

**diseño de metodologías y procedimientos
de evaluación de problemáticas de flora y fauna
asociadas a desarrollos de los varios sectores
a cargo del Ministerio del Medio Ambiente**

Informe final presentado por Neotrópicos

Medellín, 22. noviembre 1996

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	introducción	17.4.1996	27.7.2006	17	2

¿Cómo evaluar *ex post* la problemática que diversos sectores de desarrollo causan sobre la flora y fauna, a nivel de ecosistemas?

El anterior interrogante es bastante complejo, para responderlo es por tanto necesario, definir los conceptos involucrados –problemática, *ex post*, ecosistema...– y desagregarlo en interrogantes más simples relacionados con los organismos y con los fenómenos de su alteración, cuyas respuestas se complementan.

1. Ecosistema

En primer lugar conviene aclarar el concepto de *ecosistema*, término empleado intercambiable pero erróneamente con *comunidad* y *hábitat*. El cuadro 1. presenta los diferentes términos y sus equivalencias. Comúnmente se utiliza *ecosistema* para referirse a comunidades de un conjunto de hábitats en un lugar geográfico.

Cuadro 1. Terminología relacionada con el concepto de ecosistema

concepto	equivalente
comunidad	biocenosis
hábitat (1-sp)	biotopo (n-spp)
comunidad+ hábitats o biocenosis+ biotopo	ecosistema <i>sensu lato</i>

Ecosistema es por una parte el marco espacial y biológico dentro del cual ocurren las alteraciones (*problemáticas*) que se quieren evaluar. De acuerdo con la definición original propuesta por Tansley (1935), quien acuñó el término, el ecosistema involucra no solamente la comunidad de organismos sino el comple-

jo total de los factores físicos que los rodean. Sin embargo, el concepto es más antiguo, aunque fue definido con otras palabras. Lewis *et al.*, 1990, citan a Forbes (1887) como el originador del concepto moderno de ecosistema como una unidad funcionalmente integrada; los principios integradores fundamentales son las redes tróficas, la competencia por alimentos y la organización espacial forzada sobre los organismos por las restricciones del medio físico.

De acuerdo con criterios modernos (v. gr., Krebs, 1972; Stiling, 1992) la concepción original de Forbes prima sobre la de Tansley; *sensu stricto* los ecosistemas son unidades ecológicas distinguibles, donde predominan los intercambios internos de materia y energía sobre los flujos a través de la unidad. En su interior se encuentran múltiples hábitats y cohortes de organismos (comunidades).

Puesto que el objetivo de este trabajo está centrado en las modificaciones sobre los elementos faunísticos y florísticos (i.e., las especies) se empleará el concepto en un sentido amplio, es decir cohortes de organismos en una zona geográfica determinada. Esta definición es semejante al concepto de macrohábitat utilizada por Dinerstein *et al.*, 1995, con propósitos comparativos análogos a los del objetivo del presente trabajo.

2. Transformación ambiental

No se cuenta con una definición clara de lo que aquí se denomina *problemática* o impacto. A continuación se contrastan dos definiciones de impacto ambiental, aunque conviene resaltar que los cambios objeto de evaluación no son necesari-

amente ni súbitos ni notorios, es decir difícilmente se les puede denominar impactos. Sin embargo, este es el sustantivo empleado en la legislación colombiana y por tanto su uso se respeta.

En primer lugar, el Ministerio del Medio Ambiente, define impacto ambiental de un proyecto como:

"Cambio en [el] estado inicial, [o] en [la] calidad de un componente del medio ambiente por causa del proyecto." ¹ Esta definición, general para cualquier componente del medio y para cualquier tipo de proyecto causante de transformaciones es inadecuada puesto que limita éstas a los cambios directos y planificados.

Para el propósito de este trabajo se parte de una definición más amplia de impacto ambiental, en atención a la forma cómo normalmente ocurren las transformaciones y a la necesidad de que éstas sean evaluadas:

"Alteración artificial (inducida), accidental o no, directa o indirecta, de las características estructurales o funcionales de un sistema ecológico (natural-cultural), por los procesos asociados (no necesariamente planificados) a las actividades de construcción u operación de una instalación de infraestructura, o de desarrollo. Dicha alteración debe ser tal que impida la continuidad de los procesos ambientales concurrentes con anterioridad a la alteración; o haga que sus tasas de funcionamiento se vean aceleradas o retardadas; o que exija modificaciones externas, para la normal continuidad de los mismos." (García, 1988).

1. Tomada de: Ministerio del Medio Ambiente, Dirección Ambiental Sectorial. 1996. Términos de referencia para estudios de impacto ambiental de puertos. Documento sin publicar. Santafé de Bogotá.

Introducción

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	introducción	17.4.1996	27.7.2006	17	3

3. Ex post vs. ex ante

Estos términos, empleados por las entidades ambientales internacionales, hacen referencia a la oportunidad de las evaluaciones, es decir si son previas al hecho impactante (*ex ante*) o posteriores (*ex post*), por esta razón requieren metodologías de trabajo diferentes. A continuación las definiciones del diccionario:

- *ex ante*: basado en asunciones (premisas) y predicciones, es decir subjetivo y estimativo
- *ex post*: basado en conocimiento y retrospectión, es decir objetivo y factual

4. Monitoría

Palabra de origen latino, no está formalmente aceptada en el idioma castellano, aunque su uso se ha hecho común. En inglés, de donde ha sido prestada, significa la actividad de observar, medir o vigilar un fenómeno o proceso, con el objeto de detectar cambios y producir señales de prevención o alarma. El término, en un contexto ambiental, se ha asimilado a la confrontación de un *pronóstico* del comportamiento de un proceso dado (*ex ante*) con el *diagnóstico* de cómo en la realidad ocurre dicho proceso (*ex post*), que incluye la inoccurrencia del fenómeno y la ocurrencia de situaciones imprevistas.

En el caso de este trabajo, la monitoría se refiere al seguimiento de los fenómenos ecológicos, manifiestos en los componentes florístico y faunístico, de una región o área influenciada por uno o varios tipos de desarrollos.

Un punto particularmente relevante acerca de monitorías ambientales en general y en particular sobre las que se realizan en el neotrópico, es el carácter eminentemente natural -opuesto a exacto- que poseen las ciencias ambientales. La ecología no es una ciencia exacta. Cuenta con herramientas que permiten afirmar -en algunos casos con un nivel adecuado de certidumbre- que dadas ciertas situaciones *a*, otras condiciones *b* pueden ocurrir, pero siempre se corre el riesgo de que ciertas predicciones no ocurran, o de que ciertos efectos no puedan ser detectados, simplemente por la multiplicidad de factores que intervienen, aún en el más simple de los procesos ambientales.

Este alto nivel de incertidumbre asociado al *vaticinio* ambiental solamente puede superarse mediante la acumulación sistemática de datos acerca de tantas situaciones como sea posible. En otras palabras monitoreando muchos y muy diversos fenómenos ambientales con el doble objetivo de mejorar la base estadística para efectuar inferencias y para revisar los conceptos ecológicos sobre los cuales éstas se basan.

La literatura especializada cita listas exhaustivas de posibles modificaciones ambientales asociadas con la construcción u operación de instalaciones (p.ej., para desarrollos hidroeléctricos: cambios en calidad del agua y comportamiento limnológico; alteraciones en los tipos y abundancias relativas de organismos e interferencia con procesos ecológicos de alimentación, reproducción...; modificaciones de los regímenes hidrológicos de ríos tributarios y receptores; cambios en los procesos geomorfológicos; modificaciones micro y mesoclimáticas; etc.). Sin embargo, su utilidad es escasa, puesto que la *verificación*, es decir el paso de la mención retórica de la *posibilidad* a la evaluación científica de la *probabilidad*, requiere buenas dosis de información de alta calidad.

Para responder la pregunta inicialmente planteada: ¿cómo evaluar *ex post* la problemática que diversos sectores de desarrollo causan sobre la flora y fauna, a nivel de ecosistemas? es necesario dilucidar los siguientes interrogantes complementarios:

- ¿cuáles son los elementos, componentes, atributos o parámetros... de la flora y de la fauna, a nivel ecosistémico, que pueden ser alterados?
- ¿cuáles de esos parámetros se pueden medir en forma confiable?
- ¿qué información *ex ante* se requiere?
- ¿mediante cuáles mecanismos ecológi-

- cos o biogeográficos se pueden causar las alteraciones?
- ¿es la problemática intrínseca, *i.e.*, asociada al ecosistema, o extrínseca, asociada al desarrollo?
- ¿difieren los sectores de desarrollo en cuanto a su forma de afectar los parámetros?
- ¿se pueden distinguir las alteraciones causadas por varios sectores que concurren o se yuxtaponen espacial y temporalmente?

En las próximas páginas se hace un intento por responder estas preguntas.

En el proceso de discusión para este informe se concluyó que las dos últimas preguntas son cruciales:

1. No hay diferencias importantes en la forma en que desarrollos de los varios sectores generan cambios.
2. La información normalmente acumulada por las evaluaciones *ex ante* que se realizan en Colombia, no permite distinguir los cambios generados por sectores concurrentes.

proyecto	temática	creado	modificado	nº páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	marco conceptual	17.4.1996	27.7.2006	17	4

Marco conceptual para evaluación de hábitats y organismos

El cuadro 2., elaborado con base en las apreciaciones de varios autores (Terborgh & Winter, 1980; Wilcox, 1980; Soulé, 1986; Sullivan & Shaffer, 1986; Andrade, 1992; Gentry, 1992; Hubell & Foster, 1992; Ledig, 1992) presenta una descripción de los atributos sinecológicos (*i.e.*, referentes a la ecología de comunidades, más que a la de especies individuales), biogeográficos y culturales susceptibles de alteración y define desde la óptica ecológica dichas alteraciones.

De su lectura se desprende que el concepto unificador más importante es la biodiversidad de organismos (α -diversidad) porque sintetiza las relaciones espaciales y temporales de la cohorte de organismos que conforman los ecosistemas, *sensu lato*.

Los parámetros que caracterizan el estado de una comunidad se pueden medir o estimar en términos de biodiversidad de organismos. El atributo *biodiversidad de organismos* de una comunidad ecológica, de un hábitat o de un área dadas, tiene dos componentes: *riqueza y uniformidad* (MacArthur, 1972). El primero hace referencia al número de especies presentes en la comunidad (o morfoespecies en el caso de la mayoría de las evaluaciones) mientras que la uniformidad (también denominada *equidad*) es inversamente proporcional a la varianza de los tamaños medios de las poblaciones de las diferentes especies de la cohorte de organismos evaluada.

