

Ministerio de
Medio Ambiente y
Recursos Naturales

El Salvador, C.A.

Manual de Inventarios de la Biodiversidad



Índice

Presentación	2
I. Introducción	3
II. Modo de uso	4
III. Marco conceptual	5
III. 1. Inventario de la biodiversidad	5
III. 1. A. Concepto de Inventario	9
III. 1. B. Consideraciones básicas para la toma de datos	11
III. 2. Indicadores para el monitoreo de la biodiversidad	12
III. 2. A. Monitoreo para la conservación	14
III. 2. B. Monitoreo para la restauración	14
IV. Procedimientos para la realización de Inventario	16
IV. 1. Nivel de paisajes	17
IV. 1. A. Marco Conceptual	17
IV. 1. B. Determinación de la zona de influencia del paisaje	31
IV. 1. C. Composición de las unidades de paisaje	31
IV. 1. D. Estructura del paisaje	32
IV. 1. E. Funciones a nivel de paisajes	35
IV. 1. F. Indicadores de monitoreo para la conservación	36
IV. 1. G. Indicadores de monitoreo para la restauración	37
IV. 2. Nivel de ecosistemas / comunidades	39
IV. 2. A. Marco conceptual	39
IV. 2. B. Mapeo de ecosistemas y agroecosistemas	50
IV. 2. C. Composición de los ecosistemas / comunidades	51
IV. 2. D. Estructura de los ecosistemas / comunidades	54
IV. 2. E. Funciones ecosistémicas	56
IV. 2. F. Indicadores de monitoreo para la conservación	57
IV. 2. G. Indicadores de monitoreo para la restauración	59
IV. 3. Nivel de poblaciones / especies	61
IV. 3. A. Marco conceptual	61
IV. 3. B. Identificación y caracterización de especies / poblaciones	70
IV. 3. C. Estructura poblacional	70
IV. 3. D. Funcionamiento poblacional	71
IV. 3. E. Indicadores de monitoreo para la conservación	73
IV. 3. F. Indicadores de monitoreo para la restauración	74
IV. 3. G. Criterios para selección de especies de estudio	75
IV. 4. Nivel genético	80
IV. 4. A. Marco conceptual	80
IV. 4. B. Composición	88
IV. 4. C. Estructura genética	90
IV. 4. D. Indicadores de monitoreo para la conservación	97
IV. 4. E. Indicadores de monitoreo para la restauración	98
IV. 5. Biodiversidad acuática	99
VI. Bibliografía	100
Anexo 1 Glosario	109
Anexo 2 Formulario recolección de datos	113
Estructura y tipo de datos Módulo de Ecosistemas	113
Estructura y tipo de datos Módulo de Especies	115
Estructura y tipo de datos Módulo de Bibliografía	119

Presentación

El presente Manual, conteniendo los Procedimientos Técnicos para la realización de Inventarios de la Biodiversidad, es parte de las responsabilidades del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales en su papel de Ente Rector de las actividades de conservación y uso sostenible de la diversidad biológica.

Este Manual también está enmarcado dentro del compromiso de país asumido por El Salvador, cuando ratificó el Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD) en 1994. A partir de ese momento el Ministerio se constituyó en el Punto Focal para este importante y trascendental acuerdo internacional que puntualiza la conservación de la diversidad biológica con base a un uso sostenible y la distribución justa y equitativa de los beneficios generados por la misma.

Con financiamiento gestionado ante el Fondo para el Medio Ambiente Mundial - GEF y administrados por el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo - PNUD, se inició en Septiembre de 1997 un proceso de consulta y reflexión en torno a la Biodiversidad de nuestro país cuyo resultado fue la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica - ENB y su Plan de Acción Quinquenal. Posteriormente se desarrollaron una serie de proyectos y actividades encaminadas a fortalecer y ordenar esfuerzos locales que hagan posible la implementación de la ENB. En este sentido, dentro del Proyecto de Actividades Habilitadoras de la Biodiversidad se planteó como objetivo formular Estrategias de Fortalecimiento y Procedimientos Técnicos y administrativos específicos para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en cuatro aspectos:

- Inventario y Monitoreo de los elementos que conforman la biodiversidad.
- Gestión y Participación de la sociedad en el manejo de las áreas naturales protegidas como unidades de conservación.
- Manejo de información sobre la biodiversidad ordenada en un Sistema de Información.
- Acceso y aprovechamiento de los recursos genéticos y bioquímicos, asociados a la vida silvestre.

I. Introducción

Desde hace tiempo se percibe a las especies como los únicos elementos vivos de la tierra. Recientemente, las personas encargadas de manejar recursos naturales y los biólogos de la conservación consideran que el estudio a otros niveles de organización además que aquel de las especies (como los niveles de genes, ecosistemas y paisajes) produce mejores resultados aplicables al manejo y la conservación de la biodiversidad. A pesar de esto las actividades de conservación siguen enfocándose casi en forma exclusiva en el estudio de especies. Si este enfoque persiste, no se podrá alcanzar la preservación de la biodiversidad a un nivel integral. Así, las actividades de conservación enfocándose sólo en las especies no es la solución, siendo necesario ampliar los esfuerzos de conservación de forma a incluir otros niveles, como el de ecosistemas.

Por ello se adopta para el siguiente manual el Enfoque por Ecosistemas que propone el CBD. Este enfoque es una estrategia para la gestión integrada de tierras, extensiones de aguas y recursos vivos por la que se promueve la conservación y utilización sostenible de modo equitativo, que se basa en la aplicación de las metodologías científicas adecuadas y en él se presta atención prioritaria a los niveles de la organización biológica que abarcan los procesos esenciales, las funciones y las interacciones entre organismos y su medio ambiente (CBD 2001), y se fundamenta el doce principios (Decisión VI/23 de la COP del CBD).

De éstos doce principios sobre los que se basa el enfoque por ecosistemas, el presente manual retoman, principalmente, los siguientes cuales cuatro:

- *Principio 5: A los fines de mantener los servicios de los ecosistemas, la conservación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario del enfoque por ecosistemas.*
- *Principio 6: Los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento.* En la gestión, debe prestarse atención a las condiciones ambientales que limitan la productividad natural, la estructura, el funcionamiento y la diversidad de los ecosistemas.
- *Principio 7: El enfoque por ecosistemas debe aplicarse a las escalas espaciales y temporales apropiadas.* El enfoque por ecosistemas se basa en la índole jerárquica de la diversidad biológica caracterizada por la interacción e integración de genes, especies y ecosistemas.
- *Principio 9: En la gestión debe reconocerse que el cambio es inevitable.* Los ecosistemas cambian, incluidas la composición de las especies y la densidad de las poblaciones. Es posible que los regímenes de perturbaciones sean importantes para la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas y puede que sea necesario mantenerlos o restaurarlos.

En el manual se propone, además, que el inventario de la diversidad biológica, para que se constituya en una herramienta útil debe abarcar cuatro niveles de organización: *paisajes, ecosistema, especies y genes*. Dentro de cada uno de estos niveles de organización se propone realizar inventario sobre los *componentes, la estructura (patrones) y la función (procesos)*. La composición y estructura se desarrollan de un modo más completo y con mayor énfasis, debido a que el manual es una propuesta de inventario, que requiere necesariamente definir en las primeras etapas de ejecución del inventario los componentes de la diversidad biológica y sus relaciones espacio-temporales, para luego investigar y abordar el funcionamiento.

II. Modo de uso

El Manual esta dividido en dos secciones principales:

1. **Marco conceptual** (Capítulo III) desarrolla el marco teórico básico con relación a lo que se desarrolla en el Manual;
2. **Procedimientos para la realización de Inventarios** (Capítulo IV) en este capítulo se desarrollan para cada uno de los niveles de organización las siguientes sub-secciones:
 - **Marco conceptual**
 - **Verificadores e índices para inventario**
 - **Indicadores de monitoreo**

Los contenidos de estas tres sub-secciones se interrelacionan, de modo que los conceptos teóricos del marco conceptual explican la necesidad de efectuar el inventario a través de los verificadores e índices propuestos. Así mismo, se detalla y ejemplifica la utilización de dichos verificadores e índices, y se sustenta el desarrollo de los indicadores de monitoreo. Los indicadores de monitoreo se desarrollan partiendo de la base de los verificadores e índices descritos a nivel de inventarios, de modo que el monitoreo se constituye en una repetición del inventario en periodos consecutivos de tiempo con el fin de evaluar los cambios en los indicadores que se plantean.

Las herramientas fundamentales del Manual son las tablas que listan los Verificadores e Índices propuestos para la realización de inventarios en los cuatro niveles de organización (Tablas 4, 8, 13, y 17) y las tablas conteniendo Indicadores de Monitoreo para la conservación (Tablas 6, 11, 14 y 18) y para la restauración (Tablas 7, 12, 15 y 19).

El Manual se acompaña de un Glosario (Anexo 1) donde se definen los términos que se encuentran subrayados en el texto del Manual. El Anexo 2 se presenta el tipo de datos mínimos a ser tenidos en cuenta para el inventario, en función de su ingreso a las bases de datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad.

III. Marco conceptual

III. 1. Inventario de la biodiversidad

Biodiversidad¹ o diversidad biológica es la variabilidad entre organismos vivientes, incluyendo los organismos terrestres, marinos y de agua dulce y los complejos ecológicos de los que forman parte, lo que comprende la diversidad dentro de una especie, la diversidad entre especies y la diversidad de ecosistemas (Anexo 1) (Heywood y Baste 1995). Existe una variedad de definiciones diferentes del concepto de biodiversidad, pero en todos los casos abarcan distintos niveles de organización. De modo que el estudio de los componentes de la biodiversidad puede abordarse en varios niveles desde los ecosistemas y las especies que ellos contienen, hasta los genes que pertenecen a organismos individuales. Cada uno de estos niveles de organización tiene ventajas y desventajas para su abordaje (Tabla 1).

Tabla 1: Características de los diferentes niveles de organización de la biodiversidad, que son importantes de considerar en el inventario y monitoreo. Tomado de Boyle y Sayer (1995).

Nivel	Tamaño de las unidades	Número de unidades	¿Es distinguible la unidad?	Facilidad de conceptualización	Facilidad de medición
<u>Genes</u>	Muy pequeñas	Muy grande	En general si	Baja	Altos requerimientos de tiempo y dinero
<u>Especies</u>	Muy pequeñas	Muy grande	En general si	Alta	Imprecisa con una muestra
<u>Ecosistemas</u>	Adecuado	Adecuado	En general no	Mediana a baja	Difícil si se requiere de un sistema de ordenamiento
<u>Paisajes</u>	Grande	Adecuado	En general si	Baja	Difícil para estudios de campo

Los primeros investigadores de la biodiversidad asumieron que ésta era resultado del tiempo, por lo que la cantidad de diversidad presente en un área era medida con base a la “edad” de la comunidad que se estaba estudiando. Actualmente el concepto de biodiversidad ha evolucionado. La diversidad es dinámica en el tiempo y el espacio. La pertenencia a una comunidad se da en función de la dinámica espacial y temporal de dicha comunidad. Es necesario reconocer que la ecología, la evolución, la geografía y la historia son diferentes facetas de un conjunto de procesos y patrones que determinan la biodiversidad de un sitio (Turner 1994). Si bien los componentes de la biodiversidad han sido en general el foco de atención, la diversidad biológica involucra más que sus componentes. Para conservar y manejar la biodiversidad también hay que considerar los otros dos atributos de la biodiversidad, la estructura y la función que se dan a nivel de genes, especies y ecosistemas, las cuales indican las relaciones que se establecen entre los componentes (Peck 1998) (Figura 1).

¹ En todo el Manual cuando una palabra se encuentra subrayada, puede encontrarse su definición en el Glosario (Anexo 1)

La [composición](#) tiene que ver con la identidad y variedad de elementos en un nivel de organización determinado, incluye listados de especies y medidas de diversidad de especies y genes. La [estructura](#) es la organización física o la relación espacial entre los elementos de un sistema, desde la complejidad de hábitats hasta la estructura de parches y otros elementos del paisaje. La [función](#) involucra los procesos ecológicos y evolutivos, incluyendo el flujo génico, las perturbaciones y el reciclaje de nutrientes (Noss 1990). Hay que resaltar que el funcionamiento a un nivel tiene efectos en la estructura del nivel superior (Ej.: los procesos poblacionales son el mecanismo que afecta la diversidad de comunidades) (Turner 1994).

La estructura a nivel de ecosistemas y paisajes define los límites y barreras que pueden existir para las especies. Estos límites pueden impedir a una especie en particular cambiar de un hábitat a otro de modo que puede resultar en una disminución de la diversidad. Así, los límites entre ecosistemas, ya sean naturales o antropogénicos se convierten en elementos importantes de considerar para el inventario y monitoreo de la biodiversidad (Turner 1994).

Los procesos o funciones, es decir las interacciones que se dan entre los componentes, en la mayoría de los casos son de importancia social. Por ejemplo el funcionamiento de un humedal puede resultar en el filtrado de contaminantes que aumentan la calidad de agua para todo el sistema. Estas son funciones ecológicas que proveen bienes y servicios a la sociedad y que deben constituirse en un objeto importante para el inventario y monitoreo de la biodiversidad.

Los efectos de añadir al estudio de la biodiversidad medidas sobre la heterogeneidad espacial (patrones) y la dinámica temporal (procesos) son muy importantes. La dimensión espacial permite la integración de estudios de organismos pequeños a análisis regionales. La inclusión de la escala temporal permite integrar la historia (biótica y abiótica) y las actividades culturales en el análisis (Turner 1994).

El inventario completo de la biodiversidad debería abarcar todos los niveles de organización (paisajes, ecosistemas, especies y genes), y cada nivel debería enfocarse en la composición, estructura y función que en ellos se desarrollan.

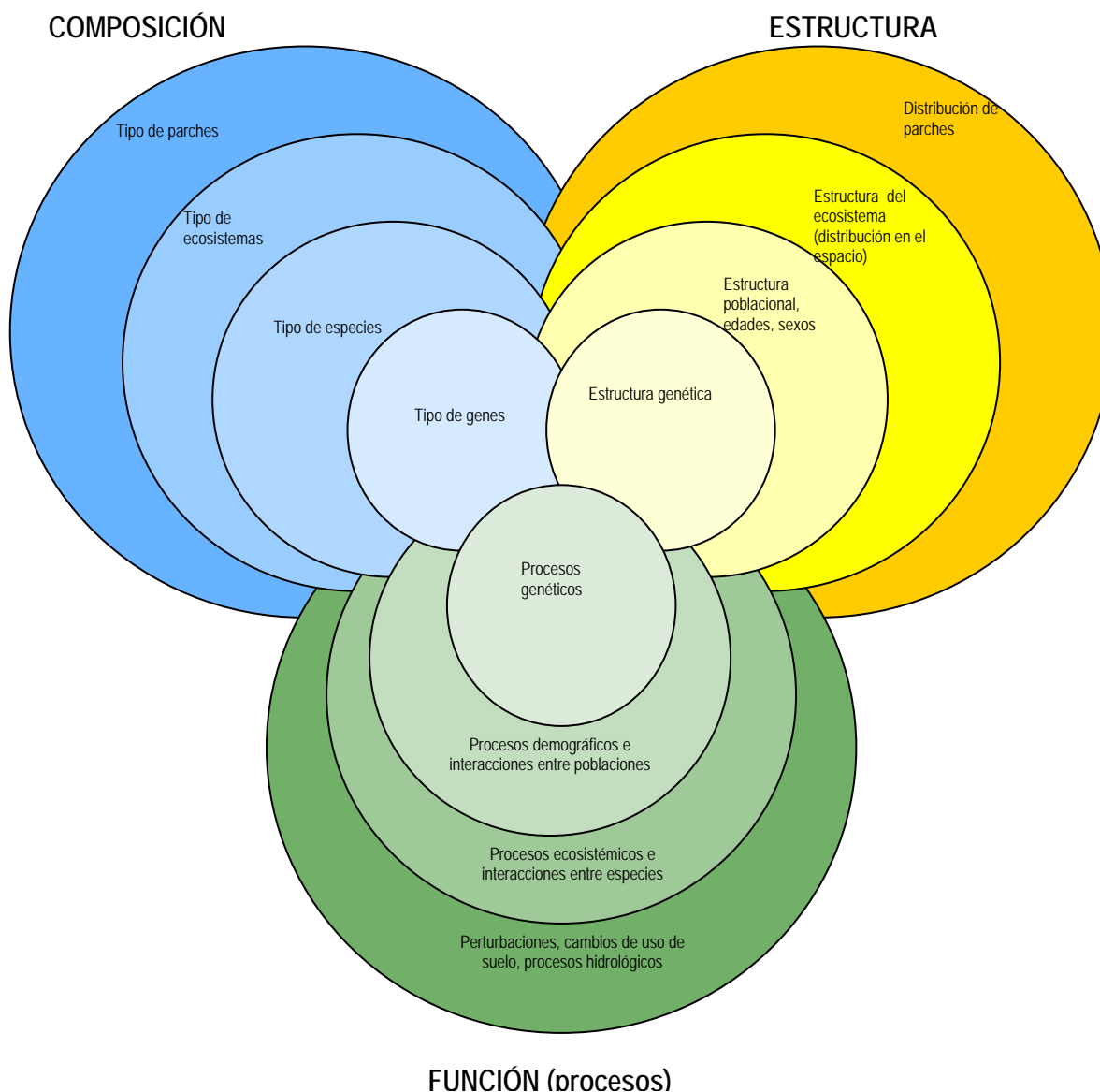


Figura 1: Atributos de la biodiversidad (componentes, estructura y función) en tres niveles de organización (ecosistemas, especies y genes) (modificado de Noss 1990).

La diversidad genética, de especies, de hábitats, de comunidades y de paisajes, tienen su propia dinámica, aunque muchas de sus características son comunes a todas las escalas. De modo que en algunos casos la diversidad a una escala puede ser relacionada con la diversidad a otra escala. Esta relación puede proveer métodos para determinar la diversidad de la escala que es más fácil de medir (como la estructura de un tipo de vegetación medida a partir de sensores remotos) con la escala en donde la medida de la biodiversidad es más compleja (como la diversidad animal presente en ese tipo de vegetación) (Turner 1994).

Así, muchos de los procesos que mantienen la biodiversidad operan en más de una escala espacial, o se encuentran interconectando escalas (Figura 2). Es por ello que los límites entre los niveles de organización no siempre son claros y existe la posibilidad de identificar medidas que permitan el inventario y el monitoreo en más de una escala o nivel de organización.

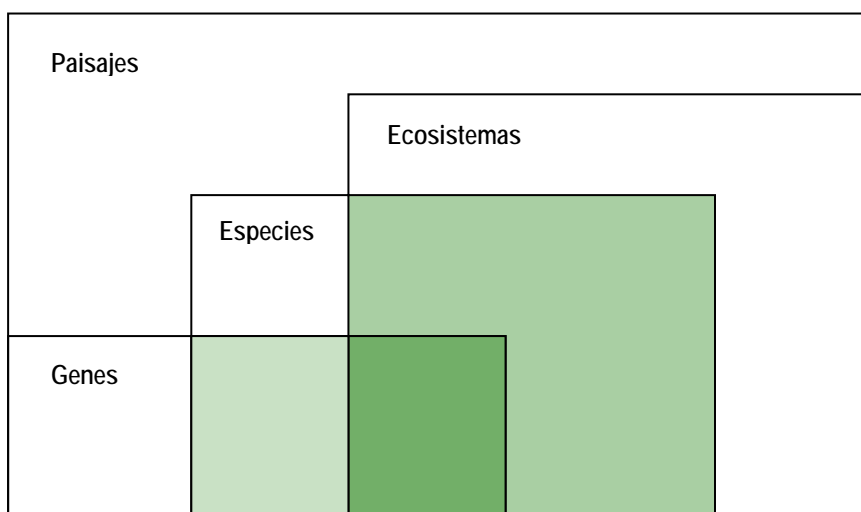


Figura 2: Representación de la sobreposición de procesos en los diferentes niveles de organización de la biodiversidad (Tomado de Stork *et al.* 1997).

En el presente Manual se identifican [verificadores](#) e [índices](#) para la realización de inventarios de la biodiversidad en los cuatro niveles de organización y los dos atributos en cada nivel: composición y estructura, desarrollando en todos los niveles medidas básicas a nivel de funciones. Diversos autores desde 1980 proponen que el inventario de la biodiversidad se realice teniendo en cuenta los distintos niveles de organización y para los tres atributos (ver Noss 1981, Stork 1994, Stork y Samways 1995, Perck 1998). En algunos casos se hace énfasis en la conservación de los procesos o funciones (ver Enfoque por Ecosistemas, CBD 2001), ya que si los procesos que generan y mantienen la biodiversidad son conservados, se pueden mantener niveles y estructura de biodiversidad adecuados (Stork *et al.* 1997). Así mismo, son estas funciones las que permiten que las poblaciones humanas perciban bienes y servicios ambientales desde los ecosistemas naturales por lo que su estudio es fundamental con el fin de establecer estrategias de conservación y restauración de dichos ecosistemas (Tabla 2). Para poder realizar estudios e investigación que nos permitan conocer en detalle estos procesos o funciones, debe tenerse un amplio y adecuado conocimiento de los componentes y su estructura en cada uno de los niveles de organización, es por ello que la composición y estructura son los atributos a los que se ha dado más desarrollo en el presente Manual.

Tabla 2: Indicadores usados para evaluar los procesos o funciones y su importancia relativa en cada uno de los niveles de organización. Con X se indican los de mayor importancia, con O los de menos importancia (Modificado de Stork *et al.* (1997)).

Proceso / Indicador	<i>Patrón de paisaje</i>	<i>Diversidad de hábitats</i>	<i>Estructura de gremio</i>	<i>Riqueza de taxones</i>	<i>Estructura poblacional</i>
Perturbaciones naturales	X	X		O	X
Dispersión	X	X	X	O	O
Migración	X	X	X	O	O
Regeneración / sucesión	O	X	X	X	X
Dinámica trófica	O	O	X	O	X
Extinciones locales	X		O	O	X
Reproducción	O	X	O		X

III. 1. A. Concepto de Inventario

Para describir y conocer la diversidad biológica de un lugar, es básico realizar inventarios. *Por inventariar la biodiversidad se comprende el describir, ordenar, catalogar, cuantificar y mapear entidades como genes, especies, ecosistemas y paisajes y la síntesis de la información resultante para el análisis de las funciones* (Stork y Samways 1995). De acuerdo a Stork y Samways (1995) el inventario es más que un listado de especies de una región o área determinada. Los inventarios involucran tanto componentes, como la estructura y la función y pueden abordarse en distintas áreas de la ciencia como la sistemática, ecología, biogeografía, biología de la conservación, genética de poblaciones y manejo y uso de recursos biológicos. Éste enfoque integral es el usado en este Manual. De modo que un inventario de especies, por ejemplo, no será definido como un simple listado de especies, sino que deberá ser complementado con información adicional sobre cantidad, biología y distribución de los componentes de la biodiversidad que se aborden.

El primer paso es identificar prioridades con el objeto de guiar el tipo de información que se va a adquirir. Se debe dar énfasis a datos y análisis de éstos que permitan tomar decisiones para proteger y planificar la conservación del componente de la biodiversidad del cual se trate. Se presentan algunos ejemplos de planificación para los cuatro niveles de organización (paisajes, ecosistemas, especies y genes):

1. Nivel de paisajes: es el nivel más amplio para el abordaje de la biodiversidad, la razón principal para utilizarlo radica en que es más simple empezar con datos que describen los componentes mayores. La información a esta escala se consolida con la utilización de diferentes mapas temáticos (mapas de vegetación, de suelos, de usos entre otros), que usualmente se integran en un sistema de información geográfica (SIG).

Este tipo de organización permite a los planificadores no solo analizar la estructura del paisaje sino también modelar procesos o funciones. El conjunto de datos más importante de desarrollar a nivel de paisajes es el mapa de tipos de [parches](#) (vegetación, agroecosistemas, zonas urbanas y otros) a partir del cual se analiza tanto la estructura como el funcionamiento de los paisajes.

2. Nivel de [ecosistemas](#): el primer paso para el estudio de ecosistemas es la identificación y caracterización de comunidades vegetales y debido a que la mayor parte de los animales están asociados a determinadas comunidades vegetales, este mapa puede servir como un indicador general de la distribución tanto de plantas como de animales. La distinción y el mapeo de comunidades vegetales resulta un marco excelente para la evaluación de la [diversidad \$\alpha\$ y \$\beta\$](#) (Lapin y Barnes 1995). En muchos casos los planificadores comienzan el proceso de colecta de datos a nivel de ecosistemas, ya que son éstos los que proveen los servicios ambientales para un lugar específico y representan unidades fundamentales para la conservación. La información sobre ecosistemas puede agregarse en áreas delineadas en los mapas temáticos a nivel de paisajes en un SIG (Ej.: información sobre estructura de cada tipo de vegetación) (Perck 1998). También puede analizarse por separado, a partir de índices de riqueza y diversidad de especies de cada comunidad en el ecosistema de estudio, o medidas sobre la estructura vertical y horizontal de la vegetación de un ecosistema.
3. Nivel de [especies](#): tradicionalmente en este nivel se realizan los listados de especies presentes en un sitio. Algunos autores proponen que ya es imposible identificar todos los tipos de organismos que existen en un área; es más práctico identificar especies prioritarias que necesitarán investigaciones específicas y estudios para determinar su ubicación, estado de sus poblaciones y hábitats (Perck 1998). Priorizando o no especies, el inventario a este nivel debe abarcar no sólo aspectos de su composición (es decir los listados) sino también la estructura y dinámica de las poblaciones de las especies.
4. Nivel de [genes](#): a este nivel se ofrece información adicional de las especies ya que se enfoca en la composición genética de sus poblaciones. En el caso particular de especies amenazadas o el peligro de extinción, puede no ser suficiente asegurar que la población es lo suficientemente grande, que se está reproduciendo o que los individuos de la población son capaces de moverse. Los planificadores deberán conocer la distribución de la diversidad genética de dichas especies. Básicamente los datos a nivel genético permiten a los planificadores definir estrategias más finas para la conservación y manejo de las especies (Perck 1998).

Todos los niveles de organización son importantes y distintos niveles de resolución son apropiados para responder a diferentes preguntas y propósitos del investigador. Las grandes preguntas requieren respuestas en varias escalas y niveles de organización, de modo que se puede dar un amplio panorama a escala global y complementarlo con estudios intensivos de la historia de vida de organismos a escala local (Noss 1990). Por ello es necesario delimitar claramente cuál es el objetivo del inventario que quiere realizarse.

Una vez definidos los objetivos, y antes de realizar cualquier tipo de investigación biológica es esencial determinar el tipo de análisis estadístico que se utilizará para interpretar los datos y de acuerdo a esto determinar las técnicas de muestreo que deberán realizarse a la hora de recopilar los datos en el campo.

III. 1. B. Consideraciones básicas para la toma de datos

Existen dos factores que afectan la cantidad de información que puede obtenerse en una muestra de biodiversidad: el tamaño de la muestra y la variabilidad que presentan los datos de la muestra. El tamaño de la muestra en los estudios sobre biodiversidad puede referirse al número de individuos, poblaciones, especies, biótopos, ecosistemas o localidades muestreadas. El tamaño de la muestra debe ser lo suficientemente grande como para tener sentido biológico y ser representativa del fenómeno que quiere describirse (Stork y Samways 1995).

Para asegurar que las muestras sean representativas deberá hacerse un muestreo al azar, es decir permitir que cada elemento de muestreo (ya sean individuos, poblaciones o ecosistemas) tenga la misma probabilidad de estar representado en la muestra. También pueden usarse muestreos aleatorios restringidos, como el muestreo por bloques y el muestreo estratificado. Ambos tipos de muestreo permiten tener en cuenta algunas de las variables ambientales más importantes para dividir el muestreo y de este modo capturar la mayor parte de la variación en la muestra (Usher 1991, Owen y Rosentreter 1993).

Cuando se hacen inventarios que requieren de datos sobre la abundancia estos pueden ser cualitativos (rara, abundante, común) o cuantitativos. Los datos cuantitativos son más difíciles de tomar pero aseguran que estudios diferentes puedan compararse o se pueda replicar el muestreo en diferentes fechas. Estas dos son condiciones fundamentales para el monitoreo, por eso se recomienda cuando sea posible utilizar técnicas de muestreo cuantitativas.

Por otra parte también en los muestreos cuantitativos se presentan algunos errores comunes que merecen mencionarse. Entre ellos se encuentran las diferencias en los resultados que toman diferentes observadores, o cuando los observadores están fatigados, mal entrenados o tienen diferente experiencia. Otro error común es utilizar una sola metodología de muestreo, cuando se quiere identificar más de un taxa. Para ello algunos investigadores proponen generar un paquete de metodologías de muestreo adecuadas para coleccionar todos los organismos de interés (Stork 1994).

Aquí se han descrito algunas consideraciones básicas sobre la planificación estadística que no deben perderse de vista, pero no se detallan métodos y técnicas que pueden aplicarse. Existe extensa literatura sobre el tema, entre ellas se pueden consultar las siguientes: Cochran (1977), Elliott (1977), UNEP (1986), Ludwig y Reynolds (1988), Magurran (1988), Krebs (1989), Lund y Thomas (1989), Goldsmith (1991), Usher (1991), Spelleberg (1991), Owen y Rosentreter (1993), Schreuder *et al.* (1993) Soberón y Llorente (1993), Heyer *et al.* (1994), Paivinen *et al.* (1994), Prodan *et al.* (1997).

III. 2. Indicadores para el monitoreo de la biodiversidad

El [monitoreo](#) o seguimiento es una evaluación periódica para conocer tendencias del comportamiento de un sistema a través del tiempo. El monitoreo de la biodiversidad es necesario para describir la dinámica de las comunidades y ecosistemas naturales, las consecuencias de la influencia humana, así como predecir o prevenir cambios no deseados. De este modo el monitoreo de la diversidad biológica debe medir y analizar tanto la dinámica natural como la dinámica antropogénica (Galindo Leal 1999).

Un sistema de monitoreo de la diversidad biológica debe incluir acciones sistemáticas de observación de variables ligadas a la biodiversidad en sus distintos niveles, que permitan, por un lado realizar una valoración del estado y la evolución de cada variable y por otro lado, realizar una evaluación integral de la contribución de un conjunto de intervenciones que se hayan realizado frente a los problemas y oportunidades de un espacio geográfico determinado (Gálvez 2001). El monitoreo se realiza en intervalos repetidos de tiempo (generalmente intervalos regulares) a modo de proveer la información de base para registrar cambios en el futuro (Stork y Samways 1995). Lógicamente un sistema de monitoreo debe contar con la información básica sobre la biodiversidad específica del área de estudio, la cuál es provista por los inventarios de biodiversidad.

Para implementar un sistema de monitoreo es imprescindible identificar y establecer [indicadores](#) clave del estado de los componentes de la diversidad biológica que se quieren monitorear. Un indicador se elabora para ayudar a los investigadores a cuantificar, analizar y comunicar información sobre el estado de un componente de la biodiversidad. El propósito del indicador es reducir la incertidumbre en la elaboración de estrategias y acciones para el desarrollo sostenible o el manejo y conservación de la diversidad biológica.

Idealmente un indicador (ya sea un grupo o una especie) debe ser (Noss 1990, Debinski y Brussard 1992):

- suficientemente sensible para proveer una alerta temprana de los cambios
- de amplia distribución, o distribuido uniformemente en el área que quiere monitorearse
- capaz de proveer una evaluación continua sobre un amplio rango de perturbaciones
- relativamente independiente del tamaño de muestra
- de medición económica y sencilla (poder ser medido por no expertos)
- capaz de diferenciar entre ciclos naturales y antropogénicos
- relacionado con fenómenos ecológicos importantes que se dan en los distintos niveles de organización
- no sujeto de aprovechamiento
- de ecología bien conocida
- con taxa de corto tiempo de regeneración
- con taxa pertenecientes a diferentes gremios o grupos funcionales

Debido a que no existe un único indicador que posea todas estas características es necesario generar un juego de indicadores complementarios. Así mismo el juego de indicadores debería involucrar no sólo especies sino también parámetros de composición, estructura y función en todos los niveles de organización desde los que se aborda la biodiversidad (Noss 1990).

Por otra parte el grupo de indicadores debe ser escogido a manera de maximizar la sensibilidad a los cambios. Esto se refiere tanto a la época como a los sitios de muestreo (Hughes *et al.* 1992). Por ejemplo una especie indicadora no dará información suficiente si se muestrea en aquella estación donde presenta menor densidad de población, o si se realiza un monitoreo a una escala que no permite identificar los cambios en la densidad de dicha especie.

Existen varias formas desde las cuales puede abordarse el monitoreo, desde seleccionar especies o grupos de especies indicadoras, hasta especies o grupos de especies bien conocidas. Las especies o grupos de especies indicadoras, están adaptadas o reaccionan de manera característica a cambios específicos en las condiciones ambientales, o su diversidad parece estar correlacionada con la de muchas otras especies en el ecosistema. Para utilizar especies indicadoras hay que tener la precaución de realizar un esfuerzo de muestreo suficiente, ya que se ha comprobado que muchas de las diferencias que se percibían entre ecosistemas se debían a un insuficiente esfuerzo de muestreo (Burley y Gauld 1994).

Otra estrategia para medir y monitorear la biodiversidad involucra el estudio de grupos de organismos bien conocidos y bien caracterizados (como las aves y los mamíferos). El estudio enfocado a grupos conocidos se basa en dos postulados (1) que los hábitats ricos en un taxón son ricos en otros taxa y (2) que las especies raras ocurren en los hábitats ricos en especies. Estos postulados son asumidos por los investigadores en áreas tropicales pero nunca han sido comprobados. Prendergast *et al.* (1993) indican que para especies de aves, mariposas y libélulas las áreas ricas en especies (llamadas puntos calientes, del inglés “hotspots”) frecuentemente no coinciden para diferentes taxa, y muchas especies raras no ocurren en la mayoría de las áreas ricas en especies (Burley y Gauld 1994).

La selección de indicadores y medidas para el monitoreo no debe perder de vista que un sistema de monitoreo debe ser práctico, sencillo de realizar y de bajo costo. Según el Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD 1997) un *sistema efectivo de monitoreo* y ordenación de la biodiversidad debe poseer metas verificables, información actualizada acerca del estado de la biodiversidad, proyecciones de este estado y un plan de adopción de medidas correctivas. De este modo los indicadores engloban tanto las competencias de la ciencia como la formulación de políticas: los encargados de dicha formulación establecen las metas y medidas, en tanto que los científicos determinan las variables pertinentes para el monitoreo de la biodiversidad, supervisan el estado en un momento dado, determinan las bases de referencia y elaboran modelos para hacer proyecciones del estado de la diversidad biológica en el futuro (CBD 1997).

Desde este punto de vista los indicadores eficaces cuantifican y simplifican información de manera que su significado resulte evidente para los usuarios en general y sean de interés para las políticas. Así mismo deberían reunir características de credibilidad científica, adaptabilidad a los cambios espaciales y temporales y ser de fácil comprensión por el público al cual van dirigidos.

