestas individuales a la temperatura y otros cambios. Como resultado de esto las comunidades de organismos no se mueven como una unidad, y la colección de organismos que interactúan en un determinado área se encuentra en continuo cambio. Por lo tanto el ecosistema es una entidad inestable, o visto desde un punto de vista radical "si el ecosistema se define por las especies que lo conforman, entonces no existe tal cosa como un ecosistema y jamás lo habrá" (O'Neill, 2001).

La estabilidad de un ecosistema es un concepto que no puede ser definido de forma independiente a la escala. Esto es especialmente relevante cuando se considera el

espectro completo espaciotemporal de perturbaciones, pues en un largo periodo de tiempo podrán ocurrir suficientes perturbaciones como para sobrepasar la capacidad de autorregulación del ecosistema. A escala humana (un periodo de vida menor a 100 años) un ecosistema puede ser más o menos estable dependiendo principalmente de la propia influencia del ser humano; mientras que a escala geológica los ecosistemas son altamente variables.

Por otro lado, refiriéndose a la escala espacial, un ecosistema pequeño sometido a perturbaciones similares a las que se somete uno de mayor tamaño, será menos estable debido a que podrá mantenerse por sí mismo durante un periodo menor. Igualmente sucederá con dos ecosistemas de tamaño y características similares, pero sometidos a perturbaciones diferentes; el ecosistema sometido al ambiente más adverso será el menos estable.

Resulta difícil definir un ecosistema en forma práctica, y más aun el delimitarlo no solo espacial sino temporalmente. Debido a que un ecosistema puede definirse por su composición de especies y las comunidades que lo conforman, y al mismo tiempo por las relaciones y los grupos funcionales que se dan dentro de él. No es posible determinar hasta qué punto el ecosistema en estudio sigue siendo el mismo. En estos términos ¿cómo podría definirse entonces la vulnerabilidad de un ecosistema?

3.1.2. La Vulnerabilidad

La vulnerabilidad es un concepto derivado de las ciencias sociales, utilizado ampliamente en el estudio de riesgos y desastres naturales. Se entiende como las características de una persona o grupo de personas en términos de su capacidad para anticiparse, hacer frente, resistir o recuperarse de un impacto o desastre natural o antrópico (Schneiderbauer y Ehlich, 2004). Entendida de esta forma, la vulnerabilidad puede estar conformada por múltiples factores institucionales, políticos, económicos y socioculturales, no solo físicos, ni mucho menos independientes del medio.

El concepto ha sido modificado, ampliándose para abarcar una mayor escala y tener aplicación en las ciencias ambientales. Así Luers *et al.* (2003) definen la

vulnerabilidad como el grado en el que sistemas humanos y ambientales pueden experimentar daños debidos a una perturbación o estrés.

La vulnerabilidad también se ha definido como el potencial para la pérdida, y ha sido entendida como un fenómeno externo de perturbaciones a las que es expuesto el sistema, e interno que representa la habilidad o carencia de habilidad para responder adecuadamente y recuperarse de disturbios o eventos estresantes externos (Luers *et al.*, 2003). En este aspecto se han identificado componentes críticos de la vulnerabilidad como exposición a estresores, capacidad de anticipación y de enfrentar los estreses, resistencia y recuperación ante peligros naturales y las consecuencias del estrés.

A pesar de que diferentes disciplinas se refieren a la vulnerabilidad de diversas maneras, el concepto expresa cómo el ambiente natural y humano pueden responder a eventos externos, y como un sistema, subsistema o componente del sistema puede experimentar un impacto debido a la exposición, perturbación o una situación estresante (Turner *et al.*, 2003). Algunas aproximaciones de la aplicación del análisis de vulnerabilidad se muestran en los “síndromes de degradación”, indicadores complejos, modelos integrados, y técnicas de simulación.

Un enfoque limitado a perturbaciones y estresores es insuficiente para entender el impacto en la respuesta del sistema afectado o sus componentes. Esto es visible en los modelos más usados que incluyen el análisis de vulnerabilidad en forma reducida: el modelo amenaza-riesgo y el modelo presión-emisión (respuesta).

La vulnerabilidad también es definida como una función de la exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación, que se manifiestan dentro de las interacciones de los sistemas sociales y ecológicos (Turner *et al.*, 2003). Otros conceptos ecológicos como estabilidad, resiliencia, resistencia, persistencia y capacidad adaptativa que se utilizan en la literatura relacionada con la vulnerabilidad, son usados ampliamente en las ciencias sociales y naturales, no solo con diferentes enfoques sino con diferentes significados. Sin embargo una asociación directa de estos términos en el sentido estrictamente ecológico se dificulta debido a la complejidad de los conceptos, en sí mismos.

En ecología la resiliencia fue definida por Holling (1973) como “la medida de la persistencia del sistema y su habilidad para absorber cambios y perturbaciones, y continuar manteniendo la misma relación entre poblaciones y variables de estado”. Es decir la capacidad del sistema de continuar con una misma estructura y funcionalidad a pesar de las perturbaciones.

La resiliencia es la capacidad del sistema para volver a un estado de referencia después de una perturbación, y la capacidad del sistema de mantener ciertas estructuras y funciones a pesar de la perturbación. Ya que el ecosistema se considera como un sistema dinámico en continua evolución y cambio, la resiliencia se evalúa generalmente en términos de la cantidad de cambio que puede sobrellevar el ecosistema y seguir teniendo una misma configuración de estados naturales o deseables.

La vulnerabilidad al igual que la resiliencia es conceptuada como una característica del sistema que es específica a un tipo de perturbación; un sistema es vulnerable a ciertas perturbaciones y no a otras. La vulnerabilidad hace referencia a la capacidad para preservar la estructura del sistema, mientras que resiliencia se refiere a la capacidad de recuperarse de cambios no estructurales en la dinámica. Sin embargo en la práctica es difícil distinguir cuándo se trata de un cambio estructural, entendiendo estructura en términos de composición y grupos funcionales.

Exposición y sensibilidad son otros conceptos empleados con regularidad. Exposición es el grado, duración o extensión en la que un sistema es expuesto o sujeto a una perturbación, mientras que sensibilidad es el grado en el que un sistema es afectado benéfico o adversamente por un estímulo determinado (De Chazal *et al.* 2008). Éste último concepto es muy similar al concepto de impacto ambiental. Sin embargo para Gallopín (2006) sensibilidad es el grado en el que un sistema es modificado o afectado por una perturbación interna o externa, no solo por efecto de una actividad.

Conceptualmente puede entenderse la sensibilidad como la suma de transformación del sistema por unidad de perturbación. Vista desde el punto de vista de la evaluación de impacto ambiental, la sensibilidad de un sistema es la medida en la que es impactado.

La capacidad de respuesta o capacidad adaptativa hace parte de la resiliencia de un sistema y se refiere a las adaptaciones de la reestructuración del sistema después de una perturbación. La capacidad adaptativa es la habilidad del sistema de ajustarse a la perturbación, moderar el daño potencial, aprovechar las oportunidades y lidiar con las consecuencias de la transformación que ha ocurrido. La capacidad de respuesta es claramente un atributo del sistema que existe antes de la perturbación.

La capacidad adaptativa o adaptabilidad fue definida inicialmente en biología como la capacidad para adaptarse (Gallopín 2006). No es una cualidad genérica, sino que depende de un ambiente o un rango de ambientes. Un individuo, especie o sistema puede estar mejor adaptado que otro incluso en la ausencia de una perturbación o cambio, esto debido a la evolución natural de todo sistema.

Dada la complejidad de los sistemas biológicos en sí mismos, así como la complejidad de los conceptos relacionados con la vulnerabilidad, es necesario entender en qué podría traducirse la vulnerabilidad de los sistemas biológicos y cómo esta vulnerabilidad podría asociarse a la evaluación de impacto ambiental.

3.1.2.1. La vulnerabilidad para sistemas biológicos

La vulnerabilidad de los sistemas humano-ambientales es uno de los elementos centrales de la investigación en sustentabilidad (Turner *et al.*, 2003). Se han realizado acercamientos al análisis de la vulnerabilidad de los sistemas biológicos a partir de conceptos como el de fragilidad y estabilidad.

A nivel de especies un concepto que puede ser utilizado para determinar la vulnerabilidad puede ser la rareza de la especie (Kattan, G. 1992). Este concepto por si mismo incluye al menos tres factores ecológicos: la distribución geográfica, la especificidad del hábitat y el tamaño de las poblaciones, transformando el cálculo de la vulnerabilidad en una ardua tarea, que requiere además de una amplia investigación tan solo para una especie.

A nivel de especie-población la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha desarrollado una metodología ampliamente utilizada a nivel mundial

para determinar el grado de amenaza al que está sometida una especie. Ésta metodología se utiliza en Colombia para la creación de los libros rojos de especies en peligro para los diferentes grupos taxonómicos.

A nivel de comunidades ecológicas la vulnerabilidad partiría del análisis de características de diferentes poblaciones de diferentes especies, tomando en cuenta factores como susceptibilidad a la exposición, sensibilidad a un estresor particular (impacto), y potencial de recuperación de cada una de las especies.

La valoración de la vulnerabilidad a mayores niveles de organización, como un ecosistema, es un proceso complejo que requiere considerar un gran número de factores (Müller *et al.*, 2000). La vulnerabilidad a nivel ecosistémico es el conjunto de propiedades de un ecosistema que determina su potencial para ser dañado por un estresor específico (Ippolito *et al.* 2009). Es decir, la vulnerabilidad a nivel de ecosistemas hace referencia a las características funcionales y estructurales del ecosistema que pueden verse modificadas por la ocurrencia de un impacto. Sin embargo se ha estudiado la fragilidad de ecosistemas en relación a su composición de especies; tanto la fragilidad como la estabilidad de un ecosistema se han relacionado con el grado de cambio en la abundancia y composición de especies posterior a un impacto (Christer y Gunnel, 1995). A mayor cambio de composición de especies o mayores fluctuaciones poblacionales se puede considerar que el ecosistema es más frágil.

La vulnerabilidad de un hábitat representa la predisposición intrínseca de un biotopo a ser alterado por estresores naturales o antropogénicos. Para cuantificar la vulnerabilidad del hábitat se deben tener en cuenta criterios cualitativos, cambios estructurales y morfológicos alteraciones de las condiciones físicas y químicas, así como modificaciones microclimáticas (Müller, 2005).

En términos generales la vulnerabilidad puede abarcarse desde el punto de vista ecológico, pues existen las herramientas teóricas y conceptuales para realizar dicha aproximación. Sin embargo la complejidad propia de los sistemas biológicos hace necesaria una simplificación de las metodologías con el fin de realizar una aproximación práctica y aplicable al contexto nacional.

Existen diferentes alternativas que podrían evaluarse con este propósito, entre las que se encuentra la propuesta de Meynell (2005) en la que se utilizan los listados de especies en peligro como un indicador para la evaluación de impacto ambiental. Este indicador contempla una variedad de factores que permitiría incluso realizar inferencias a niveles organizacionales de mayor jerarquía.

Por su parte Gallopín (2006) ha discutido que la unidad analítica para la investigación en desarrollo sostenible son los sistemas socio-ecológicos (SSE). Los SSE son sistemas que incluyen subsistemas sociales y ecológicos en mutua interacción.

Las interacciones humanas con los ecosistemas son inherentemente dinámicas y complejas (Folke *et al.*, 1997). Estas interacciones van desde los relativamente bajos impactos de los grupos móviles de cazadores-recolectores, hasta el completo reemplazamiento de los ecosistemas preexistentes por asentamientos y edificaciones.

La densidad de población es un indicador útil de las interacciones humanas con los ecosistemas. Un incremento en la densidad se ha considerado desde hace tiempo como causa y consecuencia de la modificación de los ecosistemas para producir comida y satisfacer otras necesidades. Al respecto Márquez (2001) trabaja el área de ecosistemas remanentes como indicador de sostenibilidad e introduce a la población y las transformaciones como uno de los principales elementos en la transformación de los ecosistemas en Colombia.

La densidad poblacional permite inferir en qué circunstancias el hombre es un agente de transformación de forma leve, y cuándo se transforma en un componente substancial de los ciclos biogeoquímicos y otros procesos del ecosistema.

Las formas más básicas de interacción hombre-naturaleza están asociados con diferencias en la densidad de población, incluyendo forrajeo (<1 habitante/Km²), rotación (>10 habitantes/Km²), y cultivo permanente (>100 habitantes/Km²). Poblaciones con una densidad mayor a 2500 habitantes/Km² se cree que no son sostenibles por la agricultura tradicional de subsistencia (Ellis y Ramankutty, 2008).

La agricultura industrial, así como las nuevas formas de transporte han facilitado el desarrollo de nuevas formas de interacción con los ecosistemas debido a la creación de

nuevos patrones de distribución con interacciones más complejas. Sin embargo la densidad poblacional sigue siendo un buen indicador de la intensidad de las interacciones hombre-ecosistemas en un lugar específico.

Otro enfoque similar a la vulnerabilidad ecosistémica es el desarrollado por Müller *et al.* (2000), quienes propone ocho propiedades de los ecosistemas como elementos básicos que indican la integridad ecosistémica (Ver Tabla 1).

Tabla 1. Indicadores de integridad ecosistémica

PROPIEDAD	CONCEPTO	INDICADORES
Optimización de captura de exergía ⁴	Capacidad de los ecosistemas de aumentar la entrada de energía utilizable, la cual aumenta con la maduración del ecosistema.	<ul style="list-style-type: none"> • Índices de área foliar • Capacidad fotosintética • Balances de radiación
Optimización de almacenamiento de energía y nutrientes	Respuesta de los ecosistemas ante disturbios en la que se tiende a canalizar energía en diferentes tipos de almacenamiento.	<ul style="list-style-type: none"> • Cultivos en pie • Fracciones de biomasa • Materia orgánica en suelo • Almacenamiento de nutrientes en suelo, sedimentos y biota • Tiempos de residencia de la exergía importada
Reducción de la pérdida de nutrientes escasos	Tendencia de los ecosistemas naturales de reducir la pérdida de nutrientes debido al aumento de la complejidad y el flujo interno de energía.	<ul style="list-style-type: none"> • Tasas de filtrado • Pérdida de materia por vaporización, erosión y escorrentía
Optimización de procesos de ciclado y densidades de flujo	Los ecosistemas optimizan el ciclado de energía como consecuencia del aumento en diversidad y complejidad.	<ul style="list-style-type: none"> • Número, longitud y complejidad de ciclos y redes • Índices de ciclos • Tiempos de residencia • Tasas de mineralización • Actividad microbiana • Diversidad de flujo
Optimización de eficiencias funcionales	La optimización del ciclado, almacenamiento, captura de energía, entre otras, modifican las tasas de entrada y salida, cambiando los costos metabólicos	<ul style="list-style-type: none"> • Coeficientes de Producción/biomasa, producción/respiración • ascendencia⁵

⁴ La exergía se ha definido como el trabajo teórico máximo que puede obtenerse del sistema combinado formado por el sistema cerrado más el ambiente al evolucionar desde un estado determinado hasta su estado muerto por su interacción con el ambiente (Moran y Shapiro, 2004).

⁵ La ascendencia es un atributo cuantitativo de los ecosistemas, definido como una función de la red trófica del ecosistema. Puede entenderse como la habilidad de un ecosistema para prevalecer sobre un disturbio en virtud de su organización y tamaño.

Continuación Tabla 1

PROPIEDAD	CONCEPTO	INDICADORES
Optimización de la respiración	Debido al aumento de biomasa y el alto número de interacciones, se incrementa la actividad metabólica en ecosistemas en desarrollo	<ul style="list-style-type: none"> • Producción de calor • Producción de CO₂
Optimización de la transpiración	La transpiración representa una ruta para deshacerse de la entropía del sistema, es un subproceso importante en la regulación de la temperatura y soporta la mayoría de los ciclos de nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> • Evapotranspiración
Optimización de la heterogeneidad	La heterogeneidad representa estructura del sistema	<ul style="list-style-type: none"> • Medidas de diversidad • Medidas de patrones abióticos

Fuente: Elaboración propia con información de Müller *et al.* (2000).

Esta variedad de enfoques del problema da sustento metodológico a la vulnerabilidad dentro de los sistemas biológicos. Sin embargo aún resulta difusa la aplicabilidad de éste concepto en el marco de la EIA, debido a que se dejan abiertas dos preguntas cruciales ¿Cuáles son los factores o componentes de los sistemas biológicos que deben tomarse en cuenta en la EIA?, y ¿Con base en qué criterio se pueden determinar los umbrales para clasificar el grado de vulnerabilidad de los sistemas biológicos?

3.2. La sostenibilidad como objetivo de la EIA

Teniendo en cuenta la complejidad de los sistemas biológicos, y lo intrincado de sus interacciones ¿Cuáles son los factores ambientales que deben tomarse en cuenta para la EIA del componente biológico?, y más aún dada la naturaleza variable y su constante evolución ¿Cómo pueden determinarse los umbrales de vulnerabilidad en términos de sistemas biológicos?, estas preguntas resultan de vital importancia y requieren de un análisis detallado con el fin de determinar la mejor solución aplicable dentro del entorno colombiano.

En términos generales la EIA se constituye en un sistema de procedimientos de análisis y estimación de los impactos generados en la interacción de las actividades antrópicas y el ambiente, con el objetivo de tomar decisiones sobre el proyecto, obra o actividad (Toro, 2009). Estas decisiones en últimas apuntan a que el proyecto, obra o

actividad se desarrolle de forma sostenible. La EIA es un conjunto de procedimientos que buscan garantizar la sostenibilidad del proyecto, obra o actividad.

En ecología la sostenibilidad se describe como la forma en la que los sistemas biológicos se mantienen diversos y productivos con el transcurso del tiempo. Este concepto hace referencia al equilibrio de una especie con los recursos de su entorno. Por extensión se ha aplicado a la explotación de un recurso por debajo del límite de renovación del mismo. Desde un punto de vista humano y según el concepto más clásico de sostenibilidad, surgido desde el informe Brundtland en 1987, la sostenibilidad consiste en satisfacer las necesidades de la actual generación sin sacrificar la capacidad de futuras generaciones de satisfacer sus propias necesidades.

El concepto se ha extendido añadiendo no solo el factor temporal, sino espacial al entender la globalidad de los problemas ambientales: *“la sostenibilidad es la característica o estado según el cual pueden satisfacerse las necesidades de la población actual y local sin comprometer la capacidad de generaciones futuras o de poblaciones de otras regiones de satisfacer sus necesidades”* (MEA, 2005).

El término inicialmente ecológico ha adquirido un significado netamente humano al punto que la sostenibilidad de un ecosistema hace referencia al uso que los humanos hacemos de un ecosistema, de forma que este produzca un beneficio continuo para las generaciones actuales, siempre que se mantenga su potencial para satisfacer las necesidades y aspiraciones de las generaciones futuras.

El estudio de la sostenibilidad tiene entonces por centro al sistema económico, y plantea que este sistema se debe contemplar como un subsistema dependiente y abierto que intercambia flujos de energía y materia con los ecosistemas. De esta forma se incorporan al análisis no solo los límites biofísicos, sino también leyes universales como la entropía y consecuentemente la irreversibilidad o imposibilidad de regresar a estadios anteriores.

A pesar de que la sostenibilidad como concepto y teoría ha evolucionado incluyendo en su estudio el análisis desde el punto de vista físico y biológico, mejorando en términos metodológicos, así como en sus lineamientos filosóficos, su objetivo central

sigue siendo el mismo inicialmente planteado: garantizar una funcionalidad de los sistemas a través del tiempo para el desarrollo de las generaciones futuras. Resulta lógico que de la misma forma que la sostenibilidad busque garantizar el sustento de la humanidad, la EIA busque que los proyectos o actividades puedan llevarse a cabo sin interferir con los procesos que se llevan a cabo en los sistemas socioambientales: garantizar que estos se sigan dando y puedan ser aprovechados en el futuro.

3.2.1. El sentido antropocentrista de la sostenibilidad

La sostenibilidad al igual que la EIA son construcciones netamente humanas, construidas desde una perspectiva humana y con el objetivo de mejorar las condiciones humanas; son construcciones antropocentristas. Son perspectivas intelectuales que toman como único paradigma de juicio las peculiaridades de la especie humana, mostrando un sesgo por el hecho de que el único entorno conocido es el apto para la existencia humana.