Cuadro 2. atributos y parametros ecológicos y biogeográficos de un ecosistema que son susceptibles de alteraciones

atributo/parámetro		definición del parámetro	definición de cambios/transformaciones
ecológicos			
diversidad	diversidad de organismos	riqueza de especies y uniformidad en distribuciones para cohortes de especies agrupadas por diferentes criterios: • taxa (tradicional): mamíferos/aves/reptiles/anfibios/peces... • atributos ecológicos: dieta/hábito/microhábitat/relaciones simbióticas... • atributos biogeográficos (rango/afinidad/endemismo...) • status de conservación (cuasi extinta/en peligro/amenazada...) • socioeconómicos (uso tradicional/comercial...)	modificación de biodiversidad (riqueza y equidad) por: • eliminación de los organismos • fragmentación de poblaciones • destrucción de sus hábitats, • desplazamiento competitivo o depredativo de especies nativas por invasoras naturales o inducidas ...(ver cuadro 5., p. 12)
	diversidad de hábitats	número y extensión de hábitats (terrestres, acuáticos, ecotonos, insulares, transicionales...) \approx cartografía de biotopos	• reducción de diversidad por ocupación selectiva, destrucción o fragmentación extrema • conlleva cambios de diversidad, aumentos y reducción de especies, balance \neq 0
	valor ecológico	• singularidad, hábitat de especies migratorias, refugios... • valores intrínsecos: centros de endemismo o dispersión, no necesariamente coinciden con valoración cultural, v. gr., parques, reservas...	reducción del valor ecológico por: • contaminación • destrucción de hábitats (inhabilitación) • interferencia con procesos ecológicos naturales
estabilidad	status de hábitats	• estadio sucesional (primario/secundario/disclimácico, etc.) • grado de fragmentación y aislamiento (fragmentos/corredores, islas/manchas/relictos...) • tendencias a la recuperación, al deterioro, estables • status ¹ : <i>naturales</i> (cero intervención humana), <i>modificados</i> (intervención presente), <i>alterados</i> (máxima intervención)	• incremento del nivel de dependencia de los hábitats/ecosistemas en el grado de intervención antrópica necesaria para el desarrollo de los procesos ecológicos fundamentales (reproducción, alimentación, migración...) • paso de hábitats naturales a modificados a alterados
	grado de antropización	reversibilidad de status de los hábitats/ecosistemas por procesos naturales de colonización /sucesión. Mínima antropización en hábitats alterados v. gr., plantaciones o cultivos, si son abandonados, regresan a la condición natural. Máxima antropización, en áreas desprovistas de condiciones que posibilitan la ocurrencia de procesos ecológicos, v. gr., zonas urbanas, minas a cielo abierto, construcciones... pueden existir los organismos pero no hay funcionamiento sistémico por se	cambios a lo largo de gradiente de antropización., <i>i.e.</i> , paso de un estado más reversible a uno menos reversible
	dependencia inter-hábitats	interacciones e interdependencias, flujos de materia o energía. Ciclos, migraciones locales. Fuentes de especies...	interrupción de los procesos o eliminación de los elementos que facultan la interdependencia
biogeográficos			
	área biogeográfica (o areal)	conjunto de localidades donde ha sido identificado un taxón determinado. El área debe ser natural y puede ser continua, disyunta o endémica o relictica	cambios expansivos o regresivos en el areal de un taxón por razones ecológicas (competencia o depredación) o geográficas (eliminación o inhabilitación de hábitats, formación o eliminación de barreras)
	barrera biogeográfica	obstáculo físico (geológico, geomorfológico, climático...) o ecológico (hábitat inapropiado) que se interpone a la dispersión de organismos de un taxón (o de varios taxa)	interferencias a la dispersión natural de organismos por formación de barreras (equivalente ecológico de fragmentación extrema y permanente) o estímulos por su ruptura (ampliación de áreas con consecuencias ecológicas de desbalances por competencia y depredación)
culturales (organismos/hábitats como recursos)			
recursos	bosques, sabanas, ríos, lagos... vida silvestre	• nivel de explotación racional o no de los recursos (especies) de las biocenosis naturales: frutos, leña, fibras, maderas, caza, pesca, etc. • valor patrimonial por sus características históricas, culturales, paisajísticas, reconocimiento ecológico (parques, santuarios, reservas...)	• reducción o pérdida de acceso a un recurso por parte de la comunidad • reducción del nivel de autosuficiencia • reducción o pérdida de los valores patrimoniales

1. sensu PNUMA.

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	marco conceptual	17.4.1996	27.7.2006	17	5

Una comunidad (hábitat, área, etc.) es más biodiversa si posee más especies de un taxón (o de un nivel trófico o de un grupo ecológico, etc.) que otra o si las diferentes especies están igualmente representadas en la comunidad (mínima varianza interespecífica de abundancias, áreas, coberturas, biomasa u otro parámetro correlacionado positivamente con el tamaño de la población).

Medición de la biodiversidad

En las evaluaciones ecológicas de comunidades normalmente se contabilizan las frecuencias o abundancias de taxa determinados, generalmente especies o morfoespecies, aunque en ocasiones se trabaja con categorías superiores (generos, familias, etc.) o inferiores (subespecies, tribus, fenotipos...). El total de categorías determinadas es ciertamente un indicativo de diversidad. Sin embargo para efectuar comparaciones se acostumbra expresar las diversidades por medio de índices que permitan algún tipo de tratamiento estadístico.

Índices de diversidad

Para que un índice sea útil se requiere:

- que su valor aumente con los incrementos en el número de categorías
- que su valor aumente con la disminución en la varianza poblacional inter-categorías y
- que tenga un mínimo y un máximo teóricos que permita escalar los valores reales calculados.

Es decir los índices deben estimar los dos componentes de la diversidad: riqueza y equidad.

Cuadro 3. Ejemplo de cálculo de biodiversidad

Diversidad de especies de aves: Índice de Shannon-Weaver. Observaciones de M.J. Peña R. 9.11.-29.11.93

Vertiente oriental, cordillera Oriental, cuenca alta río Bodoquero, cuenca media río Caraño, Caquetá. 800-2.100 msnm. ≈ 1°15' N, 76° O

Villarás 800 msnm 22.11.-26.11.93

Las Brisas 1.400 msnm 10.11.-15.11.93

La Esperanza 2.100 msnm 16.11.-20.11.93

Σ individuos	1.095
--------------	-------

H	1,44
----------	------

Σ individuos	577
--------------	-----

H	1,36
----------	------

Σ individuos	516
--------------	-----

H	1,50
----------	------

Total especies	108
----------------	-----

Total especies	79
----------------	----

Total especies	82
----------------	----

$H_{max} = \lg S =$	2,03
---------------------	------

Uniformidad = H_{real}/H_{max}	0,71
----------------------------------	------

$H_{max} = \lg S =$	1,90
---------------------	------

Uniformidad = H_{real}/H_{max}	0,71
----------------------------------	------

$H_{max} = \lg S =$	1,91
---------------------	------

Uniformidad = H_{real}/H_{max}	0,78
----------------------------------	------

Especie	n	p_i	$\lg p_i$	$p_i \lg p_i$
1	30	0,03	-1,56	-0,04
2	1	0,00	-3,04	-0,00
3	8	0,01	-2,14	-0,02
4	4	0,00	-2,44	-0,01
106	10	0,01	-2,04	-0,02
107	10	0,01	-2,04	-0,02
108	7	0,01	-2,19	-0,01
Σ	1.095			-1,44

Especie	n	p_i	$\lg p_i$	$p_i \lg p_i$
1	5	0,01	-2,06	-0,02
2	5	0,01	-2,06	-0,02
3	12	0,02	-1,68	-0,03
4	1	0,00	-2,76	-0,00
77	2	0,00	-2,46	-0,01
78	4	0,01	-2,16	-0,01
79	5	0,01	-2,06	-0,02
Σ	577			-1,36

Especie	n	p_i	$\lg p_i$	$p_i \lg p_i$
1	4	0,01	-2,11	-0,02
2	4	0,01	-2,11	-0,02
3	1	0,00	-2,71	-0,01
4	1	0,00	-2,71	-0,01
80	2	0,00	-2,41	-0,01
81	2	0,00	-2,41	-0,01
82	4	0,01	-2,11	-0,02
Σ	516			-1,50

El más conocido es el índice de Shannon-Weaver², derivado de la teoría de información y de la estadística termodinámica y equivale a la incertidumbre acerca de la identidad de un elemento tomado al azar de una colección de **N** elementos distribuidos en **s** categorías, sin importar el número de elementos por categoría ni el número de categorías. Dicha incertidumbre aumenta con el número de categorías (riqueza) y disminuye cuando la mayoría de los elementos pertenecen a una categoría.

La estadística se calcula mediante la ecuación de Brouillin (1)

$$H = 1/N \log(N! / \prod n_i!) \quad (1)$$

que es difícil de calcular en colecciones muy grandes o con muchos elementos. En este caso se utiliza la aproximación de Stirling para factoriales (2)

$$\text{si } N \log N \approx \log N! \quad (2)$$

entonces

$$\tilde{H} = -\sum_i^s p_i \log p_i \quad (3)$$

esta última expresión es la que se denomina fórmula de Shannon-Weaver (3)

$$\text{si } n_1 = n_2 = n_3 \dots = n_s$$

$$\text{entonces } \sum n_i = ns$$

$$\text{y } \tilde{H} = \tilde{H}_{máxima} = \log s$$

$$E = \tilde{H}_{real} / \tilde{H}_{máxima}$$

$$E = \tilde{H}_{real} / \log s \quad (4)$$

En el caso de una cohorte de organismos (región, conjunto de hábitats, ecosistema...):

s = número de especies

n_i = abundancia de la *i*-ésima especie

N = número total de individuos

$$N = \sum n_i = \tilde{n}s$$

p_i = proporción de la *i*-ésima especie

$$p_i = n_i/N$$

H = diversidad real

\tilde{H} = estimativo de **H**

E = uniformidad o equidad

En el cuadro 3. se ilustra el cálculo y uso del índice de diversidad de Shannon-Weaver para comparaciones espaciales. Igualmente, se pueden comparar los cambios temporales atribuibles a la ocurrencia de un determinado evento. Es este último tipo de comparaciones las que interesan más al Ministerio para la evaluación *ex-post*.