Un sistema de monitoreo incluye entonces:

1. preguntas clave: qué se quiere monitorear, para qué se quiere monitorear
2. metas verificables con relación al estado de la biodiversidad que se quiere alcanzar
3. información confiable del estado de la biodiversidad en períodos sucesivos
4. proyecciones del estado de la biodiversidad
5. medidas correctivas del sistema de monitoreo

Probablemente la etapa más importante en el diseño de un sistema de monitoreo es la **definición de las preguntas clave**. Para ello es necesario identificar claramente el problema que se quiere abordar, la escala en la que se debe abordar el problema y los objetivos del monitoreo (Stork y Samways 1995).

En este Manual se analizarán algunas de las principales temáticas relacionadas con el Monitoreo para la [conservación](#) y el Monitoreo para la [restauración](#) de la biodiversidad.

III. 2. A. Monitoreo para la conservación

El monitoreo desde el punto de vista de la conservación se aplicará a aquellos ecosistemas que se encuentren bien conservados y protegidos de las intervenciones humanas y que requieran mantener la composición, estructura y función de la biodiversidad de un sitio determinado. Se requiere información básica en las siguientes temáticas:

1. **Información básica sobre el/los ecosistemas que se quieren conservar:** este es probablemente el aspecto más importante de la conservación y el más difícil de obtener. En la mayoría de los casos no se conoce el ecosistema suficientemente ni se puede estimar si se encuentra en su estado original o ha sufrido perturbaciones. Es por ello que el monitoreo debe estar orientado al mantenimiento de las funciones o procesos que se dan en el ecosistema.
2. **Evaluar posibles perturbaciones:** conocer el tipo de perturbaciones naturales a que está sujeto el ecosistema para controlar su mantenimiento. En el caso de perturbaciones antrópicas, habrá que evaluarlas y controlarlas.
3. **Conocer la ecología de las especies clave y amenazadas:** si existieran especies clave (II.3. C.) en el ecosistema a conservar deberán estudiarse su ecología para poder monitorear los cambios. En el caso que existan especies amenazadas es necesario conocer su ecología y estado poblacional y la relación con otras especies del ecosistema si lo que se pretende es conservarlas y aumentar el tamaño de sus poblaciones.

III. 2. B. Monitoreo para la restauración

En un país como El Salvador, la ecología para la restauración debería jugar un papel importante. La ecología para la restauración es un campo que está desarrollándose rápidamente y adquiriendo importancia. Pero la restauración es más compleja y más cara que la conservación de ecosistemas saludables (Stork y Samways 1995). Para el monitoreo desde el punto de vista de la restauración, hay que tener información adecuada en cuatro aspectos principales:

1. **Información básica sobre el ecosistema original que se quiere restaurar:** este es probablemente el aspecto más importante de la restauración y el más difícil de obtener. En la mayoría de los casos no se conoce el ecosistema original. Es por ello que se debe hacer un esfuerzo en determinar los procesos o funciones más importantes que ocurrían en el ecosistema original. En este sentido en muchas ocasiones da mejores resultados dejar que ocurra la sucesión natural. Cuando ésta no ocurre es necesario proponer actividades restauradoras que faciliten el desarrollo de la sucesión y eliminen barreras (3).
2. **Conocer los patrones de sucesión** (natural y antrópica): es necesario conocer los procesos de recambio de especies y de interrelaciones entre las especies (ya que algunas inhiben la regeneración de otras). El principal problema en este punto es que no se pueden hacer estudios directos sobre los procesos de sucesión en un sitio debido a la longevidad de los organismos involucrados. Las descripciones sobre la sucesión generalmente son inferencias de estudios de la vegetación en sitios adyacentes de diferentes edades (lo que asume necesariamente que existen las mismas condiciones de sitio en cada lugar) (Finegan 1984).
3. **Evaluar posibles barreras:** en algunos ecosistemas existen barreras para la restauración. Las barreras pueden ser físicas (como escasez de agua o luz), químicas (como escasez de nutrientes o toxicidad de suelos), mecánicas (como la compactación de suelos) o biológicas (como la ausencia de dispersores de semillas, presencia de depredadores de semillas).
4. **Conocer la ecología de las especies que se van a utilizar y las relaciones con otras especies:** hay especies que pueden servir como facilitadoras de la regeneración y deberían utilizarse para disparar los procesos de regeneración (Tabla 3). Aquí hay que enfatizar que siempre es necesario minimizar la intervención humana y maximizar la contribución de los procesos naturales.

Tabla 3: Algunas de las características de especies vegetales que se sugiere replantar cuando se pretende restaurar ecosistemas naturales de bosque.

Tipo de especie	Propiedades
Fijadoras de nitrógeno	Reducen la dependencia de fertilizantes
De rápido crecimiento	Crean condiciones micro-climáticas apropiadas y reducen la cobertura de gramíneas
Atractivas a los frugívoros	Aumentan la visita de aves dispersoras de otros sitios y crean focos de regeneración
Especies de baja dispersión	No colonizan el sitio naturalmente o lo hacen en tasas muy bajas
Especies raras o amenazadas	Aumentan el tamaño de la población.

IV. Procedimientos para la realización de Inventario

En los acápites posteriores se desarrollan los índices y medidas que pueden ser utilizados para cada nivel de organización. Se propone que para la realización de un inventario se desarrollen los siguientes pasos:

1. Recopilar **toda** la información existente para el área de estudio y su zona de influencia. Si se trata de datos de inventario históricos hay que tener en cuenta (Burley y Gauld 1994):
 - a. la distribución geográfica de un organismo puede estar sub-representada debido a que existen preferencias de sitio de estudio por parte de los investigadores (MARN, en publicación)
 - b. no siempre el muestreo se realiza al azar, sino que los investigadores suelen concentrar su esfuerzo en zonas que estiman de mayor diversidad
 - c. existe una desviación hacia la colecta de organismos de mayores tamaños y más conspicuos.
2. Usar las **Tablas 4, 8, 13 y 17** como una guía para el inventario en cada uno de los niveles propuestos. El inventario debe abarcar todos los niveles ya que ningún nivel aisladamente es suficientemente informativo como para constituirse en un inventario completo de la biodiversidad, aunque la actividad de inventario puede realizarse nivel por nivel. Para poder realizar este inventario completo de la biodiversidad será necesario contar con el trabajo interdisciplinario de personas e instituciones en cada sitio, y en diferentes proyectos de investigación.
3. Identificar las necesidades de investigación para cada uno de los niveles de organización que van a abordarse. Una vez seleccionado el conjunto de medidas que se van a tomar debe establecerse la metodología requerida para recolectar los datos de inventario. Esta metodología debe incluir consideraciones acerca del diseño de muestreo y sobre el sitio y el modo de recolección de los datos.
4. Levantar los datos de campo a partir del diseño de muestreo y realizar análisis estadísticos de la información recopilada con el fin de calcular los índices y medidas que hayan sido seleccionados en el paso 2.

IV. 1. Nivel de paisajes

IV. 1. A. Marco Conceptual

El paisaje es un área heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas que interactúan entre sí (Forman y Godron 1986). Esta definición no incorpora nociones de escala espacial y temporal, ya que los límites de un paisaje dependerán del objetivo de la investigación. Es decir, los componentes del paisaje son dinámicos y ocurren en diferentes escalas espaciales y temporales que varían en función del organismo que las percibe (Urban *et al.* 1987, Turner 1994).

La ecología de paisajes provee herramientas para comprender como se distribuyen en el espacio y el tiempo la diversidad de ecosistemas, especies y genes (Turner 1994). Es por ello, que el inventario y monitoreo a nivel de paisaje es importante. Los cambios en la fragmentación y agregación de hábitats en el paisaje pueden afectar los patrones de abundancia de una especie o de una comunidad completa. Una disminución en el tamaño y número de los [parches](#) de ecosistemas naturales aumenta la probabilidad de ocurrencia de extinciones locales, mientras que una disminución en la conectividad puede afectar negativamente la persistencia de una especie en la región. Por eso existe una justificación empírica para manejar paisajes completos con el fin de asegurar el mantenimiento de la biodiversidad, y no solamente hábitats o ecosistemas aislados (McGarigal y Marks 1995).

La composición, estructura y función a nivel de paisaje pueden ser inventariados y monitoreados utilizando sistemas de información geográficos (SIG) a través de fotos aéreas e imágenes satelitales. Los satélites colectan grandes cantidades de información, en múltiples escalas espaciales y temporales, y en varios niveles espectrales. Esta información puede combinarse con otro tipo de información geográfica (como mapas de suelos, clima, etc.) en los SIG para realizar modelos que permitan visualizar las causas y efectos en el cambio de la estructura de paisajes. Así mismo puede agregarse información sobre especies presentes en cada parche como una capa más del SIG y así poder asociar la composición de especies con la estructura de paisajes (Urban *et al.* 1987, Turner 1989, Dale *et al.* 1994, Wickham *et al.* 1996).

El análisis temporal de los datos provenientes de imágenes de satélite y el estudio de la estructura y la función a nivel de paisajes es una herramienta de monitoreo poderosa ya que estos cambios producen la fragmentación o agregación de ecosistemas naturales y pueden alterar los patrones de abundancia de una sola especie o de comunidades enteras.

De modo que el análisis a nivel de paisajes puede enfocarse a la medida de tendencias en el cambio de coberturas del suelo para poder aplicarlas a la conservación y restauración de ecosistemas naturales. Para monitorear este tipo de procesos será necesario, al menos conocer y mapear los ecosistemas presentes, estimar el cambio en el área de cada tipo de ecosistema en un periodo determinado de tiempo y estimar los cambios en las condiciones de los diferentes tipos de ecosistemas (WCMC 1996).

En la Tabla 4 se presentan los verificadores e índices desarrollados para el inventario a nivel del paisajes en el presente Manual.

Tabla 4: Verificadores e índices desarrollados en el presente manual para el inventario de la biodiversidad en el nivel de paisaje. Nota: con negrillas se indican los verificadores **básicos**, indispensables en cualquier inventario mínimo de biodiversidad sin negrillas se indican los verificadores complementarios.

NIVEL	ATRIBUTO	VERIFICADORES E ÍNDICES	VERIFICADOR MIDE	CRITERIO DE VERIFICACIÓN
PAISAJES	Composición	1. Tipos de parches presentes en el paisaje	1. Identifica el tipo de parches presentes en el paisaje de estudio	Identidad de los parches
	Estructura	2. Área de cada parche 3. Índice de área de parches 4. Riqueza relativa de parches 5. Índice de diversidad de parches de Shannon - Weiner 6. Dominancia 7. Contagio - Intersección y yuxtaposición 8. Dimensión fractal 9. Densidad de parches o Porosidad 10. Contraste	2. Tamaño de cada parche 3. Proporción del parche en el total del paisaje 4. Cantidad de parches presentes en el paisaje 5. Medida conjunta de la riqueza y abundancia relativa de los parches en el paisaje 6. Indica la predominancia de cada tipo de parche 7. Agregación de los parches en el paisaje, se mide a través de las distancia media, mínima y máxima entre parches 8. Medida de la complejidad de formas de cada tipo de parche 9. Mide la densidad de parches en el paisaje 10. Mide el grado de diferenciación de los bordes de los parches del paisaje	Fragmentación y Conectividad
	Función (cambios en estructura)	11. Porcentaje de cambios en cada tipo de uso del suelo 12. Cambios en el índice de área de cada parche 13. Accesibilidad al parche	11. Indica el grado de cambio en la extensión de cada tipo de parche en el paisaje 12. Indica el grado de cambio en el índice de área de cada parche 13. Mide la cercanía o alejamiento a carreteras, poblados, y centros urbanos de cada tipo de parche	Perturbaciones (antrópicas y naturales)

Composición

La composición de un paisaje tiene que ver con los tipos de coberturas del suelo presentes (Tabla 4). En general se definen tres componentes principales de un paisaje (Forman y Godron 1986):

- la **matriz**: es el ecosistema dominante, más continuo y extenso que define la dinámica y el funcionamiento del paisaje
- los **parques**: son diversos ecosistemas inmersos en la matriz que presentan condiciones ambientales relativamente homogéneas
- los **corredores**: espacios con ecosistemas que integran funcionalmente dos o más parques

Los paisajes se forman debido a dos mecanismos que operan conjuntamente: perturbaciones (incluyendo tanto los eventos naturales como antrópicos) y procesos geomorfológicos. A partir de su origen los parques se pueden clasificar en (Forman y Godron 1981, Forman y Godron 1986) (Figura 3):

- **Parques por perturbación**: se producen cuando una perturbación afecta una pequeña área en la matriz del paisaje. Estas perturbaciones pueden ser naturales como los deslizamientos o fuegos naturales, o antrópicos como cosecha de árboles en un bosque, quemadas, minería. Luego de ocurrida la perturbación la dinámica de poblaciones cambia, pasando desde extinciones locales hasta aumento poblacional debido a inmigración. Puede ocurrir que el parque se recupere en corto tiempo o que vuelva a sufrir una perturbación, con lo que el ciclo se hace crónico.
- **Parques remanentes**: al contrario del anterior, un parque remanente se forma cuando una pequeña área de ecosistema natural sobrevive a una perturbación general que se da en sus alrededores. La matriz es entonces un ecosistema perturbado y modificado. La dinámica de poblaciones que se da en un remanente es similar a la que plantea la teoría de islas, es decir las tasas de extinción son elevadas en un primer momento hasta que el ecosistema se equilibra.
- **Parques por recursos ambientales**: son parques estables, no sujetos a perturbaciones. Ocurren debido a la variabilidad de las condiciones geomorfológicas de un sitio.

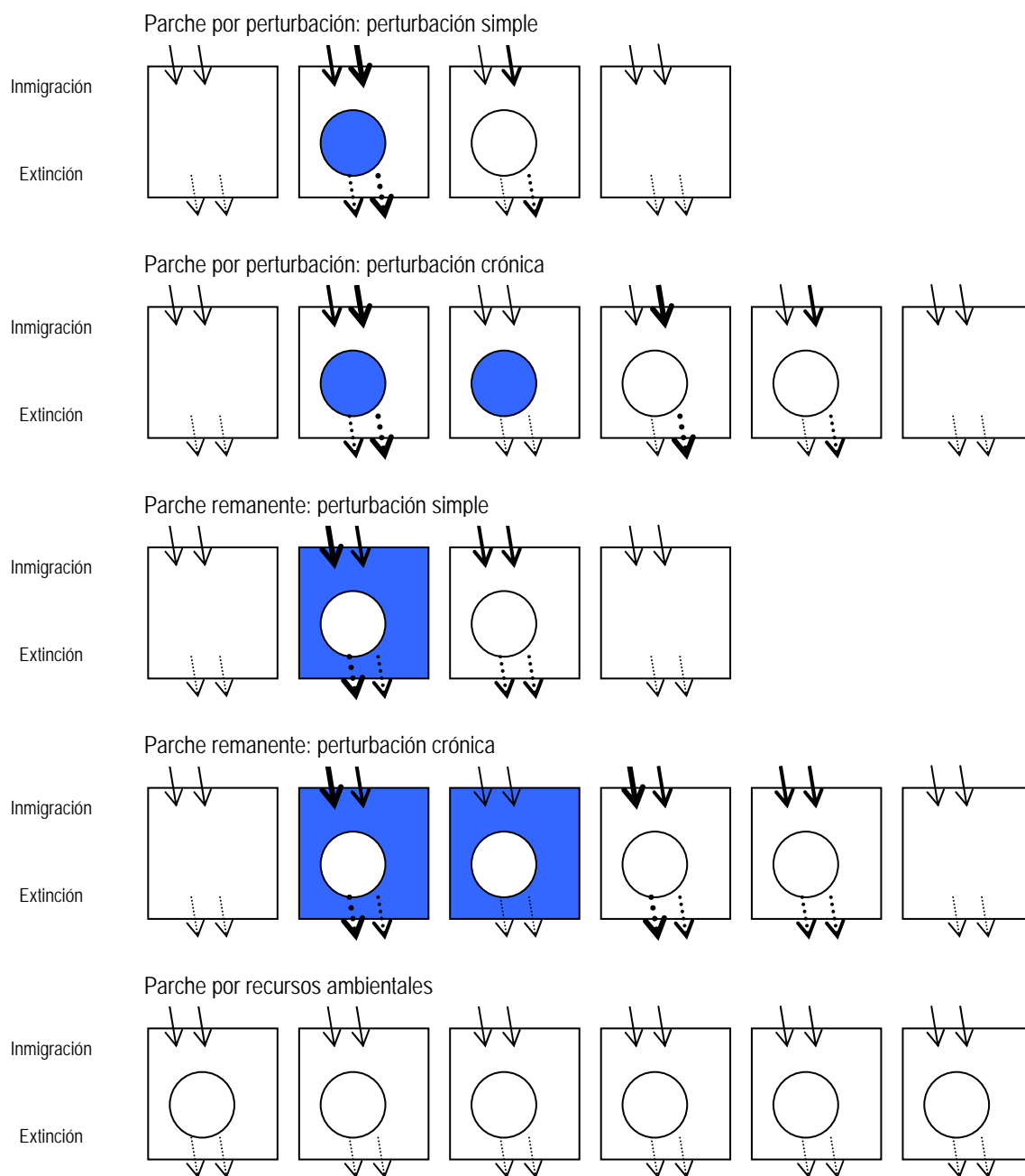


Figura 3: Inmigración y extinción de especies en parches de diferente origen. El cuadro es la matriz que contiene un parche circular. Las sombras indican el área que sufre la perturbación o disturbio. El grosor de las flechas es proporcional a las tasas estimadas de inmigración y extinción. Tomado de Forman y Godron (1986).

La medida más sencilla de la composición del paisaje es describir el **tipo de parches** (Tabla 4) (ver Recuadro 1). Para el cálculo de estos todos los índices de estructura y función a nivel de paisajes se debe identificar cada tipo de parches y usar el área ocupada por cada tipo de ecosistema como un indicador de la importancia o abundancia relativa, y algunos otros factores como el grado de interdependencia de los distintos ecosistemas en el paisaje (Finegan *et al.* 1998).

Recuadro 1 Tipo y Riqueza de Parches

Para identificar tipos de parches en el paisaje, la herramienta más utilizada es la clasificación de imágenes de satélite o fotos aéreas. Cuando se trabaja con imágenes de satélite un parche se define como píxeles contiguos y adyacentes horizontal y verticalmente del mismo tipo de cobertura de suelo.

Para caracterizar la riqueza de parches es necesario localizar cada tipo de parche y cuantificar cuantos parches de cada tipo se encuentran en el paisaje.

Estructura (Patrones)

La estructura de un paisaje esta determinada por el arreglo espacial de los parches y corredores en la matriz. Esta estructura del paisaje es fundamental para los estudios de conservación y restauración de la biodiversidad ya que de ella depende el flujo de especies entre parches vecinos y por ende la conservación a escala de paisaje.

Los patrones espaciales que se observan en un paisaje resultan de interacciones entre factores físicos, biológicos y sociales. La mayor parte de los paisajes han sido influenciados por las actividades humanas y los mosaicos de paisaje resultantes son una mezcla de ecosistemas naturales y ecosistemas manejados por el hombre, que varían en forma, tamaño y arreglo espacial. Estos patrones espaciales son fenómenos que emergen únicamente a nivel de paisajes (Turner 1989).

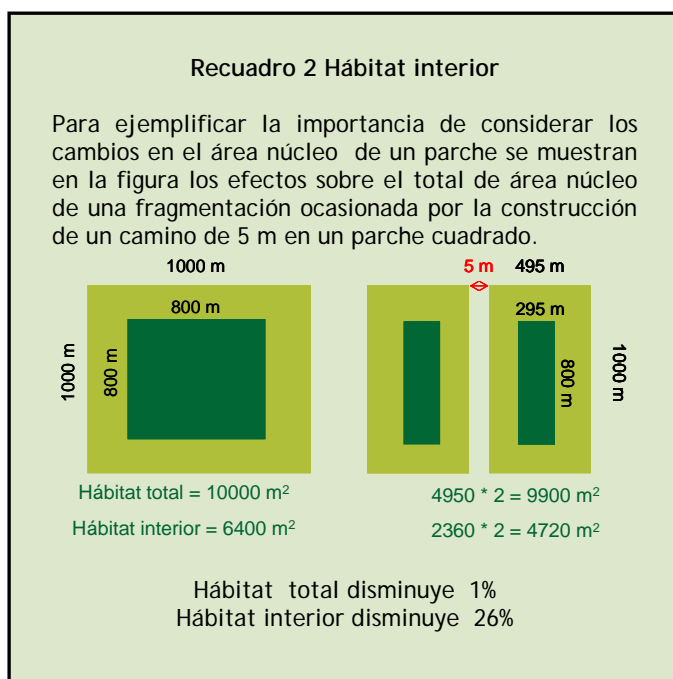
Los índices de estructura de paisaje permiten a los investigadores medir y cuantificar características directamente relacionadas con las funciones ecosistémicas y poblacionales. Cada índice de estructura del paisaje cuantifica diferentes aspectos de la estructura de paisaje, de modo que deben medirse un conjunto de ellos para obtener una descripción completa de la abundancia y la distribución espacial de los diferentes tipos de parches o ecosistemas en el paisaje.

Índices de estructura de paisaje

Existen diversos índices para cuantificar si la estructura a nivel de paisaje se mantiene, entre ellos (Forman y Godron 1986, Dale *et al.* 1994, McGarigal y Marks 1995, Stork *et al.* 1997) (Tabla 4):

- **Área del parche:** es el área total del parche de interés y es la medida básica para realizar los estudios de estructura a nivel de paisaje.
- **Riqueza de parches:** es el número de tipos de parches presentes en el paisaje. Este índice es importante ya que muchos organismos se encuentran en un solo tipo de parche, por lo tanto la riqueza de parches puede estar correlacionada con la riqueza de especies (McGarigal y Marks 1995). A partir de la riqueza de parches pueden estimarse índices de diversidad (Índice de Shannon - Wiener - nivel de paisajes-) (Lapin y Barnes 1995).

- **Hábitat interior del parche:** es el área dentro de la cuál no se presentan [efectos de borde](#) en el parche de interés. Una reducción en los hábitats interiores de un área de conservación tiene efectos fuertes sobre las especies que se están conservando, ya que disminuye el hábitat interior donde las especies son capaces de sobrevivir. La delimitación de hábitat interior es importante para actividades de conservación ya que la reducción del área total del parche provee información sobre la reducción en el área núcleo que es en la mayoría de los casos mucho mayor (ver Recuadro 2).



- **Parche mayor de cada tipo de vegetación:** se calcula debido a que las características ecológicas del paisaje puede estar altamente relacionada con las características del parche de mayor tamaño. La información sobre el parche mayor puede proveer herramientas para la determinación de la viabilidad de las poblaciones, ya que una población no puede persistir en un parche menor a su rango de distribución.
- **Dominancia:** este índice mide cuán común es un tipo de parche en el paisaje, y se mide a partir de la abundancia relativa de cada tipo de parche en el paisaje. Puede servir como un indicador del grado en que una especie que depende de un tipo particular de hábitat puede esparcirse en el paisaje (Figura 4).
- **Contagio:** este índice mide la agregación de los diversos tipos de parches en el paisaje. Es un índice importante para aquellas especies que necesitan áreas contiguas de un tipo particular de ecosistema para poder sobrevivir (Figura 4). Valores altos de contagio resultan de paisajes con parches grandes y contiguos, mientras que los paisajes con muchos parches pequeños y dispersos se caracterizan por presentar valores bajos de contagio.
- **Dimensión fractal:** es una medida de la relación perímetro / área que indica la complejidad de forma de cada tipo de parche. Las áreas naturales tienden a tener formas más complejas que las áreas alteradas por el hombre. Las diferencias en este índice pueden influenciar la diversidad de especies que habitan en los bordes o que requieren múltiples hábitats (Figura 4).
- **Porosidad:** es la medida de la densidad de parches en el paisaje. La porosidad es una característica de la matriz del paisaje y para medirla simplemente se cuenta el número de parches presentes (entiéndase parches como áreas de bordes cerrados). La porosidad es una variable que puede afectar positiva o negativamente la conectividad de la matriz (Figura 4).

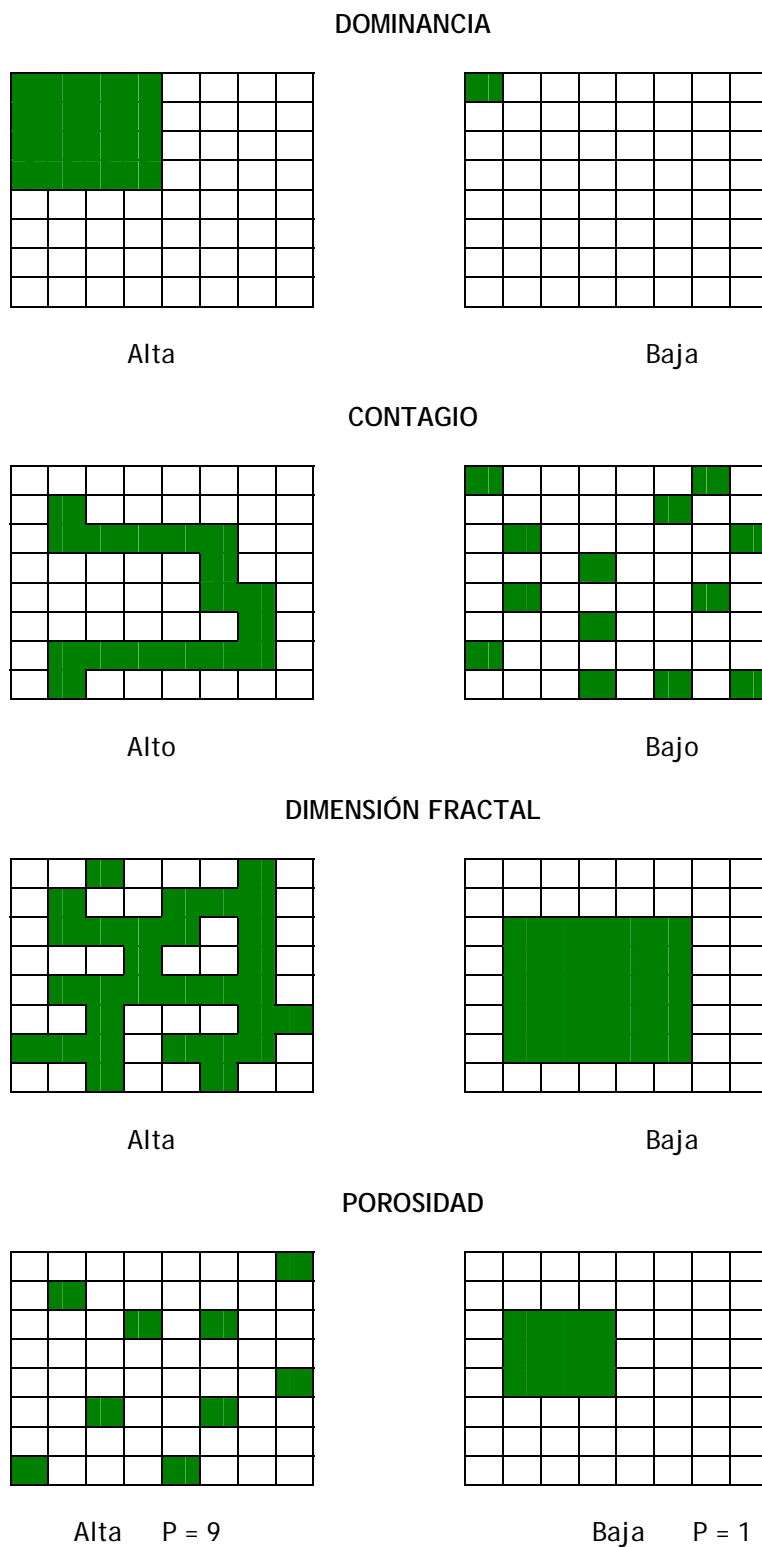


Figura 4: Representación gráfica del significado de los Índices de Dominancia, contagio y dimensión fractal. Modificado de Dale *et al.* (1994) y Forman y Godron (1986).

- **Distancia mínima, máxima y promedio entre dos parches del mismo tipo de ecosistema:** parches muy distantes de un mismo tipo de ecosistema puede impedir a determinadas especies moverse entre ellos, al contrario cuando la distancia entre parches es pequeña, hasta las especies con menor capacidad de movilizarse pueden lograr conectarse entre los parches.
- **Cantidad de borde de cada tipo de parche:** los parches elongados y con formas complejas pueden servir como corredores para la dispersión de algunas especies, pero tienen efectos de borde fuertes para otras. La medida del área de bosque entre diferentes tipos de vegetación en un paisaje puede ser útil a la hora de inventariar la disponibilidad de hábitats para especies que prefieren o evitan ciertos tipos de ecosistemas.

La estructura del paisaje y la conservación

El análisis conjunto de cambios en las medidas estructurales del paisaje permite concluir respecto de aspectos importantes para la conservación de los ecosistemas presentes en el paisaje. Por ejemplo cuando la cantidad de bordes, la dimensión fractal, el contagio y la dominancia decrecen, entonces el paisaje se está transformando en un paisaje menos fragmentado y más conectado. Así mismo estas medidas analizadas en su conjunto pueden ser relacionadas con el comportamiento de determinadas especies que habitan en el paisaje (ver Recuadro 3)

Recuadro 3 Influencia de la estructura del paisaje en el comportamiento de las especies

Utilizando índices para medir la estructura de paisajes, como la dominancia, el contagio y la dimensión fractal, diversos investigadores han logrado establecer el comportamiento de determinadas poblaciones animales en función de la estructura del paisaje donde habitan.

Resultados de este tipo de análisis indican que los cambios en la disponibilidad de hábitat son similares para animales que presentan su habilidad para cruzar de un parche a otro proporcional a sus requerimientos de hábitat, independientemente del taxón al que pertenezcan. Aquellas especies con una gran capacidad para cruzar de un parche a otro y con grandes requerimientos de hábitat (como el puma), responden de manera similar a los cambios en el paisaje que aquellas especies con una baja capacidad de cruzar de parche a parche y con bajos requerimientos de hábitat (como los perezosos).

En cambio aquellas especies con una capacidad desproporcionadamente baja para cruzar de parche a parche y con grandes requerimientos de hábitat (como los escarabajos) declinan más rápidamente (Dale et al. 1994). Existen pocas especies con un comportamiento como este último, por lo que medidas de la capacidad de cruzar de parche a parche asociadas con los requerimientos de hábitat pueden ser una herramienta importante para una primera identificación de aquellos animales más susceptibles a desaparecer a medida que aumenta la fragmentación. Es decir que se pueden combinar índices de estructura de paisajes con datos ecológicos a nivel de especies para identificar aquellas especies sensibles a las modificaciones de hábitats a nivel de paisajes.

La capacidad de cruzar parches dependerá no sólo de la distancia entre parches sino también de la existencia de corredores y del tipo de corredores del paisaje (Figura 5). Los corredores sirven como conductos o barreras para el movimiento de muchos animales, plantas,

materiales y agua. Las especies capaces de moverse a través de una matriz de paisaje bien conectada pueden ver su movilidad inhibida por la existencia de conectores estrechos entre parches cercanos, mientras que las especies que se desplazan de parche a parche inhiben su movimiento si tienen que cruzar largas distancias entre parches presentes en una matriz con baja porosidad (Forman y Godron 1986).

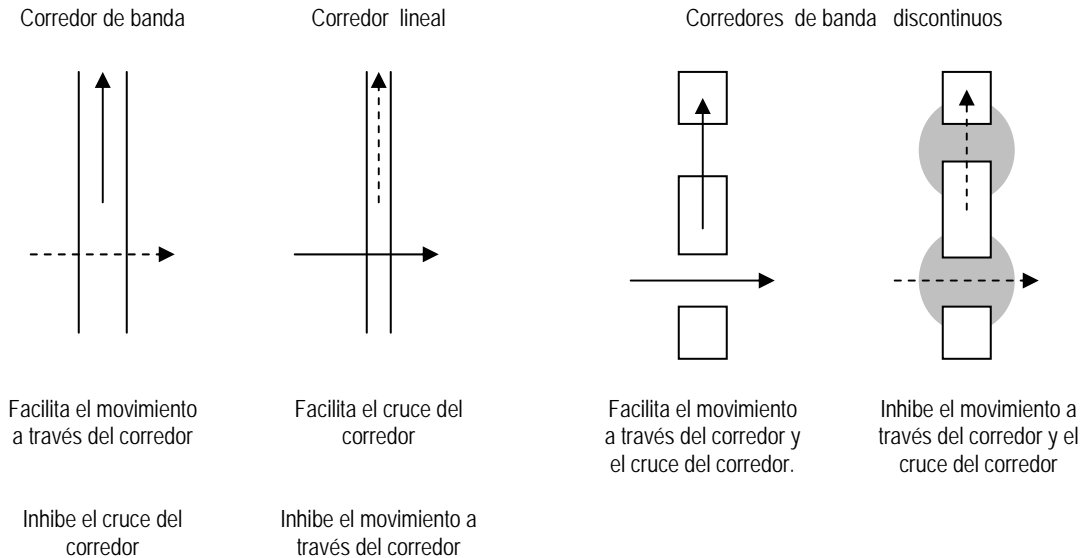


Figura 5: Representación gráfica del efecto de los tipos de corredores en la movilidad de organismos a través del paisaje. Las áreas sombreadas indican condiciones que inhiben el desplazamiento. Tomado de Forman y Godron (1986).

La conectividad a nivel de paisajes es altamente dependiente de la escala, ya que varía significativamente entre organismos que presentan diferentes mecanismos de dispersión. Más aún, la sensibilidad y la importancia de la estructura de un paisaje y su conectividad también dependen de la escala del organismo que percibe esta conectividad y de la escala en que se mide esta conectividad Keitt *et al.* 1997) (Recuadro 4).

Dunning *et al.* (1992) mencionan otros aspectos importantes para la conservación que dependen de la configuración espacial del paisaje:

- Hábitats complementarios: se refiere a cuando una especie requiere de recursos en diferentes hábitats según la etapa del ciclo de vida que esté atravesando. Los paisajes que tengan parches de hábitats complementarios conectados tendrán poblaciones mayores que aquellas que tengan estos hábitats aislados o lejanos.
- Hábitats suplementarios: Cuando una o varias especies que necesitan de hábitats de gran tamaño para sobrevivir, están presentes en hábitats pequeños, ya que pueden alimentarse en parches vecinos.
- Hábitats donadores y receptores: Cuando un hábitat relativamente productivo (donador) funciona como donador de organismos hacia otros hábitats menos productivos (receptores). Es de suma importancia identificar estos tipos de hábitats si

se quiere conservar efectivamente la biodiversidad, ya que si se toman medidas de conservación en hábitats receptores pero no en hábitats donadores, las poblaciones disminuirán hasta desaparecer, ya que la destrucción de hábitats donadores puede ocasionar la extinción en los receptores.

Aplicando los conceptos abordados a la conservación de áreas naturales, se puede afirmar que aún cuando las áreas protegidas deberían ser lo mas grandes posible, su valor como refugio depende en última instancia de su distribución en el paisaje y de su integridad. Teóricamente se debe enfocar el mantenimiento o generación de corredores de ecosistemas no perturbados que vinculen los fragmentos que pueden ser utilizados como refugio. Esto permitiría el intercambio genético entre poblaciones que de otra forma se encontrarían aisladas y aumentaría el tamaño efectivo de la población, ofreciendo alguna protección contra eventos extremos que pueden eliminar poblaciones pequeñas y aisladas. Existen pocos estudios que confirmen y determinen el valor real de este tipo de corredores en ecosistemas tropicales (Boyle y Sayer 1995).