El antropocentrismo en este sentido se torna en un aspecto cultural al integrarse a la percepción de la sociedad, pues crea un escenario familiar en el cual los conceptos físicos y ecológicos, que determinan la mayoría de las interacciones de los sistemas, adquieren un sentido a través de su valor de uso para la especie humana. Esta idea aunque menos romántica resulta más eficiente desde el punto de vista pedagógico y político.

Es de esta forma que enfoques metodológicos, como el ecosistémico, se vuelven complementarios a los objetivos de la EIA y permiten en primer lugar dar sentido a los parámetros evaluados: obtener perspectivas de interpretación a los elementos que componen el entorno físico y cultural que rodean el desarrollo del proyecto, obra o actividad, así como desarrollar un método que haga comprensible y asimilable el análisis por parte de los actores involucrados, entre los que se destacan las comunidades dentro del área de influencia de proyecto, y los entes políticos y administrativos.

Los servicios ecosistémicos se convierten entonces en un marco apropiado para el desarrollo de la EIA al aportar un soporte conceptual que permite no solo su integración al entorno político en el que se desenvuelven la mayoría de proyectos, sino que sienta las

bases y límites para la introducción de la vulnerabilidad de los sistemas biológicos en la EIA. Así al entender los sistemas socio ambientales desde una perspectiva antropocentrista mediada por un enfoque de servicios ecosistémicos se puede llegar a una aplicación de la vulnerabilidad en la EIA donde el objetivo central sea la sostenibilidad de las comunidades humanas y por lo tanto son las comunidades las que resultan vulnerables ante la pérdida de servicios ecosistémicos.

Por lo tanto la vulnerabilidad de los sistemas biológicos puede ser definida dentro de la EIA como el grado en el que sistemas humanos pueden experimentar daño debido a un impacto capaz de reducir la capacidad de los sistemas biológicos para prestar servicios ecosistémicos.

3.3. El valor de los Servicios Ecosistémicos en este enfoque

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio [MEA] (2005) define los “servicios ecosistémicos” como aquellos beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas. Esos beneficios pueden ser de dos tipos: directos e indirectos. Se consideran beneficios directos los servicios de aprovisionamiento como la producción de agua y alimentos; los servicios de regulación como la regulación de las inundaciones, degradación de los suelos, desecación y salinización, plagas y enfermedades. Los beneficios indirectos se relacionan con el funcionamiento de procesos del ecosistema que genera los servicios directos; son conocidos como servicios de apoyo, y en ellos se incluye la fotosíntesis y la formación y almacenamiento de materia orgánica; el ciclo de nutrientes; la creación y asimilación del suelo y la neutralización de desechos tóxicos. Los ecosistemas también ofrecen beneficios no materiales, llamados servicios culturales como los valores estéticos y espirituales, o las oportunidades de recreación.

Los servicios ecosistémicos permiten generar una conciencia de valor de los ecosistemas en función de las posibilidades de uso y del desarrollo de los procesos que se llevan a cabo gracias a los ciclos y aporte de materia de los ecosistemas, entre los que se incluyen los procesos económicos. Bermejo (2005) replica lo equivocado del

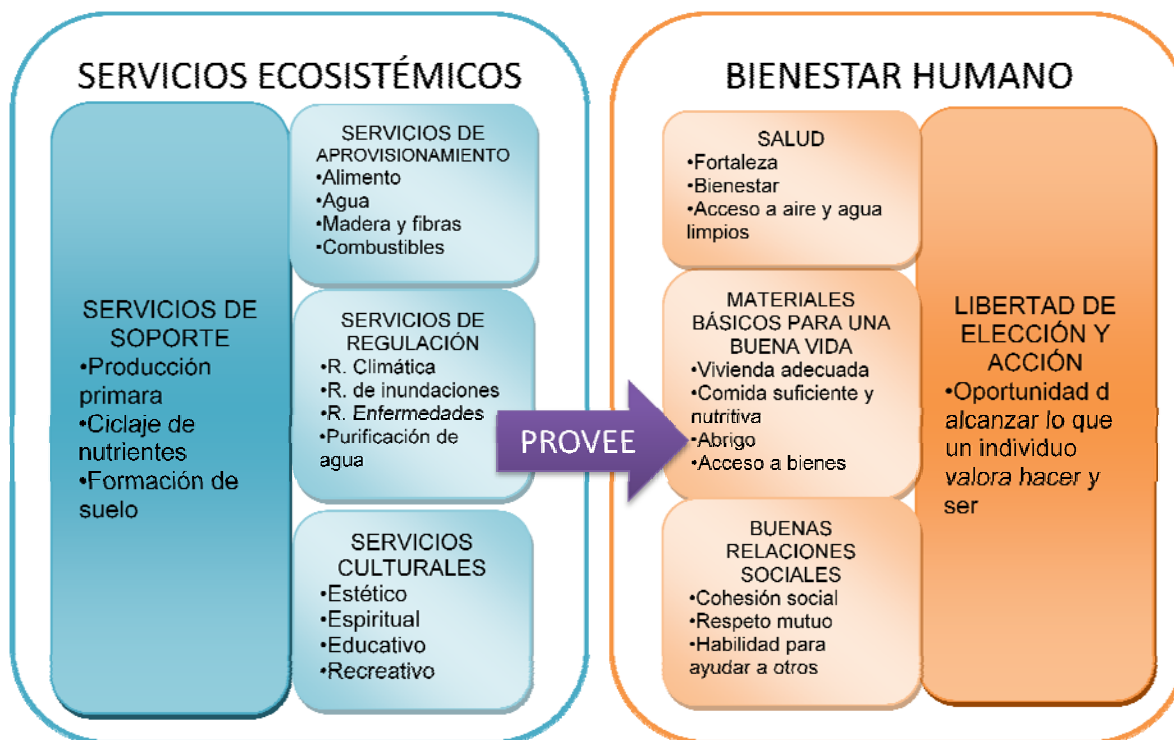
mantenimiento del enfoque de valoración crematística⁶ directa aplicado a los bienes y servicios ecosistémicos, y a los impactos ambientales, pues estos no poseen valor de mercado y al incorporarlos al sistema económico ocurre una subvaloración de los recursos naturales y se da continuidad al consumismo.

Sin embargo la aplicación del enfoque de servicios ecosistémicos no se limita a la valoración a través de la incorporación de precios de mercado. En este caso los servicios ecosistémicos no son valorados desde la economía ambiental ni desde la economía ecológica, es decir, no se asignan valores en términos monetarios ni energéticos, sino que se valoran por su capacidad de brindar bienestar y sirven como sustento de la EIA al facilitar la determinación de los factores ambientales estratégicos y sus indicadores de vulnerabilidad.

La evaluación de ecosistemas del milenio (MEA, 2005) considera que el bienestar humano consiste en cinco componentes principales: i) Los materiales básicos para una buena vida, ii) salud, iii) buenas relaciones sociales, iv) seguridad, y v) libertad de decisión y acción. El bienestar humano es el resultado de múltiples factores, gran parte de ellos relacionados directa o indirectamente con la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos, mientras que otros pueden ser independientes de estos (ver **Figura 1.**).

⁶ La crematística es definida por Aristóteles como “el arte de conseguir dinero”...es un complemento de la economía en la medida en la que permite adquirir mediante el comercio bienes y servicios (Cano *et al.* 2005). La valoración crematística hace referencia a la valoración en términos monetarios.

Figura 1. Relación entre servicios ecosistémicos y bienestar humano



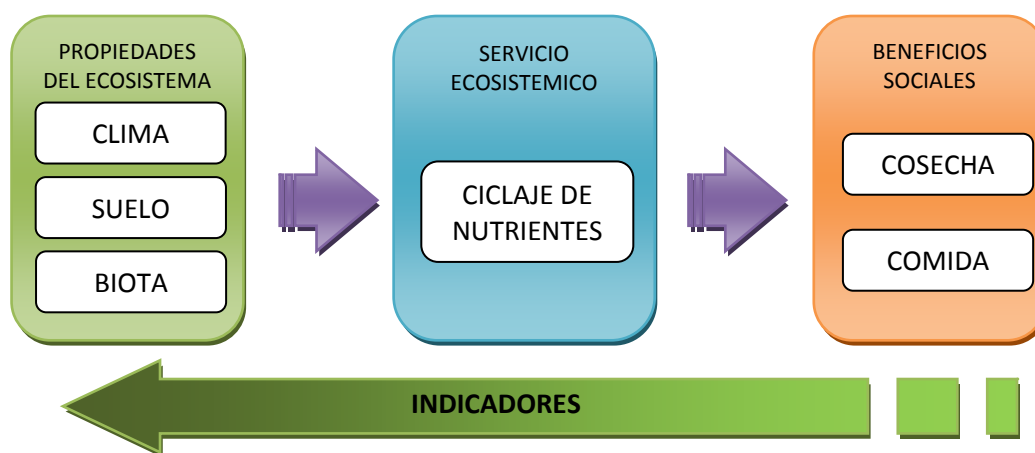
Fuente: Modificado a partir de MEA, 2005

Los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos contribuyen a hacer la vida no solo físicamente posible sino también digna de ser vivida (Constanza *et al.*, 1997). Boyd y Banzhaf (2007) proponen definir como servicios ecosistémicos únicamente aquellos procesos ecológicos que se incorporan en la producción de los productos y servicios que usa la gente, es decir, se procura separar los servicios ecosistémicos que surgen o están disponibles por la acción de la naturaleza, de los beneficios que la sociedad obtiene de ellos a partir de alguna acción o intervención específica.

Según esta definición, un servicio ecosistémico es una de muchas propiedades del ecosistema, particularmente aquella que es relevante para un beneficio en particular y para quien se beneficia de él. Tomando esto como referencia se pueden establecer una relación directa entre las propiedades de un ecosistema y los servicios ecosistémicos, y entre éstos y los beneficios para la sociedad tal como se muestra en la Figura 2.

Así, para evaluar el impacto sobre los servicios ecosistémicos se debe determinar qué propiedad o propiedades del ecosistema son las más relevantes para que produzca dicho servicio, y qué indicador puede generar una mayor información acerca de la propiedad en cuestión.

Figura 2. Indicadores de Servicios Ecosistémicos



Fuente: Quétier *et al.*, 2007.

3.3.1. Biodiversidad y su relación con los servicios ecosistémicos

La biodiversidad juega un papel importante en las funciones que proveen soporte, aprovisionamiento, regulación y servicios culturales. Esos servicios son esenciales para el bienestar humano. Sin embargo en la actualidad hay pocos estudios que relacionen cambios en la biodiversidad con cambios en el bienestar humano. Se requieren trabajos que demuestren la relación entre la biodiversidad, los servicios de regulación y soporte, y el bienestar humano, para mostrar este vital pero poco apreciado valor de la biodiversidad.

La composición de especies importa tanto o más que la riqueza de especies cuando se relaciona con los servicios ecosistémicos. El funcionamiento del ecosistema, y por lo tanto de los servicios ecosistémicos, está fuertemente influenciado en algún momento por las características de las especies más abundantes, no solo por el número de especies. La importancia relativa de una especie para el funcionamiento del ecosistema está determinada por sus características y por su abundancia relativa. Por ejemplo las características de la especie dominante o abundante de plantas son las que

determinan como el ecosistema procesa la materia y la energía, así como qué tanto vive, qué tan grande es, qué tan rápido asimila carbón y nutrientes y cómo se descomponen sus hojas, entre otras condiciones. Por lo tanto conservar o restaurar la composición de las comunidades biológicas, más que simplemente maximizar el número de especies, es crítico para mantener los servicios ecosistémicos.

La extinción local o funcional, o la reducción de poblaciones hasta el punto de no poder contribuir al funcionamiento del ecosistema pueden tener impactos dramáticos en los servicios ecosistémicos. Las extinciones locales y las extinciones funcionales han recibido una escasa atención en comparación con las extinciones globales. La pérdida de funciones del ecosistema, y de los servicios derivados de ésta ocurre tiempo antes de las extinciones globales. Cuando el funcionamiento de un sistema local ha sido llevado más allá de un cierto límite por alteraciones directas o indirectas a la biodiversidad, la pérdida de servicios ecosistémicos puede persistir por muchos años.

Cambios en las interacciones entre especies como parasitismo, depredación, competencia, etc. pueden llegar a producir alteraciones negativas largas e irreversibles a los procesos del ecosistema. Adicionalmente a las interacciones directas, el mantenimiento de los procesos ecosistémicos depende de relaciones indirectas, como por ejemplo un depredador alimentándose de un competidor dominante.

La biodiversidad a diferentes niveles puede constituirse en el principal indicador de la prestación de servicios ecosistémicos. Sin embargo su aplicación está limitada por la disponibilidad de información, pues si bien es cierto que los estudios a nivel taxonómico son los más abundantes, no tienen una cobertura total del territorio, y no son suficientes para determinar las interacciones interespecíficas, ya que no existen estudios ecológicos ni de la historia de vida de la mayoría de especies.

3.4. Propiedades de los ecosistemas e indicadores

La biodiversidad representa el fundamento de los ecosistemas, los cuales, a través de los servicios que proveen, afectan el bienestar humano. Esto incluye servicios de provisión como comida, agua, madera, leña y fibras; servicios de regulación del clima, inundaciones, enfermedades, residuos y calidad del agua; servicios culturales como

recreación, disfrute estético y bienestar espiritual; así como servicios de soporte como formación del suelo, fotosíntesis y ciclaje de nutrientes (MEA, 2005).

A pesar de las muchas herramientas y fuentes de información, la biodiversidad continua siendo difícil de cuantificar de forma precisa. Pero pocas veces son necesarias respuestas precisas para crear un entendimiento efectivo de lo que es la biodiversidad, así como de su cambio en el tiempo y el espacio, los factores responsables de dicho cambio, las consecuencias de ese cambio para los servicios ecosistémicos y el bienestar humano y las posibles opciones de respuesta o manejo. Idealmente para evaluar las condiciones y tendencias de la biodiversidad de forma global o local, es necesario medir la abundancia de todos los organismos en el espacio y el tiempo, usando indicadores taxonómicos, características funcionales y la interacción entre especies que afectan su dinámica y función. Incluso es más importante estimar el cambio de biodiversidad y no solo realizar estimados espaciales y temporales. Normalmente no es posible hacer este tipo de análisis con mucha precisión por la falta de información; incluso para los datos taxonómicos que son los más abundantes, existen incertidumbres acerca de la extensión y cambios de la diversidad taxonómica (la distribución de especies y grupos).

Hay diferentes medidas para estimar la biodiversidad. La riqueza de especies (el número de especies en un área determinada) representa una métrica sencilla pero importante que puede utilizarse como la principal medida de la biodiversidad, pero debe integrarse con otras métricas para medir completamente la diversidad.

Los indicadores ecológicos son construcciones científicas que usan datos cuantitativos para medir aspectos de la biodiversidad, condición del ecosistema, servicios, o motores de cambio, pero ningún indicador captura por si solo toda la dimensión de la biodiversidad. Los indicadores ecológicos forman un componente crítico del monitoreo, evaluación y toma de decisiones, y están diseñados para comunicar información rápida y útil para la generación de políticas. En una forma similar los indicadores económicos como el producto interno bruto (PIB) son altamente influyentes y bien entendidos por los tomadores de decisiones. Algunos indicadores ambientales, como la temperatura atmosférica promedio y la concentración de CO₂, se han vuelto ampliamente aceptados como medidas de los efectos antropogénicos en el clima global. Los indicadores

ecológicos están fundados en muchos de los mismos principios y por lo tanto acarrear ventajas y desventajas similares.

El consejo nacional de investigación de los Estados Unidos identificó tres categorías de indicadores ecológicos, ninguno de los cuales evalúa las muchas dimensiones de la biodiversidad (MEA, 2005).

- i. Extensión y estatus del ecosistema: indica la cobertura del ecosistema y sus atributos ecológicos.
- ii. Capital ecológico: dividido en material biótico bruto y material abiótico bruto, indica la cantidad de recursos disponible para la provisión de servicios.
- iii. Funcionamiento ecológico: mide el desempeño del ecosistema, la forma y la calidad con que funciona.

Se debe tener cuidado de no aplicar indicadores ecológicos para usos para los que no fueron diseñados, especialmente cuando se está evaluando la biodiversidad.

Según Turnhout *et al* (2007) un indicador ecológico efectivo debe:

- Proveer información acerca de los cambios en procesos importantes.
- Ser lo suficientemente sensible para detectar cambios importantes, pero no tanto como para que estas señales sean enmascaradas por la variabilidad natural.
- Ser capaz de detectar cambios en la escala temporal y espacial apropiada sin ser saturado por la variabilidad.
- Estar basado en modelos conceptuales del sistema en el que es aplicado que sean bien entendidos y aceptados de manera general.
- Estar basado en datos confiables que estén disponibles para calcular tendencias y que hayan sido colectados de manera confiable en un proceso adecuado.
- Estar basado en datos monitoreables.
- Ser fácilmente entendido por los administradores y generadores de políticas.
- Disponibilidad de la información.
- Ser fáciles de medir y reproducibles.

3.5. Definición del umbral de valoración de un factor ambiental en términos de servicios ecosistémicos

En primer lugar la valoración de vulnerabilidad por medio de los servicios ecosistémicos es en sí misma una valoración desde un punto de vista antropocéntrico. Al valorar la vulnerabilidad por pérdida de servicios ecosistémicos en realidad se evalúa la vulnerabilidad del sistema socio-natural (o socio-ambiental), debido a que la vulnerabilidad es de la sociedad que puede potencialmente dejar de recibir el servicio, y esta vulnerabilidad está determinada tanto por la vulnerabilidad de la sociedad como del ecosistema que provee el servicio en una mutua relación.

Un problema fundamental al utilizar los servicios ecosistémicos dentro de una escala de valoración es la definición de los umbrales en los cuales se puede valorar una vulnerabilidad alta o de un impacto crítico, pues la medida que se hace de los servicios es indirecta a través de las propiedades del ecosistema.

Se puede hacer referencia a la vulnerabilidad por la pérdida de un servicio ecosistémico cuando el ecosistema llega a un punto en el que es poco probable que pueda seguir prestando el servicio en cuestión a las comunidades que se benefician del mismo. Este punto es difícil de determinar con exactitud, pero se puede hacer una estimación con base en las leyes de potencia (Márquez, 2003) que indican de forma empírica que en sistemas complejos, una parte menor de sus elementos estructurales cumplen la mayor parte de las funciones y viceversa, esto es, la mayor parte cumple una función menor. La proporción aproximada es de un 20% de los elementos que cumple un 80% de las funciones contra un 80% de los elementos que cumple con el 20% restante.

A partir de estas leyes se plantea que en cualquier unidad ecosistémica o ambiental, estructural o funcional, es posible identificar los elementos que cumplen la mayor parte de las funciones. Estos elementos son fundamentales para el mantenimiento de las funciones y la prestación de bienes y servicios ecosistémicos y ambientales; por ello se los consideran estratégicos.

Este enfoque es práctico y útil especialmente cuando se habla de elementos espacializables como las coberturas de las cuencas abastecedoras; o para los elementos

relacionados con la estructura de los sistemas como la composición de especies, en la cual existen especies claves para el funcionamiento del sistema.

Sin embargo las propiedades del ecosistema están relacionadas con la regulación de procesos y no se encuentran claramente espacializadas. Una aproximación para su análisis puede ser la discriminación de atractores.

A pesar de que la idea de que los ecosistemas pueden cambiar abruptamente de un estado a otro fue propuesta hace mucho, no existía evidencia empírica que lo sustentara (Holling, 1973). Ahora existe suficiente evidencia para reconocer que existen los llamados estados alternativos en los ecosistemas. Las comunidades biológicas pueden encontrarse en estados estables (clímax) como un bosque maduro, el cual no cambia sensiblemente a lo largo del tiempo. Alguna perturbación, como sería el caso de las actividades humanas, altera a la comunidad y la saca de su estado estable. Sin embargo, cuando la presión cesa, la comunidad regresa naturalmente a su estado inicial, que por ello se conoce como “atractor”. Así, la comunidad tiene un proceso de regeneración (sucesión secundaria) que se encarga de devolver la vegetación a su estado clímax de bosque maduro.