Teoría de biogeografía insular

2. **H** es la formulación exacta o de Brouillin (derivada de la estadística termodinámica) y \tilde{H} es la formulación de Shannon-Weaver (tomada de la teoría de la información). Esta última utiliza la aproximación de Stirling para el cálculo de factoriales; para valores de **N** muy altos la diferencia entre uno y otro cálculo es pequeña en términos relativos, aunque muy grande en términos absolutos.

proyecto	temática	creado	modificado	nº páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	marco conceptual	17.4.1996	27.7.2006	17	6

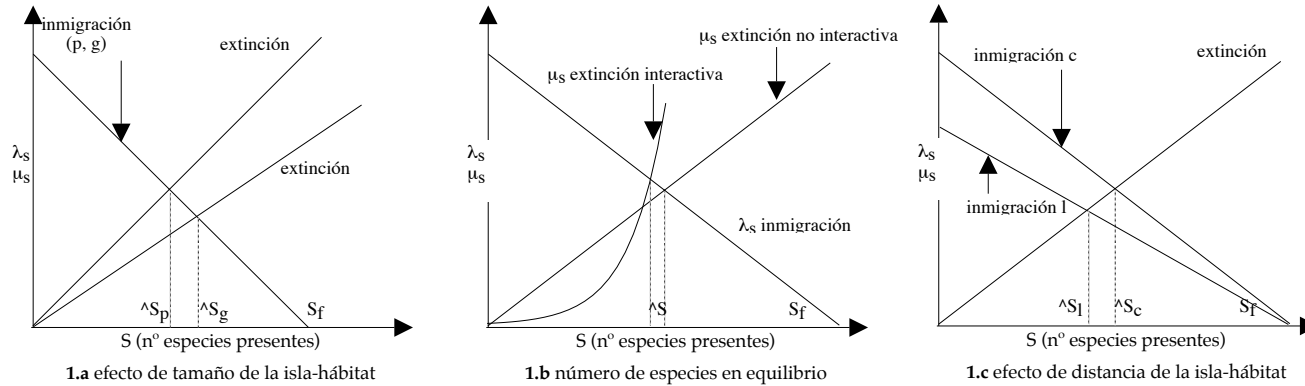


Figura 1. Teoría de biogeografía insular. Efecto de tamaño de la isla (hábitat aislado): las tasas de extinción son más altas en las islas (hábitats) pequeños $\hat{S}_p < S_g$. Efecto de la distancia a la fuente de especies: las tasas de inmigración son más altas en islas (hábitats) cercanos $\hat{S}_c > S_l$. S_f = número de especies en la fuente. μ_s , λ_s = tasas de extinción e inmigración de especies respectivamente. p = hábitat pequeño, g = grande, c = hábitat cercano, l = lejano, s = número de especies.

La diversidad estimada por medio del índice de Shannon-Weaver depende del tamaño de la muestra porque los factoriales se calculan con la aproximación de Stirling. Es decir, muestras más grandes tenderán a tomar valores de diversidad más grandes al incorporar nuevas especies en la colección (aumento de riqueza) pero más pequeños por el aumento de las varianzas poblacionales (disminución de equidad).

Pero además existe otra razón para esta dependencia, relacionada con el esfuerzo de muestreo y aplicable a todos los índices que combinan riqueza y equidad. Puesto que las especies de una comunidad no están aleatoriamente distribuidas en el espacio, el número de especies en una colección aumenta con el esfuerzo de muestreo (*i.e.*, muestras pequeñas tendrán menos especies que muestras grandes), en forma no lineal, por una razón asociada con la teoría de la biogeografía insular (MacArthur & Wilson, 1967; MacArthur, 1972).

Esta teoría fue desarrollada con base en

observaciones en islas oceánicas, de ahí su nombre, y cuenta con abundante soporte tanto empírico como experimental.

Soporte empírico

Fundamentalmente esta dado por la evidencia de variación en la composición y en la riqueza de especies de invertebrados, lagartos, aves, mamíferos y otros taxa, en islas oceánicas de diversos tamaños y a diversas distancias del continente. *v. gr.*: Channel Islands, costa pacífica, California, Antillas Mayores y Menores en el Caribe, archipiélago de Las Perlas, costa pacífica, Panamá; Nueva Guinea e islas y archipiélagos del Pacífico, etc. (referencias en MacArthur, 1972).

Soporte experimental

Se llevó a cabo mediante experimentos de defaunación artificial de islotes de mangle de diversos tamaños y a distancias variables de la costa S de Florida, en el golfo de México, con evaluaciones mensuales cuantitativas de cam-

bios de composición y diversidad de invertebrados durante dos años. (Simberloff & Wilson, 1969, 1970).

Islas-hábitat

La teoría de biogeografía insular no sólo es aplicable a islas oceánicas, también lo es a cualquier tipo de hábitat, aislado de sus análogos por un *mar* de hábitats diferentes. *v. gr.*, los valles y las planicies aluviales son *islas* separadas por tierras altas, las ciénagas *están aisladas* por áreas no inundables, etc.

Los páramos de los Andes sudamericanos de Ecuador, Colombia y Venezuela –limitados a altitudes superiores a 3.500 msnm– fueron analizados en este contexto para aves (Vuillumier, 1970) y para pequeños mamíferos (Brown, 1971).

Conceptos

Los conceptos básicos de la teoría de biogeografía insular se basan en principios muy sencillos:

1. El número de especies (de un taxón

individual o de varios taxa) en estado de equilibrio (figura 1b), de un hábitat aislado de otros hábitats análogos con los cuales intercambia individuos de diferentes especies, es función del tamaño del hábitat receptor (figura 1.a), de la distancia a la fuente (1.c) y de la riqueza de especies de ésta.

2. En un momento cualquiera, en un hábitat aislado se presenta inmigración de algunas especies y ocurren extinciones de otras, la tasa de inmigración de nuevas especies decrece a medida que crece el número de especies presente y la tasa de extinción aumenta en el mismo sentido (figura 1b.).

3. El número máximo de especies de un hábitat aislado a una distancia dada de la fuente y de un área determinada, es función de las tasas de inmigración y de extinción; cuando estas se equilibran la riqueza es máxima (ver figura 2.).

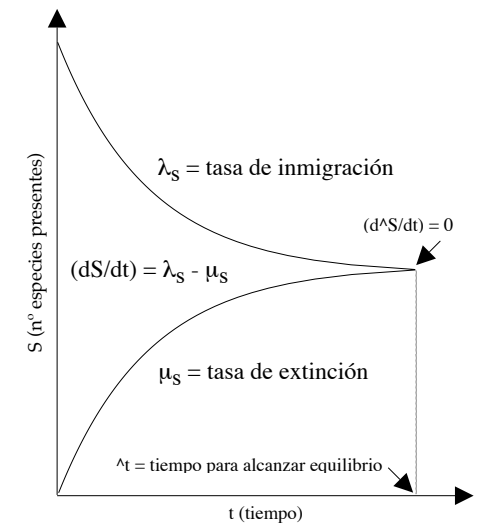


Figura 2. Riqueza de especies en el estado de equilibrio, función del tiempo

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	marco conceptual	17.4.1996	27.7.2006	17	7

Curvas de especies-área

Estos principios son aplicables a la metodología de estudio de la biodiversidad en tres sentidos muy importantes, todos relevantes en el contexto de evaluaciones *ex post*.

Primero, si se conoce la extensión y ubicación relativa de hábitats análogos aislados, se puede estimar el **número de especies esperadas** y mediante evaluaciones periódicas establecer las tasas de colonización (λ_s , número de especies nuevas en el hábitat, no registradas en evaluaciones previas), extinción (μ_s , número de especies que desaparecen del hábitat de una evaluación a otra) y tiempo para alcanzar equilibrio (Δt , diferencia nula en número de especies de una observación a otra). Figura 2., (MacArthur, 1972).

Segundo, el número de especies en equilibrio (ΔS , figura 1b.) es menor si hay interferencias entre especies, *i.e.*, si hay exclusión de unas especies por otras, la curva de extinción no es lineal sino exponencial (Wilson, 1969). Esta situación ocurre en casos de exclusión competitiva, p. ej., desplazamiento de herbívoros silvestres por ganados; y cuando las tasas de depredación son altas, p. ej., en hábitats objeto de extracción selectiva por el hombre de especies de plantas o animales.

Los anteriores conceptos constituyen la aplicación tradicional de la teoría, si bien es cierto que su empleo en evaluaciones ambientales es más bien limitado.

El tercero, está relacionado con la metodología de medición de la biodiversidad, *i.e.*, con el proceso de acumulación de

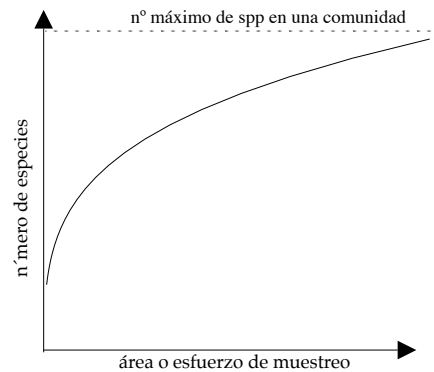


Figura 3. Curvas de especies-área y aplicación al estudio de biodiversidad

registros de especies en el muestreo de un hábitat y es función del área total cubierta.

Al comienzo todas las especies son nuevas en la lista, como lo serían en un hábitat recién formado y colonizado, pero con el paso del tiempo se recorre más área y llegan especies *viejas* (existentes en la lista o en el hábitat). La tasa de acumulación de especies en la lista decrece con el aumento en área, hasta que todas las especies existentes en el hábitat están registradas. Esta relación se conoce como *curva de especies - área* (figura 3.).

La forma general de la ecuación de la curva de especies - área es:

$$S = c A^z$$

donde:

S = número de especies presentes u observadas

A = área del hábitat o área muestreada

z = constante, pendiente de la curva

c = constante, depende de la unidad básica de área utilizada

La curva de especies-área es de gran utilidad práctica porque permite pro-

Cuadro 4. ejemplos de diferentes métodos de medición de esfuerzo de muestreo

taxón	método de toma de información	unidad de esfuerzo de muestreo
plantas vasculares terrestres	transectos de anchura fija cuadrados anidados	distancia acumulada área acumulada
invertebrados terrestres	nasa o jama trampas de luz	número de lances de nasa o jama horas acumuladas de exposición
invertebrados acuáticos	dragas o cilindros de área fija inspección de substratos	área acumulada de muestras área acumulada de observaciones
peces	redes de mano redes fijas	n° acumulado de lances tiempo acumulado de exposición
anfibios	transectos de observación/colección	distancia o tiempo acumulado
reptiles	transectos de observación/colección	distancia o tiempo acumulado
aves	transectos de observación/colección	distancia o tiempo acumulado
mamíferos	transectos de observación/colección	distancia o tiempo acumulado

yecctar (extrapolar) los valores esperados de diversidad a partir de los datos parciales acumulados de especies *vs.* esfuerzo de muestreo o área muestreada.

Otra ventaja es que el concepto *esfuerzo de muestreo* permite la integración de datos de muestreos no necesariamente contemporáneos y de diferentes áreas, no necesariamente contiguas. Además, mediante estandarización se pueden combinar en una sola cohorte datos obtenidos a partir de unidades de esfuerzo de muestreo diferentes (cuadro 4.).

Datos para evaluar diversidad

Es claro que la biodiversidad de organismos de un hábitat dado es independiente de los constructos artificiales de taxa (mamíferos, aves, reptiles...), aún en clasificaciones supuestamente filogenéticas³. Muchas veces el binomio género especie no contiene ninguna información ecológica, así como los nombres en un directorio no proveen información sobre la apariencia de las personas.