Recuadro 4 Efectos de cambios en la escala espacial en el análisis de la estructura del paisaje

Estudios de paisajes, demuestran que la escala espacial en la que son cuantificados estos índices y medidas estructurales muchas veces hace imposible la comparación entre estudios de paisajes que se han realizado en diferentes escalas. Más aún, la evaluación de cambios tanto cuantitativos como cualitativos dependerá de la escala a la que se haya definido cada estudio.

Turner *et al.* (1989) compararon los resultados de índices de diversidad (H), dominancia (D) y contagio (C) para evaluar los efectos de cambios en la escala, tanto en cuanto a cambios en el grano (resolución) como en la extensión (área) del paisaje de estudio. Encontraron que los tipos de parches raros se pierden con un aumento en el grano (disminución en la resolución). Pero las tasas en que se pierde este tipo de parches dependen de los patrones espaciales. Los tipos de parches que están agrupados desaparecen más lentamente, mientras que los parches que se encuentran dispersos desaparecen más rápidamente con una disminución en el nivel de resolución del análisis.

Los índices de diversidad (H) disminuyen linealmente con la disminución de la resolución, pero la dominancia y el contagio disminuyen en forma no lineal. D y C aumentan al aumentar el área del paisaje bajo estudio, y son sensibles a cambios en el número de tipos de parches y al porcentaje del paisaje ocupado por cada tipo de parche, y tanto el número de tipos de parches como el área que estos ocupan dependen de la resolución en la que se realice el estudio.

Por lo tanto los autores recomiendan que para poder hacer comparaciones entre estudios estructurales de paisajes se deben definir claramente los métodos y tipo de escala que se utiliza en los estudios, tanto en lo referente al tamaño de grano (resolución) como a la extensión (área) del paisaje de estudio (ver Turner *et al.* 1989).

Función (Procesos)

Las funciones que se dan a nivel de paisajes se refieren principalmente al régimen de [perturbaciones](#) o [disturbios](#), tanto naturales como antrópicos. Todos los paisajes están sujetos a fluctuaciones climáticas y muchos de los parámetros que caracterizan las funciones a nivel de paisajes oscilan estacionalmente. Así mismo la mayoría de los paisajes presentan oscilaciones a largo plazo, como el incremento de la biomasa total durante los períodos de recuperación y [sucesión](#). De modo que se puede afirmar que los paisajes son “globalmente” estables si (1) la variabilidad que se presenta a largo plazo se puede representar en una línea horizontal y (2) la amplitud y la periodicidad de las oscilaciones alrededor de esta línea media se pueden caracterizar estadísticamente. Pero esta es una definición muy amplia, ya que los sistemas biológicos nunca presentan una estabilidad absoluta, sino puntos de meta-estabilidad, es decir cuando el sistema está en equilibrio pero puede escapar a otra posición de equilibrio (Forman y Godron 1986).

Cuando un paisaje sufre una perturbación puede responder de dos formas: con [resistencia](#) o con [resiliencia](#). La resistencia es la capacidad de un sistema para resistir a las variaciones que podrían ocurrirle como respuesta a una perturbación o cambio ambiental. La resiliencia es la capacidad del sistema para retornar al punto de equilibrio luego de un cambio (Ludwig *et al.* 1997, Gunderson 2000) (Figura 6). Estas dos medidas pueden combinarse matemáticamente para calcular el grado de estabilidad de un sistema (Forman y Godron 1986), y si este cálculo se complementa con información sobre el tipo de perturbación y el grado de respuesta en resiliencia y resistencia al cambio, se puede obtener una idea adecuada de la estabilidad del sistema.

Los paisajes se desarrollan desde A por B y C hasta D a medida que se acumula energía en ausencia de una perturbación y se va incrementando la biomasa (Figura 6). La mayor parte de las perturbaciones producen una disminución en la biomasa total de paisaje. Los sistemas más estables no pierden biomasa y pueden cambiar a un punto de baja meta-estabilidad a medida que progresa la colonización. Los sistemas de baja meta-estabilidad tienen poca resistencia a perturbaciones pero pueden recuperarse rápidamente. Los sistemas más meta-estables tienen alta resistencia a muchas perturbaciones pero se recuperan muy lentamente (Forman y Godron 1986).

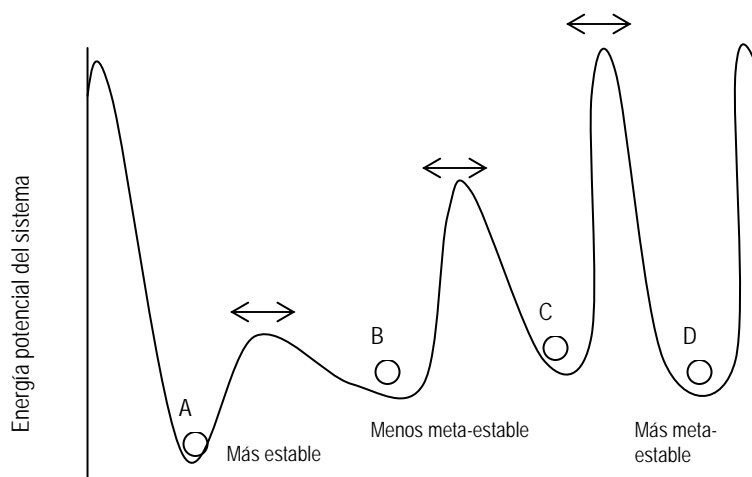


Figura 6: Modelo de estabilidad y meta-estabilidad de un sistema de paisajes. La esfera se desplaza de acuerdo a la intensidad (nivel de energía) del cambio ambiental o la perturbación. Tomado de Forman y Godron (1986).

El concepto de resiliencia ha sido tomado en la actualidad por los investigadores para proponer que el manejo de la biodiversidad debe enfocarse en mantener o propiciar la recuperación de ecosistemas que tienen la capacidad de persistir en un estado (de “estabilidad”) deseado a pesar de las perturbaciones. A este enfoque se le denomina “manejo de la resiliencia” (del inglés *managing for resilience*) (Peterson 2002). El enfoque de manejo de la resiliencia se basa en aumentar la resiliencia de los ecosistemas que se encuentran en un estado deseado, a medida que se disminuye la resiliencia de aquellos ecosistemas que representan estados no deseados (Gunderson y Holling 2002).

A pesar que este es el enfoque más actual para el manejo y conservación de los ecosistemas que conforman un paisaje, la ausencia de métodos para estimar la resiliencia en situaciones de manejo y conservación determinadas hace que el enfoque sea difícil de adoptar, pero se están desarrollando técnicas y metodologías (Peterson 2002) que harán de este tipo de enfoques una herramienta poderosa en el futuro.

Las perturbaciones de [frecuencia](#) e [intensidad](#) intermedias tienden a aumentar la heterogeneidad de los ambientes por lo que aumentan la diversidad (Meffe y Carroll 1994) (Figura 7). En cambio, las perturbaciones que se dan con mucha frecuencia o con alta intensidad disminuyen la diversidad de especies y hábitats de un sitio determinado. Debido a que las especies se adaptan a los regímenes de perturbación naturales, estos deben considerarse a la hora de proponer acciones de conservación de la biodiversidad.

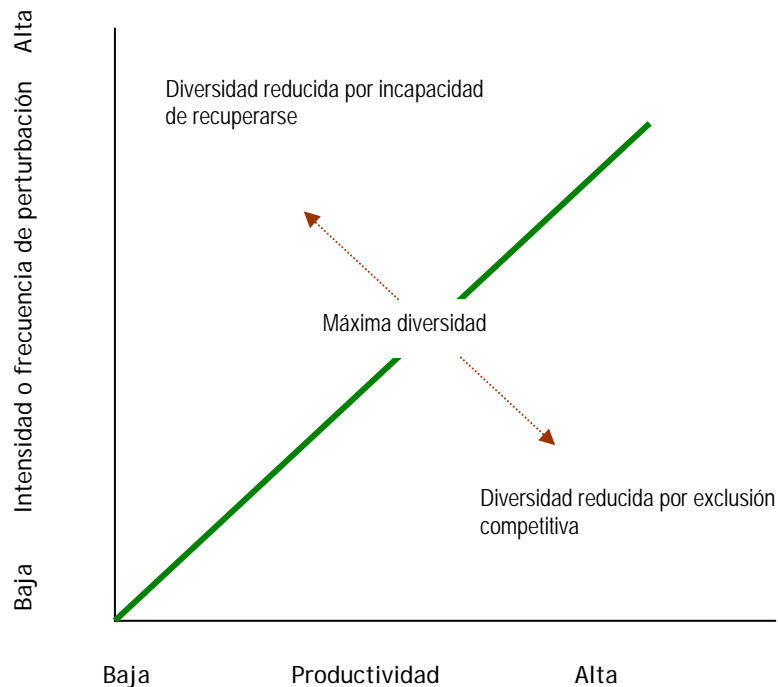


Figura 7: Diversidad a escala regional. Si la intensidad de las perturbaciones naturales es elevada y la capacidad de recuperación del sistema (medida a partir de su productividad) es baja, la diversidad es reducida con respecto a un sitio de mayor productividad.

Una de las perturbaciones más importantes desde el punto de vista de la conservación es la que causa el hombre a los ecosistemas naturales para el establecimiento de actividades productivas, muchas veces insostenibles. El resultado de este tipo de perturbaciones es la fragmentación de ecosistemas. Retomando los conceptos anteriores, por qué si las perturbaciones naturales que causan diversidad de hábitats en el paisaje y aumentan la biodiversidad son consideradas como “buenas”, la fragmentación de ecosistemas es vista como “mala”. Existen tres diferencias principales entre la fragmentación de hábitats producida por perturbaciones antropogénicas y la diversidad de hábitats generada por perturbaciones naturales de mediana intensidad (Meffe y Carroll 1994):

- Los paisajes con una gran diversidad de hábitats producida naturalmente tiene una alta riqueza estructural de parches, mientras que un paisaje fragmentado presenta parches de estructura más simple (menos diversa).
- Debido a (1) un paisaje natural presenta menos contraste (menos diferencias estructurales pronunciadas) entre parches adyacentes que un paisaje fragmentado, y por lo tanto presenta efectos de borde menos intensos (ver Kapos *et al.* 1989, Laurence 1991, Willims-Linera 1993, Murcia 1995, Dirham 1997, Kapos *et al.* 1997, Restrepo y Gómez 1998).
- Algunas características de los paisajes fragmentados (como las carreteras y muchas actividades humanas) representan amenazas potenciales para la viabilidad de las poblaciones silvestres.

Los efectos de la fragmentación son diversos dependiendo del organismo que los percibe. Los invertebrados cambian muy rápidamente como consecuencia de la fragmentación. Los vertebrados también son sensibles, y las especies más vulnerables son aquellas que no se ajustan a la matriz modificada del paisaje que rodea al fragmento (ver Klein 1989, Stouffer y Bierregard 1995, Laurance y Bierregard 1997) (Recuadro 5).

Recuadro 5 Vulnerabilidad a la fragmentación en mamíferos

Para predecir la vulnerabilidad a la fragmentación Laurence (1994) estudia los siguientes atributos ecológicos en relación a la vulnerabilidad de especies de mamíferos:

- Tamaño del cuerpo
- Longevidad
- Fecundidad
- Nivel trófico
- Especialización en la dieta
- Abundancia natural en el bosque
- Abundancia en los alrededores del ecosistema original (matriz).

Laurence (1994) determina la vulnerabilidad a la extinción asignando rangos a:

1. Especies que estuvieron en los fragmentos y ya no se encuentran (extinguidas)
2. Especies ausentes en fragmentos pero presentes en bosques continuos
3. Especies menos abundantes en fragmentos que en el bosque continuo
4. Especies con igual abundancia en los fragmentos y en el bosque continuo
5. Especies más abundantes en fragmentos que el bosque continuo.

El estudio de procesos a nivel de paisajes no es sencillo, por ello los efectos de los procesos se pueden medir a través de los cambios que se producen en la estructura del paisaje. Por ello el **porcentaje de cambio en cada tipo de uso** del suelo indica los principales procesos que ocurrieron en el paisaje (Tabla 4). Así mismo los cambios en la estructura del paisaje pueden afectar muchos procesos ecológicos (ver Recuadro 6).

Recuadro 6 Cambios en procesos ecológicos en respuesta a cambios en la estructura del paisaje

Los cambios en la productividad primaria neta de los ecosistemas y agroecosistemas de un paisaje, tiene una importancia tanto económica como ecológica. En un estudio en Georgia (USA) (Turner y Ruscher 1988) se detectaron cambios en la productividad primaria neta de los ecosistemas de un paisaje, en un período de 50 años debido a cambios en la estructura del paisaje, consecuentes de una disminución en la fragmentación de los bosques naturales.

Así mismo la abundancia y distribución de las especies silvestres varió con los cambios en los patrones espaciales del paisaje. Por ejemplo, la abundancia de especies que requirieron de un tipo particular de borde, declinó con la disminución de este tipo de borde en el paisaje, mientras que las especies que necesitaron grandes áreas de bosque para sobrevivir se beneficiaron del aumento en la conectividad y tamaño de los parches de bosque en el paisaje.

Los cambios en los patrones de paisaje también se relacionaron con el flujo de materia y energía. Por ejemplo, los procesos erosivos y el movimiento de sedimentos a través del paisaje se pudieron predecir utilizando índices de estructura de paisaje.

Los autores concluyen que la cuantificación de las relaciones entre los patrones de paisaje y los procesos funcionales puede proveer de información importante para un completo entendimiento de la dinámica de los paisajes.

IV. 1. B. Determinación de la zona de influencia del paisaje

La zona de influencia del área natural es aquella que contiene los elementos del paisaje importantes para la conservación del área de estudio. Para caracterizar la zona de influencia deben tenerse en cuenta aquellas zonas en las que se desarrollen actividades que ejerzan presiones directas sobre el área natural, y aquellos ecosistemas que presenten características ecológicas similares y puedan estar conectados con el área de estudio.

Como base para la delimitación de la zona de influencia del área de estudio pueden utilizarse las unidades de paisajes caracterizadas por el Plan de Ordenamiento Territorial (MARN - VMVyDU 2002). Estas unidades fueron determinadas utilizando como variables algunas de las siguientes:

- Morfología: parámetro que describe las características morfológicas del terreno que presenta las unidades de paisajes.
- Pendientes: parámetro que se usa para determinar las características fisiográficas de la unidad de paisaje.
- Presencia de cuerpos de agua: tipo y estacionalidad.
- Caracterización ecológica: utilizando la caracterización de formaciones vegetales elaborada por MARN (2000).
- Usos antrópicos: parámetros que describen las características de uso humano en el paisaje.

Si no se adopta la propuesta de MARN - VMVyDU (2002), el área de influencia deberá definirse teniendo en cuenta aquellas zonas en las que se desarrollen actividades que ejerzan presiones directas sobre el área natural y aquellos ecosistemas que presenten características ecológicas similares y puedan estar conectados con el área de estudio.

IV. 1. C. Composición de las unidades de paisaje

Una vez determinada la zona de influencia, se caracterizarán las unidades de paisaje a partir del uso del suelo, donde se registrarán los tipos de parches presentes en el paisaje a partir de la clasificación de imágenes de satélite y/o fotografías aéreas².

Una vez caracterizado el paisaje de forma general a partir del análisis de imágenes de satélite o fotos aéreas, se pueden realizar análisis más detallados con relación a la estructura del paisaje que se está inventariando. Para ello existen diversos índices que se realizan a partir de la **identificación de los tipos de parches (1)³** presentes en el paisaje (Tabla 4). Acompañando

² Pueden utilizarse mapas ya existentes en el país. Todos los mapas temáticos están disponibles en SIA - MARN y en la página Web: <http://www.marn.gob.sv/gis/sig/entorno.htm> donde pueden ser descargados para analizarlos en Arc Explorer (programa de distribución gratuita).

³ Los números entre paréntesis indica el número de verificador correspondiente en las Tablas de verificadores e índices.

este documento se presenta un estudio de caso realizado para el área protegida Normandía, donde se puede ver la aplicación de los verificadores e índices desarrollados posteriormente e indicados en la Tabla 4.

IV. 1. D. Estructura del paisaje

El área de cada tipo de parche (2) es la información básica para la mayor parte de los análisis a nivel de paisajes (Tabla 4). A partir de este cálculo se puede estimar el Índice de área de cada tipo de parche en el paisaje como sigue:

$$A = A_i / A_{total}$$

Donde:

A = Índice de área del parche i (3)

A_i = área del parche i en el área de estudio

A_{total} = área del parche i en la zona de influencia del área de estudio

Cuando el índice de área de un tipo de parche en el paisaje es alto, ese tipo de parche tiene una mayor importancia relativa en la estructura del paisaje, ya que ocupa una extensión mayor a otros tipos de parche. La matriz del paisaje será el “parche” que obtenga el mayor índice de área, ya que es el parche dominante. La proporción relativa de cada tipo de parche en el paisaje puede ser un elemento determinante en los efectos que pueden tener procesos como las perturbaciones a nivel de paisaje.

Otras medidas sencillas de la estructura de paisaje son: el número de parches de cada tipo de vegetación en el paisaje y el parche mayor de cada tipo de vegetación. A partir de estos datos se puede calcular el Índice de Riqueza relativa de parches y el Índice de diversidad de parches de Shannon - Wiener (Tabla 4):

$$R = \frac{s}{s_{max}} * 100$$

Donde:

R = Riqueza relativa de parches (4)

s = número de diferentes tipos de ecosistemas presentes en el paisaje

s_{max} = número máximo de tipos de ecosistemas posibles

Una alta riqueza de parches en el paisaje puede indicar procesos de perturbación o degradación de ecosistemas naturales, ya que la existencia de un gran número de parches de distintos tipos indica una falta de continuidad entre parches del mismo tipo.

La medida de riqueza de parches puede ser complementada con medidas de la diversidad de los parches. La medida de diversidad incorpora no solo la riqueza sino también la equitatividad, es decir cuán equitativamente distribuidos en el paisaje se encuentran los parches.

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i (\ln p_i)$$

Donde:

H' = Índice de diversidad de parches de Shannon - Weiner (5)

P_i = área del ecosistema (n_i) en el área total del paisaje (N) y $p_i = n_i/N$

n = número de ecosistemas presentes en el paisaje

Nota: los valores de H' van desde 1 hasta 6 y requieren que el muestreo sea aleatorio

Una alta diversidad de parches puede indicar una alta fragmentación de los ecosistemas naturales que conforman el paisaje, sobre cuando existe un gran número de parches de origen antrópico que se encuentran distribuidos equitativamente en la superficie total del paisaje. Si esto ocurre, los parches que representan ecosistemas naturales se encontrarán inmersos entre un sinnúmero de parches de origen no natural que los fragmentan.

La Dominancia se utiliza para determinar cual es el tipo de parche predominante en el paisaje, y se calcula como sigue:

$$D_o = H_{\max} + \sum_{k=1}^s (p_k) \ln (p_k)$$

Donde:

D_o = Dominancia (6)

s = número de parches observados

p_k = proporción en el paisaje del parche k

$H_{\max} = \ln(s)$, la diversidad máxima cuando todos los parches ocurren en la misma proporción

El parche dominante se denomina "matriz" y es el tipo de parche que tiene mayor influencia en los procesos que se dan a nivel de paisaje.

El contagio (7) es una medida de la agregación de los parches en el paisaje. Se refiere a la tendencia de los parches de un determinado tipo a colindar con los parches de otro tipo. Puede ser estimado de manera sencilla a partir del cálculo de la **distancia mínima, media y máxima entre los parches** de interés en el paisaje. El cálculo completo del contagio requiere de técnicas sofisticadas que cuya descripción va más allá de los propósitos de este Manual, y se realiza a partir de programas de análisis geográfico desarrollados específicamente para realizar estudios de paisajes (ver McGarigal y Marks 1995, Elkie *et al.* 1999). Existe el índice de intersección y yuxtaposición que se usa para medirlo y se calcula como:

$$IY = \frac{- \sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m [(E_{ik}) * \ln (E_{ik})]}{\ln [m (m - 1)]}$$

Donde:

m = número de clases

Eik = largo del borde entre las clases i y k

Valores bajos de este índice se presentan en unidades de paisaje donde los diversos tipos de parches están agregados o distribuidos en forma no proporcional. Los valores altos del IY se dan en unidades de paisajes donde todos los tipos de parches a la misma distancia uno de otro y cuando la distancia de bordes es igual entre una clase o las otras (Figura XX). Este índice es independiente del número, el tamaño y la dispersión de los parches, por lo que permite hacer comparaciones entre las diferentes unidades de paisaje analizadas para el país.

La **dimensión fractal (8)** es una medida de la complejidad de formas del paisaje. Cuando las formas son más complejas y presentan una mayor proporción de líneas rectas, entonces el efecto de las actividades humanas en el paisaje es mayor. Existen diversas formas de calcular la dimensión fractal, y existe diversidad de software para analizar imágenes y determinar la dimensión fractal de un paisaje determinado (ver McGarigal y Marks 1995, Elkie *et al.* 1999, Hargrove *et al.* 2002).

La **porosidad (9)** se mide a través del número de parches del paisaje. Un paisaje más poroso es un paisaje en el que el número de parches en la matriz ha aumentado. Esto permite hacer inferencias sobre la conectividad y la capacidad de que los organismos se movilicen a través del paisaje.

El **contraste (10)** se mide como la diferencia relativa entre tipos de parches. Es otra medida que permite inferir sobre la conectividad del paisaje ya que indica cuán marcados son los límites entre los parches y la matriz. Los límites muy marcados constituyen una barrera para muchos de los organismos que se mueven a través del paisaje.

Además de las medidas estructurales principales puede obtenerse dos medidas adicionales que dependiendo de los casos pueden ser informativas para la toma de decisiones de conservación de la biodiversidad. Ellas son: la cantidad de bordes de los parches y el área de hábitat interior de los parches de interés. La **cantidad de borde** se mide cuantificando la totalidad de metros lineales de borde de todos los parches del paisaje. El **hábitat interior** es aquella en que una especie o un grupo de especies puede desarrollarse sin sufrir los efectos del borde y se calcula como la superficie interior de un parche a partir de cierta distancia del borde. Esta distancia debe establecerse teniendo en cuenta diversas variables, de acuerdo al comportamiento de las especies para las que se esté calculando el hábitat interior.

IV. 1. E. Funciones a nivel de paisajes

La distribución de la vegetación en el paisaje es resultado de los efectos combinados de un conjunto de fuerzas bióticas, abióticas y sociales. Muchas funciones a nivel de paisajes, como la distribución de incendios, la dispersión de semillas, la corta de árboles, varían espacialmente e interactúan con la estructura de paisajes. Es por ello que la estructura del paisaje contiene información acerca de los procesos que los produjeron. En consecuencia pueden estimarse los efectos futuros de dichos procesos basándose en la configuración actual del paisaje (Peterson 2002).

En el presente Manual se propone identificar (Tabla 4):

Porcentaje de cambios de uso del suelo (11): un análisis temporal de los cambios de uso del suelo permite determinar las presiones a las que ha estado sometida el área de estudio y la zona de influencia. Si se dispone de información histórica sobre la distribución de los ecosistemas identificados, puede realizarse un análisis de los procesos de fragmentación que ha sufrido el paisaje y construir mapas de los cambios en el total de la cobertura de los ecosistemas de interés en el paisaje.

Cambios en los índices de área (12): si se analizan cambios en la estructura de paisaje en el tiempo y se dispone de índices de área para los ecosistemas que requiere conservar en periodos de tiempo determinados pueden hacerse comparaciones y predicciones. Estas comparaciones pueden graficarse a partir de la construcción de matrices de cambio como la que se muestra en la Tabla 5.

Tabla 5: Matriz de cambios en el área de los parches de interés. *Nota:* cada X representa la diferencia entre el área del parche en el tiempo i menos el área del parche en el tiempo j.

	Tiempo 1	Tiempo 2	Tiempo 3	Tiempo 4
Tiempo 1	X_{ij}			
Tiempo 2	X_{ij}	X_{ij}		
Tiempo 3	X_{ij}	X_{ij}	X_{ij}	
Tiempo 4	X_{ij}	X_{ij}	X_{ij}	X_{ij}

Accesibilidad a los parches de interés (13): se utilizarán mapas de carreteras, poblados y distribución de centros urbanos, para determinar la accesibilidad al área natural bajo estudio. A partir de esto se puede hacer un análisis de los sitios de donde pueden provenir las presiones más importantes. Los cálculos de accesibilidad se realizan utilizando como herramientas el SIG, en donde se calculan distancias mínimas, medias y máximas a centros urbanos. Así mismo se calculan rangos de distancias a carreteras y las rutas más cortas para llegar a un determinado parche, ponderando las distancias a partir del tipo de carreteras presentes en el paisaje.

IV. 1. F. Indicadores de monitoreo para la conservación

En la Tabla 6 se desarrollan los indicadores de monitoreo para la conservación, entendiéndose en este caso conservación como las actividades de mantenimiento de paisajes, ecosistemas, especies y genes que están en un estado adecuado y que se quieren mantener en su estado actual.

Tabla 6: Indicadores de monitoreo para la conservación a nivel de paisajes. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

NIVEL	ATRIBUTO	INDICADOR	VERIFICADORES E ÍNDICES
PAISAJES	Estructura	La estructura de paisaje se mantiene	Área de parches de interés Área núcleo de los parches de interés Riqueza relativa de parches Índices de diversidad de parches Dominancia de parches Contagio Dimensión fractal
	Función	Los procesos de paisaje mantienen no producen cambios en la estructura del mismo	Porcentaje de cambio en el área de cada tipo de parches Porcentaje de cambio en el índice de área de cada tipo de parche Accesibilidad al parche

INDICADOR 1: La estructura del paisaje se mantiene

Este indicador se basa en cambios en la estructura del paisaje, es decir cómo el área de los parches de interés, la conectividad y la fragmentación afectan el estado de conservación de los ecosistemas en el paisaje. Cuando la estructura del paisaje se mantiene, entonces se está logrando la conservación de los componentes de paisaje.

El monitoreo puede basarse en el cálculo del área y del índice de área de los ecosistemas de interés, en períodos de tiempo establecidos (Ej.: 5 años). Si estos cálculos van acompañados de mapas pueden identificarse zonas críticas y zonas de recuperación. Se pueden detallar los tipos de ecosistemas que han cambiado y cuánto ha cambiado cada ecosistema realizando una matriz de cambio (Tabla 8).

Una disminución en las áreas núcleo de los parches de interés de conservación, indicarán procesos de degradación de los parches que quieren conservarse, ya que esto implica un aumento en el efecto de borde en las áreas que se intenta conservar.

Otra medida sencilla de los cambios a nivel de paisajes es el **número o riqueza de parches** de los ecosistemas de interés en el paisaje y cómo cambia con el tiempo. Esta medida es un índice de la fragmentación de los ecosistemas de interés. Para complementar esta medida de riqueza de parches se puede calcular la **dominancia** y medir sus cambios en el tiempo. Un aumento en la dominancia de un ecosistema de interés puede traducirse en un aumento en la persistencia de las especies que de él dependen.

INDICADOR 2: Los procesos de paisaje no producen cambios en su estructura

Cuando los procesos de paisaje no producen cambios en su estructura, se puede inferir que no existen perturbaciones naturales o antrópicas que puedan afectar el estado de conservación del paisaje. El efecto de los procesos a nivel de paisaje puede medirse utilizando el **porcentaje de cambios de área** de cada tipo de parche, y el **porcentaje de cambio en el índice de área** de cada tipo de parche.

Otra medida del grado de perturbación al que puede estar sujeto un parche de interés es un cambio en la **accesibilidad al parche**. Si aumenta la accesibilidad aumenta la probabilidad que se produzcan impactos no deseados en un parche que quiere mantenerse.

IV. 1. G. Indicadores de monitoreo para la restauración

Estos indicadores de monitoreo son utilizados para conocer si se están dando procesos de restauración en paisajes que necesitan de actividades para lograr su recuperación (Tabla 7).

Tabla 7: Indicadores de monitoreo para la restauración a nivel de paisajes. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

NIVEL	ATRIBUTO	INDICADOR	VERIFICADORES E ÍNDICES
PAISAJES	Estructura	Aumenta la accesibilidad entre los parches	Área de parches Índices de diversidad de parches Dominancia de parches Contagio Dimensión fractal
	Función	Los procesos de paisaje producen cambios positivos en la estructura del paisaje	Porcentaje de cambio en el área de cada tipo de parches Porcentaje de cambio en el índice de área de cada tipo de parche Accesibilidad al parche

INDICADOR 12: Aumenta la conexión entre los parches de interés

Cuando se produce un aumento en el **área de los parches** de interés de conservación, y si hay un aumento en la **dominancia** de este tipo de parches puede asumirse que hay un aumento en la conexión de los parches de interés. Si este aumento viene acompañado de una disminución en la **dimensión fractal** y en los **índices de diversidad de parches**, se puede decir que ha disminuido el impacto de las actividades humanas en el paisaje y que los procesos de fragmentación se están revirtiendo.

INDICADOR 13: Cambios en el funcionamiento del paisaje indican la restauración de la estructura del paisaje

Los procesos o funciones a nivel de paisajes, como las perturbaciones naturales y antrópicas, producen cambio en la estructura del paisaje, es por eso que se ha indicado que la medida de los cambios estructurales provee información sobre los procesos a este nivel. Cambios en el **porcentaje de área** y en el **índice de área** indican cambios en los procesos de paisajes. Un aumento en el área de parches de interés indicará entonces un aumento en los efectos de los procesos de recuperación y restauración.

IV. 2. Nivel de ecosistemas / comunidades

IV. 2. A. Marco conceptual

Una [comunidad](#) esta compuesta por las poblaciones de especies que coexisten en un sitio. Los [ecosistemas](#) son las unidades básicas donde interactúan los organismos vivos entre sí y con su ambiente abiótico, en un espacio y tiempo determinado. Existe una íntima relación entre las especies y los ecosistemas de los que forman parte, por eso, la diversidad de ecosistemas es un indicador indirecto de la diversidad de especies (Bell *et al.* 1991). En los bosques tropicales, la principal razón de la alta diversidad de especies animales es la alta complejidad estructural que proveen las plantas. En este sentido un primer paso en las actividades de conservación y restauración de ecosistemas naturales es el mapeo y la identificación de tipos de vegetación y comunidades vegetales.

El estudio a nivel de ecosistemas puede abordarse desde varias escalas espaciales, ya que al igual que en el caso de paisajes, no tienen límites definidos sino que dependen del organismo que los percibe, o de los intereses del investigador que los estudia. El inventario y el monitoreo de ecosistemas y comunidades es técnicamente difícil, debido principalmente a la carencia de un sistema de clasificación aceptado universalmente. Los ecosistemas generalmente se definen a partir de las principales especies de plantas y de las principales características topográficas, geológicas y estructurales del sitio. Los verificadores e índices que se proponen para el inventario a este nivel se detallan en la Tabla 8.

Algunos de los principales criterios que se utilizan para clasificar ecosistemas y comunidades son (Noss 1987, WCMC 1996):

- Fisonomía: teniendo en cuenta la altura, forma de crecimiento y cobertura de la vegetación.
- Bioclima: midiendo las principales características climáticas del sitio.
- Fenología: definiendo si la vegetación es decidua o siempre verde.
- Composición florística: documentando la existencia de algunos taxa principales.
- Funcionamiento: tipo de manejo y uso que se le da al ecosistema.

Las clasificaciones de vegetación deberían abarcar tanto la vegetación que ocurre actualmente en el área de estudio como la vegetación potencial que ocurriría en ausencia de presiones antrópicas, ya que esta información permite dimensionar la situación actual en función de la situación potencial para plantear cambios en el manejo y actividades de restauración.

Si los ecosistemas se caracterizan a partir de su composición de especies de plantas, cualquiera que sea el método a partir del cual se definen tipos de vegetación, no se podrán establecer límites claros entre ellos. Por ello los ecosistemas son unidades de estudio mucho menos definidas que las especies (Noss 1987, Scott *et al.* 1991, WCMC 1992, Boyle y Sayer 1995, Hengeveld *et al.* 1995).

Tabla 8: Verificadores e índices desarrollados en el presente manual para el inventario de la biodiversidad en el nivel de ecosistemas. Nota: con negrillas se indican los verificadores **básicos**, indispensables en cualquier inventario mínimo de biodiversidad sin negrillas se indican los verificadores complementarios.

NIVEL	ATRIBUTO	VERIFICADORES E ÍNDICES	VERIFICADOR MIDE	CRITERIO DE VERIFICACIÓN
ECOSISTEMAS	Composición	14. Identificar comunidades vegetales 15. Listado de especies presentes en cada comunidad vegetal 16. Abundancia relativa 17. Índice de abundancia de especies Margalef 18. Índice de diversidad de especies de Shannon - Weiner y Simpson 19. Índice de dominancia, IVI	14. Delimitar las comunidades vegetales presentes 15. Listar las especies vegetales en cada comunidad 16. Mide la proporción de cada especie en el total de especies de la comunidad vegetal 17. Mide la proporción de cada especie en el total de especies de la comunidad vegetal 18. Mide conjuntamente la abundancia relativa y equitatividad de cada especie en el total de especies 19. Indica la frecuencia, abundancia y dominancia relativas de cada especie en la comunidad	Diversidad riqueza y abundancia de especies en los ecosistemas
	Estructura	20. Índice de diversidad entre comunidades de Jaccard y Sorenson 21. Porcentaje de similitud entre comunidades, Índice de Sonrenson Modificado 22. Estructura vertical de la vegetación 23. Proporción de claros 24. Distribución por tamaños de clase de la vegetación 25. Apertura del dosel	20. Mide la diversidad β entre las comunidades identificadas 21. Mide la diversidad β entre las comunidades identificadas considerando la abundancia de especies 22. Indica el número de estratos presentes en la comunidad y su composición florística 23. Indica el número de claros en la comunidad vegetal 24. Mide el número de individuos en cada tamaño de clase identificado en la vegetación 25. Mide la estructura horizontal de la comunidad vegetal	Diversidad β Estructura vertical y horizontal de la vegetación y estructura de hábitats
	Función	26. Diversidad de grupos funcionales 27. Diversidad de gremios de regeneración 28. Tasas de herbivoría, parasitismo y depredación 29. Tasas de reciclaje de nutrientes y flujo de energía	26. Indica la diversidad de especies en los grupos funcionales identificados 27. Indica la diversidad de especies en cada gremio de regeneración presente en la comunidad vegetal 28. Mide la herbivoría, parasitismo y depredación 29. Indica el grado de flujo de nutrientes y energía en el ecosistema de estudio	Formas de vida y proporción de gremios Herbivoría, parasitismo y depredación Reciclaje de nutrientes y flujo de energía

Los ecosistemas no tienen límites bien definidos por muchas razones: porque las especies de plantas pueden estar distribuidas en un amplio rango de condiciones de hábitat, porque sus abundancias relativas varían marcadamente a través de este rango y no son afectadas únicamente por el ambiente físico, pero también por razones históricas, interacciones bióticas y perturbaciones, y porque sus distribuciones son fuertemente individualistas (esto significa que cada especie responde de manera particular a los factores que dan forma a las características de la vegetación) (Finegan *et al.* 1998). A pesar de esto es necesario establecer límites entre los ecosistemas para poder caracterizar la biodiversidad. Estos límites serán entonces planteados subjetivamente de acuerdo con los criterios del investigador.