Una alteración sumamente fuerte es equivalente a alejar al ecosistema de su estado inicial. Una vez que esto sucede no importa si se sigue llevando al ecosistema hacia su estado inicial, éste continuará desplazándose hasta llegar al nuevo atractor. A este proceso se le conoce como cambio catastrófico, pues el ecosistema llega a un nuevo estado estable, totalmente diferente del original como por ejemplo un pastizal en vez de un bosque. Además, ya no importa si se suspenden las actividades que generaron la alteración en un principio, el ecosistema no retornará a su estado inicial.

Las respuestas de un ecosistema al disturbio en la realidad es un proceso complejo que depende de las características del disturbio, pero también de las propiedades dinámicas de aquél. Puede suceder que las características de un ecosistema cambien de manera gradual como respuesta a cambios graduales de las condiciones externas a él, pero también puede ocurrir que el ecosistema se mantenga inalterado ante los cambios del entorno y repentinamente, al llegar las condiciones a algún valor umbral, el ecosistema se modifique de modo abrupto y sorpresivo (Scheffer *et al.*, 2001).

El cambio de un ecosistema de un atractor a otro determinaría una alteración tal que éste sería incapaz de prestar los servicios ecosistémicos que anteriormente prestaba. Estas “transformaciones catastróficas” (Scheffer *et al.*, 2001) tienen algunas características compartidas: i) el contraste entre estados del ecosistema se debe a desplazamientos en las dominancias relativas de organismos con formas de vida diferentes, ii) el cambio abrupto entre estados es disparado por eventos estocásticos, como incendios, condiciones climáticas extremas, o infestaciones de patógenos, iii) los ciclos retroalimentados que estabilizan a los estados alternos involucran mecanismos biológicos y físicos.

Estos cambios pueden evidenciarse en la medición de puntos de inflexión de diferentes parámetros físicos o ecológicos que determinan la calidad del ecosistema. En el numeral 5.3 de este trabajo se presenta la propuesta de indicadores de vulnerabilidad basada en los conceptos analizados en este capítulo.

4. METODOLOGÍA

4.1. Metodología general

La metodología general mediante la cual se desarrolla esta investigación está dividida en cuatro fases que se describen a continuación:

1. Revisión bibliográfica y discusión teórica: Esta es la fase inicial que continúa durante toda la investigación, en ella se realizó una búsqueda de información que sirvió como base para los análisis y se discuten los fundamentos para la definición de la vulnerabilidad. Esta información incluye los datos para la realización de los ejercicios prácticos.
2. Selección de factores ambientales del componente biótico: En esta fase se compilaron los factores ambientales del componente biótico usados comúnmente en los estudios de impacto ambiental (EslA), y se relacionaron mediante un análisis de redes con el objetivo de seleccionar aquellos factores relevantes para esta investigación.
3. Selección de indicadores de vulnerabilidad: Una vez escogidos los factores ambientales se buscaron indicadores sencillos capaces de proporcionar información sobre el estado de los factores escogidos y de su vulnerabilidad. En esta etapa se determinan los umbrales para las diferentes escalas de vulnerabilidad, para ello se utiliza el enfoque de servicios ecosistémicos explicado en el numeral 3.3. Los principales criterios de selección son la representatividad y la disponibilidad de información.
4. Ejercicio de aplicación: En esta fase se realizó un sencillo ejercicio de aplicación utilizando algunos de los indicadores propuestos con el fin de observar su comportamiento y el de la metodología para la evaluación de la importancia de los impactos propuesta por Toro (2009). También se observó el comportamiento de la metodología al falsear los datos de la evaluación, esto último con el objeto de establecer si la incorporación de la importancia de la vulnerabilidad es capaz de reducir en alguna medida la subjetividad de quien realiza la evaluación.

El esquema metodológico general se muestra en la Figura 3 y se desarrolla a continuación.

Figura 3. Diagrama de flujo metodológico

**REVISIÓN
BIBLIOGRÁFICA**

**Información
SINA**

4.2. Selección de factores ambientales relevantes para el estudio

Para reconocer la importancia de los factores a tener en cuenta se realizó un sencillo análisis de redes utilizando el software NetDraw. Se escogieron 40 factores ambientales tomados de las metodologías y referentes metodológicos más utilizados en el país. Los factores no son mutuamente excluyentes con el fin de analizar si componentes parciales o subcomponentes de indicadores más complejos pueden aportar información suficiente, por ejemplo se evaluaron los factores ambientales de cobertura vegetal, uso del suelo y hábitat para fauna como factores independientes en el análisis.

Se determinaron relaciones simples (sin pesos) con base en la información que aporta un factor con relación a otro, respondiendo la pregunta ¿tener información del factor A aporta información para inferir el factor B en términos cualitativos? Esta pregunta fue contestada con base en experiencia profesional lo que añade un cierto nivel de subjetividad al análisis. Para investigaciones posteriores se recomienda realizar este análisis dando pesos a las relaciones con base en la calidad de información que un factor pueda aportar sobre otro factor.

Una vez establecidas las relaciones construyó una matriz binaria (ver anexo 1) con la cual se construyó el grafo que se muestra en el anexo 2, donde los nodos son cada uno de los factores evaluados y los vectores son las relaciones de información entre ellos. El tamaño de los nodos representa el grado, es decir, la cantidad de relaciones que establece cada factor. Así los nodos de mayor tamaño son aquellos que aportan y reciben mayor información.

Para determinar los factores más relevantes para esta investigación se evaluó el indegree⁷ y outdegree⁸ de los nodos. El outdegree corresponde, en este caso, al número de factores de los que puede aportar información un factor determinado, por ejemplo un factor con un outdegree de 30 aporta algún tipo de información sobre 30 factores. El indegree, por el contrario, corresponde al número de factores que pueden aportar información sobre el factor evaluado, así por ejemplo un factor con un indegree de 10 cuenta con 10 factores que pueden aportar información sobre él.

Los factores escogidos para esta investigación fueron aquellos con un mayor outdegree por ser los que aportan mayor información. También se escogieron los factores con menor indegree por ser aquellos que requieren ser evaluados de manera independiente, pues no son cubiertos efectivamente con información aportada por otros factores. Otras medidas de centralidad como la cercanía entre nodos (Closeness) o el grado de mediación de los nodos (Betweenness) se muestran de manera informativa en la Tabla 4. Estas medidas no aportan información adicional debido a que las relaciones entre nodos son binarias, por tal razón no fueron tenidas en cuenta para el análisis.

⁷ El indegree se define como el número de lazos, vectores o relaciones que se dirigen hacia un nodo (en este caso a un factor ambiental).

⁸ El outdegree se define como el número de lazos, vectores o relaciones que llegan al nodo en cuestión.

4.3. Selección de indicadores y umbrales de vulnerabilidad

Los indicadores de vulnerabilidad y sus umbrales se escogieron de acuerdo con la disponibilidad de información y la representatividad del indicador con respecto a la vulnerabilidad de las comunidades humanas relacionadas con el servicio ambiental. Por ejemplo el indicador de “área de ecosistemas remanentes” se escogió con base en su representatividad para la sostenibilidad de las comunidades que dependen de dichos ecosistemas. Utilizando el enfoque de servicios ecosistémicos se afirma que son las comunidades las que son vulnerables, en este caso, ante la pérdida neta de área de ecosistemas (ver numeral 3.3), por lo tanto las zonas de mayor vulnerabilidad serán aquellas que tengan menor área de ecosistemas remanentes. Otros indicadores como la presencia de objetos prioritarios para la conservación (OPC) son complementarios a este indicador y evalúan la vulnerabilidad de acuerdo a la presencia de un tipo determinado de ecosistema y no a su extensión.

4.4. Ejercicio de aplicación de la metodología

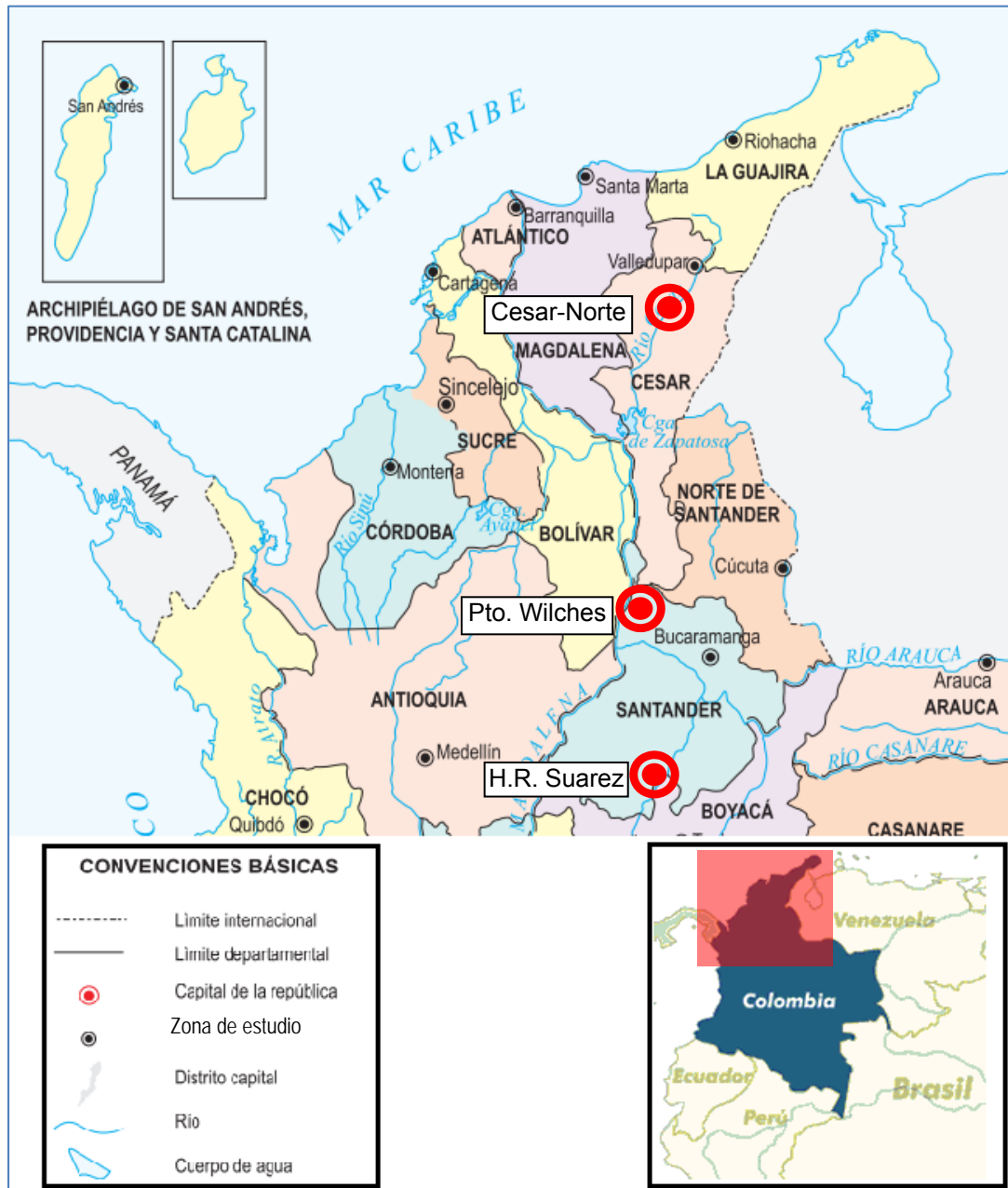
Los datos utilizados para realizar el ejercicio de aplicación se obtuvieron del estudio: “Identificación y análisis del uso, aprovechamiento y afectación de los recursos naturales renovables y el impacto causado sobre estos recursos, por la cadena de biocombustibles” realizado por el IDEAM, la Corporación Autónoma Regional de Santander (CAS) y la Corporación Autónoma Regional del Cesar (CORPOCESAR).

Estos datos tienen un carácter académico y fueron escogidos debido a que este estudio utilizó una metodología de consulta a expertos que se usa para determinar la “Importancia de la actividad” propuesta por Toro (2009) y que es explicada con mayor detalle en el numeral 4.6. Adicionalmente el estudio fue realizado en tres zonas con características sociales y biofísicas diferentes lo que permite hacer una comparación de la metodología bajo condiciones ambientales diferentes.

4.4.1. Descripción de las zonas de estudio

Las zonas de estudio corresponden a el municipio de Puerto Wilches en Santander, la zona norte del departamento del Cesar, y la Hoya del Río Suarez en Santander. Su ubicación se muestra en la Figura 4.

Figura 4. Ubicación de las zonas de estudio



Fuente: Modificado de http://190.254.22.44/mapas_de_colombia/IGAC/politicoseg.pdf

- **Cesar - Norte**

Esta zona comprende los municipios de Agustín Codazzi, Becerril, El Paso y Bosconia, los cuales corresponden a la planicie aluvial del río Cesar y los sistemas montañosos de la Sierra Nevada de Santa Marta al norte, y de la Serranía de los Motilones o Perijá al este. En el primero nacen ocho ríos principales, además de quebradas y arroyos que irrigan el Valle del Cesar y desembocan en este río, el cual a su vez fluye hacia el Complejo Cenagoso de Zapatosa y posteriormente al río Magdalena. La serranía del Perijá es de gran importancia forestal pues alberga gran diversidad florística y faunística que representa la naturaleza biótica de la región.

Esta región cuenta con suelos de alta productividad por lo que tradicionalmente se ha constituido en uno de los pilares sobre los que se sustenta el potencial económico del Departamento del Cesar, ya que en ella tienen asiento los procesos productivos más importantes que contribuyen con el desarrollo socioeconómico del departamento. Entre ellos sobresalen la ganadería, la agricultura, la agroindustria y la minería. Su economía se basa en las actividades agrícolas de cultivos de algodón y palma de aceite principalmente y ganadería, además de la explotación de minas de carbón.

- **Municipio de Puerto Wilches - Santander**

Esta zona se encuentra localizada en la parte noroeste del Departamento de Santander, a la margen derecha del río Magdalena. Hace parte del Valle del Magdalena medio, entre las confluencias de los Ríos Sogamoso y Lebrija. El municipio de Puerto Wilches tiene una extensión de 1.539,16 Km², posee un relieve de plano a ondulado con una pequeña área de colinas onduladas (4.3%). Cerca del 86% de su área total se encuentra por debajo de los 100 msnm.

El municipio se caracteriza por ser muy caluroso y húmedo, en donde su temperatura oscila entre los 25 y 40° C, con un promedio de 29°C. La precipitación media anual es de 3.104,5 mm y la precipitación media mensual es de 258,7 mm.

La principal actividad económica está concentrada en el sector primario de carácter agropecuario, con tendencia al crecimiento agroindustrial de la palma africana,

además otros cultivos como el maíz, arroz seco, sorgo y de pan coger. La porcicultura y la avicultura se presentan en menor proporción.

- **Hoya del Río Suarez – Santander**

La hoya del río Suarez en el departamento de Santander, comprende los municipios de Puente Nacional, Barbosa y Güepsa, los cuales pertenecen a la provincia de Vélez en la cuenca del río Suarez. Predominan temperaturas entre 13 y 19 °C. Pertenecen a la bioregión subandina, la cual presenta una alta tendencia a la aridez como consecuencia de la deforestación continuada en los últimos 30 años.

Su economía se basa en la elaboración de bocadillos, el azúcar, las mieles de caña, los lienzos de algodón, alpargatas, cabuyas de fique y cerámicas de arcilla.

4.5. Aplicación de indicadores de vulnerabilidad

La descripción de los indicadores de vulnerabilidad se detalla en el numeral 5.3. De estos fueron aplicados solo 7 indicadores por ser compatibles con la información encontrada en el estudio de IDEAM, CAS y CORPOCESAR lo que permitió la aplicación de la metodología completa. Los indicadores se calcularon con base en información de Calderón-Sáenz (2006), CAS (2007), Corzo *et al.* (2009), Galindo *et al.* (2008, 2009a y 2009b), García (2007), IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, Sinchi e IIAP (2007), IGAC (1997, 1980 y 2003) y UPME (2008). En cada zona se calculó un valor de vulnerabilidad para los factores evaluados que después fue convertido en un valor de importancia de vulnerabilidad según lo indicado en el numeral 4.6.3.

4.6. Cálculo de la importancia de los impactos

Según la propuesta metodológica de Toro, J. (2009) el cálculo de la importancia de los impactos se realiza de acuerdo a la Ecuación 1, en la que la importancia total del impacto (ImpTotal) es igual a la suma ponderada de la importancia del proyecto (ImpPro), la importancia de la actividad (ImpAct), y la importancia de la vulnerabilidad (ImpVul), como se muestra en la Ecuación 1.

Ecuación 1

$$\text{ImpTotal} = 0,4 \text{ ImpPro} + 0,2 \text{ ImpAct} + 0,4 \text{ ImpVul}$$

4.6.1. Cálculo de la importancia de tradicional del proyecto (ImpPro)

La importancia del proyecto (ImpPro) se calculó de acuerdo con la modificación de la ecuación de la metodología cualitativa (Ecuación 2) propuesta por Toro, J. (2009).

Ecuación 2

$$\text{ImpPro} = +/- (3I + 2EX + MO + PE + RV + SI + AC + EF + PR + RB) * PO$$

Donde **I**: Intensidad; **EX**: Extensión; **MO**: Momento; **PE**: Persistencia; **RV**: Reversibilidad; **SI**: Sinergia; **AC**: Acumulación; **EF**: Efecto; **PR**: Periodicidad; **RB**: Recuperabilidad y **PO**: Probabilidad de ocurrencia del impacto.

El significado de cada uno de los atributos es el siguiente (Conesa, 1996):

Signo. Hace alusión al carácter beneficioso (+) o perjudicial (-) de las acciones que van a interactuar con los distintos factores ambientales.

Intensidad (I). Grado de incidencia de la acción sobre el factor, en el ámbito específico que actúa. Se valora entre 1 y 12; el valor 12 expresará una destrucción total del factor en el área en la que se produce el efecto y el 1 una afección mínima. Los valores comprendidos entre esos dos términos reflejarán situaciones intermedias.

Extensión (EX). Área de influencia teórica del impacto en relación con el entorno del proyecto, expresado en relación al porcentaje del área de influencia, en que se manifiesta el impacto.

Momento (MO). Tiempo que transcurre entre la aparición de la acción y el comienzo del efecto sobre el factor considerado. Cuando el tiempo transcurrido es inmediato o menor a 1 año el MO se considera a corto plazo; si el periodo de manifestación del impacto se encuentra entre 1 a 5 años, se considera el MO a mediano plazo, y si el impacto tarda en manifestarse más de 5 años, se considera el MO a largo plazo.

Persistencia (PE). Tiempo supuesto de permanencia del efecto desde su aparición y, a partir del cual el factor ambiental afectado retornaría a las condiciones iniciales previas a la acción por medios naturales, o mediante la introducción de medidas correctoras.

Si la permanencia del impacto tiene lugar durante menos de 1 año, se considera que la acción produce un impacto fugaz; si dura entre 1 y 10 años, temporal; y si el impacto tiene una duración superior a 10 años, se considera el impacto permanente.

Reversibilidad (RV). Posibilidad de retorno en el tiempo del factor ambiental por medios naturales a las condiciones que tenía antes de la ocurrencia de la acción. Se considera a corto plazo si es menor de un año, de 1 a 5 años a mediano plazo, y si no se puede regresar a las condiciones naturales el impacto es irreversible.

Recuperabilidad (RB). Posibilidad de reconstrucción, total o parcial, del factor afectado como consecuencia del proyecto, es decir, la posibilidad de retornar a las condiciones iniciales previas a la actuación, por medio de la intervención humana (introducción de medidas correctoras). El impacto puede ser totalmente recuperable de manera inmediata o a medio plazo; lo puede ser parcialmente; mitigable; o irrecuperable.

Sinergia (SI). Este atributo contempla el reforzamiento de dos o más impactos simples cuando una acción produce múltiples impactos o cuando más de una acción actúa sobre un factor ambiental.

Acumulación (AC). Este atributo mide el incremento de la manifestación de un impacto cuando persiste reiteradamente la acción que lo genera.

Efecto (EF). Se refiere a la relación causa efecto o forma la manifestación del efecto sobre un factor como consecuencia de una acción. Un impacto puede ser de efecto directo o indirecto.

Periodicidad (PR). Este atributo se refiere a la regularidad de manifestación del impacto, bien sea de manera cíclica o recurrente (impacto periódico), de forma impredecible en el tiempo (impacto irregular), o constante (impacto continuo).