Una colección de datos sobre diversidad, debe tener, además de los esfuerzos de

muestreo acumulados, información ecológica, biogeográfica, socioeconómica, del status de conservación (ver tabla 2.) que permita establecer otras propiedades ecosistémicas y por consiguiente evaluar el grado de alteración asociado a un sitio y época dadas. Las bases de datos de biodiversidad, deben permitir búsquedas por múltiples atributos (ecológicos, biogeográficos, culturales), aún de organismos de taxa diferentes pero que compartan un atributo (v. gr., nivel trófico, dieta, susceptibilidad a un efecto ambiental, etc.), lo cual es posible si la unidad de diversidad es el número de especies por unidad de esfuerzo de muestreo.

Los anteriores conceptos permiten que la diversidad (riqueza) sea objeto de comparaciones espaciales, *v. gr.*, hábitats análogos expuestos a diferentes tensiones; y temporales, *v. gr.*, un mismo hábitat antes y después de determinado evento de perturbación.

3. La premisa fundamental del modelo de MacArthur-Wilson es la homogeneidad de las tasas de inmigración y extinción entre diferentes especies, lo cual es menos falso si las especies son del mismo taxón (Wilcox, 1980).

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	formulación y evaluación de hipótesis	17.4.1996	27.7.2006	17	8

Hipótesis para una evaluación *ex post*

Formulación de hipótesis

Los conceptos anteriormente sintetizados conforman un cuerpo metodológico adecuado que se puede adoptar para efectuar comparaciones espaciales y temporales de diversidad en el marco de las evaluaciones *ex post* de un desarrollo cualquiera, p. ej.:

- áreas ecológicamente análogas (piedemonte amazónico en el S del Caquetá y N del Putumayo) influenciadas por diferentes tipos de desarrollos (vías, hidroelectricidad).
- una misma área antes y después de un desarrollo (planicie aluvial del Arauca antes y después del desarrollo de la explotación petrolera).
- cambios en diversidad (de taxa o agrupamientos seleccionados) a diferentes distancias de una perturbación (grandes carnívoros a distancias crecientes de la vía río Pató-río Baudó en el Chocó).
- cambios en diversidad (aumentos o disminuciones) en diferentes momentos después de una perturbación o de la aplicación de una medida correctiva (disminución de mamíferos herbívoros nativos y aumento de quirópteros insectívoros con la colonización del piedemonte llanero).

Comparaciones como las planteadas arriba exigen la formulación de hipótesis, con el objeto de diseñar los protocolos de campo adecuados para obtener la información requerida y para evaluar los parámetros estadísticos que permitan su aceptación o rechazo, por ejemplo:

- Hipótesis nula (H_0): áreas no perturbadas tienen el mismo número de especies (esfuerzo de muestreo conjunto para todos los taxa) que áreas perturbadas.
- Hipótesis alterna (H_1): Las áreas perturbadas tienen menos especies.

- H_0 : número de especies antes de una perturbación es igual al número de especies después de la perturbación.

- H_1 : El número de especies disminuye después de una perturbación.

- H_0 : áreas perturbadas pequeñas tienen el mismo número de especies de determinados taxa (hierbas, árboles, mamíferos, aves, reptiles, anfibios) que áreas perturbadas grandes.

- H_1 : áreas perturbadas grandes tienen menos especies de determinados taxa.

- H_0 : áreas alteradas (como conjunto) tienen igual número de especies valiosas (especies de interés ecológico, biogeográfico o cultural) que áreas no alteradas (como conjunto e individualmente).
- H_1 : áreas alteradas tienen menos especies valiosas.

La figura 4. muestra algunas comparaciones de diversidad utilizando el concepto de esfuerzo de muestreo. Los datos fueron extraídos de una base de datos conformada para la evaluación de los efectos de una vía desde la troncal de occidente (Santa Cecilia) hasta el Pacífico (Tribugá). La vía tiene tramos construidos hace más de 30 años, tramos recientes (< 5 años) y tramos sin construir, habitados por diversas comunidades (negros, indígenas, colonos paisas) con patrones diferentes de uso de recursos.

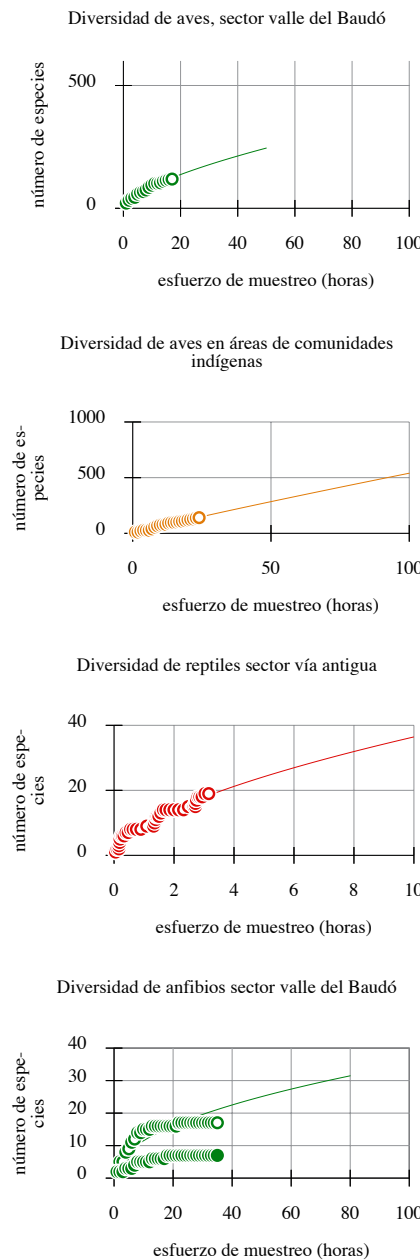


Figura 4. Curvas de especies-esfuerzo de muestreo de diferentes áreas del Chocó. (o, • observaciones)

$$y = 2 + 3x$$

x	y
1	5
2	8
3	11
4	14
5	17
6	20
7	23
8	26
9	29
10	32

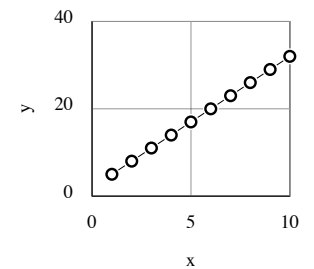


Figura 5. Línea recta

Evaluación estadística de hipótesis

El análisis de regresión

Análisis de regresión significa el estudio de la variación de una cantidad (la variable dependiente) a niveles seleccionados de otra cantidad (la variable independiente). En un sentido más amplio el análisis de regresión describe las relaciones entre variables.

La línea recta

Básicamente es una curva en la cual si 2 puntos son conocidos se puede dibujar toda la línea (figura 5.). Su ecuación es:

$$y = c + dx$$

donde **c** y **d** son constantes y corresponden a la intersección con el eje **y** y a la pendiente de la línea respectivamente.

Es decir:

c es el valor de **y** cuando **x** = 0

d es la pendiente de la línea, la cantidad que **y** cambia cuando **x** se incrementa en una unidad. Los valores de **c** y **d** pueden ser negativos.

La pendiente de una recta es constante, esta propiedad es la que define el carácter de recta para una línea.

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	formulación y evaluación de hipótesis	17.4.1996	27.7.2006	17	9

Las ecuaciones de especies-esfuerzo de muestreo se pueden convertir a ecuaciones lineales según la siguiente relación:

$$s = cA^z$$

$$\log s = \log c + z \log A$$

$$y = \log s$$

$$c = \log c$$

$$d = z$$

$$x = \log A$$

de tal manera que se puedan establecer las desviaciones medias de los valores esperados y comparar estadísticamente dos o más ecuaciones.

Premisas del análisis de regresión lineal

Si x es la variable independiente y y la variable dependiente, un problema de regresión es uno en el cual, para un valor fijo de x , y tiene una distribución particular de valores. En otras palabras, existe una población de valores de y para cada valor de x . Se dice que se estudia la regresión de y sobre x .

Las premisas del análisis de regresión tienen que ver exactamente con la distribución de y para valores fijos de x :

- para cualquier valor de x , la distribución de y es normal
- la varianza de la distribución de y es la misma para cualquier valor de x (homoscedasticidad)

No es importante la media de y para un valor de x . No se puede esperar que la media de y sea la misma para valores diferentes de x . Si se asume que la media de y es una función lineal de x , se tiene una regresión lineal.

Aunque el cálculo de la ecuación de regresión se puede hacer automáticamente

con programas estadísticos, los resultados que en ellos se presentan son simplificados y no se tiene una partición de las fuentes de variación (en el caso de las curvas de especies-esfuerzo de muestreo son tipo de área, error y residual) para efectos de las comparaciones. Entonces los cálculos se deben hacer manualmente.

Por lo anterior es conveniente saber cómo calcular los 3 parámetros: pendiente (z), intercepción con el eje Y (c) y coeficiente de determinación (r^2).

1. Cálculo de pendiente z (cambio en y cuando x cambia en una unidad)

$$z = \sum xy / \sum x^2$$

donde:

$\sum xy$ es el producto cruzado de x por las desviaciones de y ($\sum X_i(Y_i - \bar{y})$)
o de y por las desviaciones de x ($\sum Y_i(X_i - \bar{x})$)

2. Cálculo de c (valor de y cuando $x = 0$)

$$c = \bar{y} - b \cdot \bar{x}$$

3. Cálculo de r^2 (proporción de la suma de cuadrados de una variable que puede ser atribuida a la otra)

$$r^2 = \{(\sum xy)^2 / \sum x^2\} / \sum y^2$$

$$r^2 = \{(\sum xy)^2 / \sum y^2\} / \sum x^2$$

4. Aunque no es estrictamente necesario para efectuar comparaciones entre varias ecuaciones de regresión, conviene conocer el concepto de covarianza, esta es una medida de la **variación conjunta** de dos variables, puede ser positiva o

negativa, su cálculo es:

$$\text{Covarianza}_{xy} = \sum xy / (n-1)$$

Diferencias entre dos regresiones.

Es la comparación que más interesa en el estudio de curvas de especies-esfuerzo de muestreo aplicadas a evaluaciones *ex post*. La prueba se debe hacer para definir si 2 o más regresiones (estadísticas) se pueden considerar estimativos de la relación general de entre la variable dependiente (número de especies) y la independiente (esfuerzo de muestreo). Es decir, si las curvas calculadas mediante la estadística son estimativos de un coeficiente de regresión común b .