Los ecosistemas no solo no tienen límites espaciales, sino que también sufren cambios en el tiempo. La composición de los ecosistemas cambia a medida que la distribución y la abundancia de las poblaciones de especies que los componen cambia en respuesta a múltiples factores, de los cuales el clima es el más importante. Incluso si se considera ecosistemas no perturbados, la composición actual de especies debe ser considerada como un estado transitorio, de un ecosistema en estado de cambio permanente (Finegan *et al.* 1998).

A pesar de estas limitantes, la clasificación de ecosistemas es una herramienta de gran utilidad si no se pierde de vista que cada mapa de vegetación es una abstracción definida por conveniencia (Hengeveld 1995, Noss 1996). De modo que una vez definidos los límites, se pueden identificar sus componentes, estructura y funcionamiento. La caracterización de los ecosistemas utilizando criterios funcionales es costosa en tiempo y dinero y hasta a veces inapropiada si no se conjuga con otros elementos, ya que dos ecosistemas con diferente composición taxonómica pueden tener propiedades funcionales similares. Las características estructurales son informativas y relativamente sencillas de medir aunque suelen carecer de resolución suficiente para distinguir entre tipos de ecosistemas si se utilizan de manera aislada, excepto cuando se comparan etapas de recuperación tempranas y tardías luego de una perturbación fuerte. La forma más práctica para evaluar la biodiversidad de un ecosistema es sobre la base de criterios estructurales y composicionales e indicando las condiciones ambientales sobre las cuales se desarrolla el ecosistema y donde ciertas características estructurales y florísticas tienden a ocurrir (Finegan *et al.* 1998).

A nivel de ecosistemas y comunidades el inventario y monitoreo requiere, trabajo de campo, debido a que deberán identificarse las especies principales y/o dominantes y su organización tanto vertical como horizontal. Las metodologías y técnicas de inventario y monitoreo en este nivel han sido desarrolladas por diversos autores y son diferentes para cada taxa o gremio bajo estudio (ver Mueller-Dombois y Ellenberg 1974, Graber y Graber 1976, Thomas 1979, Ralph y Scout 1981, Karr *et al.* 1986, Robbins *et al.* 1986, Verter *et al.* 1986, Szaro *et al.* 1988).

Composición

Riqueza de especies

Para describir los componentes a nivel de ecosistemas y comunidades existen diversos índices y medidas (Tabla 8). La más sencilla es listar las especies que conforman la comunidad ([riqueza](#) de especies). La riqueza de especies es la medida más simple de la diversidad de especies en una comunidad ([diversidad \$\alpha\$](#)). Si las áreas de estudio pueden ser delimitadas correctamente en el tiempo y en el espacio y las especies presentes pueden ser enumeradas e identificadas correctamente, los índices de riqueza de especies se constituyen en una medida de la biodiversidad útil y fácil de entender (Gajasen y Boonpragob 1994). Pero no siempre es posible asegurar que los tamaños de muestra son iguales y el esfuerzo de muestreo es suficiente (a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo aumenta la riqueza de especies). Es por eso que la riqueza de especies no se utiliza frecuentemente como una medida de la diversidad de especies en una comunidad.

Diversidad de especies dentro de un ecosistema

Debido a que no todas las especies tienen la misma abundancia o dominancia en una comunidad, una forma de ponderar la riqueza de especies es utilizar la [abundancia relativa](#) de cada especie o la dominancia, como una medida de qué tan equitativamente están distribuidas las especies en una muestra (ver Recuadro 7). La riqueza y la abundancia relativa se han combinado para calcular los [índices de diversidad](#) de especies (Tabla 8).

Los dos índices más utilizados son el de Shannon - Weiner y el de Simpson. El primero hace énfasis en la riqueza de especies, mientras que el segundo en la abundancia relativa de las mismas (Schowalter 1996). Existen diversas formas de calcular la diversidad de especies, pero siempre hay que tener en cuenta que las conclusiones a que se llegue a partir de estas medidas dependerá en gran parte de cuál índice se utilice.

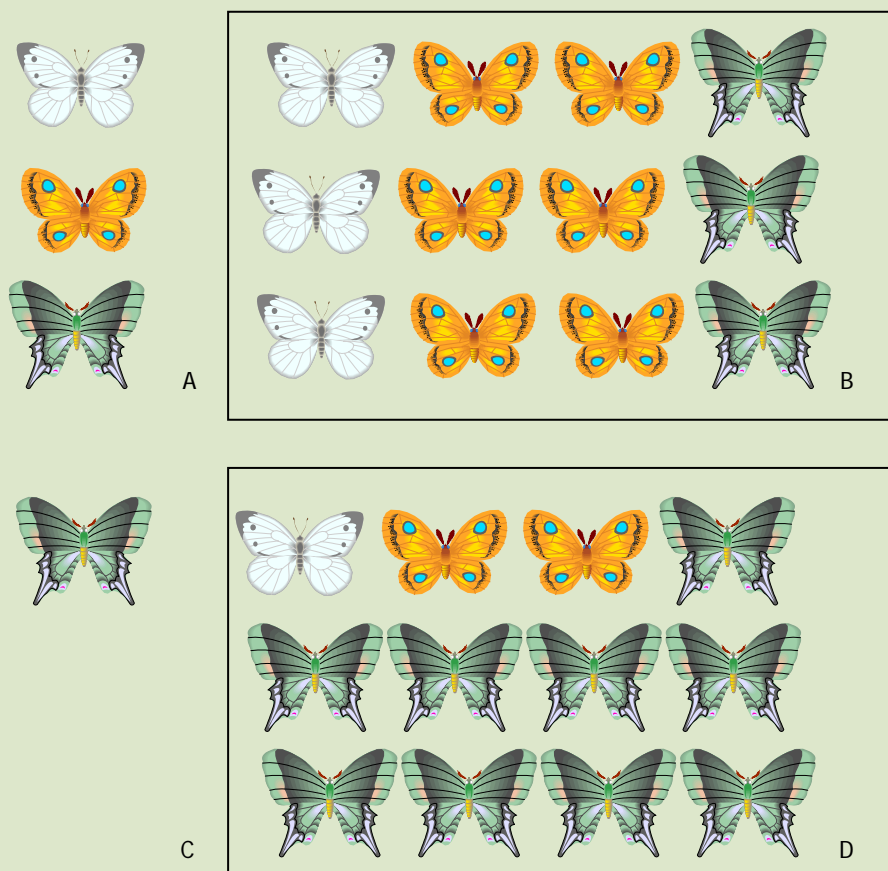
Como se muestra en la Tabla 9, dos comunidades (1 y 2) con la misma riqueza de especies presentan el mismo índice de Margalef, pero cuando se tiene en cuenta la abundancia o dominancia relativa de las especies se comprueba que la comunidad 2 es más diversa.

Tabla 9: Ejemplo de variación en el resultado de diversos índices de diversidad para tres comunidades. Nota: obsérvese que para poder realizar comparaciones de los datos el tamaño de la muestra es igual en las tres comunidades (N=500).

ÍNDICE	Comunidad 1	Comunidad 2	Comunidad 3
RIQUEZA (S)	35	35	26
ABUNDANCIA (N)	500	500	500
DIVERSIDAD DE MARGALEF (R)	5.47	5.47	4.02
DIVERSIDAD DE SIMPSON (D)	8.5	21.86	1.97
DOMINANCIA DE BERGER - PARQUER (d)	3.49	10.64	1.41
DIVERSIDAD DE SHANON - WEINER (H')	2.61	3.23	1.38

Cuando se calculan índices de diversidad de especies se pierde información importante. Puede ocurrir que en un ecosistema degradado aumente presencia de especies exóticas, lo que tienen como consecuencia un aumento en la diversidad de especies, de modo que el índice no provee información sobre los cambios de la integridad de la comunidad que se esta muestreando. Además comunidades muy diferentes pueden tener similares valores de diversidad de especies y comunidades importantes para la conservación por su particularidad en la composición de especies pueden resultar con bajos índices de diversidad de especies. Entonces, debido a que los índices de diversidad de especies dependen de un conjunto de variables (Recuadro 8), son herramientas útiles siempre que se usen en conjunto con otro tipo de información complementaria.

Recuadro 7 Riqueza y equitatividad en cuatro sitios hipotéticos



Los ejemplos ilustran los conceptos de riqueza y equitatividad, y la importancia de considerar ambos conceptos para definir la diversidad de especies de un ecosistema.

El ecosistema A tiene mayor riqueza de especies que el ecosistema C. Los ecosistemas B y D tienen la misma riqueza de especies pero el ecosistema A es más diverso debido a que sus especies están distribuidas en forma más equitativa.

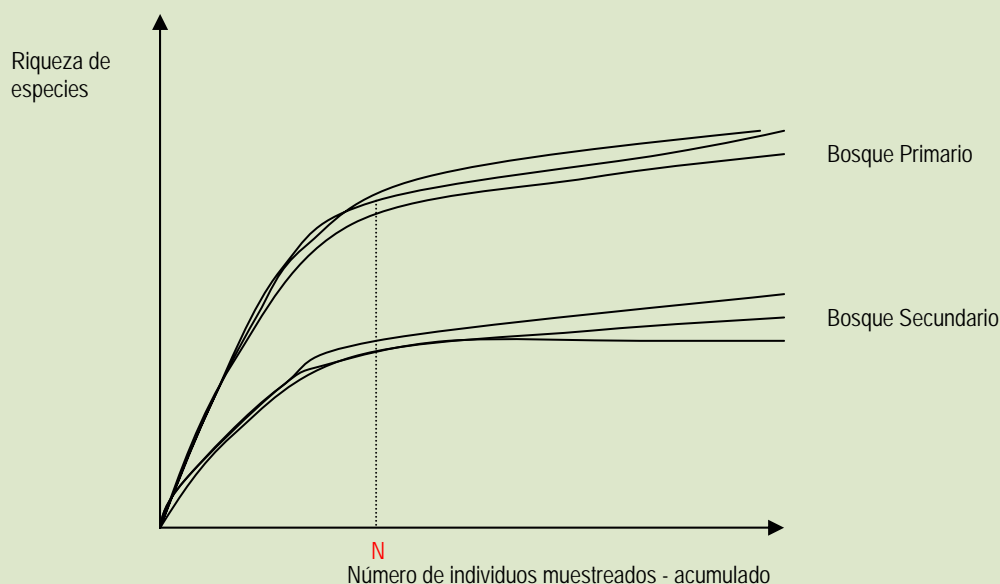
Recuadro 8 Variables determinantes de diversidad de especies

Existen algunas variables que influyen en los resultados que arroja el cálculo de índices de diversidad de especies entre ellas:

- Área total del ecosistema o área muestreada
- Tamaño de los individuos
- Estado sucesional
- Perturbaciones naturales
- Productividad
- Elevación

Diversos estudios indican que la riqueza y diversidad de especies varía de acuerdo al **área de muestreo** cuanto mayor es el área muestreada mayor es la riqueza de especies. Así mismo se ha determinado que cuanto mayor es el **tamaño del individuo** menor es la diversidad de especies.

La figura muestra como existe una diferenciación en la riqueza de especies de diferentes **estados sucesionales** y que las diferencias en la diversidad de especies depende del esfuerzo de muestreo (ver Cannon y Simberloff 1978, Shmida y Wilson 1985). Los bosques secundarios presentan una menor riqueza de especies que los bosques primarios. Pero para detectar diferencias entre tipos de bosques primarios o tipos de bosques secundarios es necesario realizar un esfuerzo de muestreo determinado (N).



Las perturbaciones tienen también efectos sobre la diversidad de especies, en grados medios de **perturbación natural** puede darse la mayor diversidad de especies. De igual modo cuanto mayor es la **productividad** de un ecosistema, mayor será su diversidad de especies.

Por último, se ha demostrado que la diversidad varía con la **altitud**. Estudios en Costa Rica en un gradiente de 100 m.s.n.m. a 2600 m.s.n.m., indican que a mayor altitud menor riqueza, abundancia y diversidad de especies. Estos resultados fueron obtenidos teniendo en cuenta diversas formas de vida de especies vegetales, y en todos los casos se encontró el mismo patrón (ver Lieberman et al. 1985).

Diversidad de especies entre ecosistemas

La diversidad también puede medirse como la variación en la composición de especies entre comunidades o áreas ([diversidad \$\beta\$](#)). Existen índices para medir la diversidad β que se basan en la presencia o ausencia de determinadas especies en las comunidades que se quieren comparar (Tabla 8) (Schowalter 1996). Pero no siempre la medida de índices de diversidad produce resultados adecuados. Es necesario complementarlos con otro tipo de información como la similitud existente entre comunidades que comparten especies (Porcentaje de similitud, Índice de Sorenson Modificado). Puede ocurrir que aquellas comunidades con Índices de Jaccard altos (es decir aquellas comunidades que comparten un gran número de especies) presenten Índices de similitud muy bajos. Este fenómeno sale a la luz ya que el índice de similitud aporta conocimiento sobre la abundancia relativa de cada especie en la comunidad, por ello dos comunidades pueden compartir un gran número de especies pero cada especie tiene una representación diferente en el total de biomasa de la comunidad y por lo tanto las comunidades son disímiles (Lapin y Barnes 1995).

Además del cálculo de índices para comparar la diversidad entre comunidades, se pueden hacer análisis estadísticos multivariados. El análisis de conglomerados y el análisis por componentes principales permite comparar de a pares la composición de especies de diversos sitios y agruparlas de acuerdo a su similitud, presentando los resultados en dendrogramas o en gráficos euclidianos (Ludwig y Reynolds 1988, Legendre y Vaudor 1991, Wildi y Orlóci 1996, Tabachnick y Fidell 1996).

Estructura (Patrones)

La estructura de una comunidad es el arreglo espacial en que se desarrollan dicha comunidad. Existen diversos factores que afectan la estructura de una comunidad, según Schowalter (1996) los más importantes son el área de los hábitats y su complejidad, la disponibilidad de recursos y las interacciones que se dan entre las especies presentes en la comunidad:

- Área y complejidad del hábitat: cuanto mayor es el área y la complejidad del hábitat mayor es la riqueza de especies presentes debido a que es mayor la heterogeneidad.
- Disponibilidad de recursos: los niveles intermedios de productividad mantienen una mayor diversidad de especies, ya que una alta productividad favorece la dominancia de las especies más competitivas (ver Figura 7).
- Interacciones entre especies: la presencia de determinadas especies promueve o limita la presencia de otras. Algunas especies tienen efectos fuertes en la estructura de su comunidad, cuando los efectos de una especie sobre la estructura o función de una comunidad son desproporcionados a su abundancia o biomasa, se dice que es una [especie clave](#).

Se han propuesto diversas medidas de la estructura de una comunidad entre ellas (Stork *et al.* 1997) (Tabla 8):

- **Estructura vertical de la vegetación:** puede ser descrita a partir de la altura de las especies vegetales que componen los distintos estratos del ecosistema y a partir de los diámetros de copa de las especies del dosel. La altura de los árboles es difícil de medir en los ecosistemas tropicales de manera precisa, pero pueden estimarse utilizando intervalos o clases (ej.: 20 - 30 m). Lo mismo puede aplicarse para los cálculos del diámetro de copas.
- **Distribución de tamaños de clase:** se calcula a partir de la medida de los diámetros a la altura del pecho (DAP) de las especies presentes en la comunidad. Las comparaciones entre distintos tipos de comunidades son de cálculo estadístico sencillo.
- **Frecuencia y distribución de las fases de regeneración de un bosque:** las fases de regeneración son los cambios en la composición de un ecosistema que surgen en las distintas etapas de sucesión. Para los bosques tropicales pueden utilizarse tres fases de regeneración (claro, reconstrucción, maduro) que permiten inferir la estructura de un bosque (Withmore 1984).
- **Apertura del dosel:** es una medida de la cantidad de luz que llega a los estratos inferiores de un bosque. Esto juega un papel clave en el microclima del sotobosque ya que influye en las tasas de descomposición, y en la calidad de hábitat.

Función (Procesos)

Las funciones o procesos que se dan a nivel de ecosistemas involucran las tasas de herbivoría, parasitismo y depredación, el reciclaje y el flujo de energía y nutrientes dentro del ecosistema. Las funciones ecosistémicas están íntimamente relacionados con la conservación de las especies que forman parte del ecosistema (Naeem *et al.* 1994), contribuyen al mantenimiento de la estructura de la comunidad y están ligados a con la producción de bienes y servicios ambientales al hombre.

Una forma de abordar el estudio de la función es a través del estudio de [gremios o grupos funcionales](#) (Tabla 8). Un gremio es un grupo de especies que utiliza el mismo tipo de recursos de hábitat en una forma similar (Root 1967). Ejemplos de grupos funcionales son las especies de aves que utilizan el mismo recurso alimenticio (frugívoras, insectívoras, etc.) o las especies de plantas agrupadas de acuerdo a su tolerancia o intolerancia a la sombra, o de acuerdo a la forma de vida (Tabla 10) (Recuadro 9).

Tabla 10: Grupos funcionales de plantas de acuerdo a su forma de vida. Se describen algunas de las funciones principales de cada forma de vida en la dinámica de un ecosistema de bosque.

Forma de vida (grupo funcional)	Función en el bosque
Árboles de larga vida	Definen la estructura del bosque. Dominan la productividad primaria
Árboles de corta vida	Reducen la pérdida de nutrientes en la sucesión. Reducen la infestación de lianas y arbustos (debido a su arquitectura)
Palmeras	Canalizan la lluvia hacia el tronco por lo que influyen en la dinámica de nutrientes del bosque. Capturan hojarasca en la copa.
Árboles de sotobosque	Monopolizan la radiación solar. Ofrecen soporte a las epifitas (algas y líquenes que interfieren en el ciclo de nutrientes).
Arbustos	Determinan en gran parte la productividad de aves del sotobosque (debido a la producción de frutos carnosos).
Lianas	Proveen puentes a mamíferos arbóreos. Amortiguan cambios micro-climáticos en los bordes. Aumentan la mortalidad de árboles ya que entrelazan las copas de árboles vecinos.
Epifitas	Proveen hábitats especializados para la reproducción de otras especies.

Recuadro 9 Interacciones entre grupos funcionales

Diversos estudios indican que la alteración en la composición de especies de grupos faunísticos incide en la regeneración de árboles en bosques tropicales.

Estudios comparativos en la composición de especies de mamíferos en tierra firme e islas indican que la regeneración de árboles ocurre adecuadamente cuando la cadena trófica de mamíferos esta completa (tierra firme y Barro Colorado, donde existen herbívoros y sus depredadores). En cambio cuando la cadena trófica esta truncada (islas medianas y pequeñas), aumenta la densidad de herbívoros y la regeneración de especies arbóreas se ve afectada (ver Asquito *et al.* 1997).

Especie	Tierra Firme	Isla Barro Colorado	Islas Medianas	Islas pequeñas
Rata espinosa (<i>Proechimys</i>)	X	X	X	X
Agouti (<i>Dasyprocta</i>)	X	X	X	
Conejo (<i>Sylvilagus</i>)	X	X	X	
Saíno (<i>Pecari</i>)	X	X		
Ardilla (<i>Sciurus</i>)	X	X		
Venado (<i>Odocoileus</i>)	X	X		
Tapir (<i>Tapirus</i>)	X	X		
Jaguarundi (<i>Herpailurus</i>)	X	X		
Ocelote (<i>Leopardus</i>)	X	X		
Jaquar (<i>Pantera</i>)	X			

Definir gremios o grupos funcionales es complejo y se convierte en una tarea subjetiva que depende en última instancia de los objetivos de investigación (Recuadro 10). La definición de gremios es ambigua porque cada especie representa una combinación única de habilidades para responder a las condiciones ambientales (Schowalter 1996). A pesar de esto, establecer indicadores a nivel de gremios tiene algunas ventajas:

- Un gremio puede ser en muchas ocasiones la unidad taxonómica más práctica. Referirse a un pequeño grupo de especies requiere menos tiempo y esfuerzo que referirse a un amplio grupo de especies (Stork *et al.* 1997).
- Existen funciones ecológicas clave que son desempeñados por ciertos gremios de aves e insectos como la polinización y la dispersión de semillas (Stork *et al.* 1997).
- Existen interacciones importantes entre grupos funcionales (Asquith *et al.* 1997).
- Se propone que el estudio de la biodiversidad a través de grupos funcionales es un enfoque más atinado que el enfoque de especies (Ej.: clave) ya que la integridad de un ecosistema se mantiene conservando grupos funcionales (Walter 1992)

Algunos índices que pueden medirse en el caso de los gremios son (Stork *et al.* 1997):

- **Abundancia relativa de plántulas de especies vegetales del dosel pertenecientes a diferentes gremios de regeneración:** una comunidad vegetal pasa por diferentes estados, desde claros y especies pioneras, hasta el establecimiento de especies tolerantes a la sombra. Este cambio constante debe ser tenido en cuenta a la hora del inventario y el monitoreo y puede medirse cada estado como un grupo funcional determinado.
- **Abundancia de gremios de animales que desarrollen una función ecológica importante:** (descomponedores, polinizadores, dispersores, consumidores de semillas y frutos).
- **Abundancia de nidos de abejas sociales**
- **Éxito en la polinización de especies de plantas clave.**
- **Abundancia de mamíferos frugívoros.**
- **Intensidad de alimentación de murciélagos frugívoros.**

Recuadro 10 Sobre la definición de grupos funcionales en bosques tropicales

La riqueza de especies de los bosques tropicales crea dificultades para la realización de análisis ecológicos. Por ello puede ser útil simplificar el estudio a través de la utilización de grupos funcionales que tienen roles ecológicos determinados. En el caso particular de las plantas estos grupos pueden estar definidos a partir de que compartan características importantes en la determinación de la estructura y composición del bosque.

Muchas clasificaciones de este tipo han sido publicadas, pero muy pocas han sido suficientemente explícitas. La terminología que se utiliza es confusa y carece de definiciones precisas. Swaine y Withmore (1988) proponen que la división en grupos funcionales debe basarse en dos gremios: las especies vegetales pioneras y las no pioneras, basándose en la germinación de las semillas y el establecimiento de plántulas. Dentro de cada uno de estos dos grandes gremios hay variaciones y recomiendan que se realice una subdivisión arbitraria a partir del grado de madurez.

Los autores revisan la literatura y definen clasificaciones de gremios de especies vegetales que se han realizado para bosques tropicales (Tabla).

Gremio de especies	Consideraciones
Pioneras - No pioneras	El termino pioneras puede ser mal interpretado por sus diversidad de significados
Colonizadoras - Clímax	El uso del término clímax puede ser entendido con la aceptación del punto de vista clemenciano de la sucesión
Secundarias - Primarias	Ampliamente usado, pero puede confundirse con tipo de vegetación primaria y secundaria
Tolerantes a la sombra - intolerantes a la sombra	Aplica para plántulas pero no para semillas, y no todas las intolerantes a la sombra son especies pioneras sensu estricto
No equilibrio - equilibrio	No muy usado, se presta a confusión
r estrategias - K estrategias	Asume el conocimiento de la especies involucradas, es de origen zoológico
Efimeras - persistentes	Se utiliza comúnmente a plantas con ciclos de vida de un año o menos

IV. 2. B. Mapeo de ecosistemas y agroecosistemas

Para realizar una caracterización a nivel de comunidades, es indispensable construir mapas que indiquen la distribución de los ecosistemas naturales y agroecosistemas presentes en el área de estudio. Se propone que para definir ecosistemas se **identifiquen las comunidades vegetales (14)** presentes en el área de estudio. Se utilizarán al menos cuatro pasos para su caracterización (Noss 1987):

1. Estratificación de la vegetación en entidades definidas.
2. Selección de muestras en cada uno de los estratos identificados.
3. Determinación del tamaño y forma de los sitios de muestreo.
4. Definición de los datos que se quieren coleccionar en cada sitio de muestreo.

Para realizar la estratificación se deberán tener en cuenta al menos los siguientes datos:

- Ecosistemas naturales (a partir de comunidades vegetales): Delimitar con GPS las principales comunidades vegetales del área de estudio.
- Agroecosistemas: Delimitar con GPS los agroecosistemas que se identifiquen en el área y describir sus características.
- Zonas críticas: Si existieran zonas críticas (como áreas quemadas, deforestadas, inundables) se deberán caracterizar y mapear delimitando el área con GPS. Además se describirá el posible impacto de las actividades humanas y de alguna perturbación naturales sobre los principales ecosistemas naturales.

La información levantada en el campo con GPS se superpondrá con las coberturas de ríos, lagos, carreteras y poblados disponibles para la zona de estudio, para obtener un mapeo completo.

El mapeo de ecosistemas con base a comunidades, deberá ir acompañado de una descripción de tipos de vegetación identificados (Anexo 2). Estas descripciones deberán ir acompañadas de listados de las especies vegetales principales (incluyendo árboles, arbustos, epifitas, lianas y herbáceas), para que se puedan realizar análisis más completos en las etapas subsiguientes.

Cuando se hayan realizado estudios de paisajes, la información generada deberá ser incorporada al análisis de ecosistemas (Ej.: se deberá usar de base el mapeo de MARN (2000) para la definición del tipo de vegetación en general).

IV. 2. C. Composición de los ecosistemas / comunidades

Para cada comunidad vegetal mapeada se describirá su composición a través del listado de las especies (15), y estructura.

Se realizarán cálculos de la abundancia relativa, la riqueza y la diversidad de especies presentes en cada comunidad. Para realizar estos cálculos se proponen varias medias alternativas, por lo que se puede seleccionar un conjunto de ellas para poder caracterizar la composición, estructura y función del ecosistema.

Abundancia relativa (Tabla 8)

La abundancia relativa de una especie es la proporción de individuos de dicha especie en relación al total de individuos de todas las especies inventariadas y se calcula aplicando la siguiente fórmula:

$$A_r = \frac{A_i}{A_{total}} * 100$$

Donde:

A_r = Abundancia relativa de la especie i (16)

A_i = Número total de individuos de la especie i

A_{total} = Número total de individuos de todas las especies muestreadas

El Índice de Margalef es otro índice de abundancia relativa que tiene la ventaja de eliminar el efecto del tamaño de la muestra, pero tiene la desventaja de no poder ser utilizado para comparar la riqueza entre dos o más comunidades diferentes. Los valores van de 0 en adelante, de modo que a mayor valor, mayor es la riqueza de especies.

$$R \approx (S - 1) / \log N$$

Donde:

R = Índice de Margalef (17)

S = Número de especies

N = Número total de especies

Diversidad de especies dentro de una comunidad (Tabla 8)

Los índices de diversidad de especies combinan información sobre la riqueza de especies y el número de individuos de cada especie presentes en la muestra. El Índice de Diversidad de especies de Shannon - Wiener es independiente del tamaño de la muestra y da buenos resultados aún con pocos datos de inventario, pero cuando las muestras son pequeñas y están esparcidas produce mucho sesgo. Este índice es uno de los más usados para medir la diversidad de especies y, siempre que se utilicen los mismos tamaños de muestra, permite realizar comparaciones entre sitios con diferentes comunidades, pero tiene la desventaja de requerir muestreo aleatorio, ya que se basa en que todas las especies tiene la misma probabilidad de ocurrencia en la muestra. Presenta valores entre 1 y 6 (aunque 6 es un máximo poco común).

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i (\ln p_i)$$

Donde:

H' = Índice de diversidad de especies de Shannon - Weiner (18)

P_i = proporción de la especie (n_i) en la muestra total (N) y $p_i = n_i/N$

N = Número total de individuos

El Índice de Diversidad de especies Simpson, en cambio no asume que todas las especies tiene la misma probabilidad de estar representadas en la muestra:

$$D = \sum_{i=1}^n n_i (n_i - 1) (N(N - 1))$$

Donde:

D = Índice de diversidad de Simpson (18)

n_i = es el número de individuos de la especies i

N = Número total de individuos

D aumenta a medida que la diversidad disminuye, por lo que el índice de Simpson se describe como $1-D$ o $1/D$. Un valor bajo de D significa generalmente la presencia de una especie muy abundante, porque Simpson le asigna mayor peso a la especie más abundante.

Dominancia de especies (Tabla 8)

Además de comparar la diversidad de especies de un sitio es bueno tener una estimación de la dominancia entre las especies de la comunidad. Existen algunos índices de dominancia entre ellos el de Berger - Parker y el Índice de Valor de Importancia.

$$D = \frac{N_{\max}}{N}$$

Donde:

D = Índice de dominancia (19)

N_{\max} = número de individuos de la especie más abundante

N = número total de individuos de todas las especies

Este índice es independiente de la riqueza de especies pero dependiente del tamaño de la muestra. Para que el valor de este índice corresponda directamente con un aumento de la diversidad se usa el inverso: $1/d$.

El Índice de Valor de Importancia es utilizado frecuentemente en estudios de ecosistemas forestales, y su cálculo se realiza a partir de la abundancia relativa, la dominancia relativa y la frecuencia relativa de cada especie en el bosque:

$$A_r = \frac{A_i}{A_{total}} * 100$$

Donde:

A_r = abundancia relativa de la especie j

A_i = Número total de individuos de la especie j

A_{total} = Número total de individuos de todas las especies muestreadas

$$D_r = \frac{D_j}{D_{total}} * 100$$

Donde:

D_r = dominancia relativa

D_j = dominancia absoluta de la especie j ($D_j = \sum DAP_j$, donde DAP es el diámetro a la altura del pecho)

D_{total} = sumatoria de las dominancias absolutas de las especies dentro de la comunidad

$$F_r = \frac{F_j}{\sum F_{total}} * 100$$

Donde:

F_r = frecuencia relativa

F_j = el número de veces que aparece la especie j en la comunidad

$\sum F_{total}$ = sumatoria de las frecuencias de todas las especies de la comunidad

$$IVI = A_r + D_r + F_r$$

Donde:

IVI = Índice de Valor de Importancia (19)

A_r = abundancia relativa de la especie j

D_r = dominancia relativa

F_r = frecuencia relativa

Un alto Índice de Valor de Importancia indica que la especie que lo presenta es la especie dominante en cuanto al número de individuos, la frecuencia en que se presenta esta especie en la muestra y el área basal que ocupa la especie en los sitios de muestreo. Si existe este tipo de especies con altos valores de IVI hay que tenerlas en cuenta porque son estas las especies que definen en gran medida la estructura del ecosistema.

IV. 2. D. Estructura de los ecosistemas / comunidades

Diversidad de especies entre comunidades (Tabla 8)

No sólo la diversidad de especies en el ecosistema (diversidad α) es un punto de interés. También es importante poder medir la variación en la composición de especies entre comunidades diferentes (diversidad β), esta variación indica características estructurales de los ecosistemas.

Para calcular la diversidad β se han desarrollado algunos índices como el de Jaccard, el de Sorenson y el Porcentaje de similitud entre comunidades. Estos índices permiten comparar de a pares la presencia o ausencia de las especies entre las comunidades.

$$C_j = j / (a+b-j)$$

Donde:

C_j = Índice de Jaccard (20)

j = número de especies encontrados en ambos sitios

a = número de especies en el sitio 1

b = número de especies en el sitio 2

$$C_s = 2j / (a+b)$$

Donde:

C_s = Índice de Sorenson (20)

j = número de especies encontrados en ambos sitios

a = número de especies en el sitio 1

b = número de especies en el sitio 2

Cuanto mayor es el valor de estos índices mayor es la similitud en composición de especies entre los ecosistemas que se están comparando. Ecosistemas que presentan bajos valores en los índices de similitud presentan una composición de especies con mayores diferencias., y por lo tanto deben ser tenidos en cuenta a la hora de desarrollar medidas de mantenimiento y restauración de ecosistemas naturales.

Como se observa en las fórmulas (20), el índice de Sorenson, al igual que el de Jaccard, no tienen en cuenta la abundancia relativa de las especies. Para corregirlo se ha propuesto una modificación que considera la abundancia relativa de las especies, pero como la mayoría de los índices de similitud esta fuertemente influenciado por la riqueza de especies y el tamaño de la muestra:

$$C_N = 2j_N / (a_N + b_N)$$

Donde:

C_N = Índice de Sorenson Modificado (21)

j_N = la menor de las sumatorias de las abundancias para cada especie encontrada en cada sitio

a_N = número total de individuos en el sitio 1

b_N = número total de individuos en el sitio 2

Cuanto mayor es el valor del Índice de Sorenson Modificado, mayor es la similitud en composición de especies entre dos ecosistemas.

Similitud entre comunidades (Tabla 8)

El **Porcentaje de similitud entre dos comunidades (21)** debe basarse en alguna medida de la abundancia relativa de las especies, puede usarse el porcentaje de cobertura de la especie si se trata de especies vegetales, o el IVI. Este Porcentaje se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$PS = \sum \min(p1i, p2i)$$

Donde:

PS = Porcentaje de similitud

P1i = proporción de especie i en la muestra 1

P2i = proporción de especie i en la muestra 2

Para analizar todos estos índices de similitud cuando se están comparando más de dos comunidades o ecosistemas pueden construirse matrices de comparación como la que se muestra en la Tabla 8, y detectar los pares de ecosistemas que presentan las mayores y menores similitudes.

	Comunidad 1	Comunidad 2	Comunidad 3	Comunidad 4
Comunidad 1	X _{ij}			
Comunidad 2	X _{ij}	X _{ij}		
Comunidad 3	X _{ij}	X _{ij}	X _{ij}	
Comunidad 4	X _{ij}	X _{ij}	X _{ij}	X _{ij}

Tabla 8: Matriz similitud. *Nota:* X representa el índice de similitud entre la comunidad i y la comunidad j.

Otras medidas estructurales son:

Estructura vertical de la vegetación (22): se calcula teniendo en cuenta la altura de las especies vegetales que componen los distintos estratos del ecosistema. Cuando se define el número de estratos presentes en una comunidad debe acompañarse cada estrato con un listado de las especies predominantes en cada uno de los estratos a modo de ilustrar claramente la estructura vertical que se describe. A partir de estos datos se pueden realizar diagramas del perfil de la vegetación.

Proporción de claros (23): es una medida de la apertura del dosel, de cálculo sencillo ya que consiste en determinar el número de claros en el bosque presentes en el área de estudio y el área que ocupa cada claro. A partir de estos datos se puede estimar la proporción de claros en el área total del bosque. Cuando se trabaja en claros es deseable recopilar información en relación a las posibles causas de la existencia de los claros (caída natural de árboles, tala), así

como registrar datos de las especies que colonizan el claro, para contar con información sobre las posibles etapas sucesionales de cada tipo de comunidad vegetal.

Distribución por tamaños de clase (24): si se ha calculado el DAP de las especies vegetales de la comunidad, pueden realizarse gráficos de la distribución de los tamaños de clase de la comunidad vegetal, en relación al número de individuos en cada clase. Este análisis resulta informativo si se quiere investigar el estado de regeneración de la comunidad vegetal.

Apertura del dosel (25): se calcula estimando los diámetros de las copas de los árboles en relación a la densidad de árboles en la comunidad vegetal. Los cambios en la apertura del dosel pueden indicar cambios en la perturbación o en la recuperación del bosque.

IV. 2. E. Funciones ecosistémicas

Para caracterizar las funciones ecosistémicas pueden hacerse cálculos de la **Diversidad de especies o gremios que realizan estas funciones (26)**. Por ejemplo la diversidad de las especies de polinizadores de un ecosistema provee una información valiosa para poder manejar y conservar la función de polinización en las comunidades vegetales. Un gremio que contribuye al proceso de regeneración y mantenimiento de comunidades es el gremio de dispersores de semillas, constituido por una diversidad de especies involucradas en los procesos de dispersión, una función ecosistémica.