Este cálculo se realizó para cada uno de los impactos de acuerdo con la escala de valoración que se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Escala de calificación de la importancia del proyecto (ImpPro)

NATURALEZA		INTENSIDAD (I)	
Impacto beneficioso	+	Baja	1
		Media	2
Impacto Perjudicial	-	Alta	4
		Muy Alta	8
		Total	12
EXTENSIÓN (EX)		MOMENTO (MO)	
Puntual	1	Largo Plazo	1
Parcial	2	Medio Plazo	2
Extenso	4	Inmediato	4
Total Crítica	8 (+4)	Crítico	(+4)
PERSISTENCIA (PE)		REVERSIBILIDAD (RV)	
Fugaz	1	Corto Plazo	1
Temporal	2	Medio Plazo	2
Permanente	4	Irreversible	4
SINERGIA (SI)		ACUMULACIÓN (AC)	
Sin Sinergismo	1	Simple	1
Sinérgico	2	Acumulativo	4
Muy Sinérgico	4		
EFECTO (EF)		PERIODICIDAD (PR)	
Indirecto	1	Irregular o discontinuo	1
Directo	4	Periódico	2
		Continuo	4
RECUPERABILIDAD (RB)		PROBABILIDAD	
De manera inmediata	1	Improbable: 1 vez / 50 años	0,1
A medio plazo	2	Posible: 1 vez / 10 años	0,3
Mitigable	4	Bastante probable: 1 vez / 5 años	0,5
Irrecuperable	8	Probable: 1 vez / año	0,7
		Muy probable: 1 vez / mes	0,9
		Segura: De manera inmediata	1,0

Fuente: Toro, J. 2009

4.6.2. Cálculo de la importancia de la actividad (ImpAct)

La importancia de la actividad (ImpAct) se basa en la calificación del Impacto Ambiental Potencial (IAP), que corresponde al efecto negativo o positivo probable que podría generar el desarrollo del proyecto, obra o actividad sobre el medio fisicobiótico independientemente de la zona donde se ejecute.

El IAP corresponde a una categorización en la que se puede ubicar una actividad del proyecto evaluado en función de una serie de aspectos que incluyen: el tamaño; la superficie que cubre y el tipo de proceso que involucra, los cuales determinan el daño que potencialmente podría causar dicha actividad debido a su naturaleza misma sobre un factor o grupo de factores ambientales.

El IAP se estimó según el juicio de expertos. Para el caso del ejemplo que se ha utilizado se realizó una consulta a expertos que incluye a miembros de la academia, organismos estatales, consultorías y miembros del gremio de productores de palma de aceite. Los resultados fueron tomados directamente del estudio de IDEAM, CAS y CORPOCESAR (inédito) y no fueron objeto de análisis o evaluación en esta investigación. Debido al carácter subjetivo que tiene esta calificación por tratarse de una consulta, se le asigna una ponderación menor (20%) dentro de la calificación de la importancia total del impacto (ImpTotal).

4.6.3. Cálculo de la importancia de la vulnerabilidad (ImpVul)

La importancia de la vulnerabilidad se calcula asignando valores a los indicadores de vulnerabilidad previamente explicados según la siguiente escala:

- Vulnerabilidad baja: Valor de 20
- V. media-baja: Valor de 40
- V. media-alta: Valor de 80
- V. alta: valor de 100

4.7. Ejercicio de reducción de la subjetividad por parte del evaluador

Teniendo en cuenta que uno de los objetivos de la inclusión de la vulnerabilidad en la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) es la disminución de la subjetividad de los evaluadores, se realizó un ejercicio teórico mediante la modificación arbitraria de los valores de Intensidad (I) y Extensión (EX) en la calificación de la importancia del proyecto (ImpPro).

Este ejercicio se hizo para la ImpPro debido a que es la calificación de importancia genérica o tradicional, y donde se presenta el mayor grado de subjetividad. Igualmente se realizaron modificaciones en los atributos de la intensidad (I) y la extensión (EX) pues son los que mayor peso tienen en la calificación (ver Ecuación 2). Éstos son los atributos con los que comúnmente se “ajusta” la importancia de los impactos, pues los criterios de intensidad son propios de cada tipo de impacto al igual que su escala de valoración. Por su parte el criterio de extensión normalmente se reduce al área puntual o inmediata a la realización del proyecto, haciendo caso omiso a los efectos locales o regionales de la mayoría de los impactos.

Para este ejercicio se asignó un valor de 2 tanto a la intensidad como a la extensión, lo cual corresponde con una intensidad media y una extensión parcial. Ésta modificación reduce considerablemente los valores de importancia de los impactos. Los valores utilizados corresponden a la Hoya de Río Suarez.

Este ejercicio involucra dos variables: a) la reducción de la importancia tradicional del impacto y b) la inclusión de la vulnerabilidad en el cálculo de la importancia total del impacto. Cada variable cuenta con dos niveles para un total de cuatro tratamientos (ver Tabla 3).

Tabla 3. Tratamientos de reducción de subjetividad

		Aplicación de Vulnerabilidad	
		NO	SI
Reducción de Atributos	NO	T1	T3
	SI	T2	T4

Para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos del ejercicio se realizó una prueba de Kruskal-Wallis, se utilizó esta prueba no paramétrica debido a que la varianza de los tratamientos no es homogénea, y por lo tanto no es posible realizar un ANOVA. Adicionalmente se realizó una prueba de rangos múltiples para comparar la relación de los diferentes tratamientos.

5. RESULTADOS

5.1. Factores ambientales usados en la EIA

el concepto de de factor ambiental ha evolucionado, de ser una enumeración de los elementos que conforman el medio físico, se convierte en cada uno de los componentes integrales del ambiente: agua, aire, ruido, suelos, fauna, flora, paisaje, cultura, economía; y las interacciones que se presentan entre ellos. Así por ejemplo las dinámicas sociales o ecológicas son en sí mismas factores ambientales relevantes y de gran ayuda en la resolución de diversas problemáticas.

En términos de la EIA un factor ambiental se entiende como todo elemento que pueda ser potencialmente afectado de manera positiva o negativa por el proyecto, obra o actividad. Así mismo los factores ambientales constituyen entonces el conjunto de propiedades que tiene el sistema para resistir o afrontar el impacto del proyecto, y por lo tanto constituyen la base de análisis de la vulnerabilidad.

El impacto ambiental generado en un sistema dependerá en gran medida de su calidad y fragilidad ambiental. Los impactos van a ser mayores cuanto mayor sea la fragilidad del medio en el que se emplaza la nueva actividad, y esta fragilidad podrá ser evaluada de acuerdo a los factores ambientales que se escojan para el estudio

Los factores ambientales se pueden clasificar de acuerdo a los subsistemas que conforman el sistema ambiental. Generalmente se agrupan en dos: los socioeconómicos y culturales; y los físico-bióticos. Para el caso de los sistemas biológicos nos enfocaremos en los factores físicos o abióticos, y en los factores bióticos.

Un factor físico o abiótico es un factor no originado por entes bióticos, y que determina patrones y procesos biológicos, por ejemplo, la acidez del suelo, la intensidad del viento y la frecuencia de incendios (Garmendia *et al.*, 2005).

Un factor biótico es un factor originado por los seres vivos y que igualmente determina patrones y procesos biológicos (Garmendia *et al.*, 2005). Ejemplos de factores bióticos son las interacciones básicas entre especies como la competencia y el

parasitismo, o características intrínsecas de una población o especie como la viabilidad poblacional. De manera similar a lo que sucede con los factores físicos que determinan procesos biológicos, un factor biótico puede influenciar el medio físico como es el caso de la cobertura vegetal que es un factor determinante en la estabilidad de los suelos, o el crecimiento de los arrecifes coralinos que en sí mismos se constituyen en ecosistemas y son capaces de formar estructuras que incluso pueden dar paso a la formación de islas y otros ecosistemas terrestres.

Tradicionalmente las metodologías de EIA han utilizado diferentes factores biológicos en su desarrollo, bien sea ponderando su importancia o estableciéndolos dentro de un sistema de chequeo. En la mayoría de los casos estos factores son determinados por el juicio de expertos. Dependiendo de la metodología se utilizan factores de tipo genérico o específicos para el tipo de proyecto para el que fueron desarrolladas. Sin embargo sin importar su origen o propósito las metodologías tienden a generalizarse y a aplicarse en diferentes proyectos sin una debida adaptación. Por esta razón los factores biológicos, al igual que los demás factores, son incorporados de manera general en estudios de diferente tipo.

A continuación se enumerarán los factores ambientales del subsistema biótico utilizados dentro de las metodologías de mayor uso, y en los referentes metodológicos para la presentación de estudios ambientales en Colombia (términos de referencia).

- **Matriz de Leopold**

Esta metodología es la más conocida y utilizada, de forma directa o con modificaciones, en los procesos de EIA. Se construyó en 1971 por Luna Leopold, Frank Clarke, Bruce Hanshaw, y James Balsley, para el Servicio Geológico del Departamento del Interior de USA. Fue diseñada para servir como lista de chequeo, lista de referencia o recordatorio de las acciones del proyecto y los impactos generados. Además como se crea como un resumen del texto final del estudio de impacto ambiental, facilitando la determinación rápida de los impactos significativos y su importancia relativa (Leopold, 1971, Toro, 2009).

Originalmente esta metodología propone una matriz donde el eje vertical contiene 88 elementos ambientales que pueden ser afectados mientras el eje horizontal contiene

100 acciones con potencial de generar impactos, los siguientes son los factores ambientales relacionados con el medio biótico desarrollados en esta metodología.

- **FLORA**
 - Árboles
 - Arbustos
 - Hierbas
 - Cosechas
 - Microflora
 - Plantas acuáticas
 - Especies en peligro
 - Barreras, obstáculos
 - Corredores
- **FAUNA**
 - Aves
 - Animales terrestres, incluso reptiles
 - Peces y mariscos
 - Organismos bentónicos
 - Insectos
 - Microfauna
 - Especies en peligro
 - Barreras
 - Corredores
- **RELACIONES ECOLÓGICAS**
 - Salinización de recursos hidráulicos
 - Invasión de maleza
 - Eutrofización
 - Controles biológicos
 - Vectores, insectos y enfermedades
 - Modificación hábitat
 - Cadenas alimentarias
 - Introducción de flora y fauna exótica

- **Listas de Chequeo**

Es la metodología más sencilla para la identificación de impactos, sin embargo es de gran importancia. Consiste en listas de impactos potenciales que varían desde los listados de componentes ambientales, hasta los sistemas que incluyen la ponderación de

importancias para cada factor, así como la aplicación de técnicas de escalas para los impactos de cada alternativa en cada factor (Canter, 2000).

Se utilizan en los estudios de impacto ambiental para llamar la atención sobre los impactos más importantes que pueden tener lugar como consecuencia de la realización del proyecto (Conesa, 1996) y disminuir el riesgo de omitir algún impacto. Su efectividad está directamente relacionada con el nivel de exhaustividad con la que son creadas. A continuación se muestran los factores ambientales de dos listas de chequeo con diferentes niveles de detalle:

Pardo (2002):

- **MEDIO AMBIENTE NATURAL**
 - Calidad del Aire.
 - Calidad del agua.
 - Vida silvestre y vegetación.
 - Desastres naturales.

Canter (1996):

- **FACTOR SUELO**
 - Cambios en el uso del suelo
 - Eliminación de cobertura vegetal
 - Movilización de Carbono
 - Transformación de la estructura
 - Transformación de la Textura
- **FACTOR AGUA**
 - Residuos Líquidos
 - Uso de agua superficial o subterránea
- **FACTOR FAUNA**
 - Fragmentación de hábitats
 - Desplazamiento de poblaciones

- **Metodología Battelle – Columbus**

Esta metodología fue creada en 1973 por los laboratorios Battelle-Columbus a solicitud de la oficina de rescate de tierras del Departamento del interior de Estados Unidos de América, como parte del informe final sobre sistemas de evaluación ambiental

para planificación de recursos hídricos; fue utilizada inicialmente para la valoración de impactos ambientales de grandes proyectos hidráulicos, como grandes presas o extensos regadíos (Arribas de Paz y Rodríguez, 2004; Toro, 2009).

Complementa las ideas de la matriz desarrollada por Leopold, al valorar los impactos mediante indicadores de estado del componente ambiental afectado y ponderar la importancia del mismo dependiendo de la función o características dentro del sistema. La metodología se fundamenta en la organización de los componentes ambientales en un sistema de niveles. En el caso de proyectos hidráulicos se distinguen 4 categorías o niveles, que se subdividen en 17 componentes y éstos en 78 parámetros o indicadores ambientales, a continuación se muestran aquellos parámetros relevantes a los sistemas biológicos.

- **ESPECIES Y POBLACIONES**
 - Terrestres
 - Pastizales y praderas
 - Cosechas
 - Vegetación natural
 - Especies dañinas
 - Aves de caza
 - Acuáticas
 - Pesquerías comerciales
 - Vegetación natural
 - Especies dañinas
 - Pesca deportiva
 - Aves acuáticas
- **HÁBITATS Y COMUNIDADES**
 - Terrestres
 - Cadenas alimenticias
 - Uso del suelo
 - Especies raras y en peligro
 - Diversidad de especies
 - Acuáticas
 - Cadenas alimenticias
 - Especies raras y en peligro
 - Características fluviales
 - Diversidad de especies
- **ECOSISTEMAS**
 - Solo se describen

- Metodología cualitativa

Este tipo de metodologías son las más utilizadas en Colombia con diferentes tipos adaptaciones o modificaciones. En las técnicas de valoración cualitativa se valoran, de acuerdo con el juicio del evaluador, una serie de cualidades de los impactos de cada una de las alternativas, asignando valores prefijados según la cualidad evaluada de acuerdo a rangos. Los valores obtenidos pueden volver a reflejarse en una matriz de cruce entre acciones y factores (Toro, 2009). La razón para llamar así a esta valoración cualitativa es que refleja la importancia del impacto, midiendo la trascendencia de la acción sobre el factor alterado, mediante la valoración del cambio potencial en determinados atributos (Garmendia *et al.* 2005), los valores prefijados no corresponden a una metodología estándar sino que son determinados en cada estudio por el equipo de profesionales de acuerdo a su experiencia o parámetros fijados por la legislación. Sin embargo en la mayoría de los casos el criterio es subjetivo.

Por el grado de modificación al que ha sido sometida esta metodología puede decirse que no existe un grupo de factores predeterminados para su aplicación; el grado de análisis o división de los Sistemas, subsistemas y componentes ambientales está determinado por la información disponible y los objetivos del estudio de impacto ambiental. Sin embargo Conesa (1996) y Garmendia *et al.* (2005), sugieren un modelo de dos sistemas, cinco subsistemas y doce componentes ambientales, que facilitan el manejo de la metodología. De estos se ilustran a continuación los componentes relevantes a los sistemas biológicos; en la propuesta no se llega al detalle de factor ambiental, por lo cual solo se ejemplifica este nivel.

- **MEDIO INERTE**
 - Atmosfera
 - Suelo
 - Agua
- **MEDIO BIÓTICO**
 - Flora
 - Fauna
 - Hábitat para fauna silvestre
 - Estado de las poblaciones
- **MEDIO PERCEPTUAL**
 - Paisaje

- **Términos de referencia para estudios de impacto ambiental**

La Ley 99 de 1993 que reglamentó de manera general la Gestión Ambiental en Colombia, y el Decreto 2820 de 2010, que reglamenta las licencias ambientales no desarrollan conceptos, modelos, métodos o técnicas sobre la evaluación del impacto ambiental. En estos instrumentos legales se indica la necesidad de determinar qué impactos pueden prevenirse, mitigarse, corregirse o compensarse, y los lineamientos para la elaboración de los estudios se remiten a los términos de referencia para cada sector y actividad.

Los términos de referencia son los lineamientos generales que la autoridad ambiental señala para la elaboración y ejecución de los estudios ambientales que deben ser presentados ante la autoridad ambiental competente. Los estudios ambientales se elaborarán con base en los términos de referencia que sean expedidos por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. La autoridad ambiental competente puede adaptarlos a las particularidades del proyecto, obra o actividad (Decreto 2820 de 2010, Artículo 14).

En este decreto se reglamentan las actividades sujetas a licenciamiento ambiental entre las que se suman 36 actividades de diferente magnitud y que son competencia del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial o de las Corporaciones Autónomas Regionales.

Como ejemplo de los factores exigidos por los términos de referencia se muestran aquellos factores relacionados con los sistemas biológicos consignados en los términos de referencia para la conducción de fluidos por ductos para el sector hidrocarburos (HI-TER-1-05).

- **Ecosistemas terrestres**
 - Flora
 - Unidades de cobertura vegetal.
 - Uso actual del suelo
 - Estructural horizontal y vertical
 - Regeneración natural.

- Especies endémicas, amenazadas o en peligro crítico, o de importancia ecológica, económica y cultural, entre otros.
 - biomasa vegetal
- **Fauna**
 - Composición de los principales grupos faunísticos
 - Especies endémicas, de interés comercial y/o cultural, amenazadas, en peligro crítico, o no clasificadas.
- **Ecosistemas acuáticos**
 - Perifiton
 - Plancton
 - Macrófitas
 - Bentos
 - Fauna íctica
 - Especies endémicas, especies en veda y especies amenazadas o en peligro crítico.

- **Metodología general para la presentación de estudios ambientales**

No obstante la utilización de los términos de referencia, el decreto 2810 de 2010 indica que el solicitante de la licencia ambiental deberá presentar el estudio de conformidad con la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales, expedida por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (Resolución 1503 de 2010), la cual es de obligatorio cumplimiento. En esta metodología se contemplan los siguientes factores ambientales relacionados con los sistemas biológicos:

- i. **Paisaje**
- ii. **Ecosistemas terrestres**
 - a. Contexto paisajístico
 - b. Rareza y representatividad en el sistema de áreas protegidas
 - c. Presencia de áreas protegidas
 - d. Flora
 - e. Fauna (Mamíferos, reptiles, anfibios y aves)
- iii. **Ecosistemas acuáticos**
 - a. Peces
 - b. Fitoplancton y zooplancton
 - c. Bentos
 - d. Plantas acuáticas
 - e. Perifiton

Es necesario hacer la claridad que tanto los términos de referencia como la metodología general para la presentación de estudios ambientales se refieren principalmente a la forma como debe levantarse la información primaria y los elementos que deben ser tenidos en cuenta dentro del estudio de impacto ambiental. Al momento de realizar la valoración de los impactos existe una mayor flexibilidad y los factores ambientales utilizados dependen principalmente de la metodología que se utilice y de la información disponible.

- **Factores comunes a las metodologías**

Haciendo un análisis de los factores bióticos que se utilizan en las metodologías o referentes metodológicos, se hace evidente que el nivel de estudio favorecido es el de especie. Las diferentes metodologías consideran la afectación sobre la fauna y la flora en términos generales, haciendo en algunos casos una discriminación en el grupo de especies de acuerdo con sus características taxonómicas (órdenes o clases por ejemplo), con sus características ecológicas (arbustos, praderas, tipo de cobertura en general), o sus características socioeconómicas (cultivos, cosechas). Esta aproximación a nivel de especie se debe a que la mayoría de estudios sobre la biodiversidad se encuentran a este nivel y a que en el levantamiento de información primaria es el nivel básico de descripción en campo.

La descripción por especies se lleva a cabo teniendo en cuenta si se trata de ambientes acuáticos o terrestres, siendo esta la primera aproximación que se da para incorporar el tipo de hábitat y ecosistema dentro de los factores evaluados en los estudios de impacto ambiental. Sin embargo la definición de hábitat está atada directamente a la especie o las características ecológicas e historia de vida de la especie que se estudie. De forma similar, aunque existe un cierto consenso en los tipos más generales de ecosistemas, existen diferentes clasificaciones que definen estas unidades de estudio de acuerdo a diferentes características. En sí la clasificación de los ecosistemas requiere del levantamiento de información de diferente tipo como el clima, suelo, vegetación, altitud, entre otros, por lo cual si bien se describen los ecosistemas, pocas veces se evalúa su estado o se estima el posible impacto sobre la calidad de los mismos.