Para esta comparación se requiere calcular un **t de Student** con $n_1 + n_2 - 4$ grados de libertad (Remington & Shork, 1970). El cálculo de **t** es el siguiente:

$$t = (z_1 - z_2) / [s_p^2 (1/\sum x_{1j}^2 + 1/\sum x_{2j}^2)]^{1/2}$$

donde:

z_1 y $\sum x_{1j}^2$ son el coeficiente de regresión (la pendiente) y la suma de cuadrados de las desviaciones de x (logaritmo decimal de esfuerzo de muestreo acumulado) con respecto a la media, de la primera curva y

z_2 y $\sum x_{2j}^2$ son el coeficiente de regresión (la pendiente) y la suma de cuadrados de las desviaciones de x (logaritmo decimal de esfuerzo de muestreo acumulado) con respecto a la media, de la segunda curva. s_p^2 es el estimativo de la varianza alrededor de la regresión, y se calcula así:

$$s_p^2 = \frac{\{(\sum y_{1j}^2 - (\sum x_{1j} y_{1j})^2 / \sum x_{1j}^2) + (\sum y_{2j}^2 - (\sum x_{2j} y_{2j})^2 / \sum x_{2j}^2)\}}{(n_1 - 2 + n_2 - 2)}$$

donde:

$\sum y_{1j}^2$ y $\sum y_{2j}^2$ son la suma de cuadrados de las desviaciones de y (logaritmo decimal del número de especies acumulado) con respecto a la media, de la primera y de la segunda curva respectivamente.

$(\sum x_{1j} y_{1j})^2$ y $(\sum x_{2j} y_{2j})^2$ son los cuadrados de los productos de las desviaciones de x (logaritmo decimal de esfuerzo de muestreo) y y (logaritmo decimal de número de especies acumulado) de la primera y segunda curva respectivamente.

El producto $\sum x_{ij} y_{ij}$ se calcula así:

$$\sum xy = \sum X_i(Y_i - \bar{y})$$

donde:

X_i = logaritmo decimal del i -ésimo esfuerzo de muestreo acumulado
 Y_i = logaritmo decimal del i -ésimo número de especies acumulado
 \bar{y} = valor medio del logaritmo decimal del número de especies acumulado.

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	significado de las evaluaciones de biodiversidad	17.4.1996	27.7.2006	17	10

Cuadro 5. Efectos sobre la biodiversidad, listados en orden ascendente de importancia

°	causa inmediata	efecto sobre diversidad
1	destrucción localizada, temporal de hábitats	reducción local, temporal de uniformidad
2	destrucción localizada, permanente de hábitats	reducción local, temporal de uniformidad
3	fragmentación local de hábitats ¹	reducción local de uniformidad
4	fragmentación regional de hábitats ¹	reducción regional de riqueza
5	desplazamiento ecológico de especies nativas ²	reducción regional de riqueza
6	sobre-extracción selectiva localizada ³	reducción regional de riqueza
7	sobre-extracción selectiva regional ³	reducción regional de riqueza
8	destrucción masiva, permanente de hábitats	reducción global de riqueza

1. Fragmentación ocurre por destrucción regional de hábitats (v.gr., contaminación) o por inhabilitación permanente (v.gr., por usos agropecuarios). En ambos casos hay interferencia con procesos ecológicos y alteración de estructuras demográficas.
 2. A través de competencia y depredación; incluye procesos naturales (v. gr., rompimiento de barreras geográficas para dispersión) y culturales (v. gr., introducción de especies, formación de barreras, control biológico).
 3. Incluye procesos extractivos (caza, pesca, de madera, leñateo...) y uso intensivo de biocidas específicos y genéricos. No incluye consecuencias sobre biodiversidad por contaminación de cadenas tróficas

Significado y contexto de las evaluaciones de biodiversidad

En el caso de las evaluaciones de las consecuencias ecológicas de una actividad sobre la biodiversidad, el componente más importante es la *riqueza* porque sus reducciones, especialmente si son regionales, son menos susceptibles de recuperación por procesos naturales (ver cuadro 5.).

Grados de transformación

Las alteraciones a la diversidad ocurren de múltiples maneras, con diferentes implicaciones sobre los dos componentes del atributo:

- en primer lugar como consecuencia directa de la destrucción de hábitats. Si es localizada y temporal (grados 1 y 2, cuadro 5.), es equivalente a perturbaciones demográficas en las poblaciones de varias especies causadas por un depredador efectivo (v.gr., una enfermedad o parásito). Una vez cesa la causa, las poblaciones entran en recuperación y la uniformidad se restaura. Por ejemplo las alteraciones a lo largo de corredores viales, de líneas, oleductos, (cortes, llenos,

calzada, pasos de agua, depósitos de desechos, fuentes de materiales...). El efecto sería sobre las poblaciones, en especial de flora, al reducir el número de individuos de determinadas especies, es decir se afectaría el componente *uniformidad* de la biodiversidad.

Si la perturbación es de mayor escala y permanente, implica reducción de riqueza (pérdida de especies) y la recuperación se da por inmigración, la cual puede estimarse en términos cuantitativos: superficie en la ecuación de especies-área y en tiempo para recuperación en la ecuación de inmigración (ver figura 2.).

- más importante es el efecto sobre la biodiversidad por fragmentación permanente de hábitats. Las que ejercen, por ejemplo, un corredor vial, la formación de un embalse o la explotación de un tajo minero a cielo abierto. Esta fragmentación divide las poblaciones en subunidades que pueden ser reproductivamente inviables y conducir a su extinción local y aún regional. Es decir, el efecto es sobre el componente *riqueza* de la biodiversidad, puede tener consecuencias re-

gionales, particularmente en áreas de alto endemismo.

- mayores cambios en biodiversidad ocurren mediante procesos ecológicos (depredación y competencia) y biogeográficos (formación de barreras) por la alteración continua y permanente, aún a escalas medianas, de la estructura de la comunidad. Equivalen a un estado de equilibrio estable (inmigración = extinción) en cuanto a los efectos, mas no a los procesos. En términos ecológicos equivale a la inhabilitación permanente de hábitats; en términos biogeográficos a la formación de barreras a la dispersión.

En general estos se dan como consecuencia indirecta de procesos de desarrollo, i.e., la ocurrencia de otros procesos antrópicos facilitados o permitidos o estimulados por la existencia de un desarrollo.

Cuadro 6. Consecuencias de un desarrollo vial en el Chocó

procesos	efecto sobre biodiversidad (°)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
constructivo								
asentamientos								
maderero								
potrerización								
minero								
transculturación								
conflictos								

Dichos cambios pueden ser lentos, difusos y en ocasiones conllevan procesos ecológicos más complejos que la simple destrucción o fragmentación existente.

La figura 6. muestra los procesos no planificados asociados a la construcción de un vía, el ejemplo del Chocó citado antes. Los procesos tienen la particularidad que de sus mutuas relaciones de causa efecto refuerzan las consecuencias sobre el entorno natural, es decir sobre la biodiversidad (cuadro 6.).

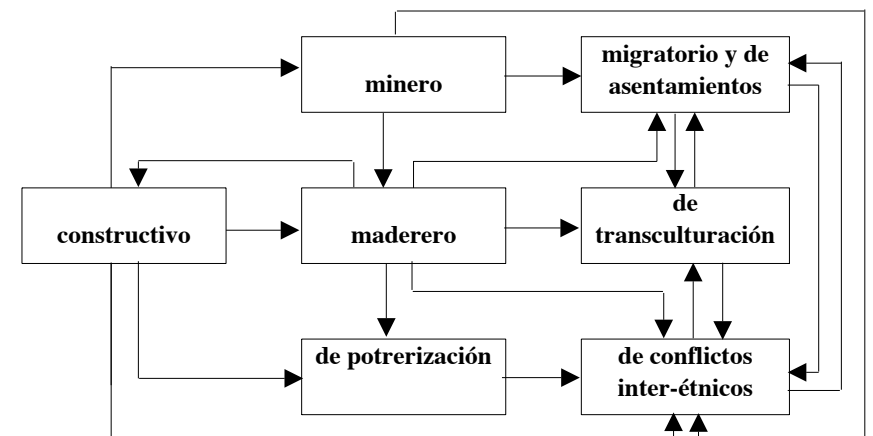


figura 6 . Diagrama de interacciones entre los diferentes procesos concurrentes en la construcción de un proyecto vial en el Chocó. Todos los procesos tienen consecuencias sobre la biodiversidad

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	metodología de levantamiento y análisis de información	17.4.1996	27.7.2006	17	11

Metodología de levantamiento de información

Elaboración de protocolos de campo

Discusión interdisciplinaria para el diseño de protocolos de campo, discusión los objetivos previstos y determinación los parámetros generales para el diseño de protocolos a utilizar en la obtención de la información primaria.

Programación de campo

Selección de áreas de muestreo y a definición del programa de campo, detalles lógicos (documentos de identificación, transporte, materiales y equipos...).

Las metodologías particulares de campo son propias de los diferentes grupo faunísticos y florísticos y van más allá de los alcances de este trabajo.

Análisis de información

Este comprende inicialmente la creación de una base de datos (ver ítem base de datos), en la cual se consigna la información de los protocolos de campo.

Definición de atributos

Paralelamente se debe hacer una exhaustiva revisión de literatura, con el fin de complementar la información sobre las especies registradas que permita evaluar su importancia y vulnerabilidad. En la base de datos se recomienda la consignación para cada especie los siguientes atributos:

- *de identificación*: familia, género, especie, autor, nombres vernáculos locales
- *ecológicos*: hábitos alimenticios, socia-

les, horas de actividad, formas de vida (para flora)

- *biogeográficos*: distribución o afinidad biogeográfica, endemismos, migraciones
- *culturales*: uso y relación con las poblaciones humanas, status de conservación.

Criterios de búsqueda

Una vez se ha establecido una base de datos se deben efectuar agrupamientos de información de acuerdo con las categorías de cada atributo y se procede a la obtención de listados maestros tales como:

- listas maestras de especies por taxón (vasculares herbáceas, vasculares leñosas, anfibios, reptiles, aves y mamíferos...)
- lista maestra de especies por zona (alterada, sin alterar, testigo, etc.)
- lista maestra de sitios de muestreo
- lista maestra de especies por sitio para cada taxón
- lista maestra de hábitats
- lista maestra de especies por hábitat
- lista de especies según atributo: hábitos alimenticios, usos locales, formas de vida (para flora), status de conservación, distribución biogeográfica.

Estos listados permiten identificar: especies registradas por taxón, especies particulares en cuanto a su ubicación (exclusivas) de cada zona, sitios muestreados, especies de cada taxón presentes o exclusivas de cada sitio, hábitats muestreados y características de los mismos, hábitats más frecuentados, con mayor diversidad, especies de hábitos alimenticios específicos, generalistas, especies usadas localmente, especies endémicas, amenazadas o en peligro de extinción,

vulnerables, rangos de distribución amplia o restringida de las especies.

El conjunto de esta información conduce a una aproximación al estado de la flora y la fauna y su relación con su medio, hábitats y sus condiciones.

Igualmente se deben calcular y comparar estadísticamente las curvas de biodiversidad, esfuerzo de muestreo acumulado vs. especies acumuladas, según diferentes agrupaciones de datos para las hipótesis planteadas originalmente.