La diversidad de especies que tienen función de controladores biológicos permite contar con una herramienta no solo enfocada a la conservación de las funciones del ecosistema sino también con una herramienta que puede ser utilizada en beneficio los agroecosistemas establecidos en las cercanías de los ecosistemas naturales. Otro gremio de interés es el de las especies de plantas que captan agua lluvia y que influyen en el reciclaje de nutrientes y minerales dentro del ecosistema. Se pueden definir así diversos gremios que realizan funciones ecosistémicas de interés, en cada ecosistema pueden estudiarse de este modo los procesos más importantes.

El inventario debería proveer una herramienta para identificar los procesos más importantes involucrados en la conservación y restauración de los ecosistemas naturales presentes en el área de estudio. Estos procesos pueden enfocarse específicamente en la **Diversidad presente en los gremios de regeneración (27)** (Tabla 8), midiendo el estado de grupos funcionales de especies pioneras y especies tolerantes a la sombra. Estos datos pueden tomarse como una medida del estado de conservación del ecosistema y de los procesos de restauración que se estén dando, si fuera el caso.

Las **Tasas de herbivoría, parasitismo y depredación (28)** (Tabla 8) proveen de una estimación de los flujos de materia y energía en el ecosistema, y son fundamentales para la caracterización de las funciones a este nivel. Existe literatura diversa sobre el cálculo de este tipo de tasas y las metodologías para ello diseñadas, dependiendo del tipo de organismo de que se trate (ver Krebs 1989, Bookhout 1997, Conroy *et al.* 1997).

Otro tipo de inventario de funciones, como las Tasas de reciclaje de nutrientes y flujo de energía (29), es difícil de realizar y requiere de grandes inversiones en tiempo y dinero. Es por esa razón que no se abordan en el Manual.

IV. 2. F. Indicadores de monitoreo para la conservación

Los indicadores de monitoreo para la conservación propuestos a nivel de ecosistemas se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11: Indicadores de monitoreo para la conservación a nivel de ecosistemas. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

ECO-SISTEMAS	Composición	La composición del ecosistema se mantiene	Listado de las especies que conforman las comunidades Proporción de exóticas y nativas Abundancia relativa de las especies Índices de diversidad de especies Índices de dominancia de especies
	Estructura	La diversidad estructural del ecosistema se mantiene	Estructura vertical de la vegetación Distribución por tamaños de clase Apertura del dosel Proporción de claros
		La diversidad β se mantiene	Índices de diversidad entre comunidades Índices de similitud entre comunidades
	Función	La diversidad de grupos funcionales se mantiene	Diversidad de polinizadores Diversidad de descomponedores Diversidad de dispersores Diversidad de gremios de regeneración

INDICADOR 3: La composición del ecosistema se mantiene

La composición de un ecosistema puede cambiar en el tiempo y los cambios serán más drásticos si son respuesta a perturbaciones antrópicas. Una medida sencilla de los cambios de composición en relación a la salud del ecosistema es la **proporción de especies exóticas con relación a especies nativas**. Un aumento en estos índices conlleva a un aumento en la presión sobre el ecosistema.

Se puede calcular también la **riqueza y diversidad de especies**. Pero este tipo de medidas deben ser tomadas con precaución para que su análisis sea realmente informativo. Siempre tiene que medirse la riqueza y diversidad en los mismos grupos taxonómicos, preferentemente con el mismo tamaño de muestra de un periodo de observación al siguiente, y siempre debe disminuirse el error del observador (quienes hagan el muestreo en periodos distintos deberían tener la misma capacidad de observación y entrenamiento). Así mismo los resultados de los índices de diversidad deben analizarse en conjunto con los listados de especies, porque puede producirse un aumento en la diversidad debido a procesos de perturbación (por ejemplo si

hay un aumento de especies pioneras cuando se esta intentando conservar un bosque maduro, o cuando se produce la introducción de especies exóticas que produzcan una aumento en la riqueza de especies).

INDICADOR 4: La diversidad estructural del ecosistema se mantiene

La **estructura vertical** de un ecosistema puede utilizarse como una medida de su integridad, si hay una disminución en el número de estratos se puede estar observando un proceso de degradación del ecosistema. Para evaluar la estructura vertical es necesario medir las alturas de cada estrato y esta es una tarea difícil en los ecosistemas tropicales. Por ello se propone utilizar estimaciones en intervalos de clase (Ej.: 10 - 20 m, 20 - 40 m) y medir el DAP. Considerando que el DAP y la altura están correlacionados (Stork *et al.* 1997) pueden utilizarse en conjunto para caracterizar la estructura del ecosistema.

Otro indicador de la integridad de un ecosistema boscoso es la **distribución por tamaños de clase** de las especies vegetales. Para ello hay que contar con medidas periódicas de los DAP (para todas las especies mayores de 10 cm, incluyendo lianas y árboles caídos) a modo de poder graficar el número de individuos en función de cada tamaño de clase (Ej.: número de individuos en el grupo 10 - 20 cm de DAP, número de individuos en el grupo 20 - 30 cm de DAP y así sucesivamente). Este tipo de graficas permite observar patrones de regeneración del bosque y medir procesos sucesionales de manera indirecta.

Un aumento en la **apertura del dosel** no solo indica procesos naturales de regeneración de un ecosistema boscoso sino también puede estar indicando procesos derivados de perturbaciones antrópicas. Por ello, medir los cambios en la apertura del dosel en conjunto con otras fuentes de información se constituye en una herramienta importante de monitoreo para la conservación. Del mismo modo, una aumento en la **proporción de claros** puede ocurrir como consecuencia de un aumento en las presiones de extracción de elementos del ecosistema, de modo que medidas periódicas de la proporción de claros en conjunto con información referente a las presiones por extracción es una tarea importante en el monitoreo.

INDICADOR 5: La diversidad β entre comunidades se mantiene

Cuando los **índices de diversidad β** y los **índices de similitud** se mantienen, se puede afirmar que la estructura de los ecosistemas de interés esta manteniéndose, es decir, que no hay procesos que tiendan a homogenizar la composición y abundancia de especies en comunidades con diferente diversidad.

INDICADOR 6: La diversidad de grupos funcionales clave se mantiene

Como se indicó para los verificadores e índices de inventario, el funcionamiento de los ecosistemas puede medirse a través de la **diversidad de especies en grupos funcionales o gremios** clave asociados a procesos ecosistémicos clave. Estos grupos pueden ser diferentes de un sitio a otro, pero de un modo general pueden destacarse los gremios de polinizadores, dispersores, descomponedores y gremios de regeneración. La medida periódica de índices de diversidad para estos gremios provee de una herramienta para evaluar si se mantienen las funciones ecosistémicas que quieren conservarse en un sitio determinado.

IV. 2. G. Indicadores de monitoreo para la restauración

Los indicadores de monitoreo para la restauración a nivel de ecosistemas se listan en la Tabla 12.

Tabla 12: Indicadores de monitoreo para la restauración a nivel de ecosistemas. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

ECO-SISTEMAS	Composición	Existen cambios en la composición de especies que muestran procesos de recuperación de los ecosistemas	Listado de las especies que conforman las comunidades vegetales Proporción de exóticas y nativas Abundancia relativa de las especies Índices de diversidad de especies Índices de dominancia de especies
	Estructura	Se producen cambios estructurales en la vegetación que demuestran procesos de recuperación.	Estructura vertical de la vegetación Distribución por tamaños de clase Apertura del dosel Proporción de claros
	Función	Aumenta la diversidad de grupos funcionales clave en la recuperación de ecosistemas naturales	Diversidad de polinizadores Diversidad de descomponedores Diversidad de dispersores

INDICADOR 14: Cambios en la composición de especies muestran procesos de recuperación de ecosistemas

Un análisis de los cambios en la composición de especies de un sitio que se está restaurando puede convertirse en una de las herramientas básicas para determinar si la **abundancia y riqueza** de especies clave en procesos de restauración está aumentando. Del mismo modo, una disminución en la riqueza, y abundancia de **especies exóticas** o invasoras indica una mejora en las condiciones del ecosistema, durante el proceso de restauración.

INDICADOR 15 Cambios estructurales en el ecosistema demuestran procesos de recuperación de ecosistemas

Cuando los resultados de monitoreo indiquen un aumento en la **complejidad estructural** de los ecosistemas, se podrá asumir que los procesos de recuperación están ocurriendo. Del mismo modo si hay una disminución en la **proporción de claros** de origen antrópico hay una disminución en el impacto humano en el ecosistema, lo cual facilita los procesos de recuperación.

INDICADOR 16: Aumenta la diversidad de grupos funcionales clave en la recuperación de ecosistemas naturales

Un aumento en la **diversidad de grupos funcionales o gremios** clave para el funcionamiento de ecosistemas, indicará un aumento en los procesos de recuperación de ecosistemas que estaban degradados. Estos grupos funcionales pueden ser gremios de polinizadores, dispersores de semillas, descomponedores, y gremios de regeneración de vegetación.

IV. 3. Nivel de poblaciones / especies

IV. 3. A. Marco conceptual

Para el desarrollo de un inventario y al considerar el monitoreo de los componentes de la biodiversidad a nivel de especies, es necesario definir qué es una población, una metapoblación y una especie, ya que en base a poblaciones y metapoblaciones se definen los verificadores e índices desarrollados para el inventario en el presente manual (Tabla 13). Es imperativo establecer dichas definiciones ya que un inventario es desarrollado por una cantidad considerable y variada de investigadores, taxónomos y parataxónomos los cuales pueden tener diferentes conceptos y criterios para establecer qué es una población o una especie. Si este es el caso, el recopilar datos de diferentes fuentes que utilizan diferentes criterios y conceptos puede presentar problemas durante el análisis y la formulación de conclusiones. Se presentan las definiciones de población, metapoblación y se provee de una revisión bibliográfica sobre el término [especie](#) (Anexo 1).

Una [población](#) es un grupo de individuos de la misma especie que habitan en un lugar específico y, por lo general, se ha caracterizado por ser una unidad independiente (Lawrence 1995, Heywood y Watson 1995). Estas unidades pueden estar distribuidas a lo largo de paisajes continuos o en grupos discretos con disyunciones geográficas. De acuerdo a Barbault y Sastrapadja (1995), pocas especies contienen poblaciones que están claramente demarcadas entre si y todas especies y sus poblaciones poseen distribuciones discontinuas a cierta escala. Las poblaciones en un área geográfica específica interactúan mediante procesos de migración y [flujo génico](#). Consecuentemente, la diferenciación de las poblaciones de muchas especies ocurre a niveles más altos de población, a nivel de metapoblaciones.

Una [metapoblación](#) es una población de poblaciones y ocurren cuando una población es fragmentada (Ehrlich y Wilson 1991). Las metapoblaciones pueden distribuirse a lo largo de múltiples tipos de hábitat y consistir en un número de poblaciones locales. Una extensa cantidad de trabajos con metapoblaciones se relacionan a la biología de conservación, disciplina que ha considerado tradicionalmente la teoría de la “biogeografía de islas” en su análisis de la naturaleza de las metapoblaciones (revisión en van Oosterhout 2000). Por un lado, la biogeografía de islas considera que la naturaleza se divide en entidades discretas, no continuas, con migración de individuos de una especie entre poblaciones locales relativamente inestables. La teoría sobre la biogeografía de islas utiliza el nivel de comunidad para desarrollar análisis sobre la diversidad de especies en una isla (Hanski y Simberloff 1997).

En cambio, la biología de metapoblaciones trata a los individuos y a las estadísticas que conforman una red de poblaciones. Esto incluye, por ejemplo, el número de sitios ocupados, grados de migración, aspectos demográficos, niveles de endogamia y variación genética de las metapoblaciones (para ejemplos ver van der Meijden y van der Veen van Wijk 1997).

Las metapoblaciones son en muchos casos las unidades biológicas relevantes tanto para funciones ecológicas como para funciones a nivel de genética de población (ver acápite II.3.D.). Ambos atributos genéticos y demográficos son afectados por la metapoblación. En el sentido ecológico, el tamaño de la población es determinado por las tasas de nacimiento y muerte, que a su vez son afectadas por la migración de los componentes de la metapoblación.

Las metapoblaciones son determinadas por las tasas de establecimiento y extinción de sus

poblaciones componentes las cuales son afectadas por la migración de individuos. El flujo génico entre los componentes de una metapoblación mantiene la homogeneidad genética. Cuando un sistema de metapoblaciones se ven diferenciados, por procesos adaptativos a condiciones locales, estos suelen constituirse en entidades biológicas únicas adquiriendo así el estatus de sub-especies o razas y variedades (para ejemplos ver Avise 2001).

¿Cómo se define una [especie](#)? A pesar de que las especies pueden ser consideradas como las unidades fundamentales de la biodiversidad (Wilson 1992), la definición de “especie” ha sido uno de los temas más controversiales en la historia de la biología (Otte y Endler 1989; de Queiroz 1998; Howard y Berlocher 1998). De acuerdo a Harrison (1998), una de las razones principales del hecho que un solo concepto de “especie” no ha sido definido es debido a que una sola definición no satisface a biólogos evolutivos y a la visión de los procesos evolutivos de los sistemáticos. Los biólogos evolutivos estudian la variación entre especies, patrones de reproducción y los mecanismos que separan linajes específicos. Los sistemáticos, en cambio, se interesan principalmente en las características morfológicas compartidas entre individuos (ver definiciones en Anexo 1).

De Queiroz (1998) sugiere que existe un acuerdo general entre todas las definiciones, aduciendo que todas las definiciones de “especie” explícita o implícitamente definen “especie” como segmentos de linajes evolutivos en su nivel de población. En otras palabras, las definiciones inician con la frase “una especie es un linaje...” o hacen una equivalencia de especies a poblaciones que han divergido con el tiempo y que, en si, son linajes (de Queiroz 1998). Lo que si varía es el énfasis o los criterios considerados para definir los límites de las especies.

Es notoria la variedad de definiciones que existen de especie (ver definiciones en Anexo 1). Esta variedad debe considerarse al elaborar inventarios a nivel de especies, especialmente al describir nuevas especies para la ciencia. Si este es el caso, es recomendable que el autor especifique la definición de especie a la cual se adhiere con el fin de brindar una plataforma de análisis actual y futura entre taxónomos e investigadores (Buckley y Axtell 1997).

Tabla 13: Verificadores e índices desarrollados en el presente manual para el inventario de la biodiversidad en el nivel de especies. Nota: con negrillas se indican los verificadores **básicos**, indispensables en cualquier inventario mínimo de biodiversidad sin negrillas se indican los verificadores complementarios.

NIVEL	ATRIBUTO	VERIFICADORES E ÍNDICES	VERIFICADOR MIDE	CRITERIO DE VERIFICACIÓN
ESPECIES	Composición	30. Identificar especies y subespecies 31. Identificar poblaciones locales y metapoblaciones	30. Indica la ocurrencia de especies y subespecies de estudio 31. Identifica la existencia de poblaciones locales y metapoblaciones de las especies de estudio	Identidad de especies y subespecies Identidad de poblaciones locales y metapoblaciones
	Estructura	32. Tamaño poblacional y tamaño efectivo de la población 33. Densidad poblacional 34. Taza de Supervivencia 35. Número total de nacimientos 36. Número de inmigrantes 37. Número de emigrantes 38. Ámbito hogareño 39. Norma de reacción	32. Indica el número de individuos en la población 33. Mide el número de individuos en la población en un área determinada 34. Mide la supervivencia en función de la edad (para dos o más clases de edad). 35. Indica la cantidad de progenie de las especies de estudio 36. Indica la cantidad de individuos que se incorporan a la población sujeta a estudio 37. Indica la cantidad de individuos que salen de la población 38. Área que necesita una especie para sobrevivir y reproducirse 39. Variabilidad morfológica en respuesta a la variabilidad del ambiente	Supervivencia Reproducción Requerimiento de hábitat Variabilidad morfológica individual en respuesta a ambientes distintos
	Función	40. Dinámica de Poblaciones 41. Fenología	40. Caracteriza las tendencias de inmigración, emigración, natalidad y mortalidad de los individuos en la población 41. Mide el estado en el ciclo de vida de los vegetales	Procesos demográficos Patrones fenológicos

Composición

El primer reto en el desarrollo de un inventario a nivel de especies es tener conocimiento de cuáles especies habitan en el área de estudio. Dicho conocimiento, vertidos generalmente mediante un listado de especies, representa el punto de partida para profundizar en diferentes estudios, incluyendo aspectos biológicos y ecológicos, biogeográficos, demográficos y etnozoológicos o etnobotánicos.

De modo que para determinar la composición a nivel de especies es necesario identificar las especies presentes, sus poblaciones y sub-poblaciones y su área de distribución (Tabla 13).

Patrones (Estructura)

Un objetivo del inventario de especies es identificar aquellas especies prioritarias (indicadoras, clave, bandera, vulnerables, endémicas, exóticas, sombrilla) con el fin de considerar su estatus como puntos de partida en el monitoreo.

El monitoreo de especies, y sus poblaciones, debe considerar tanto la estructura como el funcionamiento poblacional, es decir la estructura de las poblaciones y los aspectos demográficos con el fin de conocer y analizar las tendencias de las mismas a través del tiempo.

El término general de monitoreo de poblaciones ha sido utilizado de dos formas: 1) en términos de las tasas intrínsecas de crecimiento, tamaño poblacional en equilibrio y la abundancia de individuos de diferentes edades y sexo en un espacio y tiempo específico (inventario) y 2) con referencia a cambios a través del espacio y el tiempo el cual incluye cambios en las tasas de natalidad, mortalidad, inmigración, emigración y cambios en la frecuencia de alelos (monitoreo).

El análisis y evaluación de las diferencias espacio temporales en estos parámetros así como con las causas bióticas y abióticas que generan dichas diferencias, puede lograr un mayor entendimiento de la dinámica de las especies. De acuerdo a lo anterior, el monitoreo que provee parámetros demográficos puede ser de mayor utilidad que el que se enfoca en el tamaño de la población, ya que el primero provee de información sobre la dinámica de la población y permite formular modelos predictivos (Stork y Samways 1995).

Tanto el inventario como el monitoreo de poblaciones pueden ser desarrollados por un tiempo limitado a través de un espacio limitado, o pueden aplicarse a muchos espacios y a través de largos periodos de tiempo. Cada programa de monitoreo servirá para diferentes propósitos y requerirá de diferente esfuerzo o grado de experiencia técnico-científica de los participantes. Las técnicas aplicadas en el estudio de poblaciones dependerán de las características biológicas de la población, el recurso y tiempo disponible y la pregunta que se desea resolver (ver revisión en Stork y Samways 1995).

Tamaño poblacional

Las estimaciones del tamaño de la población (Tabla 13) y su densidad pueden ser absolutas o relativas.

La intención de los métodos absolutos es estimar el número real de los individuos en una población en un área específica y en un tiempo dado. Estos datos usualmente son presentados como estimaciones de la densidad. Los métodos absolutos proveen de información importante para desarrollar comparaciones temporales y espaciales. Para plantas o animales sésiles es posible en principio obtener estimados confiables de la densidad o abundancia a través de técnicas simples de marcajes y anotación de la presencia de individuos utilizando muestreos estratificados o al azar (Creig-Smith 1983). En especies móviles, las estimaciones absolutas de la densidad requieren técnicas más sofisticadas tal como captura y recaptura, o métodos de remoción (ver Krebs 1989, Otis *et al* 1978 y White *et al* 1982 en Conroy *et al.* 1997). La mayoría de métodos absolutos son laboriosos y consecuentemente costosos. A su vez, dichos métodos requieren que el investigador este bien entrenado en el manejo de las especies y en el manejo de datos.

Las estimaciones relativas proveen información del tamaño o densidad relativa a la unidad de esfuerzo durante el muestreo. Algunos ejemplos son el número de avistamientos por kilómetro caminado, individuos por metro cúbico de agua y conteos diarios en un área específica. Existen muchas técnicas de muestreo que pueden ser utilizadas a bajo costo y por personas académicamente adiestradas para tales fines (ver Krebs 1989).

La densidad de individuos en una población puede ser estimada en un área manejable y luego ser extrapolada al área total. Sin embargo, se debe considerar que la dinámica de las densidades no necesariamente denota la dinámica del tamaño de la población (Gaston y McArdle 1993) (Recuadro 11).

En teoría una población ideal en los modelos clásicos es aquella donde cada individuo tiene la misma probabilidad de contribuir con la transferencia de información genética a la siguiente generación, donde los individuos se aparean al azar, donde la razón de sexos es 1:1 y donde no ocurre selección natural. Ya que las poblaciones naturales nunca cumplen con estas características, pero los modelos genéticos si se basan en estos supuestos, deben hacerse las correcciones pertinentes. Una de ellas es el tamaño efectivo de la población (N_e) que se define como el tamaño de la población ideal que tendría la misma cantidad de endocruza que la población en consideración. Para calcular N_e se tiene en cuenta quién se aparea y cuanta descendencia está dejando: (de mis apuntes de biología de conservación):

$$N_e = (4N_m \times N_h) / (N_m + N_h)$$

Donde:

N_e = tamaño efectivo de la población (32)

N_m = número de machos que se aparean actualmente.

N_h = número de hembras que se aparean actualmente.

Pero N_e no solo se varía de acuerdo a la proporción de sexos sino también a los tamaños de las camadas, por ejemplo si una hembra produce la mayor parte de la descendencia sus genes estaría representados de manera desproporcionada en la siguiente generación. De modo que:

$$N_e = 4 N_c / (\sigma^2 + 2)$$

Donde:

N_e = tamaño efectivo de la población (32)

σ^2 = varianza en el tamaño de la camada entre las hembras

N_c = número de individuos muestrados

Para cada variable que afecta N_e han desarrollado modelos para calcularla, la limitante es que no hay un modelo que permita trabajar con todas las variables en forma simultanea. Sin embargo hay que resaltar que siempre N_e será menor que el tamaño medido de la población (N_c) sea por causas de desviaciones en la razón de sexos, tamaño de la camada y fluctuaciones en el número de individuos en un tiempo determinado.

Recuadro 11 Densidad poblacional y tamaño de parches

Muchos experimentos de fragmentación de hábitat hacen la predicción que la densidad poblacional debe estar positivamente correlacionada con el tamaño del parche o fragmento. Pero en muchos casos los autores expresan su sorpresa de encontrar que existe una relación inversa entre el tamaño del parche y la densidad de población. Estudios recientes demuestran que esperar que una baja densidad poblacional corresponda a tamaños pequeños de parches no es siempre razonable (Bowman *et al.* 2002). Los resultados sobre la densidad poblacional dependerán del comportamiento de inmigración de las especies, los efectos de borde, la emigración y el tiempo que ha transcurrido desde la fragmentación.

Bowman *et al.* (2002) definen tipos de relaciones entre la densidad poblacional y el tamaño del parche basándose en el comportamiento de inmigración de diversas especies (Tabla). Este tipo de consideraciones deben ser tomadas en cuenta a la hora de diseñar estrategias para la conservación y recuperación de ecosistemas naturales.

Tipo de orientación	Especies de movimiento en el suelo o cercano al suelo	Especies con movimiento aéreo
No buscadores	Relación negativa La inmigración es proporcional a la distancia lineal al parche, y la distancia lineal vs. el área del parche disminuye cuando el área del parche aumenta	No hay relación La inmigración es proporcional al área del parche
Buscadores al azar	Relación negativa La inmigración es sólo un poco mayor para parches grandes, por lo que la densidad disminuye a medida que aumenta el área del parche	Relación negativa La inmigración es sólo un poco mayor para parches grandes, por lo que la densidad disminuye cuando aumenta el área del parche
Buscadores orientados proporcionalmente al tamaño del parche	Relación negativa El área de atracción es proporcional a la distancia lineal, la distancia lineal vs. el área disminuye a medida que aumenta el área del parche	No hay relación El área de atracción es proporcional al área del parche
Buscadores orientados desproporcionalmente al tamaño del parche	Relación de negativa a positiva El cambio de negativa a positiva ocurre cuando el área de atracción es múltiplo del área del parche	Relación positiva

Procesos (Función)

El tamaño o densidad de la población son manifestaciones de los procesos demográficos que ocurren en una población (Tabla 13). Esto conlleva aspectos con inmigración y nacimientos que incrementan el tamaño de la población y eventos de emigración y muerte que disminuyen dicho tamaño. Datos de estos parámetros demográficos complementan la información del tamaño de la población. Los datos demográficos son útiles si son categorizados por edad, sexo, estatus reproductivo, genotipo, fenotipo y otros caracteres o variables considerados importantes para la especie de estudio (Caswell 1989).

La estimación de la fecundidad y mortalidad de un grupo específico es fundamental para comprender y manejar las poblaciones. La mayoría de modelos de manejo de poblaciones incluyen tasas de nacimiento y muerte así como valores de una población en equilibrio como variables. La inmigración y la emigración son consideradas como iguales a fecundidad y mortalidad cuando se estudia la dinámica de una sola población. Sin embargo, cuando se estudian varias poblaciones, esos parámetros deben ser considerados por separado debido a la significancia en la viabilidad poblacional, estructura de las metapoblaciones y el potencial de [endogamia](#) y [deriva génica](#) (Caughley 1994).

Según Stork y Samways 1995, cuando los nacimientos per capita y las tasas de muerte cambian con la densidad poblacional, el tamaño de la población puede llegar a establecerse un equilibrio. Esto significa que, en ciertas densidades, que las tasas de nacimiento y muerte son similares y que el tamaño de la población no cambia. El **equilibrio poblacional** no es una característica demográfica en si misma, sino una expresión de cómo responden los parámetros demográficos a factores como presiones por depredadores, degradación del hábitat y variabilidad en la disponibilidad de recursos.

La medida de equilibrio poblacional representa una herramienta importante cuando se manejan poblaciones con fines comerciales o de conservación. Este estado puede ser considerado como similar al término de capacidad de carga del hábitat de la especie. Es difícil determinar los niveles de equilibrio partiendo del análisis de parámetros demográficos ya que se requiere de estimaciones de las tasas de crecimiento para una variedad de lugares y tiempos antes que pueda ser detectado un decrecimiento en la densidad poblacional. Consecuentemente, los niveles de equilibrio poblacional se estiman empíricamente como el promedio del tamaño poblacional a través de un periodo largo de tiempo.

Para entender los patrones espacio-temporales de una población, se puede comparar las estimaciones del tamaño de la población y los parámetros demográficos de una variedad de lugares. Los estudios de las tendencias poblacionales requieren únicamente de estimaciones del tamaño poblacional, a pesar que en ocasiones el agrupamiento de datos (por ejemplo en juvenil o reproductivo, hembra o macho) sea útil. Si se toman suficientes estimaciones del tamaño de la población, las tendencias poblacionales pueden ser analizadas en forma descriptiva y grafica o utilizando estadísticas que consideran aspectos temporales en sus análisis (Royama 1992). Antes que el estudio inicie deberá adoptarse un protocolo adecuado y estándar para estimar el tamaño poblacional, ya que una modificación en la técnica a través del curso del estudio hace que la comparación de los datos obtenidos sea imposible.

Los procesos poblacionales y la conservación

Los estudios que examinan algunos aspectos de la dinámica poblacional o proveen de bases para el manejo de las poblaciones deberán medir los parámetros poblacionales varias veces. Existen por lo general dos enfoques o estrategias para estudiar poblaciones: la Población Mínima Viable y el Análisis de Viabilidad Poblacional.

La población mínima viable toma en cuenta no sólo la dinámica poblacional sino también la genética de poblaciones pequeñas y que han sido reducidas con particular atención a las implicaciones de los limitados "pool" genéticos y los procesos de cambios demográficos al azar para analizar la supervivencia de especies (Soule 1987). La determinación de la población mínima viable incluye factores que son extrínsecos a la especie como la variabilidad climática y eventos catastróficos naturales, así como factores intrínsecos como incertidumbre genética y demográfica (Stork y Samways 1995).

Para medir interacciones complejas que influyen en los procesos de extinción fue desarrollado el análisis de viabilidad poblacional. Este análisis incluye datos poblacionales y modelos de crecimientos para estimar la probabilidad de que una población persista por un tiempo establecido. Este análisis debe considerar datos ecológicos tales como la dependencia de la densidad, estructura espacio-temporal umbrales de baja densidad, interacciones de especies y deben incorporar modelos predictivos (Boyce 1992).

IV. 3. B. Identificación y caracterización de especies / poblaciones

Los inventarios deben iniciar identificando las especies y subespecies (30) e identificando poblaciones y subpoblaciones (31) de las mismas.

Para cada una de las especies es importante recolectar información mínima para lo cual se ha diseñado un formulario (Tabla 13). Estos datos son los datos contenidos en el Sistema de Información sobre Biodiversidad de El Salvador, de modo que su inclusión en los estudios de campo es fundamental (Anexo 2).

IV. 3. C. Estructura poblacional

Las medidas básicas de estructura poblacional son (Tabla 13):

- el **tamaño poblacional** (32) (número de individuos N de una especie en una población)
- la **densidad poblacional** (33) (número de individuos de una especie por unidad de área; $D = N/A$, donde A significa área)
- la probabilidad o tasa de supervivencia (34) sobre un periodo específico de tiempo (S)
- el número total de nacimientos (35) (B) per capita ($b = B/N$)
- el número de inmigrantes (36) (I) de la población por unidad de tiempo
- el número de emigrantes (37) (E) de la población por unidad de tiempo

El inventario de poblaciones debe contar con un estimado del **tamaño poblacional** N (32) de la especie sujeta a estudio. Un censo poblacional es la enumeración completa de individuos de una población; sin embargo estos raramente pueden ser desarrollados debido a las dificultades en contar el total de los organismos (Conroy *et al* 1997).

Debido a lo anterior, es común desarrollar conteos totales en unidades de muestreo tales como cuadrantes, fajas de parcelas, puntos de conteo, fotografías aéreas y capturas (ver métodos para vertebrados en Caughley 1977, Otis *et al.* 1978, Gates 1979, Seber 1982, White *et al* 1982, Verner 1985, Lancia *et al* 1994, Bookhout T A. 1996, Wilson *et al.* 1996; para invertebrados ver revisión en Klemm *et al* 1990, Murkin *et al.* 1997). De esta manera los conteos de las unidades de muestreo son extrapolados al área total. Así, el número de individuos de una especie por unidad de área es la **densidad poblacional** D (33).

Para establecer N así como para inferir otros parámetros poblacionales como la probabilidad o tasa de supervivencia S (34) sobre un periodo específico de tiempo, el número total de nacimientos B (35) per capita y el número de inmigrantes I (36) y emigrantes E (37) de la población por unidad de tiempo, se utilizan técnicas de captura - recaptura o métodos de remoción (acápites // 3. C. 2, ver Krebs 1989 y Bookhout T A. 1996 para métodos).

La abundancia de organismos y la distribución de sus poblaciones varían en el espacio y en el tiempo con la disponibilidad de los componentes ambientales necesarios para su desarrollo

(alimento, agua, y habitat). Considerando que cada especie utiliza una serie de espacios y recursos, es necesario tener un entendimiento del hábitat y de los nutrientes que utilizan las especies sujetas a estudio antes de iniciar esfuerzos de su manejo.

El **ámbito hogareño (38)** es el espacio que requiere una especie, se requiere para planificar el manejo de la misma (Johnson 1980, Bookhout 1997). Dicho ámbito puede ser medido mediante estudios de observaciones directas (ej. Stinnet y Klebenow 1986), como captura (Parren Y Capen 1985), y radio telemetría (Nams 1989, Bookhout 1997) a través de observaciones indirectas como huellas (Thompson *et al* 1989) y heces (Collins y Urness 1981, Orr y Dods 1982).

Cuando una especie de un genotipo posee un rango de distribución amplio a través de un gradiente de ambientes (por ejemplo: tipo de suelo, temperatura, humedad ambiental) los individuos pertenecientes a las poblaciones de dicha especie pueden poseer rasgos morfológicos tan divergentes que su estatus específico pudiese cuestionarse. Esta distribución de fenotipos de acuerdo a ambientes diferentes se le nombra **normas de reacción (39)** (Suzuki 1993). Una norma de reacción es difícil de medir ya que es problemático replicar un genotipo para poder estudiarlo en diferentes ambientes. Sin embargo, se han llevado a cabo estudios sobre la norma de reacción con plantas que pueden ser propagadas a partir de clones. Considerando lo anterior, y en el caso específico de las plantas, estas normas pudiesen estudiarse al existir problemas de identificación taxonómica.

IV. 3. D. Funcionamiento poblacional

Los parámetros poblacionales comúnmente utilizados son aquellos descritos en el acápite IV. 3.E. y en la Tabla 13.

Los parámetros anteriormente descritos se consideran para documentar la variación espacio-temporal que existe en una población. Ejemplificando, la expresión siguiente describe la **dinámica de poblaciones (40)** en términos de parámetros demográficos:

$$N_{t+1} = N_t + B_t + I_t - D_t - E_t$$

donde el subíndice t indica el intervalo discreto de tiempo $[t, t+1]$ de cada año calendario. Un parámetro adicional de interés es la tasa per capita finita de incremento (Δ_t) definido como

$$\Delta_t = N_{t+1} / N_t$$

que es considerada como una constante sobre algún intervalo de interés ($\Delta_t = \Delta$) y es útil para evaluar y predecir la trayectoria de una población a través del tiempo.

El estudio de la dinámica de las poblaciones de las especies de interés es una herramienta fundamental para poder tomar decisiones de manejo y conservación de dichas especies. Cuando las especies la densidad poblacional disminuye en el tiempo deben tomarse medidas para su protección. En otros casos, existen poblaciones de especies invasoras que presentan una dinámica poblacional particular que es necesario registrar y monitorear para poder manejarla adecuadamente. Existe una extensa literatura sobre métodos estadísticos para establecer los procesos demográficos de una especie. Estos varían de acuerdo a la biología de

la misma (ver Jolly 1965 y Seber 1965, Krebs 1989, Bookhout 1997, Conroy *et al.* 1997).

Uno de los aspectos importantes a tomar en cuenta dentro de los inventarios y procesos poblacionales vegetales, son las diferentes etapas del ciclo de vida de las especies, ya sea como especies claves o indicadoras dentro de la comunidad vegetal. La **fenología (41)** mide las diferentes etapas del ciclo de vida de la especie sujeta a estudio (Salisbury y Ross 1996). Pueden incluirse aspectos como etapas de reproducción (floración) relacionadas con las condiciones climáticas y las épocas de año; interacciones con otras especies ya sea de forma permanente o solo temporal y en ciertas épocas del año; esto puede ser complementado con datos del historial de la especie, para determinar algunos aspectos de los procesos sucesionales (ej. Nuñez-Lopez y Casa-Valdez 1995, Prause y Angeloni 2000).

Los estudios fenológicos pueden ser importantes para establecer las relaciones existentes entre las especies vegetales y animales, garantizando con ello procesos ecológicos. Debido a lo anterior, el conocimiento fenológico de las especies sujetas a un régimen de manejo se considera útil en la toma de decisiones de manejo y en el análisis de los procesos de restauración de comunidades vegetales.

IV. 3. E. Indicadores de monitoreo para la conservación

En la Tabla 14 se listan los indicadores desarrollados para monitorear la conservación de especies.