Finalmente en algunas metodologías existen aproximaciones a la estructura y función, principalmente a nivel de paisaje con la incorporación de análisis de conectividad, evaluación de corredores o de barreras para las comunidades biológicas. A nivel de ecosistemas o comunidades se evalúa el efecto sobre la estructura de las mismas, pero este análisis se basa principalmente en el efecto que los cambios en la calidad del hábitat pueda tener sobre determinado grupo de especies, es decir, en realidad se evalúa el cambio en los factores físicos que son importantes para algunos grupos de especies. Los factores ambientales más cercanos a la interacción entre especies (competencia, depredación) se observa cuando se evalúa la introducción de especies invasoras, vectores o plagas, que en algunos casos están relacionados con factores económicos o con la afectación a la salud pública.

5.2. Valoraciones de los factores

Como ya se analizó en el numeral 5.1, las diferentes metodologías utilizan de forma general los mismos factores ambientales: i) Fauna, ii) Flora, iii) Hábitat y iv) Paisaje; sin embargo difieren en el nivel de detalle y en la forma como se abordan. A este nivel los factores ambientales son poco específicos y dan lugar a un alto nivel de subjetividad, por ejemplo en el factor flora tiene cabida una amplia variedad de factores a ser evaluados.

Nuevamente la escogencia de los factores ambientales está sujeta al criterio de los evaluadores, a los objetivos del estudio, y a las características de la zona de emplazamiento del proyecto, obra o actividad, lo que le da de manera implícita más peso a unos factores que a otros, o de forma explícita como en la metodología de Battelle-Columbus, donde se ponderan los factores ambientales mediante la repartición de unidades de importancia ponderada.

A pesar que la escogencia de los factores a un nivel más específico responde principalmente a la experiencia de los evaluadores, las características de la zona de estudio, y a la disponibilidad de información, se busca que los factores sean excluyentes para que no se valore el mismo impacto más de una vez, y que pueda ser medido mediante indicadores con el fin de tener un soporte técnico-científico a las decisiones que se toman. Estos criterios si bien pueden llegar a ser adecuados para estudios puntuales,

no son suficientes para el desarrollo de una metodología que sea aplicable a nivel regional y que permita la comparación de diferentes zonas de estudio y proyectos.

El principal criterio para la escogencia de un factor ambiental debe ser el grado de información y capacidad de síntesis. Éstas características están determinadas por la representatividad del factor dentro del sistema y por las interrelaciones que éste posea con los demás factores. Tal es el caso del tipo de vegetación que determina condiciones microclimáticas, escénicas, de hábitat, estabilidad y ciclaje de nutrientes, entre otros, o la disponibilidad de agua superficial que influye en prácticamente en todos los aspectos de los sistemas biológicos. Se deben escoger aquellos factores que sean relevantes más que para el objetivo del estudio de impacto ambiental.

Para determinar los factores ambientales más relevantes se realizó un análisis de redes del cual se desprende el grafo del anexo 2. Las mediciones de centralidad de los factores evaluados se muestran en la Tabla 4.

Los factores que aportan mayor información son la calidad de hábitat para fauna, la flora terrestre, y la presencia de cultivos (uso del suelo). En primer lugar la calidad de hábitat para fauna es un indicador complejo que involucra diversas variables y que se evalúa de acuerdo con la especie o grupos de especies de interés; la flora determina en gran medida la presencia de fauna y predisposición a eventos catastróficos, y permite establecer patrones espaciales de interpretación, mientras que el uso del suelo permite inferir presiones y establecer barreras y corredores, por lo cual los 3 factores en su conjunto se interrelacionan de una manera estrecha y aportan una buena cantidad de información sobre el estado y la vulnerabilidad del sistema en general.

Otros factores que aportan una cantidad significativa de información son la diversidad de especies acuáticas, la caracterización de ecosistemas acuáticos, y la presencia de vertimientos y residuos líquidos. Este grupo de factores también se encuentra muy estrechamente relacionado, y demuestra la importancia de la bioindicación en sistemas acuáticos, la caracterización a nivel de especie de los ecosistemas y el impacto de los vertimientos sobre las comunidades biológicas y los ecosistemas acuáticos en sí mismos.

Tabla 4. Medidas de centralidad los factores analizados

Factor	Grado (Degree)	Grado entrante (Indegree)	Grado saliente (OutDegree)	Intermediación (Betweenness)	Cercanía (Closeness)
Calidad de hábitat	36	34	31	65.952	82.000
Redes tróficas	28	22	19	35.057	90.000
Cosechas	27	11	26	35.750	91.000
Flora terrestre	25	16	24	28.407	93.000
Calidad del agua	25	21	14	25.070	93.000
Ecosistemas acuáticos	23	20	19	21.213	95.000
Paisaje visual	23	21	12	22.577	95.000
Diversidad de especies acuáticas	22	14	20	13.480	96.000
Plantas acuáticas	22	16	16	17.125	96.000
Composición faunística	22	17	18	12.942	96.000
Residuos líquidos	21	11	19	13.928	97.000
Peces y macroinvertebrado	21	16	16	15.217	97.000
Uso del suelo	20	11	17	16.014	98.000
Fragmentación conectividad	19	8	17	12.079	99.000
Introducción de flora y fauna exótica	19	12	12	10.600	99.000
Microflora	19	13	16	12.846	99.000
Eutrofización	19	14	18	7.763	99.000
Estado de las poblaciones	19	17	6	9.743	99.000
Animales terrestres	18	15	12	8.993	100.000
Organismos bentónicos	17	13	15	5.384	101.000
Estructural vegetal horizontal y vertical	16	10	13	5.492	102.000
Salinización de recursos hidráulicos	16	10	13	4.400	102.000
Microfauna	16	14	5	7.821	102.000
Aves	15	10	11	3.519	103.000
Vectores y enfermedades	14	11	7	3.337	104.000
Especies fauna en peligro	14	12	5	2.738	104.000
Insectos	13	10	9	3.035	105.000
Especies flora en peligro	12	6	9	2.272	106.000
Biomasa vegetal	12	11	4	2.215	106.000
Desastres naturales	11	3	11	4.027	107.000
Perifiton	11	8	7	1.273	107.000
Plancton	11	8	7	1.273	107.000
Calidad del aire	11	9	5	1.455	107.000
Especies acuáticas de importancia	11	10	8	0,794	107.000
Características fluviales	10	6	8	1.424	109.000
Uso de agua superficial o subterránea	10	9	5	0,817	108.000
Controles biológicos	10	10	5	0,913	109.000
Desplazamiento de poblaciones	9	7	4	0,452	109.000
Contexto paisajístico	9	8	7	0,563	109.000
Transformación de la estructura del suelo	8	4	8	1.036	110.000

Fuente: Elaboración propia

Por otra parte existen factores importantes que no son cubiertos con información proporcionada por otros factores ambientales, es decir, factores que deben ser evaluados no por su valor de información, sino por su especificidad. Estos factores son la susceptibilidad a desastres naturales, los factores relacionados con la estructura y características de los suelos, la presencia de especies en peligro, y las características fluviales, incluyendo el régimen.

En la Tabla 5 se muestran los factores ambientales del subsistema biótico que son considerados en esta investigación como más relevantes para la EIA de acuerdo a los análisis realizados. Adicionalmente se muestra un enfoque paralelo a través de la incorporación de los servicios ecosistémicos como un objetivo deseable en la evaluación de impacto ambiental. Su pertinencia se discutirá más adelante.

Tabla 5. Propuesta de factores ambientales

COMPONENTES		FACTORES
PAISAJE		Conectividad
ECOSISTEMAS	E. Terrestres	Diversidad
		Tamaño
	E. Acuáticos	Diversidad
		Tamaño
ESPECIES		Diversidad de flora
		Diversidad de fauna
		Comunidades acuáticas
		Calidad de hábitat para fauna
		Biota del suelo
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	Formación y protección del suelo	
	Regulación hídrica	Captación de agua
		Regulación de caudales
	Regulación climática	Regulación de temperatura
		Regulación de lluvias
	Sumidero	CO ₂
		Residuos sólidos
Vertimientos		
Belleza escénica		

Fuente: Elaboración propia

5.3. Propuesta de indicadores de vulnerabilidad

Los indicadores que se muestran a continuación son el producto del análisis de la información disponible en el Sistema de Información Ambiental de Colombia (SINA) y en los institutos de investigación del país. Estos indicadores fueron desarrollados y aplicados parcialmente en el proyecto de “Identificación y análisis del uso, aprovechamiento y afectación de los recursos naturales renovables y el impacto causado sobre estos recursos, por la cadena de biocombustibles (en etapas de cultivo y transformación de la biomasa: caña de azúcar y palma de aceite, en biocombustibles: Etanol de caña y biodiesel de palma)”.

El proyecto fue realizado en cooperación por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales IDEAM, la Corporación Autónoma Regional de Santander CAS y la Corporación Autónoma Regional del Cesar CORPOCESAR (2009-2010).

En la **Tabla 6**. Se resumen los indicadores propuestos para el cálculo de la vulnerabilidad de cada uno de los factores analizados, los cuales se explican a continuación.

5.3.1. Fragilidad visual

La fragilidad o vulnerabilidad del paisaje es el grado de deterioro que puede experimentar un paisaje ante determinados impactos (Rojas y Kong, 1998). La fragilidad se evalúa a partir de la acción combinada de factores de visibilidad, características de la vegetación, pendiente, entre otros.

Se eligieron como características determinantes el grado de pendiente, el contraste de la vegetación, la altura de la vegetación, y la unicidad. Para obtener la calificación de fragilidad visual se promedia la calificación de cada uno de los elementos analizados para cada una de las unidades de paisaje que deben ser previamente determinadas por los profesionales del área.

Tabla 6. Propuesta de indicadores de vulnerabilidad

FACTORES		INDICADOR DE VULNERABILIDAD	
PAISAJE		Conectividad	Métricas del paisaje, interpretación a nivel regional (5.3.11)
ECOSISTEMAS	E. Terrestres	Diversidad	Presencia de objetos prioritarios para conservación (5.3.2.)
		Tamaño	Área de ecosistemas remante (5.3.3)
	E. Acuáticos	Diversidad	Presencia de objetos prioritarios para conservación (5.3.2)
		Tamaño	Área de ecosistemas remante (5.3.3)
ESPECIES		Diversidad de flora	Presencia de especies en peligro o vulnerables (5.3.4)
		Diversidad de fauna	Distribución de especies prioritarias para la conservación, en peligro o vulnerables (5.3.5)
		Comunidades acuáticas	<i>Biological Monitoring Working Party</i> (BMWP/Col, ASPT.) (5.3.6)
		Calidad de hábitat para fauna	Métricas del paisaje, interpretación a nivel regional (5.3.11)
		Biota del suelo	Contaminación del suelo-Acidez del suelo (5.3.7)
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	Formación y protección del suelo		Capacidad agrologica del suelo (5.3.7)
	Regulación hídrica	Captación de agua	Susceptibilidad a la desertificación (5.3.8)
		Regulación de caudales	Grado de transformación de cuencas (5.3.9)
	Regulación climática	Regulación de temperatura	Susceptibilidad a la desertificación (5.3.8)
		Regulación de lluvias	Susceptibilidad a la desertificación (5.3.8)
	Sumidero	CO ₂	Producción estimada de CO ₂ de acuerdo a consumo de combustibles (5.3.10)
		Residuos sólidos	Susceptibilidad del suelo a la contaminación (5.3.7)
		Vertimientos	Calidad de agua de cuerpos receptores (No desarrollado)
Belleza escénica		Fragilidad visual (5.3.1)	

Fuente: Elaboración propia

- Fragilidad visual de acuerdo a la pendiente

En general se considera que las pendientes más bajas tienen una mayor capacidad de absorción visual, es decir que cambios visuales en zonas planas tienden a ser menos notorios, por el contrario de lo que ocurre en zonas de mayor pendiente y que se encuentran más expuestas (Munóz-Pedrerros, 2004).

Para realizar esta evaluación se debe determinar la pendiente y calcular el porcentaje de área de cada unidad de paisaje correspondiente a cada categoría de pendiente, considerando que una unidad de paisaje corresponde a una categoría de fragilidad visual si al menos la mitad de su área pertenece a dicha categoría.

- Fragilidad visual de acuerdo a la altura de la vegetación

Las coberturas vegetales con mayor altura tienen una menor fragilidad visual, pues tienden a “enmascarar” los cambios visuales al formar barreras que ocultan cambios menores. La fragilidad visual aumenta en relación con la disminución de altura de la vegetación.

La evaluación de este atributo se realiza de acuerdo al área de cada tipo de cobertura vegetal dentro de las unidades de paisaje, calificando cada cobertura según el estrato dominante de la vegetación. La calificación final de este atributo para la unidad de paisaje corresponde a la calificación de la cobertura vegetal que ocupe más de la mitad el área.

- Fragilidad visual de acuerdo al contraste de coberturas

Las actuaciones se hacen más evidentes en un paisaje de características homogéneas como el que se presenta en zonas con bastas extensiones de monocultivos, las inclusiones de nuevos elementos son notorias, por lo cual su fragilidad es mayor.

La calificación de este atributo se determina de acuerdo al número de coberturas diferentes dentro de cada unidad de paisaje. Debido a que las unidades de paisajes tienen tamaños diferentes este atributo es relativo y se analiza para cada unidad, es decir dos unidades con igual número de coberturas pueden tener niveles de fragilidad

diferentes. Sin embargo, en términos generales, si una unidad de paisaje posee una baja diversidad de coberturas su capacidad de absorción visual será baja.

- Fragilidad visual de acuerdo a la unicidad

La unicidad es un rasgo que se define de acuerdo a la rareza o singularidad del paisaje observado. En términos generales un paisaje único es más frágil, pues resulta más atractivo, de mayor recordación y las modificaciones visuales representan una mayor alteración en términos regionales.

Este atributo se evalúa de acuerdo al porcentaje del área total que ocupa la unidad de paisaje dentro del área de estudio, otorgando un mayor valor de fragilidad a las unidades más escasas o de menor representatividad.

Debido a que la fragilidad visual es un indicador compuesto, en la Tabla 7 se muestra la propuesta de valoración con base en los planteamientos de Rojas y Kong (1998) y de Muñoz-Pedrerros (2004)

Tabla 7. Calificación de la Fragilidad Visual

ELEMENTO DEL PAISAJE	FUENTE	FRAGILIDAD ALTA	FRAGILIDAD MEDIA	FRAGILIDAD BAJA
Pendiente	Mapa de pendientes	55%<	25-55%	0-25%
Altura de la Vegetación	Según Cobertura vegetal	Vegetación herbácea, <1m	Vegetación arbustiva, 1-3m	Vegetación arbórea, 3m<
Contraste de coberturas	# De Coberturas por unidad	Vegetación monoespecífica, poca vegetación, poco contraste	Diversidad de especies, contrastes no sobresalientes	Alta variedad de coberturas
Unicidad (Singularidad)	Porcentaje del área total de la zona de estudio	Paisajes singulares, con elementos únicos y distintivos, <3%	Paisajes de importancia visual pero habituales, 4-10%	Paisajes comunes, sin riqueza visual o muy alterados, >10%

Fuente: Rojas y Kong (1998); Muñoz-Pedrerros (2004).

5.3.2. Presencia de objetos prioritarios para la conservación (OPC)

Para determinar la vulnerabilidad a nivel de ecosistemas se propone como indicador la presencia de objetos prioritarios para la conservación propuesta por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH) en el proyecto Planeación ambiental del sector hidrocarburos para la conservación de la biodiversidad en áreas de interés de la Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH) en Colombia (2008).

“Los objetos de conservación son el producto de la agrupación o reclasificación de los ecosistemas... Son elementos útiles para la identificación y selección de áreas importantes para la conservación de la biodiversidad, ya que representan diferentes niveles o escalas de la biodiversidad existente en una región; incluyen elementos que son considerados importantes para la conservación ya sea por su viabilidad, irremplazabilidad, distribución restringida o por ser raros o endémicos y ayudan a orientar las estrategias de manejo de acuerdo al grado de presión antrópica o amenaza a que se hallan sometidos” (Galindo *et al.* 2008).

Galindo *et al.* (2008) diferencian dos tipos de OPC: los de “filtro grueso” que corresponden a ecosistemas prioritarios, y los de “filtro fino” que corresponden a especies prioritarias para la conservación. Para este indicador se tomaron en cuenta los OPC de filtro grueso, éstos se definieron por Galindo *et al.* (2008) mediante una clasificación jerárquica que contempla en su primer nivel el concepto de bioma, que corresponde a unidades biogeográficas, y en niveles inferiores de clasificación involucran las características propias de cobertura vegetal, las condiciones climáticas, la geomorfología y los suelos.

Utilizando como base el mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, ISinchi e IIAP, 2007) se identifica la presencia de objetos prioritarios para la conservación dentro de cada una de las zonas estudiadas. Debido al tipo de información y a su escala se utilizó también la unidad de bioma dentro de la calificación de la vulnerabilidad, pues presenta características ecológicas representativas. Adicionalmente los OPC a nivel de ecosistema pueden

encontrarse dentro de la unidad de bioma en tamaños no cartografiados. La vulnerabilidad se valora de acuerdo con la siguiente escala (ver Tabla 8).

Tabla 8. Calificación de la vulnerabilidad por presencia de OPC

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Presencia de objetos prioritarios para la conservación a nivel de ecosistema, sin importar su extensión.
Medio alto	Presencia de objetos prioritarios para la conservación a nivel de bioma en más del 50% del área evaluada.
Medio bajo	Presencia de objetos prioritarios para la conservación a nivel de bioma en menos del 50% del área evaluada.
bajo	Ausencia de objetos prioritarios para la conservación.

5.3.3. Área de ecosistemas remanentes (AER)

El área de ecosistemas remanentes es una modificación del Índice de Vegetación Remanente (IVR). El IVR expresa la cobertura de vegetación natural de un área como porcentaje del total de la misma (Ver Ecuación 3) (Márquez, 2001).

Ecuación 3

$$IVR = (AVR) / A_t \times 100$$

Donde: AVR es área de vegetación remanente y A_t es área total de la unidad.

El índice se modificó, utilizando el mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, ISinchi e IIAP, 2007) y determinando el área de los ecosistemas naturales en relación con el área total de la zona de estudio.

Se utiliza este índice para determinar la vulnerabilidad ante la reducción del área total de ecosistemas, pues se relaciona con el nivel de sostenibilidad del área de estudio y permite determinar de forma proporcional (mas no cuantificar) el grado de pérdida de servicios ecosistémicos dependientes de estos ecosistemas.

Márquez (2001) considera 4 categorías de transformación. Los resultados se relacionan con la sostenibilidad por comparación con valores de referencia de acuerdo con su capacidad para sostener funciones ecológicas y servicios para la sociedad (Ver Tabla 9)

Tabla 9. Propuesta de sostenibilidad de acuerdo a la cobertura según Márquez (2001)

Categoría	Vegetación remanente	Sostenibilidad
NT o no transformado	IVR \geq 70%	Alta
PT o parcialmente transformado	70% <IVR >30%	Media
MT o muy transformado	10% <IVR < 30%	Baja
CT o completamente transformado	IVR < 10%	Improbable

Con base en esta propuesta se realizó la siguiente escala de valoración de vulnerabilidad que se muestra en la Tabla 10. Se considera que a menor AER existe una mayor vulnerabilidad, debido a que es la comunidad dependiente de los servicios ecosistémicos que brindan los ecosistemas remanentes la que es vulnerable ante un impacto que pueda reducir el área de ecosistemas. Por lo tanto una zona con mayor AER será capaz de seguir brindando servicios ecosistémicos de manera suficiente a pesar de ser impactada, por lo cual es menos vulnerable ante la pérdida de área de ecosistemas que una zona con un AER menor.

Tabla 10. Calificación de la vulnerabilidad por el área de ecosistemas remanentes

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Ecosistemas naturales representan menos del 10% del área total.
Medio alto	Ecosistemas naturales representan del 10 al 20% del área total.
Medio bajo	Ecosistemas naturales representan del 20 al 70% del área total.
bajo	Ecosistemas naturales representan más del 70% del área total.

Se realizó una modificación de la escala en el valor *medio alto* haciéndolo menos riguroso, pues basados en leyes de potencia o leyes de Zipf, se considera que en cualquier sistema (económico, social o ecológico) existe una tendencia empírica en la que aproximadamente el 20% de los componentes del mismo realicen aproximadamente el 80% de sus funciones (Márquez, 2003).

5.3.4. Presencia de especies de plantas en peligro o vulnerables

El proceso de asignación de las categorías de las listas rojas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) a un grupo de especies candidatas consiste en ordenar dichas especies según su riesgo de extinción o su grado de deterioro poblacional (García, 2007).