Estructura y diseño de la base de datos

Para el procesamiento de los datos biológicos recolectados en campo y de la información complementaria tomada de la literatura, se recomienda la estructuración de una base de datos cuya estructura y diseño se ilustran en la figura 7.

La base está conformada por dos tipos básicos de archivos, los archivos maestros, es decir, los que contienen la información básica correspondiente a cada especie y a cada sitio (*especies fauna, especies flora, comunidades y sitios*) y los archivos de datos en los que se almacena la información relacionada con los muestreos propiamente, estos son, *muestreo fauna, muestreo flora y hábitats acuáticos*.

Los archivos de datos establecen relaciones, normalmente de uno a muchos con su archivo maestro correspondiente a través de códigos de enlace.

Este tipo de estructura permite hacer búsquedas complejas. Para las búsquedas más estructuradas se requiere la ela-

boración de pequeños programas (v. gr., para listas de especies exclusivas de una zona, listas maestras de especies en un sitio específico, listas de especies con hábitos alimenticios particulares en diferentes zonas, análisis del número de especies según el esfuerzo de muestreo acumulado para generar curvas, cálculo de índices, etc.).⁴

Programas complementarios

El procesamiento de la información puede requerir la utilización de otros programas para cálculos específicos. Algunos de estos debieron ser diseñados específicamente.

- *Curvas de especies–esfuerzo de muestreo*. Una base de datos relacional se puede programar para producir listados de número de especies acumuladas vs. esfuerzo acumulado; estos listados se pueden exportar a un programa de estadística o a una hoja de cálculo para transformar los datos (log especies y log esfuerzo), calcular las ecuaciones de regresión y compararlas.
- *Índices de diversidad y similitud*. Se pueden producir listados de presencia-ausencia y abundancia de especies por sitio y se calcula H' y E en una hoja de cálculo tal como se muestra en el cuadro 3., p.5. Igualmente, con dichos datos se pueden calcular índices de similitud (Jaccard cualitativo y distancia euclidiana media cuantitativo, etc.).

4. Neotrópicos desarrolla desde 1987 *Diversidatos* una base de datos georeferenciada construida con 4th Dimension®, versión 3.2., un manejador de bases de datos de excelente desempeño, utiliza un lenguaje orientado a objetos, versátil y de fácil manejo. *Diversidatos* cuenta con módulos para cálculos de índices de diversidad e índices de similitud. Actualmente se perfecciona una versión para OS-Windows con Fox-Pro la cual gutosamente puede facilitar al Ministerio del Ambiente para su evaluación práctica.

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	metodología de levantamiento y análisis de información	17.4.1996	27.7.2006	17	12

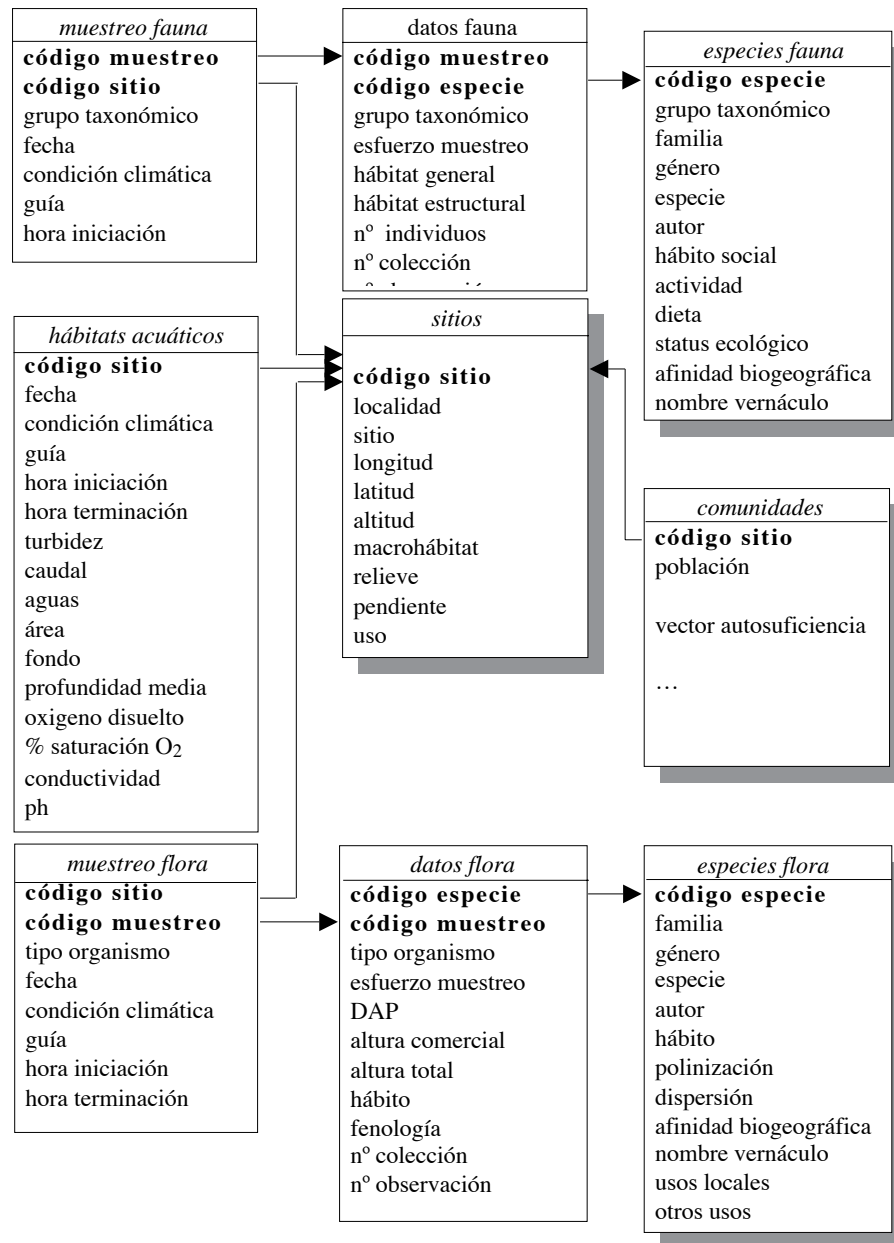


figura 7. Estructura de Diversidatos, presentada como modelo para que el Ministerio del Medio Ambiente diseñe una estructura semejante para el manejo de información sobre biodiversidad para la evaluación *ex ante* y *ex post* de proyectos de desarrollo.

Cuadro 7. Areas con información sistematizada sobre biodiversidad disponible en Neotrópicos

área	plantas vasculares	invertebrados	invertebrados	peces	anfibios	reptiles	aves	mamíferos	cuentas familiares
río Ranchería (cuena baja)									
bahia Portete									
río San Jorge (cuena media)									
flanco E cordillera Oriental: ríos Bodoquero Hacha									
flanco O cordillera Occidental: cuenas altas ríos Atrato, San Juan, Baudó									
río Sinú (cuenas media/alta) Verde, Esmeralda, Tigre, Manso, San Jorge (cuena alta)									
depresión momposina: isla de Mompos y áreas circundantes									

datos cuantitativos: esfuerzo de muestreo datos cualitativos: presencia/ausencia

La estructura de *Diversidatos* permite la programación de búsquedas complejas que generan subconjuntos de los archivos maestros, teniendo en cuenta criterios específicos. *v. gr.*, listas de especies exclusivas de un subconjunto de sitios, listas de especies con hábitos o dietas particulares en diferentes zonas, número de especies acumuladas según el esfuerzo de muestreo acumulado. En la actualidad se desarrolla el archivo *comunidades*, relacionado con *sitios* para registrar en las cuentas familiares los niveles de dependencia para la autosuficiencia de las comunidades en la oferta natural. *Diversidatos* almacena información de las áreas listadas en el cuadro 7.

Aplicaciones complementarias

El procesamiento de la información requiere la utilización de otros programas para cálculos específicos.

• *Curvas de especies-esfuerzo de muestreo*. Los listados de número de especies

acumuladas *vs.* esfuerzo acumulado se exportan a un programa de estadística (Statview® versión 4.0) para homogeneizar y transformar datos, calcular ecuaciones de regresión y compararlas estadísticamente.

• *Índices de diversidad y similitud*. Con los listados de presencia-ausencia y abundancia de especies por sitio se calculan índices de diversidad, uniformidad, riqueza de Shannon-Weaver, Simpson, MacArthur, Fager mediante el programa *Diver*. Con estos mismos listados se pueden efectuar clasificaciones aglomerativas, politéticas cualitativas (mediante el cálculo de índices de similitud de Jaccard, Chekanowski, o apareamiento simple...) y cuantitativas (mediante el cálculo de distancia euclidiana e índices de similitud de Bray-Curtis, Sokal y otros); con el programa *Clase* se efectúan estas clasificaciones. *Diver* y *Clase* fueron escritos en 4th Dimension®.

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	desarrollo vs. alteraciones de biodiversidad	17.4.1996	27.7.2006	17	13

El proceso de desarrollo

Es fundamental tener en cuenta que los proyectos de desarrollo, salvo contadas excepciones (emprendimientos hidroeléctricos en áreas remotas, por ejemplo) no se dan aislados, por el contrario normalmente van acompañados de otras inversiones estatales o de estrategias y políticas de estímulo a la inversión privada, puesto que se espera que generen cambios regionales, i.e., más desarrollo.

La construcción de un corredor vial es un buen ejemplo, otros procesos planificados o nó, (desarrollo urbano, eléctrico, turismo, demandas de bienes y servicios...) cada uno con su cuota de efecto sobre la biodiversidad, a través de las diferentes causas listadas en la tabla 5., se dan con la existencia de una vía. Las consecuencias no son minimizables por diseño, sino que exigen condicionantes y restricciones. (ver cuadro 8.)

Una vía que se desarrolle en un contexto de riqueza de recursos naturales y alta biodiversidad es el primer eslabón de una cadena de transformaciones cuyas consecuencias son la disminución de la biodiversidad a escala regional y en algunas regiones particularmente ricas y sensibles (v. gr., Chocó biogeográfico, Macarena, Magdalena medio, sierra Nevada de Santa Marta...) a escala global.

Por tanto, *todo cambio en esa dirección es atribuible a la decisión de construir una vía en una región frágil, para permitir o promover otros desarrollos.*

La evaluación *ex post* de la problemática de flora y fauna deja de ser un ejercicio de comparación de una simple situación

Cuadro 8. modos mediante los cuales diversos sectores, considerados aisladamente, alteran la biodiversidad

°	modo de alteración de biodiversidad	vías			hidrocarburos			minería			eléctrico			líneas			químicos		
		d	a	i	d	a	i	d	a	i	d	a	i	d	a	i	d	a	i
1	destrucción localizada, temporal de hábitats																		
2	destrucción localizada, permanente de hábitats																		
3	fragmentación local de hábitats																		
4	fragmentación regional de hábitats																		
5	desplazamiento ecológico de especies nativas																		
6	sobre-extracción selectiva localizada																		
7	sobre-extracción selectiva regional																		
8	destrucción masiva, permanente de hábitats																		

d. actividades y procesos directos
a. actividades y procesos asociados
i. actividades y procesos indirectos

antes vs. ahora, con y sin tal perturbación y se convierte en una exigencia de contar con datos que permitan la producción de información de calidad, abundante, adecuada y oportuna para la toma de decisiones.