Tabla 14: Indicadores de monitoreo para la conservación a nivel de especies. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

ESPECIES	Estructura	La estructura poblacional de las especies prioritarias se mantiene	Tamaño poblacional Densidad poblacional Taza de supervivencia Número de nacimientos Número de inmigrantes Número de emigrantes Ámbito hogareño
	Función	La dinámica poblacional de las especies prioritarias se mantiene	Dinámica de poblaciones (natalidad, mortalidad, inmigración y emigración)

INDICADOR 7: La estructura poblacional de las especies prioritarias se mantiene

El monitoreo del estado poblacional de las especies que han sido determinadas como prioritarias (clave, indicadoras, vulnerables, y otras) se considera como uno de los esfuerzos más importantes y significativos después del inventario. Un monitoreo de las poblaciones o metapoblaciones de las especies prioritarias debe considerar los mismos parámetros poblacionales identificados en el inventario para lograr inferir en las tendencias demográficas a nivel espacio-temporal (Krebs 1989, Stork y Samways 1995, Conroy *et al* 1997). Si los parámetros poblacionales se mantienen se puede asumir que la estructura poblacional de las especies de interés no está cambiando con el tiempo, por lo que se está logrando su mantenimiento.

La periodicidad en el monitoreo de las poblaciones debe ser dependiente del ciclo de vida de las especies sujetas a estudio. Por ejemplo, la periodicidad en el análisis de las poblaciones de especies **estrategia *k*** (aquellas que tienen un ciclo de vida longevo y poseen una baja tasa de reproducción y su ciclo de gestación es longevo) debe ser diferente a aquellas **estrategia *r*** (vidas cortas con altas tasas de reproducción) que poseen características intrínsecas a su biología y ecología (Begon *et al* . 1986).

INDICADOR 8: La dinámica poblacional de las especies prioritarias se mantiene

Cuando se mide la **dinámica poblacional** de una especie se puede determinar si esta se encuentra o no en equilibrio, si se encuentra en equilibrio puede decirse que durante el período de tiempo del monitoreo no se están dando procesos poblacionales que afecten a las poblaciones de las especies prioritarias.

IV. 3. F. Indicadores de monitoreo para la restauración

En la Tabla 15 se presentan los indicadores de monitoreo para la restauración a nivel de especies.

Tabla 15: Indicadores de monitoreo para la restauración a nivel de especies. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

ESPECIES	Función	La dinámica poblacional de las especies prioritarias indica que se están dando procesos de recuperación y restauración	Dinámica de poblaciones
-----------------	---------	---	-------------------------

INDICADOR 17: La dinámica poblacional de las especies prioritarias indica que se están dando procesos de recuperación y restauración

Cuando las tasas de nacimiento, e inmigración superan las tasas de mortalidad y emigración, se puede decir que las poblaciones de estas especies están recuperándose.

IV. 3. G. Criterios para selección de especies de estudio

En muchas estrategias de conservación de especies se considera que no se puede estudiar todas las especies presentes en un sitio determinado, es por ello que se ha propuesto que el inventario debe considerar una serie de especies que en su conjunto logren establecer el estado de los ecosistemas, sus procesos y sus tendencias.

Una estrategia comúnmente utilizada ha sido el identificar una serie de especies prioritarias que sirvan para analizar las tendencias y procesos de restauración de un ecosistema, la salud de un ecosistema o el estatus de conservación de una especie y medir la efectividad de la gestión de un área geográfica específica (Noss 1991), entre ellas se destacan:

Especies indicadoras

Una [especie indicadora](#) generalmente ha sido considerada para evaluar la salud de un ecosistema con relación a contaminantes específicos. Por ejemplo, con una especie indicadora se puede evaluar las condiciones del agua y del aire. Sin embargo, el uso exclusivo de este tipo de especies durante el inventario y monitoreo tiene una aplicabilidad limitada. Cuando la degradación de un ecosistema y los bienes y servicios que este provee, son medidos considerando únicamente un número pequeño de parámetros se puede llegar a conclusiones erróneas. Idealmente, los estudios ambientales deberían considerar un rango de parámetros ecológicos a varios niveles de organización, integrados a un índice de integridad biótica (Karr *et al* 1986).

Las especies indicadoras también han sido usadas para evaluar los efectos de manejo de vida silvestre (ver revisión en Noss 1991). Por ejemplo, el gobierno federal de los Estados Unidos de América establece el requisito de identificar una serie de especies indicadoras de manejo para describir y analizar el impacto de los programas de manejo de áreas geográficas (Salwasser *et al.* 1983, Kohn 1991). Cinco categorías son consideradas para establecer dichas especies:

- amenazadas o en peligro
- sensibles a las acciones y prácticas de manejo
- con valor comercial y [cinegético](#)
- con interés especial de conservación
- que sugieran o indiquen los efectos de las prácticas de manejo en una serie amplia de otras especies (Kohn 1991).

Especies consideradas como indicadoras de manejo incluyen por lo general vertebrados pero también pueden incluir invertebrados y vegetación (Kohn 1991). El concepto de especies indicadoras de manejo está basado en el supuesto que las especies están asociadas estrechamente con la estructura y función de los ecosistemas. Sin embargo, como lo discute Noss (1991), este supuesto no necesariamente es correcto. Las especies seleccionadas como indicadoras pueden estar adaptadas a bordes de parches de bosques, hábitats o comunidades vegetales (Landre *et al* 1988) y si se desconoce lo anterior, el considerar dichas especies como indicadoras de manejo, especialmente como indicadoras de un proceso de sucesión vegetal durante esfuerzos de restauración de ecosistemas, puede incorporar sesgos y errores durante

el proceso de monitoreo.

Especies clave

Una [especie clave](#) es aquella que juega un papel principal en un ecosistema ya que de esta depende en gran medida la riqueza biológica de una comunidad (Noss 1991). Las especies clave generalmente son especies dominantes a nivel trófico, pero su importancia en una comunidad biótica es mayor que su abundancia. Depredadores principales en la cadena alimenticia son considerados como especies que mantienen la diversidad y estabilidad de los ecosistemas (Terborg 1988). Así mismo se consideran clave aquellas especies que debido a su función ecológica proveen de hábitat para un número significativo de especies (Tabla 16 y Recuadro 12).

Tabla 16: Efectos posibles de la ocurrencia de especies clave de acuerdo a la función en el ecosistema.

Categoría de especie clave	Efecto posible de su ausencia
DEPREDADOR	Aumento en la abundancia de otras especies predatoras/consumidoras/competidoras, las que subsecuentemente extirpan muchas otras especies presa/competidoras.
PRESA	Extinción de otras especies más sensibles a la depredación, las poblaciones de predadores pueden colapsar.
PLANTA	Extinción de fauna dependiente (polinizadores, dispersores y animales que se alimentan - planta como recurso-).
MODIFICADOR	Desaparición de especies que dependen de hábitats particulares.
ESLABON	Fracaso en la reproducción y el reclutamiento de ciertas especies de plantas, a lo que se suma su potencial desaparición.

Recuadro 12 Efectos observados al remover especies clave

¿La extinción de una especie dentro de una comunidad puede causar la pérdida de muchas otras? ¿Podemos identificar un grupo de especies que sean tan importantes para el funcionamiento de un ecosistema que merezcan esfuerzos especiales de conservación?

Estudios de remoción de especies que se consideran clave indican que en muchos casos ocurren cambios en el resto de la comunidad debido a la ausencia de especies clave. En la tabla se muestran algunos de los efectos observados (ver Mills *et al.* 1993).

Especie	Efecto de su remoción
Estrella de mar (Paine 1966, 1969)	Se redujo la exclusión competitiva y dos especies de moluscos dominaron el sistema. El ecosistema tenía una riqueza de 15 a 8 especies.
Erizo de mar (Fetcher 1980)	Se promovió la invasión de algas carnosas (en contraste con algas en forma de costra) y se redujo la mitad de las especies que dependen de las algas en forma de costra.
Frutos de palmas e higueros (Terborgh 1986)	Se predijo la extinción de la mitad de la biomasa de aves y mamíferos del bosque.
Herbívoros del Pleistoceno de más de 1000Kg (Owen - Smith 1987)	Mecanismo hipotético de la extinción de aproximadamente la mitad de los géneros de mamíferos durante el Pleistoceno tardío.

Pero en muchos otros casos no existen pruebas realizadas a partir de estudios de remoción de especies que sustenten la definición de una especie como *clave* en el funcionamiento de un ecosistema, es por ello que nos debemos preguntar que rol juegan las especies clave en los esfuerzos de conservación.

Así mismo hay que considerar que en sistemas de baja diversidad es más fácil ubicar especies clave, pero en ecosistemas muy diversos el concepto cobra poca utilidad, ya que en muchos casos la funcionalidad del grupo es más importante que la especie en particular.

El concepto de especie clave es controversial debido a que es difícil definir cuándo una especie es clave y cuál es el límite para hacer esta determinación. En ecosistemas de baja diversidad es fácil ubicar especies clave, pero en ecosistemas de alta diversidad como los bosques tropicales, el concepto cobra poca utilidad ya que suele ser más importante la funcionalidad del grupo que los efectos de una especie en particular (ver Milton *et al.* 1982, Brown y Heske 1990, Mills *et al.* 1993) (Recuadro 12).

Se han desarrollado algunos criterios para que una especie califique dentro del paradigma de especies clave:

1. Aquellas cuya remoción provoca cambios de la mitad o más del número de especies en la comunidad de estudio.
2. Deben ser unas pocas pero con fuerte interacciones en el resto de la comunidad (es decir con poca redundancia funcional) (ver Terborgh 1986).

El concepto de especie clave es operativo desde el punto de vista de la conservación ya que al proteger una especie se protege a todas las demás del ecosistema, pero tiene problemas de definición operacional, ya que se requiere de estudios detallados de remoción de especies supuestamente clave para probar su existencia.

Especies paraguas o sombrilla

Estas especies se definen con criterios menos científicos. Una [especie paraguas o sombrilla](#) generalmente posee requisitos de extensiones amplias. Al conservar dichas extensiones, se conservan los hábitats de una variedad de otras especies (Noss 1991). Los carnívoros de gran tamaño suelen ser identificados como especie sombrilla.

Especies bandera

Una [especie bandera](#), es una especie carismática que sirve de símbolo para los esfuerzos de conservación. Algunos ejemplos de especies bandera son: el oso panda en China, chimpancés y gorilas en África, Koala en Australia, tortugas marinas en el Caribe, quetzales en Guatemala.

Especies vulnerables

Una [especie vulnerable](#) es aquella altamente vulnerable al impacto antropogénico, incluyendo en esta definición las especies amenazadas y en peligro de extinción (ver UICN 1994). La selección de dichas especies debe ser independiente a su importancia relativa en un ecosistema y deben ser protegidas y conservadas si se desea mantener un amplio espectro de la biodiversidad (Noss 1991). Un número de características intrínsecas a la especie la hacen más vulnerable a impacto negativos generados por el humano. Algunas de estas características son (Noss 1991, Stork y Samways 1995) (Recuadro 13):

- Población relativamente pequeña
- Poca variación genética
- Pobre habilidad de dispersión y colonización
- Requerimiento de territorios extensos para su supervivencia
- Fecundidad baja
- Dependencia de recursos espaciados e impredecibles
- Tendencia a congregarse en grupos grandes en momentos específicos
- Migración a través de distancias largas
- Hábitos de anidación en el suelo
- Con alto valor comercial o perseguida intensamente por el humano.

Recuadro 13 Especies amenazadas y en peligro de las Listas Rojas de UICN

La Unión Mundial por La Naturaleza (UICN) publica y actualiza periódicamente listados de especies amenazadas y en peligro de extinción a nivel mundial. En la Tabla se muestra algunas de las especies de Lista Roja de UICN par El Salvador, en cada una de ellas se describe su taxonomía, distribución, hábitat, fuentes de datos y otras (ver Búsqueda en Listas Rojas en: <http://www.redlist.org/search/search-basic.html>)



Chelonia mydas - Tortuga verde

Nombre científico	Nombre común
<i>Amphitecna molinae</i>	
<i>Chelonia mydas</i>	TORTUGA BLANCA TORTUGA VERDE
<i>Dendroica chrysoparia</i>	GOLDEN-CHEEKED WARBLER
<i>Eugenia salamensis</i>	
<i>Guaiacum sanctum</i>	GUAYACÁN REAL GUAYACÁN
<i>Lepidochelys olivacea</i>	TORTUGA GOLFINA TORTUGA OLIVACEA
<i>Lonchocarpus miniflorus</i>	
<i>Platymiscium pleiostachyum</i>	CACHIMBO CRISTÓBAL ÑAMBAR

Especies exóticas

La especie exótica es una especie que aparece en un sistema natural o afectado por el ser humano y puede representar un nuevo patógeno, vector, parásito o planta no deseada. El monitoreo de la dispersión y el impacto generado en los ecosistemas por estas especies es un componente crucial en los esfuerzos de la conservación de la biodiversidad ya que muchas especies exóticas e invasoras desplazan a las especies nativas (Richardson *et al.* 1992).

Especies endémicas

Una especie endémica es una especie restringida a una región en particular (Lawrence 1998). La importancia de estas especies radica en el establecimiento de prioridades de conservación dirigidas a estas regiones. Estas prioridades de conservación van dirigidas a que estas especies sólo existen en dicha región, y si se extinguen no sólo se pierde diversidad biológica en general sino que también se pueden perder recursos genéticos y bioquímicos potencialmente útiles para la humanidad.

IV. 4. Nivel genético

IV. 4. A. Marco conceptual

CONCEPTO DE DIVERSIDAD GENETICA

En una forma amplia la Diversidad Genética puede ser considerada a dos niveles: la diversidad genética entre especies, o diversidad genética interespecífica y la diversidad genética dentro de las especies, o diversidad genética intraespecífica. Para propósito de este manual trataremos solo el segundo caso. Entretanto es importante ver que la diversidad genética intraespecífica puede a su vez considerarse a los subniveles intrapoblacional o interpoblacional (Klug y Cummings, 2003).

Así la diversidad Genética es la variación genética observada dentro de los individuos de una especie, incluyendo, las diferencias genéticas que se observan entre las poblaciones de la misma especie y entre los individuos pertenecientes a dichas poblaciones.

La efectiva conservación de la biodiversidad debe ir mucho más allá de la simple conservación de especies: no resulta suficiente conservar poblaciones “grandes” de especies, en la medida que dichas poblaciones pueden no tener la diversidad genética necesaria para garantizar su propia supervivencia a largo plazo.

DIVERSIDAD GENETICA Y EVOLUCION BIOLOGICA

La contribución fundamental al conocimiento científico, hecha por Darwin con su obra “El Origen de las especies”, fue la de proponer un mecanismo primordial en el curso de la evolución de los seres vivos: La selección natural. El punto de partida en la explicación darwiniana de la evolución fue la observación de la existencia de una gran variación en las poblaciones naturales. El hecho de considerar que las diferentes variantes “heredables”, podrían afectar de diferentes maneras el desempeño vital de sus poseedores, llevó a Darwin a argumentar que los organismos en posesión de variantes más ventajosas tendrían una probabilidad mayor de sobrevivir y reproducirse, que los organismos carentes de ellas. Por consiguiente, Darwin supuso que las variantes hereditarias favorables aumentarían gradualmente de frecuencia, con el paso de las generaciones, hasta su completa propagación por todos los miembros de la población, no siendo este el caso de las variantes desventajosas, las cuales serían, en cambio, eliminadas de una manera constante. En esta forma, poblaciones diferentes de una misma especie se distanciarían unas de otras para convertirse, al paso del tiempo, en especies distintas.

Desde este punto de vista se sostiene que la evolución biológica resultaría de una interacción entre la variabilidad genética existente en las poblaciones naturales y la acción de la Selección Natural. Sin embargo, como el mismo Darwin admitía, la Selección natural, a pesar de ser el principal, no se trata del único factor evolutivo que afecta las frecuencias de las variantes hereditarias en las poblaciones. En la actualidad se conoce que, la variación genética producida por mutación es organizada, mantenida, eliminada o bien dispersada en

las poblaciones de acuerdo con un balance preciso y complejo entre la selección natural, la migración (flujo génico) y la deriva genética. Aquí cabe hacer mención de que, aunque la mutación sea la causa última de la diversidad genética, la mayoría de la diversidad genética existente en las poblaciones no surge en cada generación por mutaciones nuevas, sino por la reordenación mediante recombinación de las mutaciones acumuladas con anterioridad (Ayala, 1987).

A pesar del progreso significativo en el saber biológico, la selección natural continúa considerándose como el rector del proceso evolutivo de los seres vivos. Actualmente se admite que las características morfológicas, fisiológicas y etológicas de los organismos, evolucionan, principalmente, por efecto de la selección natural, que actuando sobre la estructura genética de las poblaciones conduce a una adaptación superior de los organismos a su ambiente.

Aunque la dirección evolutiva a seguir por una población sea dictada por el proceso de selección natural, los límites dentro de los cuales se pueden dar el proceso evolutivo - es decir, el potencial evolutivo de una población - vendrán determinados por la cantidad de variación genética presente en la población en un momento dado. Ante la evidente importancia que presenta la variabilidad genética como materia prima para el proceso evolutivo, el cuantificar y monitorear los niveles de dicha variación, así como el encontrar los mecanismos que la organizan y la mantienen en las poblaciones naturales, deben ocupar un interés central en los trabajos y actividades de conservación y uso sostenible de la Diversidad Biológica.

DIVERSIDAD GENETICA: IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN Y USO SOSTENIBLE DE LA BIODIVERSIDAD

La diversidad genética es importante ya que permite a las especies adaptarse, con el tiempo, a las presiones ambientales que enfrentan y a un ambiente cambiante. En esta forma, la diversidad genética permite a las especies sobrevivir y evolucionar. En principio cada uno de los individuos (a excepción de los gemelos monocigóticos), de una especie que se reproduce sexualmente, tiene una combinación distinta de genes (alelos de los distintos genes), y no todos los individuos de una población poseen los genes (combinación de genes) que les permiten sobrevivir en el contexto de un ambiente particular, lo cual puede extrapolarse a las poblaciones de una especie. En este sentido, la pérdida de individuos y/o poblaciones, como resultado, entre otras cosas, de la pérdida de hábitat, conducirá irremediablemente a una disminución de la base genética de las especies, lo cual se conoce como “erosión genética”, lo que conlleva a su vez, a una restricción de opciones de adaptación a condiciones nuevas y por lo tanto a la evolución. En otras palabras, si se mantiene la diversidad genética de una población (o de las poblaciones), se incrementan las posibilidades de supervivencia de la especie.

Tabla 17: Verificadores e índices desarrollados en el presente manual para el inventario de la biodiversidad en el nivel de genes. Nota: con negrillas se indican los verificadores básicos, indispensables en cualquier inventario mínimo de biodiversidad sin negrillas se indican los verificadores complementarios.

NIVEL	ATRIBUTO	VERIFICADORES E ÍNDICES	VERIFICADOR MIDE	CRITERIO DE VERIFICACIÓN
GENES	Composición	42. Heterocigosidad media 43. Polimorfismo	42. Indica la variación genética de la población, número de heterocigotos promedio en la población. 43. Indica la variación alélica (intralocus), número de alelos diferentes de un gen	Heterocigosidad Diversidad de alelos
	Estructura	44. Estadísticos F e Índice de fijación 45. Distancia Genética entre poblaciones	44. Mide el grado de aislamiento genético de las poblaciones 45. Medidas de diferenciación genética entre poblaciones	Subdivisión Poblacional Diferenciación poblacional
	Función	46. Tasa de homocigosis 47. Tasas de Endogamia 48. Flujo génico 49. Tasas de deriva génica	46. Indica la homocigosis para alelos deletéreos 47. Mide el grado de apareamiento entre parientes 48. Indica el grado de intercambio génico o aislamiento genético entre poblaciones de la misma especie 49. Mide la pérdida aleatoria de variabilidad genética	Endogamia Flujo génico Fluctuación aleatoria de frecuencias génicas con posible pérdida de variabilidad genética

ESTUDIO Y EVALUACION DE LA VARIABILIDAD GENETICA

Por mucho tiempo, los genéticos de poblaciones realizaron las estimas de la diversidad genética intraespecífica con base a las diferencias fenotípicas entre individuos, tal como los colores de las semillas, flores, tamaño etc. Posteriormente se comenzó a aplicar técnicas de alta precisión al nivel molecular. El método más tradicional ha sido el estudio de alozimas, y más recientemente se ha introducido los análisis directos del ADN.

Alozimas. Se estudian a través de Electroforesis de proteínas, la cual consiste en la separación de una mezcla de proteínas sometida a un campo eléctrico sobre un medio de soporte, usualmente un gel. Los geles pueden ser de Almidón, Agarosa y Poliacrilamida. Cada tipo de proteína se desplaza a una determinada velocidad dependiendo de su forma, peso molecular y valor de la carga neta. El sentido de la migración depende del signo de la carga. Aunque los geles de poliacrilamida son los que permiten separaciones electroforéticas de mayor resolución, son más utilizados los geles de almidón. Un tipo de electroforesis en poliacrilamida, la electroforesis bidimensional, permite separar varios miles de proteínas presentes en una mezcla.

RFLPs (*Restriction fragment length polymorphism*). Este tipo polimorfismo del ADN es bialélico y resulta de la presencia o ausencia de un sitio de restricción. Resultan de mutaciones puntuales que de forma fortuita añaden o eliminan un lugar de reconocimiento de las endonucleasas de restricción. Para su análisis, primero un segmento del DNA se digiere con una enzima de restricción. Luego este segmento se identifica en un análisis de "Southern blot" usando una sonda de DNA marcada que hibridará con el segmento de DNA que puede o no contener el lugar de restricción. Los RFLPs son causados por mutaciones puntuales que afectan un único lugar de restricción, que puede estar presente o ausente. En el resultado hay dos opciones posibles (fragmento largo o pequeño) dependiendo de que el lugar de restricción esté ausente o presente, respectivamente.

Microsatélites. Son regiones del DNA usualmente de menos de 1 kb de longitud que consisten en repeticiones en tandem de di, tri o tetranucleótidos. La mejor descrita es la repetición del dinucleótido AC, (AC) n , donde n (el número de repeticiones presentes) varía de 10 a 60. Se estima que el genoma humano contiene ~ 50,000 veces el dinucleótido AC. Por ello, el valor de estos polimorfismos recae en su amplia distribución a lo largo del DNA. Por su potencial hipervariabilidad, son más informativos que el sistema bialélico RFLP, pero menos que los minisatélites. Una condición técnica de los microsatélites es la exigencia de usar la Reacción en Cadena de la Polimerasa, debido a que las diferencias entre alelos son pequeñas.

RAPDs (*Ramdon Amplified Polymorphism DNA*). Técnica que se basa en la amplificación de un ADN molde utilizando un primer usualmente de 10 a 12 pb construido de forma arbitraria. El apareamiento del primer en varias zonas del ADN molde genera una amplificación de varios productos del ADN discretos y de tamaños diferentes que pueden ser separados o discriminados mediante electroforesis en agarosa. Se ha observado que algunos primers pueden generar un perfil de bandas específico de individuo (ADN fingerprinting).

MEDIDAS DE LA DIVERSIDAD GENETICA

A la totalidad de genes y combinaciones de genes que existen en una población se le denomina acervo genético. Cualquier técnica de laboratorio que mida directa o indirectamente la variación a nivel del ADN tiene como objetivo final averiguar cuántas y con qué frecuencia se

presentan las variantes moleculares distintas (alelos) de un mismo gen en la población. Para cada gen, una forma simple de expresar la variación genética existente en éste, es determinar qué proporción de los individuos de la población son heterocigotos (un individuo es heterocigoto cuando los dos genes (alelos) procedentes uno de la madre y otro del padre, son diferentes; mientras que si ambos alelos son iguales el individuo es homocigoto).

Para cuantificar la variabilidad genética se utilizan dos índices: polimorfismo y heterozigosidad.

El polimorfismo es la existencia de dos o más clases genéticas diferentes en una población. Un gen se considera polimórfico si la ocurrencia del alelo más común es menor que un límite arbitrario (usualmente 95%). Es decir, si en una Población para un gen A se observan los alelos a y b, se dice que el Gen A es polimórfico siempre que el alelo A1 (o el alelo A2) tenga una frecuencia menor que 0.95. Por ejemplo: si la frecuencia de A1 es 0.92 y la frecuencia de A2 es 0.08 se dice que el Gen A es polimórfico. Otras medidas de variabilidad poblacional, como el número medio de alelos por loci y la proporción de loci polimórficos.

La proporción de heterocigotos en una población es igual a la probabilidad de que dos alelos tomados al azar del acervo genético sean diferentes, es decir que uno sea A1 y el otro sea A2, en vez de que los dos sean A1 o los dos sean A2.

Recuadro 14 Cálculo de la frecuencias génicas y genotípicas en un proceso de apareamiento al azar (Tomado de Fontdemila y Moya 1999).

Sean tres genotipos AA , Aa y aa con frecuencias poblacionales X , Y , Z , respectivamente. Las frecuencias de los apareamientos al azar y de los genotipos de la descendencia son:

Cruce	Frecuencia	Frecuencia de la descendencia		
		AA	Aa	aa
$AA \times AA$	X^2	1	0	0
$AA \times Aa$	$2XY$	1/2	1/2	0
$AA \times aa$	$2XZ$	0	1	0
$Aa \times Aa$	Y^2	1/4	1/2	1/4
$Aa \times aa$	$2YZ$	0	1/2	1/2
$aa \times aa$	Z^2	0	0	1

La frecuencia de AA [$f(AA)$] en la próxima generación será:

$$f(AA) = X' = (X^2) \times 1 + (2XY) \times (1/2) + (Y^2) \times (1/4) = X^2 + XY + (1/4) Y^2 = (X + 1/2 Y)^2 = p'^2$$

y análogamente:

$$f(Aa) = Y' = 2pq$$

$$f(aa) = Z' = q^2$$

donde p y q son las frecuencias génicas de A y a respectivamente, en la generación anterior.

Las frecuencias génicas (p y q) de la generación siguiente coinciden con las de la generación anterior (p y q).

$$p' = X' + (1/2) Y' = p^2 + (1/2) 2pq = p$$

$$q' = Z' + (1/2) Y' = q^2 + (1/2) 2pq = q$$

El cálculo vale para cualquier par de generaciones sucesivas e indica que las frecuencias génicas permanecen constantes en el tiempo cuando el apareamiento es al azar. Por esta razón, las frecuencias genotípicas (AA , Aa , y aa) calculadas como p^2 , $2pq$ y q^2 respectivamente, también se mantienen constantes a partir de la generación siguiente a la inicial. Estas ecuaciones se refieren al Equilibrio Hardy-Weinberg y son un estándar contra el cual se examinan las desviaciones de los supuestos sobre los cuales la ley se basa.

ESTRUCTURA GENÉTICA DE LAS POBLACIONES

Los modelos clásicos de la genética de poblaciones asumen que las poblaciones naturales se comportan como unidades panmícticas (apareamiento al azar o aleatorio) de tamaño infinito, formadas por una mezcla homogénea de individuos que muestran apareamiento al azar que presentan frecuencias génicas iguales a lo largo de su distribución geográfica. Sin embargo, como ha sido evidenciado en diversos estudios, las poblaciones naturales de algunas especies de plantas y animales están sujetas a fluctuaciones debido al muestreo genético y a la subdivisión poblacional.

Una población no constituye generalmente una única unidad panmíctica, sino que, por el contrario, se encuentra subdividida en la naturaleza en unidades pequeñas denominadas demos o subpoblaciones o poblaciones locales. Así, las especies ocupan un área geográfica salpicada de poblaciones más o menos interconectadas formando una estructura dinámica con intercambio genético, y en donde se producen extinciones de subpoblaciones y recolonizaciones de zonas o áreas. Las poblaciones que se desvían de las condiciones

teóricas ideales, ya sea por el hecho de mostrar variación en las frecuencias génicas a lo largo de su distribución o bien por desviarse de la forma perfectamente aleatoria de los apareamientos (panmixia), se dice que están estructuradas.

Por otra parte, la división de las poblaciones en subpoblaciones o poblaciones locales, en las especies animales, puede ser provocada por causas tan diversas como factores ecológicos, etológicos, o bien como resultado de una interacción genético-ambiental, es decir, de un proceso de adaptación.

Las poblaciones locales así formadas pueden presentar tamaños grandes o pequeños y pueden mostrarse discretas, esto es, parcialmente aisladas y por lo tanto potencialmente capaces de evolucionar con cierta independencia. En poblaciones subdivididas la organización de la variabilidad genética de las poblaciones locales viene determinada por un balance entre fuerzas evolutivas tendientes a producir una diferenciación genética local y aquellas que conducen a una homogeneidad genética general. Por este hecho, la caracterización de los patrones de diversidad genética observada en un grupo de poblaciones locales permite algunas veces asignar la importancia relativa de las distintas fuerzas evolutivas en la generación de dichos patrones.

La mutación y la deriva genética presentan efectos diversificadores, por lo que conducen normalmente a una diferenciación genética entre las poblaciones locales. La selección natural puede actuar tanto como una fuerza cohesiva o como una fuerza disruptiva, en función de la naturaleza adaptativa de la variación y de los regímenes de selección impuestos a las diferentes subpoblaciones. Así por ejemplo, la adaptación a distintas condiciones ambientales locales, resultado de una imposición de diferentes presiones de selección por parte de distintos ambientes a los que se enfrentan las subpoblaciones, conduce normalmente a una diferenciación genética de las subpoblaciones. En cambio, la selección a favor de los mismos alelos deberá producir una uniformidad genética entre las distintas subpoblaciones y por consiguiente una uniformidad en la población total (como un todo).

Por otro lado, es bien conocido que la migración entre las subpoblaciones puede influir significativamente en la distribución espacial de la variación genética. El flujo génico presenta un efecto homogenizador de la composición genética de las distintas poblaciones locales, por lo que una restricción en dicho flujo podrá llevar a una delimitación de las subpoblaciones y consecuentemente a una estructuración de la población. En cambio, un aumento significativo en la cantidad de flujo génico entre las subpoblaciones puede contrarrestar la diferenciación genética local causada, ya sea por la acción de la deriva genética, o bien por presiones de selección antagónicas. Lógicamente, dicha capacidad homogenizadora está en función de la magnitud con la que actúan las otras fuerzas en la población, pudiéndose observar, por ejemplo, una diferenciación local debido a una selección suficientemente fuerte en las distintas poblaciones locales, aún bajo los efectos homogenizadores del flujo génico.

DERIVA GENETICA

Cuando las poblaciones son pequeñas se encuentran sujetas a una disminución rápida en su tamaño poblacional y a extinciones locales. Esto se debe a tres factores principales:

- Problemas genéticos resultantes de la pérdida de variabilidad genética, endogamia/consanguinidad, y deriva génica.
- Fluctuaciones demográficas producidas por variaciones al azar de las tasas de nacimientos y muerte.
- Fluctuaciones ambientales debidas a variaciones en las tasas de depredación, competencia, incidencia de enfermedades y catástrofes naturales.

Como se ha mencionado la variabilidad genética permite a las poblaciones adaptarse a los cambios ambientales. Los individuos que presentan ciertos alelos o combinación de alelos podrían presentar las características necesarias para sobrevivir y reproducirse en las nuevas condiciones ambientales.

En las poblaciones pequeñas las frecuencias de los alelos pueden cambiar debido simplemente al azar, dependiendo de cuáles individuos se aparean y dejan descendencia. A este proceso se lo denomina deriva génica.

Cuando un alelo se presenta en baja frecuencia en una población, tiene una alta probabilidad de perderse en la siguiente generación. De modo que, teóricamente, para una población aislada, con dos genes por alelo, la pérdida de heterocigotidad por generación es:

$$\Delta F = 1 / 2 N_e$$

donde: N_e es el número de adultos en capacidad de reproducirse (tamaño efectivo de la población)

Esta fórmula demuestra que pueden ocurrir pérdidas significativas en la variabilidad genética cuando las poblaciones son pequeñas (Recuadro 15). Sin embargo, la migración de individuos entre poblaciones, y la mutación que regularmente ocurre, tienden a incrementar la variabilidad genética dentro de una población y tienden a contrarrestar los efectos de la deriva génica.

Recuadro 15 La deriva genética en la práctica

Además de la teoría y la simulación, datos de campo demuestran los efectos de la deriva genética. En poblaciones pequeñas existe una pérdida más rápida de alelos que en poblaciones de mayor tamaño.

Se ha demostrado para especies de coníferas que las pequeñas poblaciones sufren una mayor pérdida de variabilidad genética que las poblaciones de mayor tamaño (Billington 1991). Cuando se compararon 11 pares de especies de plantas, las especies raras siempre presentaron menor variabilidad genética que las especies comunes del mismo género (Karron 1987). Otro estudio sobre la variabilidad genética en especies de plantas demostró que sólo 8 de 113 especies presentaban poca o ninguna variabilidad genética, y que la mayor parte de estas 8 especies se encontraban en pequeñas áreas de distribución (Hamerick y Godt 1989).

IV. 4. B. Composición

La caracterización genética de una población (composición) puede hacerse mediante la obtención del valor promedio de las frecuencias observadas de heterocigotos para un conjunto de genes. Utilizando alguna de las técnicas mencionadas anteriormente, puede obtenerse una medida general de la heterocigosis de la población (H). Esta medida práctica de la diversidad genética se obtiene fácilmente cuando se utiliza la variabilidad genética asociada a polimorfismos mendelianos, como es el caso del polimorfismo alozímico, de los grupos sanguíneos o de microsatélites. Aquí la heterocigosis se define como la proporción de individuos heterocigóticos por locus o, lo que es lo mismo, de loci heterocigóticos por individuo.

Este parámetro es indicativo de la diversidad genética en poblaciones de individuos diploides con apareamiento al azar. Sin embargo, Fontdevila y Moya (1999) se enumeran una serie de medidas de la variabilidad genética en el caso de especies y/o poblaciones que no muestran este tipo de apareamiento. Así, por ejemplo las poblaciones de organismos haploides, o bien, en poblaciones consanguíneas con altos niveles de apareamiento entre parientes. En el caso de poblaciones consanguíneas que muestran un déficit de heterocigotos, el valor H no refleja la diversidad genética, por lo que, para superar esta limitación, la diversidad génica puede calcularse así:

Sea el locus i , la **Diversidad Génica (D_i)** (42) se obtiene mediante la expresión

$$D_i = 1 - \sum p_{ij}^2$$

donde p_{ij} es la frecuencia del alelo j en el locus i .

La diversidad génica para n loci (D) vendrá dada por

$$D = 1 - 1/n \sum \sum p_{ij}^2$$

Este valor D coincide exactamente con el valor de H en poblaciones de especies diploides de apareamiento al azar.

Otra medida de variabilidad es la **diversidad haplotípica** (43), la cual coincide conceptualmente con la diversidad génica o heterocigosis en poblaciones con apareamiento al azar y que se expresa como:

$$\Delta = 1 - \sum f_i^2$$

donde f_i indica la frecuencia del haplotipo i .

Cada haplotipo se define generalmente mediante un patrón de restricción dado. Este estadístico no da ninguna información sobre la diversidad nucleotídica entre los haplotipos del locus considerado.