Se evalúa este indicador para determinar la vulnerabilidad de la diversidad de flora, pues teniendo en cuenta que las especies incluidas dentro de algunas de sus categorías pueden ser consideradas como vulnerables a desaparecer y por lo tanto son más susceptibles a las variaciones en las características del medio (impactos). Las categorías tomadas en cuenta para la determinación del índice son:

- i. En Peligro Crítico (CR): Un taxón está “En Peligro Crítico” cuando enfrenta un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato.
- ii. En Peligro (EN): Un taxón está “En Peligro” cuando, no estando “En Peligro Crítico”, enfrenta de todas formas un alto riesgo de extinción o deterioro poblacional en estado silvestre en el futuro cercano.
- iii. Vulnerable (VU): Un taxón está en la categoría “Vulnerable” cuando, no estando ni “En Peligro Crítico” ni “En Peligro”, enfrenta de todas formas un moderado riesgo de extinción o deterioro poblacional a mediano plazo.

Debido a la carencia de información detallada, especialmente relativa a la distribución de las especies, el indicador se basó en la presencia de especies de acuerdo a cada una de las categorías a nivel departamental. Para ello se usaron como referencia las familias Magnoliaceae, Podocarpaceae, Miristicaceae (García, 2007), Orchidaceae (Calderón-Sáenz, 2006), Asteraceae, Labiaceae, Pasifloraceae y Palmae (Galindo *et al.*, 2008). La vulnerabilidad se valoró de acuerdo a la siguiente escala (ver **Tabla 11**).

Tabla 11. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la presencia de especies de plantas en peligro

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Presencia de especies “En Peligro Crítico”.

Medio alto	Presencia de especies “En Peligro”.
Medio bajo	Presencia de especies “Vulnerables”.
bajo	Ausencia de especies en las clasificaciones mencionadas.

5.3.5. Distribución de especies animales prioritarias para la conservación, en peligro o vulnerables

Para determinar la vulnerabilidad de fauna se aprovechó el indicador “Distribución potencial de especies de fauna (anfibios y mamíferos), reportadas al 2009, en alguna categoría de conservación de la UICN” incluido en el estudio “Zonas Aptas Ambientalmente Para El Cultivo De Palma De Aceite En Colombia Escala 1:500.000” desarrollado por el IDEAM (Corzo *et al.*, 2009).⁹

Este indicador incluye la evaluación de las áreas de distribuciones de las especies en peligro crítico (CR), amenazadas (EN), vulnerables (VU) y endémicas y la conjunción entre ellas.

Para el análisis de las zonas de estudio se utiliza la información espacializada de cada una de las zonas y se determinó el valor de vulnerabilidad de acuerdo a la distribución de especies según la siguiente escala (ver **Tabla 12**).

Tabla 12. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la presencia de especies animales prioritarias para la conservación.

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Presencia de especies endémicas ¹⁰ en cualquier grado de amenaza.
Medio alto	Presencia de especies sin rango restringido en algún grado de amenaza.
Medio bajo	Convergencia de especies de mamíferos y anfibios sin rango restringido.
bajo	Ninguna restricción determinada o ausencia de información.

⁹ El estudio de Corzo *et al.* (2009) fue realizado a nivel nacional y cuenta con información base para la zona continental de Colombia.

¹⁰ El endemismo se entiende como la propiedad de una especie de ser exclusiva de un sector o área particular. IAvH en línea.

<http://www.humboldt.org.co/humboldt/mostrarpagina.php?codpage=3000011>

5.3.6. Índice BMWP/ Colombia para la evaluación de la calidad del agua

El método *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) es un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando a los macroinvertebrados como bioindicadores. Es un método que solo requiere la identificación de individuos hasta familia y trabaja con datos de presencia ausencia dando un puntaje de 1 a 10 de acuerdo a la tolerancia de los diferentes grupos taxonómicos a la contaminación orgánica, otorgando el valor de 1 a las familias de mayor tolerancia y 10 a las de menor tolerancia, es decir, se otorga mayor puntaje a las familias de ambientes más puros.

Una vez identificadas las familias presentes en cada sitio se realiza la suma de puntajes obteniendo el puntaje total BMWP. Con el fin de realizar evaluaciones comparables se hace un promedio por taxón, dividiendo el BMWP total entre el número de familias encontradas, lo que da como resultado la puntuación promedio por taxón (*Average Score per Taxon* ASPT). Valores bajos de ASPT asociados a valores igualmente bajos de BMWP indican condiciones graves de contaminación.

Roldán (2003) desarrolla esta metodología para Colombia y propone la siguiente clasificación de calidad de agua basada en la composición de las comunidades de macroinvertebrados (ver Tabla 13).

Tabla 13. Clases de calidad de agua BMWP/Col

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado
I	Buena	>150, 101-120	Aguas muy limpias a limpias
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas

Fuente: Roldan, 2003

Con base en esta propuesta y teniendo en cuenta que la vulnerabilidad está dada no solo por aquellos cuerpos de agua con una comunidad diversa y una alta calidad, que tienen un potencial alto de pérdida de sus características, sino también para aquellos cuerpos de agua que por su baja calidad y mal estado son altamente susceptibles cambios catastróficos; se propone la siguiente escala de vulnerabilidad (ver Tabla 14).

Tabla 14. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	BMWP >150 o <15.
Medio alto	101-120 o 16-35
Medio bajo	BMWP 36-60
bajo	BMWP 61-100

5.3.7. Capacidad agrológica del suelo

Para la clasificación de las tierras de acuerdo a su capacidad agrológica se utilizan comúnmente las normas del manual de conservación de suelos del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos desarrollado por Hull (1953) y modificado por diversos autores.

La estructura de este sistema de clasificación comprende 8 clases de tierras que se designan con números romanos de I a VIII y en el cual a medida que se aleja de la clase I aumentan el número e intensidad de los limitantes que presentan las tierras en relación con su uso y manejo, de tal manera que al llegar a la clase VIII aparecen las tierras que no presentan vocación agrícola, pecuaria, ni forestal y solo pueden ser utilizadas para la protección y conservación de aguas y vida silvestre o para el desarrollo de la actividad turística o recreacional. De acuerdo con el factor o factores limitantes se obtienen las subclases. Estos limitantes son básicamente: susceptibilidad a la erosión, exceso de humedad, limitaciones en la profundidad efectiva, sea por factores físicos o químicos, y clima adverso.

La capacidad agrológica del suelo se utiliza como un indicador de vulnerabilidad ante la pérdida del servicio ecosistémico de formación y protección del suelo, pues aquellas zonas con menor capacidad agrológica (clases más altas) son más vulnerables a la erosión y degradación del suelo, dependen de las coberturas vegetales y de un manejo adecuado para su protección. La vulnerabilidad se valoró de acuerdo a la siguiente escala (ver Tabla 15).

Tabla 15. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la capacidad agrológica del suelo

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Clases VI a VIII
Medio alto	Clases III a V
Medio bajo	Clase II
bajo	Clase I

5.3.8. Susceptibilidad a la desertificación

Las áreas que han sido identificadas con altos niveles de susceptibilidad a la desertificación pueden ser afectadas por la reducción o pérdida de los ecosistemas, y generar mayores presiones o conflictos por el recurso hídrico (Corzo *et al.*, 2009). Por tal razón para determinar la vulnerabilidad a la pérdida de servicios ecosistémicos de regulación climática e hidrológica, se escogió la variable de susceptibilidad a la desertificación incluida en el estudio “Zonas Aptas Ambientalmente Para El Cultivo De Palma De Aceite En Colombia Escala 1:500.000” desarrollado por el IDEAM y basado en el Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia. Estudio nacional del agua. Relaciones de demanda de agua y oferta hídrica (IDEAM, 2008)

La característica de las zonas secas es que la evapotranspiración es mayor respecto a la precipitación del lugar, la proporción entre la precipitación anual y la evapotranspiración potencial está comprendida entre 0.05 y 0.75 unidades y son zonas con escasez de agua durante casi todo el año.

Esta variable fue determinada con base en información suministradas por el IDEAM, se utilizó información espacializada y clasificada por Corzo *et al.* (2009). La vulnerabilidad se determinó con respecto a la siguiente escala (ver Tabla 16).

Tabla 16. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a susceptibilidad a la desertificación

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Muy alta susceptibilidad a la desertificación
Medio alto	Alta susceptibilidad a la desertificación
Medio bajo	Susceptibilidad a la desertificación moderada a inexistente
bajo	Susceptibilidad a la desertificación inexistente

Debido a que la información corresponde a áreas homogéneas, se asignó a cada zona de estudio el mayor valor correspondiente a al menos el 30% del área total.

5.3.9. Conservación de cuencas

Las características ecológicas y de oferta de bienes y servicios ambientales de las cuencas (entre estos, el agua) dependen en gran parte del grado de intervención, en particular por la intensidad de las actividades agropecuarias y las técnicas de explotación que se aplican. En general, los principales problemas son la fragmentación y pérdida de conectividad entre coberturas vegetales estratégicas para la captación y regulación del agua, como los bosques (Ángel, 2009).

Este indicador representa el grado de transformación de las cuencas hidrográficas establecidas a nivel de subzona hidrográfica por el IDEAM, medido a partir del porcentaje existente de coberturas de origen antrópico (pastos, cultivos, entre otros) en cada subzona. Se considera que cuencas hidrográficas con bajos porcentajes de cobertura vegetal natural (estados de conservación precarios), tienen pocas posibilidades de regulación del agua, dado que la ausencia de cobertura vegetal se puede ver traducida en poca retención y por tanto mayores diferencias entre periodos secos y húmedos (Corzo *et al.*, 2009).

Los rangos de transformación de cuencas utilizados para la valoración de vulnerabilidad son los establecidos por Corzo (2009) y se muestran a continuación (ver Tabla 17).

Tabla 17. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo a la conservación de cuencas

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Porcentaje de transformación de la cuenca superior al 90%.
Medio alto	Porcentaje de transformación de la cuenca del 90 al 30%
Medio bajo	Porcentaje de transformación de la cuenca inferior al 30%

Debido que la información corresponde a áreas, se asignará a cada zona de estudio el valor de transformación de la cuenca abastecedora o en su defecto el mayor valor correspondiente a al menos el 30% del área total.

5.3.10. Producción de CO₂ estimada de acuerdo al consumo de combustibles (PE-CO₂)

Las vías para reducir las emisiones netas de CO₂, y así frenar el cambio climático, son la disminución de emisiones y el aumento de la fijación de CO₂ a corto y medio plazo. En este sentido, los bosques y otros ecosistemas juegan un papel fundamental por su capacidad de transformar el carbono del CO₂ atmosférico en biomasa viva, actuando como sumidero de carbono (Montero y Muñoz, 2003).

Se estima que aquellas zonas con mayores producciones de CO₂ son más susceptibles al recibir impactos negativos al perder la capacidad de fijación de CO₂ atmosférico. Por tal razón se escogió la producción de CO₂ como un indicador de vulnerabilidad a nivel departamental de la pérdida de dicho servicio.

Para el cálculo de este indicador se utilizó el factor de emisión para la gasolina reportado por la Unidad de Planeación Minero Energética (UPME) del Ministerio de Minas y Energía, y por la Academia Colombiana de Ciencias (2003) y se utilizó como información base el reporte estadístico de consumo de gasolina del año 2007 (UPME, 2008). Esto de acuerdo con la Ecuación 4.

Ecuación 4

$$PE-CO_2 = \text{Consumo} \times 0,003014445 \text{ GJ/barril} \times 69,25 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}$$

Donde el consumo se expresa en Barriles Por Día Calendario (BPDC). El segundo elemento corresponde a la energía calórica por barril expresada en Gigajoules (GJ) y el tercer elemento corresponde al factor de emisión para la gasolina

Aunque se calcularon las emisiones en Kg/día por departamento, no se cuenta con un valor de referencia para evaluar la vulnerabilidad, por lo tanto no se estableció una escala de vulnerabilidad según éste parámetro. Se requiere el desarrollo del indicador para su posterior aplicación. Debido a que existen datos anuales a nivel nacional de consumo de combustibles es posible utilizar este indicador de manera comparativa a nivel nacional e igualmente aprovechar la información puntual de calidad de aire disponible para realizar una evaluación específica.

5.3.11. Métricas del paisaje

Estos indicadores determinan la vulnerabilidad de los de los ecosistemas debido a su grado de fragmentación y conectividad. Existen múltiples indicadores que deben analizarse en conjunto para obtener una imagen real de las características ecológicas de la zona estudiada a nivel de paisaje. En esta propuesta se buscó el indicador más sencillo que pueda dar una idea en términos de calidad de hábitat y fragmentación. Sin embargo la aproximación de contexto paisajístico (MAVDT, 2010b) puede ser un indicador igualmente útil y sencillo para ser incorporado en una aproximación como la que se propone.

La fragmentación es la división de un hábitat continuo en unidades más pequeñas y aisladas que conlleva a una disminución del área total de hábitat y cambios en la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas (IDEA, 2003).

El rango de hábitat es definido como el área en la cual las especies realizan sus actividades regulares como alimentación y reproducción. En mamíferos el rango de hábitat se incrementa rápidamente de acuerdo con el peso corporal, al igual que en aves y otros grupos taxonómicos.

La fragmentación del hábitat amenaza la viabilidad de especies pues limita el su rango de hábitat y reduce sus posibilidades de supervivencia. Se considera que fragmentos con una extensión menor a 10.000 ha, no son adecuados para mantener poblaciones viables de la mayoría de los mamíferos grandes (Dinnerstein *et al.*, 1995).

En aves carnívoras se ha observado que especies pequeñas (40-80 g) tienen rangos de hábitat que varían entre 6 y 140 ha, y especies de gran tamaño como búhos y águilas (1500-2000 g) pueden tener rangos de hábitat de 500 a 7000 ha (Makarieva y Gorshkov, 2005).

Como medida de fragmentación se escogió un indicador sencillo como el tamaño promedio de fragmento de bosque, para lo cual se utilizó la interpretación de imágenes satelitales y se determinó el tamaño de los fragmentos. Con base en estos datos se determinaron rangos de vulnerabilidad de acuerdo a la escala que se observa en la Tabla 18.

Tabla 18. Calificación de la vulnerabilidad de acuerdo al tamaño de fragmento

Grado de vulnerabilidad	Criterio
Alto	Tamaño promedio de fragmento inferior a 140 ha
Medio alto	Tamaño promedio de fragmento entre 140 y 500 ha
Medio bajo	Tamaño promedio de fragmento entre 500 ha y 10000
bajo	Tamaño promedio de fragmento superior a 10000 ha

Este indicador puede ser utilizado de manera general para fragmentos de diferentes ecosistemas inmersos en matrices de diferente tipo, sin embargo es necesario que se ajuste la escala de valoración si no se trata de bosques. Adicionalmente es recomendable para un posterior desarrollo del indicador tener en cuenta el tipo de matriz en la que se encuentran inmersos los fragmentos, por ejemplo un fragmento que se encuentre en una matriz urbana podría ser más vulnerable que uno en una matriz de pastos.

5.4. Aplicación de la metodología propuesta

Los resultados mostrados a continuación hacen parte del proyecto de “Identificación y análisis del uso, aprovechamiento y afectación de los recursos naturales renovables y el impacto causado sobre estos recursos, por la cadena de biocombustibles” (IDEAM, s.f.). Son un ejemplo de la aplicación de algunos de los indicadores propuestos como parte de metodología cualitativa modificada propuesta por Toro (2009).

En este ejemplo se comparan tres zonas con características diferentes para la producción de biocombustibles: La zona norte del departamento del Cesar, el municipio de Puerto Wilches en el Departamento de Santander, y la Hoya del río Suarez en el mismo departamento.

5.4.1. Resultados del cálculo de vulnerabilidad

5.4.1.1. Evaluación de indicadores

A continuación se presentan los resultados de la evaluación de indicadores en cada una de las zonas explicadas en el numeral 4.4:

i. Presencia de objetos prioritarios para la conservación (OPC)

Hoya del Río Suarez (Santander): Vulnerabilidad baja, dentro de esta área no se encontraron OPC debido a su alto grado de transformación.

Norte del Cesar: Vulnerabilidad media baja, para esta zona se encontró la presencia del Helobioma Caribe en menos de un 50% del área del estudio. El Helobioma Caribe es un sistema asociado a la dinámica fluvial con un alto aporte de sedimentos; tiene importantes funciones como regulador del régimen hídrico (regulación de caudales y sedimentos principalmente) y albergue de altas concentraciones de especies de aves migratorias y gregarias. Tiene alta susceptibilidad a la presión antrópica por cambio en el uso del suelo (Galindo *et al.* 2008).

Puerto Wilches: Vulnerabilidad alta, presencia del Helobioma Caribe con presencia del ecosistema de arbustales del Helobioma Magdalena Caribe, el cual es un objeto prioritario de conservación definido. Además los humedales del Magdalena medio presentes en este municipio han sido definidos como “áreas proyectadas a proteger por sus ecosistemas estratégicos” dentro del Plan de Acción Trienal 2007-2009 de la Corporación Autónoma Regional de Santander CAS.

ii. Área de ecosistemas remantes

Hoya del Río Suarez: Vulnerabilidad media alta. Se conserva el 18,2% del área total en ecosistemas naturales, es un ambiente muy transformado con una tendencia baja hacia la sostenibilidad. Este cálculo se realizó con base en el área de la hoya de Río Suarez dentro de la jurisdicción de la CAS; no se tomó en cuenta el área dentro del departamento de Boyacá.

Norte del Cesar: Vulnerabilidad alta. Solo se conserva el 6,7% del total de área en ecosistemas naturales, es un ambiente altamente transformado y con una sostenibilidad ecológica dudosa o no sostenible.

Puerto Wilches: Vulnerabilidad media baja. El 34,3% de su área está representada por ecosistemas naturales, es un ambiente parcialmente transformado con una sostenibilidad media.

iii. **Presencia de especies de plantas en peligro o vulnerables**

Cesar (Norte del Cesar): En este departamento hay 13 especies amenazadas, 1 “En Peligro Crítico”, 5 “En Peligro” y 6 “Vulnerables. La única especie en peligro crítico se encuentra en el municipio de Agustín Codazzi, el cual pertenece específicamente al área de estudio y por lo tanto se le asigna el valor de vulnerabilidad alta.

Santander (Hoya del Río Suarez y Puerto Wilches): En este departamento se encontraron 5 especies en peligro crítico, 27 en peligro y 24 vulnerables; de ellas en municipios pertenecientes a la Hoya del Río Suarez se reportan al menos 2 especies en peligro crítico, 6 especies en peligro y 4 especies vulnerables, por lo cual se asigna a esta zona el valor de vulnerabilidad alta. En el municipio de Puerto Wilches se encontró al menos 1 especie en peligro y 1 especie vulnerable por lo cual se asigna la calificación de vulnerabilidad media alta.

Los valores se presentan a nivel departamental, debido a que no se cuenta con información a nivel municipal para todos los grupos taxonómicos y por lo tanto es posible que la vulnerabilidad sea mayor.

iv. **Distribución de especies animales prioritarias para la conservación, en peligro o vulnerables**

Hoya del Río Suarez: Vulnerabilidad media baja. Se reporta convergencia de especies de mamíferos y anfibios sin categoría de amenaza y sin rango restringido.

Norte del Cesar: Vulnerabilidad baja. No hay reporte de especies de mamíferos y anfibios en ningún grado de amenaza, la información es insuficiente.

Puerto Wilches: Vulnerabilidad media baja. Se reporta convergencia de especies de mamíferos y anfibios sin categoría de amenaza y sin rango restringido.

v. **Capacidad agrológica del suelo**

Hoya del Río Suarez: Vulnerabilidad alta. Suelos clase VI: Zonas con pendientes del 25 a 50%. Profundidad efectiva muy superficial a muy profunda; pedregosidad y

rocosidad nula a excesiva. Drenaje natural excesivo a muy pobre. La principal limitación es la pendiente del terreno.

Norte del Cesar: Vulnerabilidad media alta. Suelos clase IV: Tierras de clima cálido seco, en relieve plano a ligeramente ondulado. Suelos en relieve plano a ligeramente ondulado. Suelos en general fuertemente ácidos o texturas finas y ligeramente alcalinos. La principal limitación es la deficiencia de agua.