Contexto regional de la problemática de flora y fauna a nivel ecosistémico

General

Los ecosistemas son entes regionales, no puntuales que pueden o no alojar poblaciones humanas en la actualidad, conformados por condiciones abóticas de dinámica variable (geológicas, geomorfológica, hidrológica, climática...) y organismos (flora y fauna) en diferentes estados de equilibrio también dinámico (diversidades, abundancias, demografía). A continuación se retoman los elementos planteados en el cuadro 2. con el objeto de perfilar los objetivos y racional de una evaluación *ex post*.

Atributos susceptibles de afectación

(propiedades sinecológicas vs. propiedades autecológicas):

Ecológicos: diversidad (hábitats, organismos, redes tróficas)

- estabilidad (susceptibilidad al cambio y capacidad de recuperación)
- valor ecológico (status de conservación, nivel trófico estructurante, relaciones simbióticas)

Biogeográficos:

- endemismos
- insularidad
- rangos y barreras

Culturales:

- recursos e importancia de la biodiversidad como componente patrimonial

Dificultades para asociar causa-efecto sobre ecosistemas a nivel de un proyecto obra u instalación

Efectos: Son resultado del agregado de proyectos individuales combinados y de actividades no planificadas o planificadas autónomamente por fuera del ámbito de Ministerio del Medio Ambiente

Los procesos regionales (ecosistémicos) con consecuencia sobre los elementos florístico y faunístico son generados así:

- en forma directa (obras, actividades,

acciones fundamentales de proyectos particulares)

- en forma secundaria (obras, actividades, acciones complementarias de proyectos particulares, ejs.: vías, campamentos, redes de servicios...)
- en forma indirecta (obras, actividades, acciones asociadas a los procesos de desarrollo y crecimiento de una región, ejs. crecimiento urbano, colonización e incorporación de áreas naturales a la producción)

De lo anterior se desprende la necesidad de información sintética sobre las regiones:

- identificación
- status
- interrelaciones y sobre los agregados de proyectos y cadenas de desarrollos. (ver cuadro 8.)

Jerarquización de problemas de flora y fauna

1. Jerarquización espacial (por oferta, cambios generados por las características de la región, independientemente de las características del sector o sectores que puedan originar los cambios)

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	objetivos de una evaluación <i>ex post</i>	17.4.1996	27.7.2006	17	14

- regiones amenazadas
- regiones transformadas
- regiones susceptibles
- regiones menos recuperables
- ...

1.1 Jerarquización por causas (los proyectos, obras o instalaciones... causantes de los cambios en flora y fauna) sectores (*sensu* MinAmbiente) más deletéreos, independientemente de la región en donde ocurran:

- en forma directa
- en forma secundaria
- en forma indirecta

1.2 Jerarquización temporal (prioridades, urgencia de la atención) regiones más susceptibles en donde se desarrollan proyectos más deletéreos

2. Acciones inmediatas

2.1 Inventario/síntesis de información existente:

2.1.1 identificación/evaluación de status de ecoregiones: ensamblaje **geográficamente** distinguible de comunidades naturales cuyas interacciones ecológicas son críticas para su persistencia a largo plazo y que comparten:

- la gran mayoría de sus especies
- la dinámica ecológica
- condiciones ambientales

A nivel de ejemplo el cuadro 9. (adaptado para Colombia de Dinerstein, et al. 1995) presenta la clasificación para Latino América/Caribe. Las áreas de ecoregiones compartidas con países limítrofes son totales. Podría ser re-evaluada para Colombia.

2.1.2 caracterización de ecoregiones. Es

necesariamente un proceso dinámico, por una parte por que se puede aproximar a partir de los datos existentes, por otra parte porque la misma generación de información cambia conceptos que obligan a la revisión de categorizaciones previas y porque los desarrollos actuales están continuamente ejerciendo efectos sobre los elementos medio-ambientales.

Objetivos de una evaluación *ex post*

1. Definir las transformaciones que la construcción y operación de una obra de desarrollo y sus procesos asociados, planificados o no, han tenido sobre la flora y la fauna asociadas a los ecosistemas y comunidades de las áreas de la ecoregión o ecoregiones donde se localiza la obra o proceso de desarrollo. Estas pueden hacerse a partir de *evaluaciones ex ante* o mediante recopilación y análisis de información disponible en la literatura y datos de campo que permitan reconstruir la situación anterior al desarrollo

1.1 Diseñar procedimientos de recopilación de datos, análisis de información y métodos de interpretación de resultados para:

- Establecer los cambios reales que el proceso de desarrollo tiene sobre los citados componentes, (identificar)
- Jerarquizar la importancia ecológica y sociocultural de los cambios evaluados, (conocer)
- Definir los esquemas, obras y programas de mitigación y compensación requeridos (recuperar/restaurar/conservar)

Lo anterior teniendo en cuenta que:

- Las transformaciones tienen múltiples causas (directas, asociadas, indirectas). En general no es posible distinguir entre los efectos culturales–naturales "normales" –i.e., no atribuibles a las actividades y procesos planificados– de las transformaciones causadas por los procesos planificados y que obras particulares son en general el primer eslabón de una cadena de desarrollos cuyas consecuencias se yuxtaponen en el tiempo y en el espacio, (ver tabla 8.)

- En muchas ocasiones los efectos sobre un ecosistema dado no son súbitos, ni rápidos; ocurren, o se hacen manifiestos, muy lentamente, ya sea por resistencia de individuos o de poblaciones, tolerancia de comunidades, umbrales de daño irreparable por procesos naturales lentamente alcanzados.

2. Esquema de evaluación *ex post*

2.1 Evaluación crítica sobre el proceso o procesos y sobre la región.

2.2 Análisis crítico de los estudios de impacto ambiental que permitan la confrontación del estado inicial previo (base del pronóstico) vs. la situación actual (diagnóstico). Se deben examinar básicamente los siguientes aspectos:

- 2.2.1 Estado ambiental de referencia,
- 2.2.2 Impactos pronosticados,
- 2.2.3 Monitorías planteadas,
- 2.2.4 Calidad de las bases de datos.

2.3 Esquemas y resultados de otras monitorías ambientales adelantadas para la obra o desarrollo relevantes para el estudio propuesto.

2.4 Revisión de la bibliografía disponible sobre la región, sus recursos, los ecosistemas y organismos asociados:

2.4.1 Monografías departamentales/regionales y estudios geográficos temáticos,

2.4.2 Cartografía, aerofotografías, imágenes de satélite.

2.5 Matriz de información necesaria vs. información disponible.

Definición de la información necesaria para establecer el plan de diagnóstico y de la viabilidad de obtenerla mediante búsquedas bibliográficas o levantamientos de campo.

2.6 Reconocimiento de campo.

2.6.1 De los procesos y estructuras impactantes: explotación, acopio, transporte, manejo, embarque, minas, campamentos, puerto, vías y demás instalaciones. etc.

2.6.2 Del área de influencia del complejo de desarrollos:

- Según actividades/procesos,
- Según efectos de los procesos,
- Según efectos de las instalaciones.

2.7 Evaluación y replanteamiento del pronóstico.

2.7.1 Teórica (qué tan bien pensado fué). Aquí se analiza la utilización que quienes elaboraron el EIA hicieron de las herramientas ecológicas para el establecimiento de predicciones sobre la interacción complejo de desarrollo vs. ecosistemas.

2.7.2 Práctica (qué tan acertado fué). Consiste en la confrontación de las pre-

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna		17.4.1996	27.7.2006	17	15

Cuadro 9. Evaluación de criterios a nivel de paisaje, status de conservación e importancia biológica de ecorregiones de Colombia, tomado de Dinerstein et al., 1995

ecosistema principal	macrohábitat	bioregión	ecoregión	n°	área km ²	evaluación status de conservación: criterios						evaluación					
						pérdida hábitat <i>a</i>	hábitat conjunto <i>b</i>	fragmentación <i>c</i>	degradación <i>d</i>	conversión <i>e</i>	protección <i>f</i>	total <i>g</i>	status preliminar <i>h</i>	status final <i>i</i>	importancia biológica <i>j</i>	prioridad por biodiversidad <i>k</i>	
bosque latifoliado tropical	bosque húmedo	Orinoquía	Tepuis: afloramientos graníticos	21	49.157	0	2	0	n.a.	0	1	3	5	5	1	II	
			Amazonía	cuenca del Napo (Putumayo)	22	369.847	0	2	5	n.a.	6	1	14	4	4	1	I
				sierra de La Macarena	23	2.366	10	5	5	n.a.	6	10	36	4	3	2	I
				Japurá/Negro	24	718.551	0	2	0	n.a.	0	1	3	5	5	1	II
				pantanos de la Amazonía O	30	8.315	-	-	-	n.a.	-	-	0	4	4	1	I
		varzea	33	193.129	20	2	12	n.a.	6	4	44	3	3	1	I		
		Andes N	Chocó/Darién	39	82.079	10	2	0	n.a.	9	8	29	4	3	1	I	
			montano panameños E	40	2.905	0	10	12	n.a.	6	8	36	4	3	3	III	
			montano andinos NO	41	52.937	20	10	12	n.a.	6	6	54	3	2	1	I	
			ecuatoriales O	42	40.218	40	20	12	n.a.	6	8	86	2	1	2	I	
	montano del valle del Cauca		43	32.412	32	20	20	n.a.	6	10	88	2	1	1	I		
	montano del valle del Magdalena		44	49.322	32	20	20	n.a.	6	10	88	2	1	1	I		
	Magdalena/Urabá		45	77.660	32	15	16	n.a.	6	10	79	2	2	3	II		
	montano cordillera Oriental		46	66.712	20	2	12	n.a.	9	4	47	3	3	1	I		
	montano Andes Colombia/Ecuador		47	84.442	20	2	12	n.a.	8	8	50	3	3	1	I		
	montano sierra nevada Santa Marta		48	4.707	32	5	5	n.a.	6	4	52	3	3	2	I		
	montano Andes Colombia/Venezuela	49	16.638	10	15	16	n.a.	6	4	51	3	2	1	I			
	bosque seco	Andes N	Catatumbo	50	21.813	40	20	20	n.a.	0	10	90	1	1	4	III	
			valle del Cauca	77	5.130	40	20	20	n.a.	6	10	96	1	1	4	III	
			valle del Magdalena	78	13.837	40	20	20	n.a.	6	10	96	1	1	4	III	
valle del Patía			79	1.291	40	20	20	n.a.	6	10	96	1	1	4	III		
			valle del Sinú	80	55.473	40	20	20	n.a.	6	10	96	1	1	4	III	
pradera sabana chaparral	sabana	Orinoquía	llanos orientales	110	355.112	20	2	0	5	6	1	34	4	4	3	III	
		Amazonía	sabanas amazónicas	112	120.124	10	2	4	0	6	6	28	4	4	3	III	
	pradera montana	Andes N	depresión momposina	†	15.000	20	10	8	6	6	19	69	2	2	2	II	
		Andes N	páramo sierra nevada Santa Marta	137	1.329	-	-	-	n.a.	-	-	0	-	3	1	I	
			páramo Andes septentrionales	139	58.806	0	10	16	n.a.	6	4	36	4	3	1	I	
xerofitia	chaparrales	Andes N	Guajira, litoral Caribe	171	32.404	32	15	12	n.a.	6	8	73	2	2	3	II	
manglares*	Atlántico	Caribe	costa venezolana-Guajira														
		continental	Magdalena/ Santa Marta														
	Pacífico	Pacífico	golfo de Panamá-N Choco														
		Sudamerica	Esmeraldas/Pacífico colombiano														