Al nivel de estudios de variabilidad del ADN también se utiliza el estadístico de **diversidad nucleotídica (π)** (44) entre secuencias o, lo que es lo mismo, la divergencia media entre

haplotipos (alelos) en la población estudiada. Cuando se comparan k secuencias de una población el valor π viene dado por

$$\pi = k / (k-1) \sum f_i f_j \pi_{ij}$$

Donde:

f_i y f_j son las frecuencias de los haplotipos i y j en la población

π_{ij} es la divergencia nucleotídica entre los haplotipos o la fracción de lugares nucleotídicos que difieren entre las dos secuencias, y que se expresa como:

$$\pi_{ij} = 2n_{ij} / (n_i + n_j)$$

Donde:

n_i y n_j son el número de nucleótidos de cada haplotipo,

n_{ij} el número de nucleótidos diferentes.

Este valor π puede estimarse también mediante

$$\pi = 1 / [k(k-1)/2] \sum \pi_{ij}$$

Donde: π_{ij} vale ahora

$$n_{ij} / (n_i + n_j)$$

Cuando se utiliza datos de polimorfismo RFLP la diversidad nucleotídica puede estimarse hacerse a través del análisis de los patrones de banda calculando la proporción de bandas comunes (índice de semejanza de restricción, I) entre dos secuencias como:

$$I = 2r_{xy} / (r_x + r_y)$$

Donde:

r_{xy} es el número de bandas comunes

r_x el número de bandas en la secuencia x y r_y en la secuencia y

A partir de ese índice de semejanza se calcula el índice de divergencia según el estadístico:

$$D = 1 - [-I + (I^2 + 8I)^{1/2} / 2]^{1/f}$$

Donde:

f es el número de nucleótidos en la diana de restricción

IV. 4. C. Estructura genética

EVALUACION Y MEDIDA DE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL A TRAVES DE ESTADISTICOS F

En una población subdividida y bajo un modelo neutro de diferenciación genética, el grado de cohesión genética entre las poblaciones locales dependerá en última instancia del tipo de estructura de apareamientos, la cual a su vez viene determinada, en forma considerable, por el tipo de interacciones y movimientos de los individuos dentro y entre las poblaciones locales. Altas tasas de flujo génico entre las subpoblaciones y apareamiento aleatorio dentro de estas se correlacionan con bajos niveles de diferenciación genética y con un buen ajuste a las proporciones Hardy-Weinberg en cada subpoblación. Por otro lado, cualquier obstrucción del flujo génico, junto a desviaciones de la panmixia, generarán diferenciación genética entre subpoblaciones con una consecuente estructuración de la población (Eanes y Koehn, 1978).

La estructura genética de una población subdividida puede ser caracterizada por medio de los índices de fijación o estadísticos F de Wright, un grupo de estadísticos que permiten obtener estimas de las correlaciones de los gametos dentro las subdivisiones (F_{IS}) y entre las subdivisiones (F_{ST}), así como en la población como un todo (F_{IT}). Estas estimas expresan matemáticamente los niveles de desviación de las proporciones Hardy-Weinberg dentro de las subpoblaciones y en la población total, así como, la varianza en las frecuencias alélicas entre las subpoblaciones, que refleja la cantidad de diferenciación genética observada en entre éstas.

Como ha sido sugerido por Nei (1977), estos índices pueden definirse también como funciones de las heterocigosidades observadas y esperadas (45) según Hardy-Weinberg (Recuadro 14). En su deducción y cálculo Nei supone que, en una población que esta segregando para k alelos, que además se presenta subdividida en S subpoblaciones, las heterocigosidades observada y esperada en cada subpoblación según el equilibrio de Hardy-Weinberg vienen determinadas por

$$H_{O,s} = 1 - \sum_k P_{kk,s}$$

$$H_{S,s} = 1 - \sum_k (p_{k,s})^2$$

Donde:

$p_{k,s}$ y $P_{kk,s}$ representan, respectivamente, las frecuencias del alelo A_k y del genotipo A_kA_k en la subpoblación s.

En este sentido, con relación a la población como un todo, pueden ser definidas tres heterocigosidades:

1. La heterocigosis observada en la población (H_O), esto es aquella obtenida del promedio de las heterocigosidades observadas en las distintas subpoblaciones
2. La heterocigosis promedio esperada, obtenida de promediar las heterocigosidades esperadas en cada subpoblación, suponiendo apareamiento aleatorio dentro de las subpoblaciones (H_S)
3. La heterocigosis total esperada bajo el supuesto de una población panmíctica y sin

subdivisiones (H_T).

Estas tres heterocigosidades vendrán definidas por:

$$H_O = 1 - [\sum_k \sum_s w_s P_{kk,s}]$$

$$H_S = 1 - [\sum_k \sum_s w_s p_{k,s}^2]$$

$$H_T = 1 - [\sum_k (\sum_s w_s p_{k,s})^2]$$

En estas expresiones, w_s es el tamaño relativo de la subpoblación s con

$\sum_s w_s = 1$.

Si w_s es desconocido, podemos asumir que $w_s = 1/S$, donde S es el número de subpoblaciones muestreadas (Nei, 1977).

De las relaciones de las anteriores heterocigosidades resultan tres estadísticos:

$$F_{IS} = 1 - H_O/H_S$$

$$F_{IT} = 1 - H_O/H_T$$

$$F_{ST} = 1 - H_S/H_T$$

F_{IS} y F_{IT} son las medidas de la desviación de las proporciones Hardy-Weinberg dentro de las subpoblaciones y en toda la población, respectivamente, y F_{ST} (46) es una medida de la diferenciación genética entre las subpoblaciones. Estos tres índices se relacionan entre sí de la manera siguiente:

$$1 - F_{IT} = (1 - F_{IS})(1 - F_{ST})$$

Esta relación pone de manifiesto que la reducción en heterocigosis de un individuo relativa a aquella de la población total incluye una contribución debida a la falta de apareamiento aleatorio dentro de la subpoblación a la que pertenece y otra reducción debida a la subdivisión propiamente dicha, que bajo un modelo neutro de diferenciación se debe al efecto de la deriva genética aleatoria en las distintas subpoblaciones.

ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA GENÉTICA POBLACIONAL. CASO DE NO PODER ESTUDIAR TODOS LOS INDIVIDUOS DE LA POBLACION

Cuando no se puede evaluar a toda la población y apenas se cuenta con una muestra de individuos de la misma el cálculo de los estadísticos F se debe hacer a través del procedimiento descrito por Nei y Chesser (1983), el cual es análogo al descrito anteriormente pero incluye una adaptación y supone que los valores observados de frecuencias génicas y genotípicas en cada subpoblación son estimas de los parámetros poblacionales. Así, si se obtiene una muestra de individuos de cada subpoblación, el problema radica en estimar los valores H_0 , H_s y H_T a partir de las frecuencias génicas y genotípicas estimadas en las muestras. De esta forma con un locus A con k alelos (A_1, A_2, \dots, A_k) y $p_{k,s}$ y $P_{kk,s}$ las frecuencias del alelo A_k y del genotipo A_kA_k , respectivamente, en la muestra de la subpoblación s.

Las estimas sin sesgo (insesgadas) de las heterocigosidades observada y esperada para la subpoblación s obtenidas aplicando lo propuesto por Nei y Chesser (1983) son:

$$H_{O,s} = 1 - \sum_k P_{kk,s}$$

$$H_{S,s} = n_s / n_s - 1 [1 - \sum_k p_{k,s}^2 - H_{O,s}/2n_s]$$

A partir de estos valores se obtienen las estimas no sesgadas (insesgadas) para la población total como:

$$H_0 = 1 - [\sum_k \sum_s w_s P_{kk,s}]$$

$$H_s = \bar{n} / \bar{n} - 1 [1 - \sum_k p_k^2 - H_0/2\bar{n}]$$

$$H_T = 1 - \sum_k p_k^2 + H_s/\bar{n}S - H_0/2\bar{n}S$$

En estas expresiones, w_s es el tamaño relativo de la población s, con

$$\sum_s w_s = 1$$

y \bar{n} es la media armónica del número de individuos de cada población local (subpoblación). Como se discutió antes, si se desconoce w_s , podemos asumir que w_s es igual a $1/S$, donde S es el número total de subpoblaciones muestreadas (Nei, 1977). Con estas expresiones, los estadísticos de fijación vienen definidos como:

$$F_{IS} = 1 - H_0 / H_s$$

$$F_{IT} = 1 - H_0 / H_T$$

$$F_{ST} = 1 - H_s / H_T$$

Manteniéndose la relación:

$$1 - F_{IT} = (1 - F_{IS}) (1 - F_{ST})$$

La significación estadística del índice de fijación F_{IS} puede probarse mediante el estadístico:

$$\chi^2 = NF_{IS}^2$$

Que se distribuye como una ji-cuadrado (χ^2) con 1 grado de libertad (Li y Horvitz, 1953).

Por otra parte, la hipótesis nula $F_{ST} = 0$ es equivalente a la homogeneidad de frecuencias alélicas entre subpoblaciones, puede probarse mediante una prueba ji-cuadrado de heterogeneidad o bien mediante el estadístico V propuesto por DeSalle et al. (1987) y definido como:

$$V = 8 \sum_s n_s (a_s - a)^2$$

Donde a_s es la transformación angular (en radianes) de la frecuencia de un alelo particular en la subpoblación s y a es la media ponderada de los valores a_s . Este estadístico se distribuye como una ji-cuadrado con $S-1$ grados de libertad.

SUBDIVISION POBLACIONAL Y DIFERENCIACIÓN GENÉTICA ENTRE POBLACIONES

Los niveles de diferenciación genética dentro y entre las subpoblaciones están en función directa de la intensidad del flujo génico a que se someten, principalmente en lo que se refiere a caracteres selectivamente neutros. Luego la determinación de las tasas y patrones del flujo génico entre poblaciones locales de una especie, tiene una tremenda importancia a la hora de entender los procesos evolutivos que son responsables de la distribución de la variación genética en las poblaciones naturales. Es decir: Su determinación puede permitir un esclarecimiento del papel que juegan los otros factores en la generación de los patrones de diversidad observados.

La estimación de los niveles del flujo génico en poblaciones subdivididas se realiza con la ayuda de algunos modelos teóricos de migración entre poblaciones locales, los cuales corresponden a diferencias en la estructura poblacional. Además estos modelos permiten, bajo ciertos supuestos, realizar algunas predicciones sobre la importancia relativa del flujo génico y de la deriva genética sobre la organización de la variabilidad genética en la metapoblación.

Para poblaciones de tamaño finito, se consideran normalmente dos clases de modelos de estructura poblacional: los modelos discontinuos en los que la población es formada por subpoblaciones discretas y los modelos continuos que presentan una población con distribución continua.

Entre los modelos discontinuos se encuentran el modelo de islas y el modelo *stepping-stone*. Ambos asumen que la población es compuesta por subpoblaciones panmícticas de igual tamaño (N). En cada generación existe un intercambio de individuos o gametos, con una tasa de

migración m que representa la fracción génica de la subpoblación que es reemplazada por la inmigración en cada generación. La diferencia entre estos dos modelos radica en que la tasa de genes inmigrantes que recibe cada subpoblación (m), en el modelo de islas, procede del acervo génico total, a través de una muestra aleatoria de individuos inmigrantes de la población total. Luego este modelo asume que las subpoblaciones intercambian la misma proporción de genes con las demás, no existiendo por lo tanto efecto de la distancia entre las subpoblaciones. En el modelo *stepping-stone* en cambio se considera que todas las subpoblaciones reciben la misma fracción de migración, sin embargo ésta se da de forma exclusiva entre las subpoblaciones adyacentes o vecinas, es decir, mas cercanas.

En los modelos continuos también llamados modelos de aislamiento por distancia, se asume que la población está distribuida continuamente y que el grado en que se da la migración depende de la distancia. La población es caracterizada por la densidad y por la distribución de distancias de dispersión. Este tipo de modelo asume que los apareamientos sólo se producen aleatoriamente dentro de las poblaciones vecinas. El flujo génico ocurre entre las poblaciones vecinas locales. De esta forma la caracterización de la población depende del tamaño efectivo de las poblaciones vecinas que es equivalente al número de individuos en estado reproductivo encontrados en un círculo con un radio equivalente a dos veces la desviación típica de la distancia de dispersión génica.

Con base a estos modelos dos tipos de métodos permiten estimar los niveles de flujo génico: Los métodos directos, que dependen de la observación directa de dispersión de los individuos o gametos, y los métodos indirectos, donde las estimas del flujo génico entre las subpoblaciones se obtienen con base a la distribución espacial de las frecuencias alélicas en las diferentes subpoblaciones. Por otro lado, la cuantificación del flujo génico puede realizarse al menos de dos formas (Slatkin y Barton, 1989), a través de un parámetro que describe el movimiento de cada gameto o individuo (descrito en forma independientemente del tamaño poblacional), o bien por medio del número de gametos o individuos que se mueven. En los modelos de islas y de *stepping-stone*, el parámetro es m , y representa la probabilidad de que cada gameto sea un inmigrante.

En los modelos continuos, el parámetro es σ , la desviación típica de la distancia recorrida por cada gameto en cualquier dirección (Es decir: La desviación típica de la distancia entre los lugares de nacimiento de los progenitores y de los descendientes). Solamente en el caso de que se obtengan estimas independientes del tamaño poblacional (N) o de la densidad poblacional (D) será posible estimar separadamente m o σ . En el segundo caso, lo que hace referencia al número de gametos o de individuos que se mueven, en el modelo de islas este viene determinado por Nm y en los modelos continuos por N_b , que corresponde al tamaño de la vecindad de Wright. Según Slatkin y Barton (1989), en el modelo *stepping-stone* los seudoparámetros Nm y N_b se relacionan de la siguiente manera:

$$N_b = 4 \pi D \sigma^2 = 2 \pi Nm$$

Los valores de los seudoparámetros Nm (N_b), pueden obtenerse con la ayuda de la medida de la diferenciación de la población, F_{ST} , que también viene determinado por la razón entre la varianza de las frecuencias génicas observada entre las subpoblaciones, σ_p^2 , relativa a la máxima varianza posible cuando existe un completo aislamiento de las subpoblaciones, $p(p-1)$. En el equilibrio sobre un modelo de islas (*infinite island model*), el valor del índice F_{ST} es aproximadamente igual a $1/[4Nm + 1]$, con una disminución de su valor en proporción al producto del tamaño efectivo de población y la tasa de flujo génico.

Sobre ciertos supuestos los valores de Nm y N_b permiten determinar, si la deriva genética cuando opera de forma exclusiva, puede producir una variación genética sustancial entre las

poblaciones locales. Si el valor de N_m o bien N_b es mayor que 1, se considera que el flujo génico es suficientemente fuerte para evitar una diferenciación sustancial debido a la deriva. Es importante tener en cuenta sin embargo, que en el modelo de islas puede existir variación significativa en las frecuencias génicas entre subpoblaciones aún en casos de que N_m exceda 1 (Wright, 1969). Entretanto, en estas condiciones la deriva no llevará a la fijación de alelos alternativos en las distintas subpoblaciones, fenómeno que se observará exclusivamente en el caso de que N_m sea menor que 1.

Cabe hacer mención que Montgomery Slatkin sostiene que para el caso de frecuencias alélicas de Microsatélites es preferible utilizar el Estadístico R_{ST} , tal y como lo describe y presenta en su artículo *Genetics* 139:457-462 (1995).

ANÁLISIS JERARQUICO DE LA DIVERSIDAD GENICA

Una manera conveniente de medir el grado de variación genética existente en una población es a través del coeficiente de diversidad génica. Esta es una medida definida en términos de las frecuencias génicas y representa la probabilidad de que dos genes escogidos al azar en una población sean diferentes. Esta probabilidad es equivalente a la heterocigosidad esperada en una población con apareamiento aleatorio y por lo tanto puede ser definida de la misma forma en que se mide ésta (Nei, 1973; 1987). Con relación a un único locus que segrega para k alelos con frecuencias p_k la **diversidad génica en la población** viene determinada por:

$$D_L = 1 - \sum_k p_k^2$$

Al considerar simultáneamente L loci, la **diversidad total para la población** viene dada por el promedio de las estimas individuales por locus de la manera siguiente:

$$D = 1 / L \sum_i D_L$$

Nei ha propuesto un método que permite caracterizar la diferenciación genética entre las subpoblaciones en el caso de poblaciones subdivididas. Este método se basa en la descomposición de la diversidad génica total en dos componentes: La diversidad génica dentro de subpoblaciones y la diversidad génica entre subpoblaciones. Al considerar una población subdividida en s subpoblaciones, las diversidades génicas para la subpoblación s y para la población total vienen dadas por $H_{S,s}$ y H_T como expresadas en expresiones ... y ... (antes descritas). Las **identidades génicas** en la subpoblación s y aquella de la población total vienen determinadas respectivamente, por:

$$J_s = \sum_k p_{k,s}^2 = 1 - H_{S,s}$$

$$J_T = \sum_k p_k^2 = 1 - H_T$$

J_T puede también definirse como:

$$J_T = [\sum_k^S J_{si} + \sum_{i+j}^S J_{sisj}] / S^2$$

Donde

$J_{sisj} = \sum_k p_{k,si} p_{k,sj}$ representa la identidad génica entre las subpoblaciones s_i y s_j .

La diversidad génica entre estas mismas subpoblaciones viene dada por:

$$D_{sisj} = [(J_{si} + J_{sj}) / 2] - J_{sisj}$$

En estos términos J_T puede determinarse ahora como:

$$J_T = (\sum J_{si} / S) - (\sum_i \sum_j D_{sisj} / S^2) = J_s - D_{ST}$$

Donde J_s y D_{ST} representan el promedio de la identidad génica dentro de las subpoblaciones y el promedio de la diversidad génica entre subpoblaciones.

La diversidad génica dentro de subpoblaciones promedio (H_s) se define como $1 - J_s$. En este sentido la diversidad génica en la población total (H_T) puede descomponerse en las diversidades génicas dentro y entre subpoblaciones, de la manera siguiente:

$$H_T = 1 - J_T = H_s + D_{ST}$$

IV. 4. D. Indicadores de monitoreo para la conservación

Tabla 18: Indicadores de monitoreo para la conservación a nivel de genes. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

GENES	Composición	Heterocigosidad media Polimorfismo	Indica la variación genética de la población, número de heterocigotos por locus en la población
	Estructura	Distancia Genética entre poblaciones	Medidas de diferenciación genética entre poblaciones
		Estadísticos F e Índices de fijación	Medida del grado de aislamiento genético de las poblaciones

INDICADOR 11:
La variabilidad genética de la población se mantiene

IV. 4. E. Indicadores de monitoreo para la restauración

Tabla 19: Indicadores de monitoreo para la restauración a nivel de genes. Para cada indicador se indican los verificadores e índices que se tomaron a partir del inventario y que pueden volver a medirse en el monitoreo. Se menciona además la importancia del conjunto de verificadores e índices para determinar el indicador.

GENES	Composición	Heterocigosidad Media	Indica la variación genética de la población y el número de heterocigotos por locus en la población
	Estructura	Estadísticos F e Índices de fijación	Medida del grado de aislamiento genético de las poblaciones
	Función	Flujo génico	Indica el grado de intercambio genético entre poblaciones

INDICADOR 18:
Disminuye las diferencias genéticas entre las poblaciones

INDICADOR 19:
Aumenta la variabilidad genética de las poblaciones

IV. 5. Biodiversidad acuática

El presente manual ha sido desarrollado con énfasis en la biodiversidad terrestre. Muchos de los verificadores e índices especificados a lo largo del manual pueden ser utilizados para la biodiversidad acuática. Pero en otros casos los verificadores e índices no son suficientes, o no aplican.

Es por esa razón que el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, se ha propuesto desarrollar en una etapa posterior un Manual de Inventarios de la Biodiversidad Acuática. Dicho Manual tomará como base el enfoque y la estructura propuestos en el presente Manual, pero ampliará los verificadores e índices para adaptarlos a las necesidades de inventario de ecosistemas acuáticos.

VI. Bibliografía

- Asquith N M, Wright SJ y Clauss M J 1997 Does mammal community composition control recruitment in neotropical forest? Evidence from Panama. *Ecology* 78: 941-946.
- Awise JC 1994 Molecular markers, natural history and evolution. Chapman and Hall, New York
- Awise JC 2000 Phylogeography. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts
- Ayala, F.J., 1987. La Naturaleza Inacabada. Ediciones Salvat, Barcelona.
- Barbault R y Sastrapadja S 1995 Generation, maintenance and loss of biodiversity. *En*: Heywood VH y Watson RT Global Biodiversity Assessment. UNEP, Cambridge. 227.
- Begon M, Harper JL y Townsend CR 1986 Ecology: individuals, populations and communities. 3rd. Ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 876p.
- Bell SS, McCoy ED y Mushinsky HR 1991 Habitat structure; the physical arrangement of objects in space. Chapman y Hall, London.
- Bold HC y Wynne MJ 1978 Introduction to the Structures and Reproduction. New Jersey. 706p.
- Bookhout TA (ed.) 1996 Research and management techniques for wildlife and habitats. The wildlife Society, Bethesda, Maryland, 739 p.
- Borrini-Feyerabend G 1997 Manejo Participativo de Áreas Protegidas: Adaptando el Método al Contexto. Temas de Política Social, Unión Mundial para La Naturaleza (UICN)- Sur Quito (Ecuador). 66p.
- Bowman J, Cappuccino N y Fahrig L 2002 Patch size and population density: the effect of immigration behaviour. *Conservation Ecology* 6(1): 9 *En*: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9>
- Boyce MS 1992 Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- Boyle TJB y Sayer JA 1995 Measuring, monitoring and conserving biodiversity in managed tropical forest. *Commonwealth Forestry Review* 74 (1): 20-25.
- Brown J H y Heske 1990 Control of Desert-Grassland Transition by a Keystone Rodent Guild. *Science*. 250: 1705-1707.
- Burley J y Gauld I 1994 Measuring y monitoring forest biodiversity. *En*: Boyle T B J y Boontawee B 1994 Measuring y monitoring biodiversity in tropical y temperate forest. Proceedings of IUFRO Symposium held at Chiang Mai, Thailand 1994. 19-46.
- Canadian Council of Minister of the Environment (CCME) 1999 Canadian environmental quality guidelines. Canadian water quality guideline for the protection of aquatic life. 6p.
- Caswell H 1989 Matrix population models: construction analysis and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Caughley G 1994 Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*. 63: 215-244.
- CBD 1997 Recomendaciones para un conjunto básico de indicadores de la diversidad biológica. Nota del Secretario Ejecutivo. 18p.
- CBD 2001 Handbook of the Convention on Biological Diversity. Secretariat of the Convention of Biological Diversity. 690p.
- Cochran WG 1997 Sampling techniques. John Wiley, New York.
- Collins WB y Urness PJ 1981 Habitat preferences of mules deer as rated by pellet-group distributions. *J. Wildlife Management* 45: 969-972.
- Conroy M Nichols JD y Asanza ER 1997. Métodos cuantitativos contemporáneos para entender y manejar poblaciones y comunidades animales. *Interciencia* vol 22 No. 5, 247-257.

- Crandall K A Bininda-Emonds O R P Mace G M Wayne R K 2000 Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 15: 290-295
- Dale VH, Offerman H, Frohn R y Gardner RH 1994 Landscape characterization and biodiversity research. *En: Boyle T B J y Boontawee B 1994 Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest. Proceedings of the IUFRO Symposium held at Chiang Mai, Thailand. 1994. 47 - 65.*
- de Queiroz K 1998 The general lineage concept of species, species criteria, and the process of speciation: a conceptual unification and terminological recommendations. *En: Howard D J y Berlocher S H (eds) Endless forms: species and speciation. Oxford University Press, New York, 57-78.*
- Debinski D y Brussard PF 1992 Biological diversity assessment in Glacier National Parck, Montana. I. Sampling design. *En: McKenzie D H, Hyatt D E y McDonald V J 1992 Ecological indicators. Elsevier, London. 393-407.*
- De Salle, R., Templeton, A., Mori, I., Pletscher, S. y Johnston, J.S., 1987. Temporal and Spatial Heterogeneity of mtDNA Polymorphism in Natural Populations of *Drosophila mercatorum*
- Didham RK 1997 The Influence of Edge Effects and Forest Fragmentation of Leaf Litter Invertebrates in Central Amazonia *En: Laurence y Bierregard (eds.) Tropical Forest Remnants. University of Chicago Press, USA.*
- Dinius SH 1987 Design of an index of water quality. *Water Resource Bulletin* 23(5): 833-843.
- Dirección General de Recursos Naturales Renovables (DGRNR) 1981 Mapa de unidades hidrogeológicas Valle de San Andrés. Esc. 1:50 000 Departamento de Hidrología Operativa. Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Eanes, W.F. y Koehn, R. K. 1978. An analysis of genetic structure in the Monarca butterfly, *Danaus plexippus* L. *Evolution*, 32(4), 784-797.
- Edmonson WT 1959 Freshwater Biology. Second Edition. University of Washington. 1203 pp.
- Ehrlich PR y Wilson EO 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science*. 253: 758-762.
- Ehrlich PR 1980 The strategy of conservation, 1980-2000. *En: Solue M E y Wilcox B A. Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. 329-344.*
- Elkie P C, Rempel R S, Karr A p 1999 Patch Analyst User's Manual: a tool for quantifying landscape structure. Northwest Science and Technology. Ontario, Canada. 22p.
- Elliott J M 1977 Some methods for statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Escobar Lechuga R y Herrera Serrano N 2000 Propuesta metodológica para la elaboración de planes de manejo en áreas protegidas de El Salvador. Proyecto de Investigación preparado para la Maestría de Gestión del Medio Ambiente. En revisión.
- Finegan B 1986 Forest succession. *Nature* 312(8): 109-114.
- Finegan B, Palacios W, Zamora N y Delgado D 1998 Ecosystem - level forest biodiversity and its evaluation by Criteria and Indicators. Working paper. CATIE - Fundación Jatún Sacha - INBio.
- Fontdemila A y Moya A 1999 Introducción a la genética de poblaciones. Editorial Síntesis. Madrid.
- Forman RTT y Godron M 1986 Landscape Ecology. John Wiley y Sons. Canada. 619p.
- Forman RTT y Godron M 1981 Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31(10): 733-740.
- Fuentes CA 1978 La Pesca Artesanal en El Salvador. Seminario Sobre El Desarrollo de la Pesca artesanal en Centro America. San José Costa Rica. 45p.
- Gajaseñi J y Boonpragob K 1994 Methods for measurement of species diversity. *En: Boyle T B J y Boontawee B 1994 Measuring y monitoring biodiversity in tropical y temperate forest. Proceedings of IUFRO Symposium held at Chiang Mai, Thailand 1994. 303 - 307.*
- Galindo Leal C 1999 Monitoreo biológico 45p.

- Gálvez J 2001 Sistema de monitoreo de la biodiversidad en el área del Proyecto MIRNA - Informe de consultoría. Proyecto Integrado de los Recursos Naturales en el altiplano de Guatemala. MIRNA. 53p.
- Gardner RH, Milne BT, Turner MG y O'Neill RV 1987 Neutral models for the analysis for landscape analysis. *En*: Turner M G y Gardner R H (eds) Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer - Verlag, New York 289-307.
- Gaston K 1996 Biodiversity: a biology of numbers y difference. Blackwell Science Ltd. Oxford. 396p.
- Gaston K y McArdle B H 1993 All else is not equal: temporal population variability and insect conservation. *En*: Gaston K J New T R y Samways M J (eds) Perspectives on insect conservation. Intercept, Andover, UK.
- Gates CE 1979 Line transects and related issues. *En*: McCormick RM Patil P y Robson DS Sampling biological populations. Stat Ecol Ser., Vol 5. Int. Coop. Publ. House, Fairland, Maryland.
- Goldsmith B (ed.) 1991 Monitoring for conservation and ecology. Chapman y Hall, London.
- Greig-Smith P 1983 Quantitative Plant Ecology. Blackwell Science, London.
- Gunderson L H 2000 Ecological resilience in theory and application. Annual Review of Ecology and Systematics. 31:425-439.
- Gunderson LH y Holling CS (eds.) 2002 Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Island Press, Washington, DC.
- Hanski I y Simberloff D 1997 The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. *En*: Hanski I y Gilpin E. (eds.) Metapopulations Biology: Ecology, Genetics and Evolution. Academic Press, San Diego.
- Hargrove W W, Hoffman F M, Schwartz P M 2002 A Fractal Landscape Realizer for Generating Synthetic Maps Conservation Ecology 6(1): 2 *En*: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art2>
- Harrison RG 1998 Linking evolutionary patterns and processes: the relevance of species concepts for the study of speciation. *En*: Howard DJ, Berlocher SH (eds.) Endless forms: species and speciation. Oxford University Press, New York. 19-31.
- Hengeveld R, Edwards PJ, Duffield SJ, Kalin-Arroyo M T, Bullock J, Bunce RGH, Norse EA, Magurran A, Natajaran K, Pimm SL y Ricklefs RE 1995 Biodiversity from an ecological perspective. *En*: Heywood V.H. y Watson R.T. 1995 Global Biodiversity Assessment. UNEP, Cambridge. 88-106.
- Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LC y Foster MS (eds.) 1994 Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Heywood VH y Baste I 1995 Introduction *En*: Heywood V.H. y Watson R.T. 1995 Global Biodiversity Assessment. UNEP, Cambridge. 5-19.
- Heywood VH y Watson RT (eds.) 1995 Global Biodiversity Assessment. UNEP, Cambridge. 1140p.
- Howard DJ y Berlocher SH 1998 Endless forms: species and speciation. Oxford University Press, New York.
- IUCN 1994 IUCN Red-List Categories. IUCN, Gland.
- Jahn TL, Bovee EC y Jahn FF 1981 How to Know the Protozoa. Second Edition. Wn.C. Brown Company Publisher. Dubuque. Iowa. 279p.
- Johnson DH 1980 The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61: 65-71.
- Jolly GM 1965 Explicit estimates from capture - recapture data with both death and immigration-stochastic model. Biometrika 52:225-247
- Kapos et al. 1989 Journal of Tropical Ecology.
- Kapos V, Wandelli E, Camargo J L 1997. Edge-Related Changes in Environment and Plant Responses Due to Forest Fragmentation in Central Amazonia *En*: Laurence y Bierregard (eds.) Tropical Forest Remnants. University of Chicago Press, USA.

- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR y Schlosser IJ 1986 Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special Publication No 5. Champaign: Illinois Natural History Survey.
- Keitt TH, Urban DL y Milne BT 1997 Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1(1) Art 4. <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>
- Klein BC 1989 Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70(6):1715-1725.
- Klemm PA Lewis F Fulk F Lazorchak JM 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. US Environ. Prot. Agency EPA/600/4-90/030. 25p.
- Klug, W.S. y Cummings, M.R. 2003. *Genetics: A molecular perspective*. Pearson Education, Inc. Upper Saddle River, NJ.
- Kohn KA 1991 *Balancing on the brink of extinction: the endangered species act and lesson for the future*. Island Press, Washington, DC. 315p.
- Krebs CJ 1989 *Ecological methodology*. Harper y Row, New York.
- Kimura, M. y Weiss, G. H., 1964. The stepping stone model of populations structure and the decrease of genetic correlation with distance. *Genetics*, 49, 561-576.
- Lancia RA Nichols JD y Pollock KH 1994 Estimating the number of animals in wildlife population p. 215 - 253 En: Bookhout TA (ed.) *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, MD.
- Landres PB, Verner J y Thomas JW 1988 Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.
- Lapin M y Barnes BV 1995 Using the landscape ecosystem approach to assess species and ecosystem diversity. *Conservation Biology* 9(1): 1148-1158.
- Laurance WF 1991 Edge effects in tropical forest fragments - application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57:205-219.
- Laurance WF 1994 Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in Tropical Queensland *Conservation Biology* 5: 79-89.
- Laurance WF Bierregaard RO 1997 *Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, USA.
- Lawrence E (ed.) 1995 *Hendersons Dictionary of Biological Terms*. Eleventh Edition. Longman Singapore Publishers, Singapore.
- Legendre P y Vaudor A 1991 *The R-package: multidimensional analysis, spatial analysis*. Department of Biological Sciences, University of Montreal. Canada.
- Lehmkuhl, D.M. 1979. *How to Know the Aquatic Insects*. University of Saskatchewan. Wn.C. Brown Company Publisher, Dubuque. Iowa. 168p.
- Losos JB 1990 The evolution of form and function: morphology and locomotor performance in West Indian Anolis lizards. *Evolution* 44: 1189-1203
- Ludwig D, Walker B y Holling C S 1997 Sustainability, stability and resilience. *Conservation Ecology* 1(1) Art 7. <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art7>
- Ludwig JA y Reynolds JF 1988 *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley, New York. 337p.
- Lund HG y Thomas CE 1989 *A primer on stand and forestry inventory designs*. General Technical Report WO-54. USDA, Forest Service, Washington, DC.
- Magurran AE 1988 *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London.
- MARN - VMVyDU 2002 *Diagnóstico: Sistema Biofísico 7. Paisaje*. 179p.
- MARN 2000 *Mapeo de la vegetación natural de los ecosistemas terrestres y acuáticos de Centroamérica: El Salvador*. MARN, San Salvador. 144p.