Puerto Wilches: Vulnerabilidad media alta. Suelos clase IVsh: suelos más o menos planos, superficiales a moderadamente profundos, imperfectamente drenados. La reacción es muy ácida. Los factores limitantes son: mal drenaje, fertilidad baja a muy baja y poca profundidad.

vi. **Susceptibilidad a la desertificación**

Hoya del Río Suarez: Vulnerabilidad media baja. Aproximadamente el 98% de la zona tiene una baja susceptibilidad a la desertificación, solo el 2% tiene un grado de susceptibilidad muy alto.

Norte del Cesar: Vulnerabilidad alta. El 35% de la zona presenta una susceptibilidad muy alta a la desertificación, es decir presenta déficit hídrico la gran mayor parte de todo el año (11 meses); solamente el mes de octubre presenta un balance hídrico positivo; el 8,6% de la zona presenta una susceptibilidad alta y el 56,3% una susceptibilidad moderada.

Puerto Wilches: Vulnerabilidad media baja. El 100% de la zona tiene una susceptibilidad a la desertificación moderada a inexistente, esto debido a sus características climáticas y a la influencia de la planicie inundable del Río Magdalena, que condiciona además la formación de diferentes ecosistemas de la región.

vii. **Conservación de cuencas**

Hoya del Río Suarez: Vulnerabilidad alta. La cuenca total del Río Suarez, comprendida entre los departamentos de Santander y Boyacá, tiene una transformación superior al 90%.

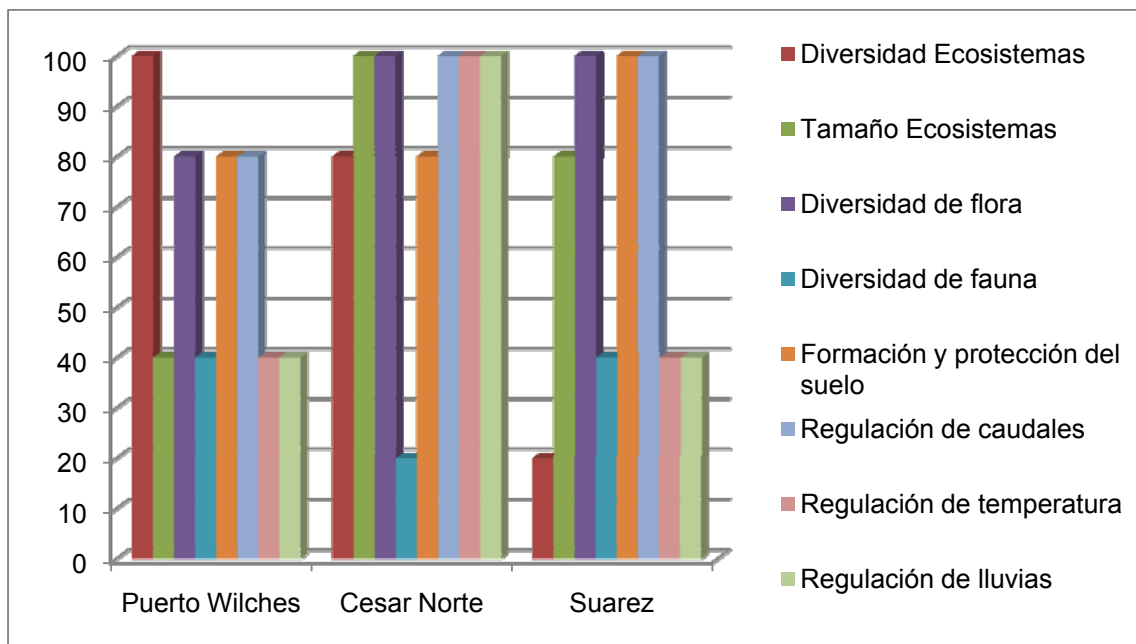
Norte del Cesar: Vulnerabilidad alta. Más del 90% del área de las cuencas dentro de la zona se encuentran transformadas, lo que recalca el estado de deterioro de la región y la alta vulnerabilidad relacionada con la regulación y captación del recurso hídrico.

Puerto Wilches: Vulnerabilidad media alta. Las cuencas de la zona se encuentran transformadas en un 30 al 90% de su área total. El municipio de Puerto Wilches en general tiene un grado de conservación alto (66%), sin embargo las cuencas, como unidades naturales, sobrepasan los límites político-administrativos y el estado de conservación general de las mismas puede estar afectado por fenómenos aguas arriba de la zona de estudio, razón por la cual el municipio tiene una vulnerabilidad superior con relación a su estado de conservación.

En la Figura 5 se muestra una comparación de la calificación de vulnerabilidad de algunos factores biológicos para las tres zonas utilizadas como ejemplo. Puede observarse que con el cálculo de la vulnerabilidad es posible discriminar las diferencias que existen entre las zonas de estudio y, a diferencia de otras metodologías como la de Battelle-Columbus en la que se otorgan unidades de importancia a los factores según el criterio del evaluador, con la inclusión de la vulnerabilidad se le otorga importancia a cada factor según las características de la zona de acuerdo con un criterio homogéneo y objetivo.

Para este caso el municipio de Puerto Wilches tiene una alta vulnerabilidad a nivel de ecosistemas debida a la presencia de ecosistemas de gran importancia como las planicies inundables asociadas a los ríos Sogamoso y Magdalena, mientras que la Hoya del Río Suarez presenta una baja vulnerabilidad a nivel de ecosistemas, pues por su alto grado de transformación no cuenta con la presencia de ecosistemas naturales, sin embargo al analizar el área de ecosistemas remanentes la Hoya del Río Suarez presenta una vulnerabilidad mayor a la de Puerto Wilches, precisamente por su alto grado de transformación. En este ejemplo se observa cómo los diferentes factores tomados en cuenta resultan ser complementarios para el análisis y permiten valorar los impactos de manera específica.

Figura 5. Comparación de zonas según la vulnerabilidad de sus factores ambientales



Fuente: Elaboración propia con datos IDEAM s.f.

5.4.2. Cálculo de la importancia de los impactos

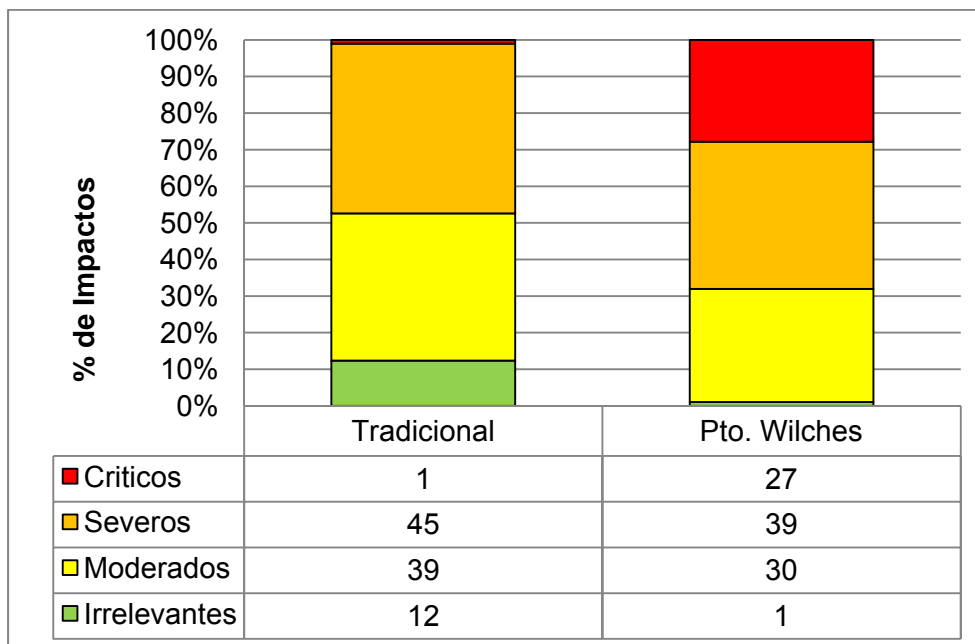
Al realizar el cálculo de la importancia total y cuantificar los impactos de acuerdo a su importancia es posible realizar una comparación entre los impactos de las diferentes zonas de estudio.

Cabe aclarar que mientras los impactos irrelevantes o moderados no son objeto de medidas de manejo, o son manejados por medio de medidas genéricas, poco específicas o de tipo estándar para el tipo de actividad, los impactos severos y críticos son tratados mediante medidas específicas, con mayor inversión y mejores resultados.

En la Figura 6 se muestran los tipos de impactos para la zona de Puerto Wilches comparando el cálculo de importancia tradicional (ImpPro) vs. la modificación propuesta por Toro (2009). En primer lugar se observa que los resultados son variables en cuanto al número de impactos moderados y severos, pues aumentan los impactos críticos mientras que para se reducen los severos. Sin embargo en general el número de impactos objeto de medidas especiales aumenta al incluir la importancia de la vulnerabilidad dentro del

cálculo de importancia del impacto; mientras que el número de impactos irrelevantes (ignorados en el manejo) disminuye.

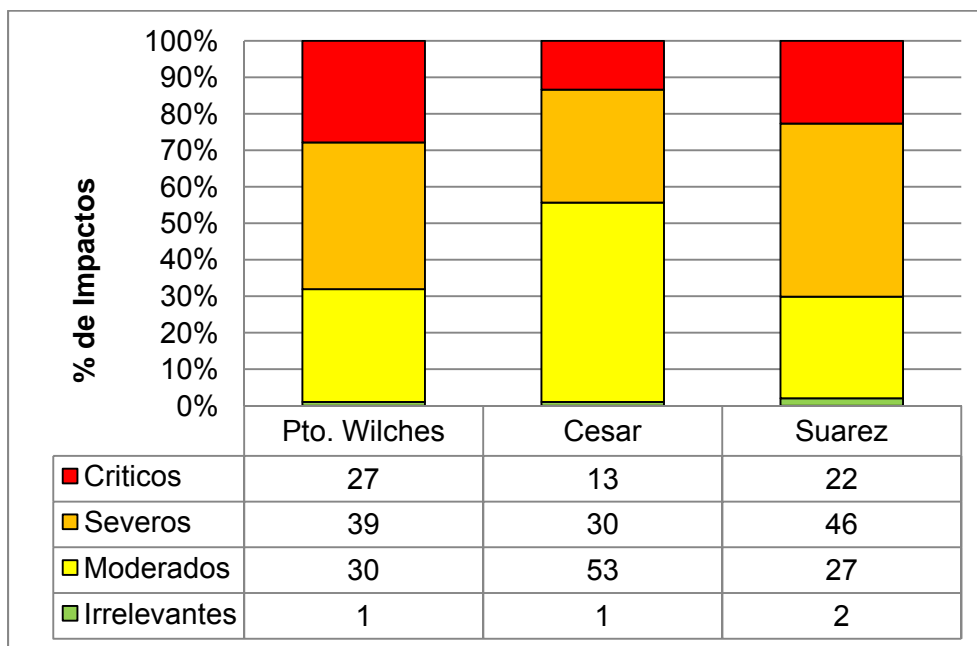
Figura 6. Comparación de metodologías zona Puerto Wilches



Fuente: Elaboración propia con datos IDEAM s.f.

En la Figura 7 puede observarse que mediante la incorporación de la vulnerabilidad se realza la importancia de los impactos de acuerdo con las particularidades de cada una de las zonas de estudio, reconociendo la diversidad y permitiendo de igual manera que se desarrollen medidas especiales para el área en particular.

Figura 7. Comparación de tipos de impacto por zona incluyendo la vulnerabilidad



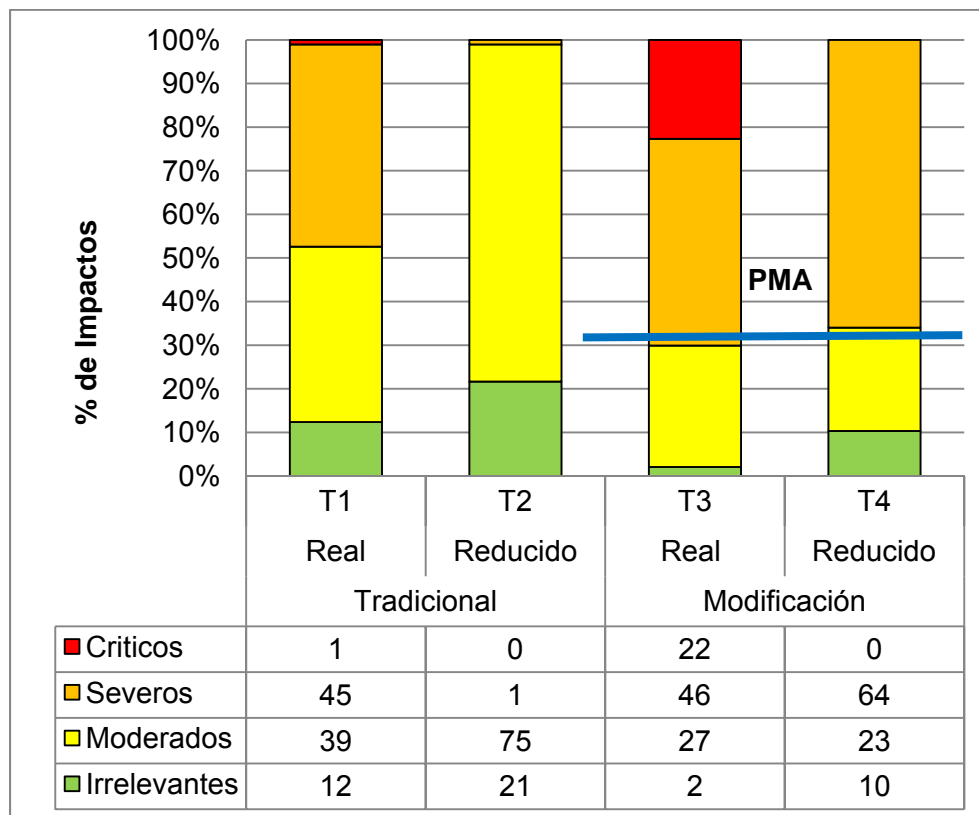
5.4.3. Efecto de la subjetividad del evaluador

En la Figura 8 se muestran de forma comparativa los resultados del ejercicio propuesto para la zona de la Hoya del Río Suarez. Las dos primeras columnas a la izquierda corresponden al cálculo tradicional de la importancia (ImpPro) y las dos de la derecha a la modificación metodológica propuesta por Toro (2009) en la cual se incluye el cálculo de la importancia de la vulnerabilidad (ImpVul). Dentro de cada uno de estos grupos se encuentra un tratamiento con los valores reales de ImpPro calculados de manera objetiva (“Real”) y un tratamiento con los valores de ImpPro reducidos intencionalmente de manera subjetiva (“Reducido”) al reducir el valor de los atributos de intensidad y extensión del impacto durante el cálculo.

Puede observarse una notoria diferencia entre los tipos de impactos calculados con la metodología tradicional (T1 y T2), pues al reducir intencionalmente la importancia de los impactos (T2) desaparecen los impactos críticos y más del 95% de los impactos se califican como moderados o irrelevantes. Esto significa que para este ejercicio, al reducir intencionalmente la intensidad y extensión en la calificación, más del 95% de los impactos

no son tomados en cuenta dentro del Plan de Manejo Ambiental (PMA) o son objeto de medidas menores.

Figura 8. Reducción de la subjetividad del evaluador para la Hoya del Río Suarez



Fuente: Elaboración propia con datos IDEAM s.f.

Al incluir la vulnerabilidad como medida correctiva de la subjetividad (T3 y T4) se observan diferencias en la evaluación con valores de ImpPro reales (T3) y con valores reducidos (T4), especialmente en el número de impactos irrelevantes y críticos. Sin embargo si se agrupan los impactos severos y críticos (tomados en cuenta para las medidas de manejo especiales y de mayo seguimiento) y los impactos moderados e irrelevantes (ignorados o sujetos a manejos genéricos) se observa que ambas evaluaciones son similares, es decir que a pesar de la fuerte modificación realizada por los evaluadores, la inclusión de la vulnerabilidad resulta ser una buena medida correctiva y efectivamente reduce la subjetividad en la evaluación.

Adicionalmente se realizó una prueba de Kruskal-Wallis comparando los 4 tratamientos de acuerdo con la calificación de importancia de los diferentes impactos, mediante la cual se determinó que existen diferencias significativas entre los tratamiento ($P=0$). En la Tabla 19 se muestra el resultado de un test de rangos múltiples utilizando el método de Sheffe con un 95% de confianza. Los grupos homogéneos (sin diferencias estadísticamente significativas) se agrupan bajo una misma columna de color gris, como se puede observar cada tratamiento forma un grupo independiente.

Tabla 19. Test de rangos múltiples para la calificación de los impactos

Tratamiento			Casos	Media	Grupos Homogéneos			
T3	Modificación	Real	97	-60,0487				
T4	Modificación	Reducido	97	-53,8247				
T1	Tradicional	Real	97	-47,6474				
T2	Tradicional	Reducido	97	-32,0876				

El mismo tipo de análisis se realizó para comparar la cantidad de cada tipo de impacto, para ello se realizó una simulación teórica modificando los valores de intensidad y extensión dentro del cálculo de la importancia tradicional (ImpPro). La modificación se realizó con valores entre 2 y 12 dando como resultado las tablas que se muestran a continuación.

Tabla 20. Test de rangos múltiples para impactos críticos

Tratamiento			Casos	Media	Grupos Homogéneos			
T1	Tradicional	Real	16	1,0				
T2	Tradicional	Alterado	16	9,875				
T3	Modificación	Real	16	22,0				
T4	Modificación	Alterado	16	24,1875				

Tabla 21. Test de rangos múltiples para impactos severos

Tratamiento			Casos	Media	Grupos Homogéneos			
T2	Tradicional	Alterado	16	41,625				
T1	Tradicional	Real	16	45,0				
T3	Modificación	Real	16	46,0				
T4	Modificación	Alterado	16	47,25				

Tabla 22. Test de rangos múltiples para impactos moderados

Tratamiento			Casos	Media	Grupos Homogéneos			
T4	Modificación	Alterado	16	22,5625				
T3	Modificación	Real	16	27,0				
T2	Tradicional	Alterado	16	35,5				
T1	Tradicional	Real	16	39,0				

Tabla 23. Test de rangos múltiples para impactos irrelevantes

Tratamiento			Casos	Media	Grupos Homogéneos			
T3	Modificación	Real	16	2,0				
T4	Modificación	Alterado	16	3,0				
T2	Tradicional	Alterado	16	10,0				
T1	Tradicional	Real	16	12,0				

Resumiendo la información presentada en las tablas puede observarse que la mayor diferencia entre los tratamientos se presenta a nivel de los impactos críticos, los cuales son influenciados tanto por el tipo de metodología como por la alteración de la ImpPro. No se presenta diferencia entre los impactos severos. En los impactos moderados solo existe diferencia significativa entre la metodología tradicional sin alteración de ImpPro (T1) y la metodología que incluye la vulnerabilidad con alteración de ImpPro (T4). Finalmente en los impactos irrelevantes se diferencian por la inclusión de la vulnerabilidad y no por la alteración de la ImpPro, lo que significa que al incluir la vulnerabilidad en la metodología efectivamente se reduce la cantidad de impactos irrelevantes.

Este último análisis muestra que la metodología es sensible a diferentes niveles de modificación de los atributos de intensidad y extensión, y que actúa amortiguando el efecto de la modificación intencional de la ImpPro actuando especialmente sobre los impactos de tipo crítico e irrelevante.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los indicadores propuestos son sencillos, sin embargo resultan funcionales debido a que aportan información suficiente del estado del ambiente y su vulnerabilidad. Su aplicación permite la discriminación de zonas de estudio, lo que proporciona información acerca de las particularidades de la región estudiada, reconociendo la especificidad de los sistemas ambientales presentes. Esto permite que los factores que sean de mayor relevancia en la zona por su vulnerabilidad sean reconocidos como aquellos que pueden recibir potencialmente un mayor impacto.

Tradicionalmente la importancia de los factores ambientales en la zona de estudio se determina por el juicio de los profesionales que hacen el estudio, añadiendo subjetividad a la evaluación al permitir que se dé mayor valor a aquellos factores que no sean afectados por el proyecto. Mediante la aproximación por medio de la vulnerabilidad se permite que estos factores sean de alguna manera ponderados de una forma objetiva, pues los impactos genéricos que pueda presentar la actividad se harán más evidentes al incluir la vulnerabilidad de la zona. De esta forma los factores más vulnerables tendrán una mayor importancia en la evaluación.