a índice de 0 (mínima pérdida) a 40 (máxima)

b índice de 2 (conjuntos más grandes y numerosos) a 20 (más pequeños y menos numerosos)

c índice de 0 (mínima) a 20 (máxima); índice varía de 0 a 10 si el valor de degradación está presente

d índice de 0 (mínima degradación) a 10 (máxima). Empleado para 2 macrohábitats: pradera/sabana/chaparral y sabanas inundables; n.a. = no aplicable al macrohábitat

e índice de 0 (mínima tasa de conversión anual de hábitat natural) a 10 (máxima tasa)

f índice de 1 (mejor protección) a 19 (menor)

g índice para status de conservación preliminar desde 0 (mejor) a 100 (peor)

h 1= crítico (89-100 puntos), 2= amenazada (65-88), 3= vulnerable (37-64), 4 relativamente estable (7-36) y 5= relativamente intacta (0-6)

i estatus final= estatus preliminar modificado por evaluación de amenazas; códigos igual que en *h*

j 1= global, 2= regional, 3= bioregional y 4= local

k 1= máxima prioridad a escala regional, II= alta prioridad a escala regional, III= prioridad moderada a escala regional y IV= importante a escala nacional

* ecoregión elevada a prioridad I para lograr mejor representación bioregional

síntesis de prioridades

prioridad	# de ecoregiones
I	15
II	4
III	8
IV	0

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	propuesta de metodología para evaluación <i>ex post</i>	17.4.1996	27.7.2006	17	16

dicciones establecidas en el EIA con las observaciones del reconocimiento de campo y la inferencia de los resultados de las monitorías mencionadas en el numeral 2.2.3. En esencia es el establecimiento del diagnóstico preliminar de los efectos previstos.

2.7.3 Rescatabilidad del pronóstico. Para esta actividad se deben utilizar las bases de datos del EIA. Entre las técnicas ecológicas que se pueden emplear están:

- Teoría de biogeografía insular,
- Estrategias de clasificación numérica,
- Teoría de diversidad de especies.

2.8 Proposición de alternativas de diagnóstico (planes de monitoría) y de medidas de control.

2.8.1 Los resultados del pronóstico re-planteado se deben utilizar para elaborar el diseño de los planes de monitoría futuros. Se pretende aquí establecer una jerarquización de efectos probables por su importancia ecológica o sociocul-

tural, por su magnitud y por sus posibilidades de mitigación. Para cada categoría así establecida se evaluarán varias alternativas de análisis, que incluyen, además de las citadas en el numeral 2.4.3., las siguientes:

- Diferentes esquemas de cartografía diacrónica,
- Teoría markoviana de la sucesión,
- Desarrollo de indicadores (organismos o comunidades) activos y pasivos,
- Tablas vitales (Matrices de Leslie-Leftkovitch).

2.8.2 Los diferentes planes producirán datos para ser interpretados mediante una o varias de las técnicas mencionadas. Por otra parte para cada plan seleccionado se debe indicar:

- Parámetros, sitios, frecuencias de observación o de medición, intensidades (esfuerzos de muestreo), duración, formatos de levantamiento de información, procedimientos de análisis, además programas para análisis si se requieren, y

manual de utilización. Finalmente, guías para interpretación de resultados .

- Para el diseño de medidas correctivas, mitigativas o compensativas definidas por los resultados de la actividad 2.5.1. se tendrán en cuenta entre otros aspectos los siguientes:
- Período de efectividad de la medida (medidas a corto vs. largo plazo),
- Aceptabilidad cultural de la medida,
- Urgencia de la problemática.

3. Puesto que la adopción de un plan de gestión particular depende de los efectos que realmente se identifiquen una vez se ejecuten las monitorías los planteamientos de control, que se originen de un estudio de este tipo en general no pueden constituir planes de gestión per se. Más bien, servirán como pautas orientadoras para que el Ministerio del Ambiente, en un futuro, pueda decidir sobre una base clara las acciones de control más convenientes. Esto significa que los costos y recursos que se planteen para cada medida particular son meramente

indicativos.

4. Selección de alternativas.

Esta actividad tiene como finalidad analizar en forma objetiva cuales serían para Ministerio del Ambiente las mejores opciones en cuanto a planes y medidas. Es de esperar que las diferentes alternativas que un estudio de este tipo plantee difieran en efectividad, costos, tiempos de ejecución, nivel de participación del Ministerio del Ambiente en su ejecución, grado de aceptación por parte de la comunidad, etc. De tal manera que no cabe esperar una alternativa óptima en todo sentido. Por tanto, se propone la utilización de técnicas de análisis multiobjetivo para la selección de alternativas.

proyecto	temática	creado	modificado	n° páginas	página
evaluación <i>ex post</i> problemática flora/fauna	bibliografía	17.4.1996	27.7.2006	17	17
<p>Andrade, G. I. 1992. Biodiversidad y conservación. pp 9-71 en: G.I. Andrade, R. Gómez & J. P. Ruiz (editores). Biodiversidad, conservación y usos de recursos naturales. Colombia en el contexto internacional. Cerec/Fescol, Bogotá.</p> <p>Brown, J. 1971. Mammals on mountain-tops: nonequilibrium insular biogeography. <i>Amer. Natur.</i>, 105:467-478</p> <p>Cockburn, A. 1985. Does dispersal increase as populations expand? <i>Oikos</i>, 44:367-368</p> <p>Diamond, Jared M. 1975. The Island dilemma: Lessons of modern biogeographical studies for the design of natural reserves. <i>Biol. Conser.</i> 7: 129-146. London, England.</p> <p>Dinerstein, E. & D.M. Olson, D.J. Graham, A. L Webster, S.A. Primm, M. P. Bookbinder, G. Ledec. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank/The World Wildlife Fund. Washington D.C. 129 pp + 9 mapas</p> <p>Dyner R., Isaac. 1993. Dinámica de sistemas y simulación continua en el proceso de planificación. Colciencias, Universidad Nacional de Colombia. Medellín.</p> <p>García Lozano, L.C. 1988. El arte y la ciencia de las evaluaciones ambientales en Colombia, III Congreso de Ecología, Bogotá.</p> <p>Gentry, A. H. 1986. Species richness and floristic composition of Choco region plant communities. <i>Caldasia</i>, 15:71-93.</p>	<p>Gentry, A. H. 1992. Tropical forest diversity: distributional patterns and their conservational significance. <i>Oikos</i>, 63:19-28</p> <p>Guzmán, G. A. & T. H. Osorio. 1992. Aspectos energéticos y ecología de la comunidad de mamíferos del área de influencia del campo petrolero de Caño Limón-Arauca. Colombia. Tesis (Biólogo). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.</p> <p>Haffer, J. 1986. Avian zoogeography of the Neotropical lowland. En: Neotropical Ornithology. Monographs. No 36, pag: 515-528.</p> <p>Hubbell, S. P. & R. B. Foster. 1983. Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. pp 25-41 <u>En</u>: Sutton, S. J., T. C. Whitmore and A. C. Chadwick (editores). Tropical rain forest: ecology and management. Blackwell, Oxford.</p> <p>Hubbell, S. P. & R. B. Foster. 1992. Short term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. <i>Oikos</i>, 63:48-61.</p> <p>Humphrey, S.R. 1985. How species become vulnerable to extinction and how we can meet the crises. en: R.J. Hoage (editor). Animal extinctions: what everyone should know. Smithsonian Inst. Press. Washington, D.C. pag: 9-29.</p> <p>IUCN, 1988. IUCN Red list of threatened animals. IUCN Gland Switzerland and Cambridge U. K.</p>	<p>Krebs, C. J. 1972. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York. 694 p</p> <p>Ledig, F. T. 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. <i>Oikos</i>, 63:87-108</p> <p>MacArthur, R. H. 1972. Geographical ecology. Patterns in the distribution of species. Harper & Row, Publishers, New York.</p> <p>MacArthur, R. H., & E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.</p> <p>Poole, R. W. 1974. An introduction to quantitative ecology. McGraw Hill, New York.</p> <p>Remington, R. D., & M. A. Schork. 1970. Statistics with applications to the biological and health sciences. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.</p> <p>Sanchez, P., P. Rivas. & A. Cadena, 1993. Composición, abundancia y riqueza de especies de la comunidad de murciélagos en bosques de galería en la serranía de la Macarena (Meta-Colombia). <i>Caldasia</i> 17 (2):301-312</p> <p>Simberloff, D. S., & E. O. Wilson. 1969. Experimental zoogeography of islands. The colonization of empty islands. <i>Ecology</i>, 50:278-296.</p> <p>Simberloff, D. S., & E. O. Wilson. 1970. Experimental zoogeography of islands. A two year record of colonization. <i>Ecology</i>, 51:934-937.</p>	<p>Stiling, P. D. 1996. Ecology. Theories and applications. 2nd edition. Prentice Hall, New Jersey. 539 p.</p> <p>Sullivan, A. L. & M. L. Shaffer. 1975. Biogeography of the megazoo. <i>Science</i>, 189:13-17.</p> <p>Terborgh, J. & B. Winter. Some causes of extinction. pp. 119-133 en: Soulé, M. E. & B. A. Wilcox, Conservation ecology. An evolutionary-ecological perspective. Sinauer. Sunderland, Massachusetts.</p> <p>Vuillumier, F. 1970. Insular biogeography in continental regions. The northern Andes of South America. <i>Amer. Natur.</i> 104: 373-388</p> <p>Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. pp 95-117, en: Soulé, M. E. & B. A. Wilcox, Conservation</p> <p>Wilson, E. O. 1969. The species equilibrium. pp 38-47 <u>En</u>: Woodwell, G. M. and H. H. Smith (editores). Diversity and stability in ecological systems. Brookhaven National Laboratory, Upton, New York.</p>		