- MARN En publicación. Diagnóstico de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad, El Salvador. San Salvador. 46p.
- MARN En publicación. Estrategia Nacional de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad. San Salvador, El Salvador.
- McGarigal, K. and B. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. An updated version of the USDA Forest Service - Technical Report PNW-GTR-351. En: http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf
- Meffe GK y Carroll RC 1994 Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates 600p.
- Meritt R y Cummins 1978 An Introduction to the Aquatic Insects of North America. United States of America. 441p.
- Metcalfe-Smith JL 1994 Biological water-quality assessment of river: use of macroinvertebrate communities. p. 144-150 En: Callow P y Petts GE (eds.) The river handbook. Blackwell Scientific Publications.
- Meyer - Arbich H 1953 Geología de El Salvador. Servicio Geológico Nacional, El Salvador.
- Mills LS, Soulé ME, Doak DF 1993 The keystone - species concept in ecology and conservation. BioScience 43: 219-224.
- Milton K, Windsor DM, Morrison DW y Estribí MA 1982 Fruiting phonologies of two neotropical *Ficus* species. Ecology 63: 752-762.
- Moss B 1988 Ecology of freshwaters. man and medium. 5.11 Lowland river channels 2nd. Ed. Blackwell Scientific Publications.
- Murcia C 1995 Edge effects in fragmented forest: implications for conservation Trends in Ecology and Evolution 10:58-62.
- Murkin HR Wrubleski DA Reid F 1997 Sampling invertebrates in aquatic and terrestrial habitats.pp. 349-369 En: Bookhout TA (ed) Research and management techniques for wildlife and habitats. The wildlife Society, Bethesda, Maryland
- Naeem S, Thompson LJ, Lawler SP, Lawton JH y Woodfin RM 1994 Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. Nature 368: 734-737.
- Nams VO 1989 Effects of radiotelemetry error on sample size and bias when testing for habitat selection. Can. J. Zool. 67:1631-1636.
- Needham JG y Needham PR 1978 Guía para el Estudio de Los Seres Vivos de Las Aguas Dulces. Editorial reverté, S.A. España. 127p.
- Nei, M., 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc. Natl. Acad. Sci., U.S.A.*, **70**, 3321-3323.
- Nei, M., 1977. F-Statistics and Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Ann. Hum. Genet. Lond.*, **41**, 225-233.
- Nei, M. 1987. Molecular Evolutionary Genetics. Columbia University Press. New York.
- Nei, M. y Chesser, R. R., 1983. Estimation of fixation indeces and gene diversities. *Ann. Hum. Genet.*, **47**, 253-259.
- Noss RF 1987 From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). Biological Conservation 41:11-37.
- Noss RF 1990 Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology Vol 4 (4): 355 - 363.
- Noss RF 1991 From endangered species to biodiversity. En: Kohn K A Balancing on the brink of extinction: the endangered species act and lesson for the future. Island Press, Washington D C 315 p.
- Núñez-López RA y Casa-Valdez MM 1995 Fenología de las especies de Sargassum (Fucales: Sargassaceae) en tres zonas de Bahía de Concepción, BCS, México. Revista de Biología Tropical. On line: <http://www.ots.edu.tropibiojnl/claris/44-2>

- Orr CD y Dodds DG 1982 Snowshoe hare habitat preference in Nova Scotia spruce-fir forests. *Wildl. Soc. Bull.* 5:113-117.
- Otis DL Burnham KP White GC y Anderson DR 1978 Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monography*. 62. 35p.
- Otte D y Endler JA 1989 Speciation and its consequences. Sinauer, Massachusetts
- Otto JH y Towle A1991 *Biología Moderna*. I McGraw - Hill. 621p.
- Owen J y Rosentreter 1993 Monitoring rare perennial plants: techniques of demographic studies. *Natural Areas Journal* 12: 32-38.
- Paivinen R Lund HG, Poso S y Zawila-Niedzwiecki T (eds.) 1994 IUFRO International Guidelines for forest monitoring. IUFRO World Series Report 5. International Union of Forestry Research Organization, Vienna.
- Parren SG y Capen DE 1985 Local distribution and coexistence of two species of *Peromyscus* in Vermont. *J. Mammal.* 66:36-44.
- Patterson DJ 1996 *Free - Living Freshwater Protozoa. A colour Guide*. John Wiley & Sons. N.Y. 223p.
- Pendregast JR, Quinn RM, Lawton JH, Eversham y Gibbons DW 1993 Rare species ; the coincidence of biodiversity hotspots y conservation strategies. *Nature* 365, 335-337.
- Pennak RW 1978 *Freshwater Invertebrates of the United States*. John Wiley y Sons. New York. 803p.
- Perck S 1998 *Planning for biodiversity: issues y examples*. Island Press. 221p.
- Peterson GD 2002 Estimating resilience across landscapes. *Conservation Ecology* 6(1) art 17.
<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art17>
- Prause J y P Angeloni 2000 Fenología de especies forestales nativas: abscisión de hojas. *Comunicaciones científicas y tecnológicas 2000*. Universidad Nacional del Noreste. Argentina.
- Prescott GW 1970 *How to Know the Freshwater Algal*. Third. Edition. University of Montana. Wn.C. Brown Company Publisher. Printed in the United States of America. 293p.
- Prieto A, Rodríguez MC 1993 Diagnostico y Control de Enfermedades Bacterianas en Camarón de Cultivo. Documento preparado para el proyecto " Apoyo a las actividades regionales de acuicultura en América Latina y El Caribe -Aquila II." Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).
- Prodan M, Peters R, Cox F y Real P 1997 *Mensura forestal*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) - Instituto Iberoamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). 586p.
- Repetto G y Moran AC 1991 *Apuntes sobre la calidad de las aguas de uso potable*. CI (Cooperación Italiana, SV) / MSPAS (Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social, SV). 66p.
- Restrepo C y Gómez N 1998 Responses of understory birds to anthropogenic dejes in a neotropical montane forest. *Ecological Applications* 8: 170-183.
- Reyes-Bonilla H, Barraza JE 2002 Coral and associated marine communities from El Salvador. *En: Corals of Latin America*. J. Cortés (ed.). Elsevier. (En impresión).
- Rheinheimer G 1977. Regional and seasonal distribution of saprophytic and coliform bacteria. *En: Microbial ecology of a brackish water environment* , 1977.
- Roldán Pérez G 1996. *Guía para el estudio de los macro invertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*, Facultad de Ciencias Exactas, CIEN (Centro de Investigaciones, CO) Universidad de Antioquia 216p.
- Root RB 1967 The niche exploitation pattern of the blue - gray gnatcatcher. *Ecological monographs* 37: 317 - 350.
- Royama T 1992 *Analytical Population Dynamics*. Chapman and Hall, London.
- Sagastizado Mendez ME y Monterrosa Urías AJ. 1999 *calidad físico Química y Microbiológica del Agua en el Area de Desague del Lago de Guija y su Incidencia en la Salud Humana*. Oficina de atención al Medio Ambiente, Ministerio de Salud Publica y Asistencia Social (MSPAS).

- Sagastizado Mendez ME 2001 Impacto del Uso de la Tierra Sobre la calidad del Agua en la Cuenca del Río Talnique El Salvador. Centro Agronómico tropical de investigación y Enseñanza para el Desarrollo y la Conservación. Tesis. Costa Rica
- Salas HJ y Martino P 1990 Metodologías simplificadas para la Evaluación de Eutoficación en lagos Calidos tropicales. Programa Regional CEPIS/OPS/HPE.
- Salisbury R y Ross C 1996 Fisiología vegetal. Editorial Interamericana, Mexico DF 875p.
- Salwasser H, Hamilton CK, Krohn WB, Lipscomb JF y Thomas CH 1983 Monitoring wildlife and fish: Mandates and their implications. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference. 48: 297-307.
- Schowalter TD 1996 Insect ecology: an ecosystem approach. Academic Press. 483p.
- Schreuder HT, Gregoire TG y Wood GB 1993 Sampling methods for multiresource forest inventory. John Wiley, New York.
- Scott JM, Csuti B, Smith K, Estes JE y Caicco S 1991 Gap analysis of species richness and vegetation cover: an integrated biodiversity conservation strategy. En: Khom K A (ed.) Balancing on the brink of extinction: the endangered species act and lessons for the future. Island Press, Washington, DC. 282-297.
- Seber GAF 1965 A note on the multiple-recapture census. Biometrika. 52:249-259.
- Siewert HF, Miller CJ, Torke BG 1990 Water quality and macroinvertebrate populations before and after hazardous waste cleanup. Water Resources Bulletin 25 (3): 685-689.
- Slatkin, M. y Barton, N., 1989. A comparison of three indirect methods for estimating average levels of gene flow. Evolution, 43 (7), 1349-1368.
- Soberón J y Llorente J 1993 The use of species/accumulation functions for the prediction of species richness. Conservation Biology 7:480-488.
- Soroyokin YI 1995 Coral Reef Ecology. university of Queensland. Australia. 465p.
- Soule ME 1987 Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Spellerberg IF 1991 Monitoring ecological change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stinnett DP y Klebenow DA 1986 Habitat use of irrigated lands by California quail in Nevada. J. Wildlife Management. 50:368-372.
- Stork NE 1994 Inventories of biodiversity: more than a question of numbers. En: Forey P L, Humphries C J y Vane-Wright R I (eds.) Systematic and Conservation Evaluation. The Systematics Association Special Volume Nº 50. 81-100.
- Stork NE y Samways MJ 1995 Inventorying and monitoring. En: Heywood VH y Watson RT 1995 Global Biodiversity Assessment. UNEP, Cambridge. 457-542.
- Stork NE, Boyle TJB, Dale V, Eeley H, Finegan B, Lawes M, Manokaran N, Prabhu R y Soberon J 1997 Criteria y Indicators for Conservation of Biodiversity. CIFOR Working paper Nº17. 29p. En: http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/wpapers/wp-17.pdf
- Stouffer PC y Bierregaard RO 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. Ecology 76: 2429-2445.
- Suzuki D T Griffiths A J F millar J H Lewontin R C 1993 Introducción al análisis genético. McGraww Hill, New York 800p.
- Swaine MD y Whitmore TC 1988 On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. Vegetatio 75: 81-86.
- Tabachnick BG y Fidell LS 1996 Using multivariate statistics, Harper Collins College Publishers. 880p.
- Terborgh J 1986 Keystone plant resources in the tropical forest. En: Soulé M. (ed.) Conservation Biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, USA. 330 - 344.
- Thompson ID Davidson IJ O`Donnell S y Brazeau F. 1989 Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut and regenerating sands. Can. J. Zool. 67:1816-1823.

- Turner MG Landscape ecology: the effect of pattern and process. Annual Review on Ecology and Systematics 20: 171-197.
- Turner MG y Ruscher CL 1988 Changes in landscape patterns in Georgia, USA. Landscape ecology 1(4): 241-251.
- Turner MG, O'Neill RV, Gardner RH y Milne BT 1989 Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. Landscape Ecology 3: 153-162.
- Turner SJ 1994 Scale, observation and measurement: critical choice for biodiversity research. . En: Boyle TBJ y Boontawee B 1994 Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest. Proceedings of IUFRO Symposium held at Chiang Mai, Thailand 1994. 97 - 111.
- UNESCO 2000 Solving the puzzle: the ecosystem approach and biosphere reserves. UNESCO, Paris.
- United Nations Environmental Programme (UNEP) 1986 The Handbook of ecological monitoring. Clark R (ed.). Clarendon Press, Oxford.
- Urban DL, O'Neill RV y Shugart HH 1987 Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. BioScience 37 (2): 119-127.
- Usher MB 1991 Scientific requirements of a monitoring programme. En: Goldsmith FB (ed.) Monitoring for conservation and Ecology. Chapman y Hall, London. 15-32.
- van der Meijden E y van der Veen-van Wijk 1997 Tritrophic metapopulation dynamics: a case study of ragwort, the cinabar moth and the parasitoid *Cotesia popularis*. En: Hanski I y Gilpin E. (eds.) Metapopulations Biology: Ecology, Genetics and Evolution. Academic Press, San Diego.
- van Oosterhout C 2000 Captive metapopulations of the butterfly *Bicyclus anynana*. PhD. Thesis. Universiteit van Leiden, Holland. 205p.
- Verner J 1985 Assessment of counting techniques. Curr. Ornithol. 2:247-302.
- Walker B H 1992 Biodiversity and ecological redundancy. Conservation Biology 6: 18-23.
- Ward GS and Parrish PR 1982 Manual of Methods in aquatic environment research. Part 6. Toxicity tests. FAO Fisheries Technical paper No. 185.
- WCMC 1992 Global Biodiversity: status of the earth's living resources. Chapman y Hall, London. 585p.
- WCMC 1996 Assessing Biodiversity Status y Sustainability. World Conservation Press. 107p.
- Welcome RL 1992. Pesca fluvial. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT) Documento Técnico de Pesca 262- 303p.
- Westphal A 1977 Zoología Especial de Protozoos. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 229p.
- Whiles, MR; Brock, BL; Franzen, AC; Dinsmore SC. 2000. Stream invertebrate communities, water quality, and land-use patterns in an agricultural drainage basin of Northeast Nebraska, USA. Environmental Management 26(5): 563-576
- White GC Andreson DR Burnham KP y Otis DL 1982 Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos Natl. Lab. LA-8787-NERP. 235 pp.
- Whitmore TC 1984 Tropical Rainforest of the Far East. Clarendon Press, Oxford.
- Wickham JD, Riitters KH, O'Neill RV, Jones KB y Wade TG 1996 Landscape "contagion" in raster and vector environments. International Journal on Information Systems 10(7): 891-899.
- Wildi O y Orlóci L 1996 Numerical exploration of community patterns: a guide to use MULVA 5. SPB Academic Publishing. Canada. 171p.
- Williams-Linera G 1993 Revista de Biología Tropical 41: 443-451.
- Wilson EO 1992 The diversity of life. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts
- Wilson et al 1996 (eds) Measuring and monitoring of biological diversity: Standard methods for mammals. Smithsonian Institute Press, Washington, D. C.
- World Health Organization (IHD-WHO) 1978 Working Group on the Quality of Water. Water quality surveys: a guide for the collection and interpretation of water quality data. Rome 350.p (Reports in Hydrology no. 23)Magurran, AE.1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral. Trad. AM, Cirer. 199p.

Wright, S., 1969. Evolution and the genetics of populations. Vol. 2: The theory of gene frequencies. University of Chicago Press, Chicago

Zuñiga de Cardoso M, Rojas AM, Calcedo G 1993 Indicadores Ambientales de Calidad de Agua en la Cuenca del río Cauca. Asociación de Ingenieros Sanitarios de Antioquía Medellín.

Anexo 1 Glosario

Abundancia relativa de una especie es el porcentaje de una especie en el total de especies muestreadas.

Bienes y servicios ambientales son condiciones y procesos que caracterizan a los sistemas naturales que proveen a los seres humanos condiciones de la que ellos dependen, por ejemplo mantenimiento de la calidad de los gases atmosféricos, control del ciclo hidrológico (incluyendo la reducción de la probabilidad de inundaciones y deslizamientos), protección de zonas costeras por la generación y conservación de arrecifes coralinos y el mantenimiento de sistemas de dunas, generación y conservación de suelos fértiles, reciclado de nutrientes, control de la mayoría de posibles plagas de cultivos y vectores de enfermedades, polinización de cultivos, provisión directa de alimentos y mantenimiento de diversidad genética.

Biodiversidad o diversidad biológica es la variabilidad que existe entre organismos vivos (incluyendo los organismos terrestres y acuáticos) y los complejos ecológicos de los que forman parte, lo que incluye la diversidad dentro de una especie, la diversidad entre especies y la diversidad de ecosistemas.

Cinegético relativo a la cacería.

Composición o Componentes es identidad y variedad de elementos en un nivel de organización de la biodiversidad determinado, incluye los listados de especies y medidas de diversidad de ecosistemas, especies y genes.

Comunidades son conjuntos de organismos vivos que interactúan entre sí, en un espacio y tiempo determinados.

Conservación conjunto de actividades humanas incluyendo las medidas para la protección, mantenimiento, rehabilitación, restauración, manejo y mejoramiento, para garantizar el uso sostenible de la biodiversidad.

Corredores espacios con ecosistemas que integran funcionalmente dos o más parches.

Deriva génica

Diversidad biológica (ver Biodiversidad).

Ecosistemas son las unidades funcionales básicas de interacción de los organismos vivos entre sí y de estos con el ambiente, en un espacio y tiempo determinados.

Efecto de borde procesos bióticos y abióticos que se dan en un fragmente de un ecosistema remanente debido a la presencia de un límite entre el ecosistema remanente y un área perturbada.

Endogamia

Especie existen diversas definiciones de especie, las más importantes son:

- Concepto Biológico: Grupos naturales que se cruzan (o con potencial a cruzarse) quienes están separados a nivel reproductivo de otros grupos (Mayr 1963).
- Concepto Fenético: El grupo mas pequeño que puede ser reconocido como distinto de otros grupos a través de criterios objetivos, o un grupo fenético de una diversidad considerada inferior a la categoría de subgénero (Sneath y Sokal 1973).

- Concepto Morfológico: Las poblaciones naturales más inclusivas y permanentemente separadas de otras poblaciones por diferencias morfológicas (Du Rietz 1930, Cain 1954, Mayr 1963, en Heywood y Baste 1995).
- Concepto de Reconocimiento: La población más inclusiva de individuos biparentales quienes comparten un sistema de fertilización (Patterson 1985).
- Concepto de Cohesión: La población más inclusiva de individuos que poseen el potencial de una cohesión fenotípica a través de mecanismos intrínsecos de cohesión (Templeton 1989).
- Concepto Filogenético: Un grupo basal e irreducible de organismos, que son diagnosticados como distintos de otros grupos y en el que existen patrones de ancestro-descendiente (Cracraft 1989).
- Concepto Evolutivo: Un linaje único de poblaciones de ancestros-descendientes que mantienen su identidad de otros linajes y que tienen sus propias tendencias evolutivas y destino histórico (Wiley 1978).
- Concepto Genotípico: Grupos que son reconocidos por un déficit de intermediarios, ambos en un loci único (déficit heterocigoto) y en múltiples loci (correlaciones positivas o desequilibrios entre loci que son divergentes entre grupos) (Mallet 1995).
- Concepto de Linaje General: Segmentos de la línea única entre ancestros y descendientes (linajes evolutivos) a nivel de población (de Queiroz 1998).

Especies bandera son especies populares y carismáticas que sirven como símbolos y foco de iniciativas de conservación.

Especies clave son especies sobre las cuales depende una gran parte de la comunidad. Existe mucho debate sobre este concepto, pero existe poca duda a cerca de que en algunos casos existen especies que juegan un papel principal en la supervivencia del ecosistema.

Especie endémica es una especie restringida a una región en particular.

Especie exótica es una especie que aparece en un sistema natural o afectado por el ser humano y puede representar un nuevo patógeno, vector, parásito o planta no deseada.

Especies indicadoras están adaptadas a reaccionar de forma característica a cambios en condiciones ambientales, o su diversidad parece estar correlacionada con la de muchas otras especies, es decir, son especies que evidencian los efectos de las perturbaciones en un número de otras especies que poseen requerimientos similares de hábitats.

Especies paraguas o sombrilla tienen grandes requerimientos de área, y si se les da suficiente hábitat protegido, llevarán consigo muchas otras especies bajo protección.

Especies vulnerables son especies raras, genéticamente empobrecidas, de baja fecundidad, dependientes de recursos que se dan en forma imprevisible, extremadamente variables en densidad su densidad poblacional, amenazadas o en peligro de extinción

Estructura o Patrón es la organización física de un sistema, desde la complejidad de hábitats hasta los patrones de parches y otros elementos del paisaje.

Flujo Génico

Frecuencia de una perturbación o disturbio Número promedio de eventos en cierto periodo de tiempo. La frecuencia se utiliza como la probabilidad de perturbación y se expresa como una fracción decimal de eventos en un año.

Función o Proceso son los procesos ecológicos y evolutivos que se dan en los distintos niveles de organización de la biodiversidad, incluyendo el flujo génico, los disturbios o perturbaciones naturales y antrópicas y el reciclaje de nutrientes en los ecosistemas.

Genes unidades funcionales de la herencia contenidos en cualquier material de origen vegetal, animal o microbiano o de otro tipo.

Gremio o grupo funcional grupo de especies que usan el mismo recurso de hábitat de una forma similar.

Grupo funcional (ver Gremio).

Diversidad de especies es una medida del número de especies presentes en un área ajustada a la abundancia de especies y a los efectos de muestreo.

Diversidad α es la diversidad de especies que existe dentro de una comunidad determinada.

Diversidad β es una medida que expresa la distancia ecológica, es decir el grado en que dos muestras se diferencian entre sí por su composición de especies debido a su separación a través de gradientes ambientales y otros factores.

Indicador son herramientas que se elaboran para apoyar a los investigadores a comunicar información en diferentes niveles. En el presente documento los indicadores son seleccionados con el fin de proveer información sobre el estado de la biodiversidad para el monitoreo.

Índice herramientas desarrolladas en el presente manual para medir los atributos de cada uno de los componentes de la biodiversidad

Intensidad de una perturbación o disturbio Fuerza física del evento en cierto área y en cierto tiempo.

Inventario resulta de describir, ordenar, catalogar, cuantificar y mapear entidades como genes, especies y ecosistemas. Los inventarios involucran tanto componentes, como estructura y procesos y pueden abordarse en distintas áreas de la ciencia como la sistemática, ecología, biogeografía, biología de la conservación, genética de poblaciones y manejo y uso de recursos biológicos.

Matriz de paisaje es el ecosistema dominante, más continuo y extenso que define la dinámica y el funcionamiento del paisaje.

Metapoblación es una población de poblaciones y ocurre cuando una población es fragmentada, considerándose así un fragmento como una metapoblación.

Monitoreo consiste en una serie de evaluaciones sistemáticas para predecir el comportamiento de variables clave con el fin de mejorar y aumentar las opciones de manejo y proveer alertas tempranas a cambios en el sistema que se quiere conservar o utilizar.

Parches son diversos ecosistemas inmersos en la matriz que presentan condiciones ambientales relativamente homogéneas.

Paisajes es un mosaico heterogéneo de diversos usos de suelo, tipos de vegetación y geomorfologías diferentes. El paisaje está formado por un conjunto de elementos naturales y humanos como la geomorfología, los cuerpos de agua, la vegetación y las actividades y construcciones humanas; y puede ser analizado en unidades de paisaje que son proporciones del territorio cuya respuesta visual es homogénea.

Población es un grupo de individuos de la misma especie que habitan en un lugar específico y, por lo general, se ha caracterizado por ser una unidad independiente.

Resistencia es la capacidad de un sistema de resistir a un cambio en el ambiente, sin sufrir modificaciones.

Resiliencia es la capacidad de un sistema de volver al punto de equilibrio luego de sufrir cambios a consecuencia de una perturbación.

Restauración conjunto de actividades humanas tendientes a provocar la recuperación de un ecosistema natural.

Riqueza de especies número de especies que ocurren en un área, ecosistema o comunidad determinados, dándole el mismo peso a cada especie.

Sucesión cambio direccional en el tiempo de la composición de especies y la fisonomía de la vegetación en un sitio determinado cuyo clima permanece constante.

Anexo 2 Formulario recolección de datos

El formulario esta compuesto de tres secciones: Módulo de Ecosistemas, Módulo de Especies y Módulo de Bibliografía. En cada módulo se ingresan datos de distintos tipos. Estos datos son estándar para que puedan ser integrados en el Sistema de Información Nacional sobre Biodiversidad (SINABIO). Es por ello que seguidamente al formulario se presentan diversas hojas conteniendo las categorías que corresponden a algunos campos específicos. Los formularios pueden ser rellenos directamente en formato digital en el programa del SINABIO diseñado para tal fin que provee en forma gratuita el MARN.

Estructura y tipo de datos Módulo de Ecosistemas

Datos generales del ecosistema

Investigador *Indique el nombre de la persona que determina el tipo de comunidad vegetal*

Tipo de comunidad *Indique el nombre de la comunidad vegetal*

Tipo de muestreo *Indique el tipo de muestreo realizado para caracterizar la comunidad vegetal*

Estacionalidad de la vegetación	decidua	semi - decidua	Siempreverde
Presencia de epifitas	alta	mediana	Baja
Presencia de musgos	alta	mediana	Baja
Presencia de bejucos	alta	mediana	Baja
Número de estratos			
Estado sucesional			

Especies dominantes por estrato

Estrato 1	<i>Liste los nombres de las especies dominantes en el estrato</i>
Estrato 2	<i>Liste los nombres de las especies dominantes en el estrato</i>
Estrato 3	<i>Liste los nombres de las especies dominantes en el estrato</i>

Porcentaje de suelo desnudo	Alto	Medio	Bajo		
Presencia de claros	Alta	Media	Baja		
Erosión	Alta	Media	Baja	No visible	
Tipo de suelo	Arcilloso	Arenoso	Limoso	Limo - arcilloso	Limo – arenoso
Rociedad	menos de 2%	2 - 10%	10 - 30%	30 - 50%	mas de 50%

Densidad vegetación	Árboles (altura en metros)											Arbustos		Hierbas	
	60	55	50	45	40	35	30	25	20	15	10	5 a 2	2 a 1	2 a 1	menos de 1
Densa															
Media															
Abierta															
Muy abierta															
Rala															

Datos ambientales sobre los ecosistemas

Investigador *Nombre de la persona que definió el tipo de comunidad*Tipo de comunidad *Nombre de la comunidad*

Fecha

Estacionalidad		<i>Si existe estacionalidad climática indicúela</i>
Topografía general	Montaña Pie de Monte Llanura Otro:	<i>Marque el tipo de topografía general</i>
Topografía de sitio	Cima Falta Arriba Falta Abajo Base Otro:	<i>Marque el tipo de topografía del sitio de muestreo</i>
Altitud / Profundidad		<i>Indique la altitud o profundidad donde se realizó el muestreo</i>
Pendiente	0-5% 5-10% 10-20% 20 - 30% más de 30%	<i>Indique la pendiente del sitio de muestreo</i>
Humedad	Seco Húmedo Saturado Inundado	<i>Indique los rangos de humedad del sitio de muestreo</i>
Tipo de vegetación	clasificación	<i>Seleccione el tipo de vegetación al que corresponde el sitio de muestreo</i>
Ambiente	tipo	<i>Describa el tipo de ambiente donde se realizó el muestreo</i>
	hábitat	<i>Describa el tipo de hábitat donde se realizó el muestreo</i>
	microhábitat	<i>Describa el tipo de microhábitat donde se realizó el muestreo</i>
Observaciones		

Datos de georreferenciación de los ecosistemas

Investigador *Nombre de la persona que colectó o realizó la identificación de comunidades*Tipo de comunidad *Indique el tipo de comunidad*

Fecha

Departamento	
Municipio	
Cantón	
Caserío	<i>Nombre del caserío mas cercano al sitio de muestreo</i>
Sitio	<i>Nombre del sitio de muestreo</i>
Latitud	<i>Coordenadas exactas de latitud, en el centro de la comunidad</i>
Longitud	<i>Coordenadas exactas de longitud, en el centro de la comunidad</i>
Sistema de referencia	<i>Indique el sistema de referencia en que se colectan las coordenadas</i>
Fuente	<i>Indique cómo recolectó las coordenadas</i>
Precisión / Escala	<i>Indique los metros de error del GPS o la escala de la hoja cartográfica</i>
Observaciones	

Datos sobre las personas que obtuvieron la información

Institución	Nombre	<i>Indique el nombre de la institución</i>
	Siglas	<i>Indique las siglas de la institución</i>
	Ciudad	<i>Indique la ciudad a la que pertenece la institución</i>
	País	<i>Seleccione el país de la institución</i>
	Dirección	<i>Indique la dirección completa de la institución</i>
	Área de investigación	<i>Mencione el área de investigación y trabajo de la institución</i>
	Tipo de institución	<i>Seleccione el tipo de institución</i>
Autor de publicaciones	Nombre	<i>Nombre de la persona que ha realizado la identificación de los tipos de comunidad</i>
	Apellido paterno	<i>Apellido paterno de la persona que ha realizado la identificación de los tipos de comunidad</i>
	Apellido materno	<i>Apellido materno de la persona que ha realizado la identificación de los tipos de comunidad</i>

Estructura y tipo de datos Módulo de Especies

Nomenclatura de las especies

Nombre científico		<i>Genero y Especie</i>
Genero		<i>Genero del espécimen</i>
Especie		<i>Epíteto específico del espécimen</i>
Reino		<i>Indique el Reino al que pertenece el espécimen</i>
División		<i>Indique la División a la que pertenece el espécimen</i>
Clase		<i>Indique la Clase a la que pertenece el espécimen</i>
Orden		<i>Indique el Orden al que pertenece el espécimen</i>
Familia		<i>Indique la Familia a la que pertenece el espécimen</i>
Basónimo / Nombre original		<i>Escriba el primer nombre que se le dio a la especie a la que pertenece el espécimen</i>
Nombre de la autoridad		<i>Indique la autoridad que dio el nombre a la especie</i>
Nombre común 1	localidad 1	<i>Indique la localidad donde utilizan el nombre común</i>
	nombre 1	<i>Indique un nombre común que se le da al espécimen</i>
	idioma 1	<i>Indique el idioma del nombre común</i>
	observaciones	
Nombre común 2	localidad 2	<i>Indique la localidad donde utilizan el nombre común</i>
	nombre 2	<i>Indique un nombre común que se le da al espécimen</i>
	idioma 2	<i>Indique el idioma del nombre común</i>
	observaciones	
Nombre común 3	localidad 3	<i>Indique la localidad donde utilizan el nombre común</i>
	nombre 3	<i>Indique un nombre común que se le da al espécimen</i>
	idioma 3	<i>Indique el idioma del nombre común</i>
	observaciones	
Origen de la especie	Nativa - exótica	<i>Indique si la especie es nativa o exótica</i>
Hábito	Invasora – no invasora	
Tipo de especie		<i>Indique si la especie es una especie clave, sombrilla, bandera, indicadora, amenazada o en peligro de extinción</i>
Información adicional	estatus	
	taxón	
	sistema de clasificación	
	número filogenético	
Observaciones		

Datos sobre especímenes contenidos en colecciones

Nombre científico		Genero y especie
Colector		Nombre de la persona que colecta el espécimen en el campo
Identificador		Nombre de la persona que colecta el espécimen en el campo
Institución / Colección		Nombre de la institución en la que esta depositado el espécimen
Fecha de colecta y descripción	inicial	Indique la fecha de colecta inicial
	final	Indique la fecha de colecta final
Catálogo		Si existiera, indique el número de catálogo en que se deposita el espécimen
N° individuos		Indique el número de individuos de esta especie que se colectaron
Duplicados	N° duplicados	Si existen duplicados, indique el número
	Institución depositaria	Si existen duplicado, indique el nombre de la institución donde se depositaron
Método y circunstancias de recolección		Indique el método de coleta
Procedencia de los datos		Indique la procedencia de los datos
Calificación de la determinación	muy confiable	Indique la confiabilidad de la determinación de la especie
	confiable	
	poco confiable	
Descripción macroscópica / microscópica		Realice una descripción macroscópica del espécimen
Otros datos	sexo	Indique el sexo del espécimen
	edad	Indique la edad del espécimen
	procedimientos taxonómicos	Si se realizaron procedimientos para la determinación taxonómica indique cuales
	tipo de preparación	Indique el tipo de preparación de los especímenes
	calidad de almacenamiento	Indique la calidad de almacenamiento de los especímenes
	calidad de mantenimiento	Indique la calidad de mantenimiento de los especímenes
Observaciones		

Datos ambientales del sitio donde se encuentra la especie

Investigador Nombre de la persona que definió el tipo de comunidad
Nombre científico Genero y especie
Tipo de comunidad Nombre de la comunidad
Fecha

Estacionalidad		Si existe estacionalidad climática indicuela
Topografía general	Montaña Pie de Monte Llanura Otro:	Marque el tipo de topografía general
Topografía de sitio	Cima Falda Arriba Falda Abajo Base Otro:	Marque el tipo de topografía del sitio donde se realizó la colecta
Altitud / Profundidad		Indique la altitud o profundidad donde se realizó la colecta
Pendiente	0-5% 5-10% 10-20% 20 - 30% más de 30%	Indique la pendiente del sitio donde se realizó la colecta
Humedad	Seco Húmedo Saturado Inundado	Indique los rangos de humedad del sitio donde se realizó la colecta
Tipo de vegetación	clasificación	Seleccione el tipo de vegetación al que corresponde el sitio de colecta
Ambiente	tipo	Describa el tipo de ambiente donde se realizó la colecta
	habitat	Describa el tipo de hábitat donde se realizó la colecta
	microhábitat	Describa el tipo de microhábitat donde se realizó la colecta

Datos demográficos de la especie

Nombre científico	<i>Indique el nombre científico del espécimen</i>
Fecha	
Departamento	
Municipio	
Cantón	
Caserío	<i>Nombre del caserío mas cercano al sitio de colecta</i>
Sitio	<i>Nombre del sitio de colecta</i>
Estación de captura	<i>Si existiera, nombre de la estación de captura</i>
Latitud	<i>Coordenadas exactas de latitud</i>
Longitud	<i>Coordenadas exactas de longitud</i>
Sistema de referencia	<i>Indique el sistema de referencia en que se colectan las coordenadas</i>
Fuente	<i>Indique cómo recolecto las coordenadas</i>
Precisión / Escala	<i>Indique los metros de error del GPS o la escala de la hija cartográfica</i>
Observaciones	

Datos sobre las personas que obtuvieron la información

Institución	Nombre	<i>Indique el nombre de la institución</i>
	Siglas	<i>Indique las siglas de la institución</i>
	Ciudad	<i>Indique la ciudad a la que pertenece la institución</i>
	País	<i>Seleccione el país de la institución</i>
	Dirección	<i>Indique la dirección completa de la institución</i>
	Área de investigación	<i>Mencione el área de investigación y trabajo de la institución</i>
	Tipo de institución	<i>Seleccione el tipo de institución</i>
Colección	Nombre de la colección	<i>Indique el nombre de la colección donde se depositaron los especímenes</i>
	Siglas	<i>Indique las siglas de la colección donde se depositaron los especímenes</i>
	Tipo de colección	<i>Indique el tipo de colección</i>
Determinador	Nombre	
	Apellido paterno	
	Apellido materno	
Colector	Nombre	
	Apellido paterno	
	Apellido materno	
Autor de publicaciones	Nombre	
	Apellido paterno	
	Apellido materno	
Otros		

Datos sobre la georreferenciación de las especies

Investigador *Indique el nombre de la persona que produjo los datos demográficos*

Tipo de comunidad *Indique el tipo de comunidad a la que pertenece la especie*

Fecha

Nombre científico	<i>Genero y especie</i>	
Estimación de la abundancia	<i>Indique el número estimado de individuos de la especie presentes en el área de estudio</i>	
Área de estudio	<i>Indique cual es el área de estudio para la cual se hacen las estimaciones</i>	
Método de estimación	<i>Indique el método por el cual se estimó el número de individuos</i>	
Tendencias de la población	aumentando	<i>Indique la tendencia de la población</i>
	estable	
	disminuyendo	
Amenazas	cacería	<i>Indique las amenazas a las que esta sujeta la población de estudio</i>
	cambio climático	
	catástrofes	
	colecta	objetivo de colecta
	comercio de partes o subproductos	
	competencia	
	consumo local	
	consumo exterior del país	
	contaminación	tipo de contaminante
	desviación de ríos	
	depredación	
	enfermedades	
	extracción para materiales	
	hibridación	
	especies exóticas	
	fragmentación de hábitat	
	Pastoreo	
	pesca	
	problemas genéticos	
	represas	
Calidad de la información, las estimaciones presentadas se basan en:	publicaciones científicas	
	consulta a especialistas	
	colecciones o herbarios	
	censos y monitoreo	
	observaciones de campo	
	entrevistas con lugareños	
	información sobre comercio	
Usos	<i>Indique los usos que se le da a la especie</i>	
Bienes y servicios ambientales	<i>Indique si la especie provee algún bien o servicio ambiental</i>	

Estructura y tipo de datos Módulo de Bibliografía

Título investigación:	Indicar el Título completo del artículo
Autor:	Indicar el Autor
Año Publicación:	Ingresar el año de publicación
Año dato:	Ingresar el año en que se tomaron los datos de la investigación
Publicado por:	Ingresar la Editorial o la institución que publicó en artículo
País(es) Investigación:	Indicar el país donde se realizó la investigación
Ámbito:	Agregar el ámbito de investigación
Tema:	Describir el tema de la investigación
Nivel biológico:	Indicar el nivel de organización (paisajes, ecosistemas, especies o genes)
Cobertura Espacial:	Indicar el área geográfica cubierta por la investigación
Nombre del Sitio:	Indicar el nombre del sitio donde se hizo la investigación
Fecha Inicio:	Fecha de inicio de la investigación
Fecha Finalización:	Fecha de finalización de la investigación
Estado Investigación:	Indicar si la investigación ha sido finalizada o esta en proceso de finalización
Numero de Paginas:	Número total de páginas de la publicación
Tipo Investigación:	Indicar el tipo de investigación
Tipo tesis:	Si es una tesis indicar el tipo de tesis (según el grado académico)
Tipo informe:	Si es un informe indicar que tipo de informe
Estado divulgación:	Indicar si ya ha sido publicado o esta en proceso
Ubicación Física:	Indicar dónde se pueden encontrar ejemplares de la publicación
Keywords:	Agregar palabras clave que hagan referencia a la publicación
Extensión Archivo:	Si existe en formato digital indicar el tamaño del archivo en Kb
Idioma:	Indicar el idioma en que esta escrita la publicación
Formato:	Indicar el formato en que se encuentra la publicación
Resumen:	Realizar un resumen o agregar el resumen que existe en la publicación