Los indicadores propuestos se desarrollaron con el objetivo de ser aplicables con la información disponible en el país en el Sistema de Información Ambiental (SIA), convirtiéndose así en una herramienta que permite realizar análisis de tipo regional y que puede ser complementada con información puntual. En el ámbito de la Evaluación de Impacto Ambiental pueden ser utilizados como la base o punto de partida para la reducción de la subjetividad en la metodología cualitativa.

La inclusión de la vulnerabilidad resulta una medida efectiva para la reducción de la subjetividad de los evaluadores, pues mediante un ejercicio teórico basado en datos reales se demostró que a pesar de reducir arbitrariamente la intensidad y extensión de los impactos, en términos generales se obtiene resultados similares a los de un estudio profesional y objetivo.

La metodología además reduce la cantidad de impactos irrelevantes de acuerdo con la zona de estudio y su vulnerabilidad, propiciando que impactos que normalmente no

serían tomados en cuenta dentro del plan de manejo sean incluidos dentro de éste, o sean objeto de medidas de manejo más rigurosas.

Los indicadores propuestos sin embargo son insuficientes en la interpretación de sistemas acuáticos principalmente debido a la falta de información y a la alta variabilidad de las poblaciones a través del tiempo. Estos sistemas además tienen una altísima presión en todo el país por su sobreuso en labores agrícolas, la invasión de sus rondas y el aporte de materia orgánica proveniente de la agricultura y de los vertimientos de origen urbano e industrial. A pesar de esto es posible, con las exigencias que hace el MAVDT, tener una idea de la vulnerabilidad de los ecosistemas acuáticos en el área de influencia directa del proyecto. Sin embargo es necesario el desarrollo de indicadores fácilmente aplicables y con información suficiente a nivel regional para los sistemas acuáticos.

Debido a las características particulares del medio acuático y terrestre es necesario seguir teniendo un enfoque dual desde el punto de vista ecosistémico. Sin embargo factores como la susceptibilidad a la desertificación, el grado de transformación de las cuencas y la presencia de objetos prioritarios para la conservación pueden ayudar a comprender la vulnerabilidad de los ecosistemas acuáticos.

A pesar que la metodología puede ser aplicada a diferentes escalas es necesario en lo posible que se trabaje a nivel de cuenca, por ser un límite natural que permite una mejor interpretación de los procesos ecológicos. Esto es claro cuando se calcula el grado de transformación o la susceptibilidad a la desertificación.

El enfoque a partir de servicios ecosistémicos permite un acercamiento a los actores ambientales, determinar los factores de mayor relevancia e indicar los umbrales de tolerancia de acuerdo al uso humano, lo que además hace más aceptable el manejo desde el punto de vista político y social. Este enfoque además es capaz de sentar las bases para una interpretación social del uso y aprovechamiento de recursos, así como generar un puente entre la vulnerabilidad de los ecosistemas y la de las comunidades que depende de ellos, creando una sinergia con las interpretaciones comunitarias. Para ello es necesario que se desarrollen trabajos encaminados a la aplicación de la vulnerabilidad social en el ámbito de la evaluación de impacto ambiental en Colombia.

7. BIBLIOGRAFÍA

- ÁNGEL, C. 2009. Plan Indicativo De La Cuenca Abastecedora Del Río San Alberto Del Espíritu Santo, Municipio San Alberto, Sur Del Cesar. Aguas de Manizales, Aguas del Cesar, CORPOCESAR.
- ARRIBAS DE PAZ A.; RODRIGUEZ G. C. 2004. Estudios de evaluación de impacto ambiental: situación actual. Huelva: Universidad de Huelva, Colección Alonso de Barba.
- BARKER, A.; WOOD, C. 1999. An evaluation of EIA system performance in eight EU countries. *Environmental Impact Assessment Review* No. 19 pg. 387-404
- BERMEJO, R. 2005. La Gran Transición Hacia la Sostenibilidad: Principios y Estrategias de Economía Sostenible. Madrid: Catarata.
- BISSET, R. 1998. "Developments in EIA methods". En: WATHERN P. *Environmental impact assessment: theory and practice*. (Editor) London: Biddles Ltd, Guilford and King's Lynn. p. 3-46.
- BOYD J., BANZHAF S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* No. 63 pg. 616-626.
- BUNGE, M. 1999. Diccionario de filosofía, México, Siglo XXI editores. pg1 96.
- CALDERÓN-SÁENZ E. (ed.). 2006. Libro Rojo de Plantas de Colombia. Volumen 6: Orquídeas, Primera Parte. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 828 pg.
- CANO, M.; CENDRA, J.; STAHEL, A. W. 2005. "Oikonomía vs. crematística: base de las contradicciones del desarrollo moderno". *Sostenible?*. núm. 7 pg. 47-71. Disponible en <http://upcommons.upc.edu/revistes/bitstream/2099/1805/1/12.Oikonom%C3%ADa%20vs.%20cremat%C3%ADstica.pdf> línea
- CANTER, L. W. 1996. *Environmental Impact Assessment*. New York: McGraw-Hill.
- CANTER, L. 2000. Manual de evaluación de impacto ambiental: técnicas para la elaboración de EsIA. 2ª edición. Bogotá. McGRAW-HILL, p.2.
- CAPRA, F. 1996. La trama de la vida: Una nueva perspectiva de los sistemas vivos. Editorial Anagrama. 368 pg.

- CHRISTER, N.; GUNNEL, G. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*. No. 32, pg 677-692.
- CONESA, FDEZ.-VITORA, V. (1996). *Guía metodológica para la evaluación del Impacto Ambiental*. 3ª edición. Madrid: Mundi-Prensa Libros. 412 pg.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE SANTANDER-CAS. 2007. *Plan De Acción Trienal 2007- 2009*.
- CORZO, C., ARCILA, K., SARMIENTO, C. 2009. *Zonas Aptas Ambientalmente Para El Cultivo De Palma De Aceite En Colombia Escala 1:500.000: Componente Ecológico*. Instituto De Hidrología, Meteorología Y Estudios Ambientales – IDEAM, Instituto De Estudios Biológicos Alexander von Humboldt – IAvH, World Wildlife Fund, Inc. –WWF.
- CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J. R.; RASKIN, G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* No. 387 pg. 253-260.
- DAVIS, M. B. 1976. Pleistocene biogeography of temperate deciduous forests. *Geoscience and Man* No. 13 pg 13–26.
- DE CHAZAL, J.; QUETIER, F.; LAVOREL, S.; VAN DOORN, A. 2008. Including multiple differing stakeholder values into vulnerability assessments of socio-ecological systems. *Global Environmental Change* No. 18 pg 508– 520.
- DINERSTEIN, E.; OLSEN, D.; GRAHAM, D.; WEBSTER, A.; PRIMM, S.; BOOK-BINDER, M.; LEDEC, G. 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. World Bank, WWF. Washington D. C., USA
- DUARTE, O. G.; REQUENA, I.; ROSARIO, Y. 2007. Fuzzy Techniques For Environmental-Impact Assessment In The Mineral Deposit Of Punta Gorda (Moa, Cuba) *Environmental Technology*, Vol. 28. pp 659-669
- DUINKER, P.N.; BEANLANDS, G.E. 1986. The significance of environmental impacts: an exploration of the concept. *Environmental Management* No. 10(1) pg. 1-10.
- ELLIS, C.; RAMANKUTTY, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* Vol. 6, No. 8 : pp. 439-447.
- EUROPEAN COMMISSION. 2001. *Guidance on EIA: Screening*. Office for official publications of the european communities. Disponible en línea <http://ec.europa.eu/environment/eia/eia-guidelines/g-screening-full-text.pdf>

- FOLKE, C., JANSSON, Å.; LARSSON, J.; COSTANZA, R. 1997. Ecosystem appropriation by cities. *Ambio* 26:167–172.
- GALINDO, G., MORALES, M., RODRÍGUEZ, N., VERGARA L.K., MARCELO, D. Y BERNAL, N.R. 2008. Planeación ambiental del sector hidrocarburos para la conservación de la biodiversidad en áreas de interés de la Agencia Nacional de Hidrocarburos en Colombia. Convenio de cooperación No. 012-2006 (06-486 IAvH). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá. Colombia. 209 pg.
- GALINDO, G., MARCELO, D., BERNAL, N.R., VERGARA L.K., Y BETANCOURTH, J.C. 2009 a. Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en el Caribe continental colombiano. Serie Planificación Ecorregional para la Conservación de la Biodiversidad, No.1. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá D.C. Colombia
- GALINDO, G., CABRERA, E., OTERO, J., BERNAL, N.R., Y PALACIOS, S. 2009b. Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en los Andes y en el Piedemonte amazónico colombianos. Serie Planificación Ecorregional para la Conservación de la Biodiversidad, No. 2. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá D.C. Colombia.
- GALLOPÍN, G. 2006. Linkages between vulnerability, resilience and adaptive capacity. *Global Environment Change* No. 16, pg 203-303.
- GARCÍA, N. (ed.). 2007. Libro Rojo de Plantas de Colombia. Volumen 5: Las magnoliáceas, las miristicáceas y las podocarpáceas. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt - CORANTIOQUIA - Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín - Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 236 pg.
- GARMENDIA, A.; SALVADOR A.; CRESPO C.; GARMENDIA L. 2005. Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid: Pearson education, p. 75.
- GLASSON J.; THERIVEL R.; CHADWICK A. (2005). Introduction to environmental impact assessment. Third edition. Taylor & Francis.

- HERNÁNDEZ-CAMACHO, J. I. 1992. Vulnerabilidad y estrategias para la conservación de algunos biomas de Colombia. En HALFFTER, G. La diversidad biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Mexicana. Volumen Especial, México.
- HOLLING, C. S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. Annual Review of Ecology and Systematics Vol. 4, pg. 1-23
- HULL, W. 1953. Manual De Conservación De Suelos. Estados Unidos. Secretaría De Agricultura. Servicio De Conservación De Suelos. Washington: Government Printing Office. 332 pg.
- HUSTON, M. A. 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, New York, USA.
- IDEA – UN. 2003. Plan de Ordenación y Manejo Ambiental de la Cuenca del Río Garagoa. VI. Componente Ecosistémico.
- IDEAM, CAS, CORPOCESAR. s.f. Estudio inédito. Identificación y análisis del uso, aprovechamiento y afectación de los recursos naturales renovables y el impacto causado sobre estos recursos, por la cadena de biocombustibles (en etapas de cultivo y transformación de la biomasa: caña de azúcar y palma de aceite, en biocombustibles: Etanol de caña y biodiesel de palma).
- IDEAM, MAVDT, ASOCARS, CORPOCALDAS, CORTOLIMA, CVC, UNIVERSIDAD DEL TOLIMA. 2003. Guía Técnico Científica para la ordenación y manejo de cuencas hidrográficas.
- IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, I. Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jon von Numen, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andreas e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C, 276 p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM. 2008. Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia. Estudio nacional del agua. Relaciones de demanda de agua y oferta hídrica.
- IGAC. 1997. Estudio General de Suelos del Departamento del Cesar. Escala 1:250.000.
- IGAC. 1980. Estudio General de Suelos de los municipios de Barrancabermeja, Puerto Pilches, Sabana de Torres y San Vicente de Chucuri.

- IGAC. 2003. Estudio general de suelos del Departamento de Santander
- IPPOLITO, A.; SALE, S.; FABER, JOHN; VIGIL, M. 2009. Ecological vulnerability analysis: A river basin case study. *Science of the Total Environment*. IN PRESS.
- KATTAN, G. 1992. Rarity and Vulnerability: The Birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, Vol. 6, No. 1 pg. 64-70.
- KONTIC B. 2000. Why are some experts more credible than others? *Environmental Impact Assessment Review*; No. 20(4) pg 427– 34.
- KJELLERUP U. 1999. Significance determination: a rational reconstruction of decisions. *Environmental Impact Assessment Review* No.19 pg. 3-19.
- KVÆRNER, J.; SWENSEN, G.; ERIKSTAD, L. 2006. Assessing environmental vulnerability in EIA—The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 26, No. 5, pg 511-527.
- LAWRENCE, D.P. 2007. Impact significance determination- back to basics. *Environmental Impact Assessment Review* No. 27 pg. 755–769.
- LEOPOLD, L., CLARKE F., HANSHAW B., BALSLEY, J. (1971). A Procedure for Evaluating Environmental Impact Washington: circular 645, Geological Survey, United States Department of the Interior.
- LUERS, A.; LOBELL, B.; SKLAR, L.; ADDAMS, L.; MATSON, P. 2003. A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of the Yaqui Valley, Mexico. *Global Environmental Change* No. 13 pg. 255–267.
- MAKARIEVA A.M.; GORSHKOV V.G. 2005. Why do population density and inverse home range scale differently with body size? Implications for ecosystem stability. *Ecological Complexity*, 2, pg 259-271
- MALDONADO, E.; CHIO, G.; GÓMEZ, I. 2007. Índice de vulnerabilidad sísmica en edificaciones de mampostería basado en opinión de expertos. *Ingeniería y universidad*. Año/vol. 11 No. 02. Pontificia Universidad Javeriana. Pg. 149-168.
- MÁRQUEZ, G. 2001. Vegetación, población y huella ecológica como indicadores de sostenibilidad en Colombia. *Gestión y ambiente* No. 5 pg 33-49. Universidad Nacional de Colombia, Medellín.
- MARQUEZ, G. 2003. Ecosistemas estratégicos de Colombia. 65 pg. Publicación electrónica disponible en <http://www.sogeocol.com.co/documentos/07ecos.pdf>.

- MARTÍNEZ, R. 2005. Hambre y desigualdad en los países andinos- La desnutrición y la vulnerabilidad alimentaria en Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú. CEPAL Serie políticas sociales No. 112. Naciones Unidas. Santiago de Chile.
- MAVDT. 2010a. Resolución número 1503 “Por la cual se adopta la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales y se toman otras determinaciones”
- MAVDT. 2010b. Metodología general para la presentación de estudios ambientales / Zapata, D., Londoño, C. et ál. (Eds.) González, C. V.; Idárraga, J.; Poveda, A.; et ál. (Textos). Bogotá, D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 72 pg.
- MEYNELL, P. 2005. Use of IUCN red listing process as a basis for assessing biodiversity threats and impacts in environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 23, No. 1, pg. 65–72.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- MIRIYA SAMARAKOON, M.; ROWAN, J.S. 2008. A Critical Review of Environmental Impact Statements in Sri Lanka with Particular Reference to Ecological Impact Assessment. *Environmental Management* No. 41 pg. 441–460.
- MONTERO, G., MUÑOZ, M., DONÉS, J. 2003. Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. en el monte "Pinar de Valsaín". Comunicación técnica. Asociación y Colegio de Ingenieros Técnicos Forestales. *Foresta* No. 24. pg. 41-49.
- MORAN, M.; SHAPIRO, H. 2004. *Fundamentos de termodinámica técnica*. Editorial Reverté, Barcelona. 867 pg.
- MORGAN R. K. 1998. *Environmental impact assessment: a methodological perspective*. London: Kluwer.
- MÜLLER, F.; HOFFMANN-KROLL, R.; WIGGERING, H. 2000. Indicating ecosystem integrity — theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling* No. 130 pg 13–23.
- MÜLLER, F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organization. *Ecological Indicators* Vol. 5 pg 280–294.
- MUÑOZ-PEDREROS, A. 2004. La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural*. No. 77 pg. 139-156.

- NÚÑEZ, J.; ESPINOSA, S. 2005. Determinantes de la pobreza y la vulnerabilidad. Misión para el diseño de una estrategia para la reducción de la pobreza y la desigualdad.
- ODUM, E. P. 1953. Fundamentals of Ecology. W. B. Saunders Company, 1st Ed., 574 pp
- O'NEILL, R. 2001. Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course!). Ecology Vol. 82 No. 12. Pg 3275-3284.
- ORGANIZACION DE LAS NACIONES UNIDAS (ONU). 1994. Convenio sobre la Evaluación del Impacto Ambiental en un Contexto Transfronterizo, documento No. ECE/ENHS/NONE/2003/25, GE.03-32363 (S) 281003 101103.
- PARDO BUENDIA, M. 2002. La evaluación de impacto ambiental y social para el siglo XX: Teorías, procesos, metodología. Madrid: Editorial Fundamentos.
- PASTAKIA, C.; JENSEN, A. 1998. The rapid impact assessment matrix (RIAM) for EIA. Environmental Impact Assessment Review No.18 pg. 461–482
- PICKETT, S. & CADENASSO, M. L. 2002. The Ecosystem as a Multidimensional Concept: Meaning, Model, and Metaphor. Ecosystems 2002. No. 5 pg1–10
- QUÉTIER, F., TAPPELLA, E., CONTI, G., CÁCERES, D. y DÍAZ, S. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. Gaceta ecológica número especial 84-85 pg.17-26 D.R. Instituto Nacional de Ecología, Mexico.
- RAVITCH, M. 1989. Subjectivity in decision making: Common problems and limitations. World Journal Of Surgery Vol. 13, No 3, pg 281-286.
- REES, W.E. 1988. A role for environmental assessment in achieving sustainable. Development. Environment impact assessment review; (8): 273-291. p.281
- ROLDAN, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia, propuesta para el uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pg.
- ROJAS, H. y KONG, S. 1998. Evaluación del paisaje de la reserva forestal de Malleco.
- SADLER B. 1996. Environmental assessment in a changing world: evaluating practice to improve performance. Ottawa. International Association of Impact Assessment and Canadian Environmental Assessment Agency.
- SÁNCHEZ, L. E. 2002. Evaluación de impacto ambiental, Notas de clases dictadas en el II curso internacional de aspectos geológicos de protección ambiental Campinas, SP - Brasil 5 al 20 de junio de 2000, Montevideo: Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe en Montevideo.

- SCHEFFER, M., S. CARPENTER, J.A. FOLEY, C. FOLKE Y B. WALKER. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* (4)413: 591-596.
- SCHNEIDERBAUER, S.; EHRLICH, D. 2004. Risk, hazard and people's vulnerability to natural hazards-A review of definitions, concepts and data. European Commission. Luxemburgo.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Comisión Holandesa para Evaluación Ambiental. 2006. Cuaderno Técnico CDB No. 26 la diversidad biológica en las evaluaciones de impacto. Documento de antecedentes de la Decisión VII/28 del Convenio sobre la Diversidad Biológica: Directrices voluntarias sobre evaluaciones de impacto, incluida la diversidad biológica, Montreal, Canadá, páginas 90.
- TANSLEY, A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16, 284-307.
- TORO, J.; REQUENA, I.; ZAMORANO, M, 2010. Environmental impact assessment in Colombia: Critical analysis and proposals for improvement, *Environmental Impact Assessment Review*; 30:247-261
- TORO, J. 2009. "Análisis constructivo del proceso de evaluación de impacto ambiental en Colombia. Propuesta de mejora". Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- TURNER, B.; KASPERSON, R.; MATSON, P.; MCCARTHY, J.; CORELL, R.; CHRISTENSEN, L.; ECKLEY, N.; KASPERSON, J.; LUERS, A.; MARTELLO, M.; POLSKY, C.; PULSIPHER, A. y SCHILLER, A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 100 No. 14 pg 8074-8079.
- TURNHOUT, E.; HISSCHEMÖLLER, M.; EIJSACKERS, H. 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators* No. 7. Pg 215–22.
- UPME-Academia Colombiana de ciencias exactas físicas y naturales. 2003. Factores De Emisión De Los Combustibles Colombianos.
- UPME. 2008. Boletín estadístico de minas y energía 2003-2008. República de Colombia. Ministerio de Minas y Energía. 174 pg.
- WATHERN P. 1998. *Environmental impact assessment: theory and practice*. (Editor) London: Biddles Ltd, Guilford and King's Lynn. P. 3-46

- WILKINS, H. 2003. The need for subjectivity in EIA: discourse as a tool for sustainable development *Environ. Impact Asses. Rev.* 23 (2003) 401–414
- WOOD C. 2003. *Environmental impact assessment: a comparative review*. Second ed. London: Pearson Education.
- YAMÍN, L.; RUIZ, D. 2001. *Vulnerabilidad sísmica de puentes en Colombia y estrategias para rehabilitación*. Facultad de ingeniería. Universidad de los Andes.