



Universidad
Rafael Landívar
Tradición Jesuita en Guatemala



UNIVERSIDAD RAFAEL LANDIVAR
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS
INSTITUTO DE AGRICULTURA, RECURSOS NATURALES Y AMBIENTE

LA RESTAURACION ECOLÓGICA: CONCEPTOS Y APLICACIONES

Revisión Bibliográfica

Juventino Gálvez

Serie de documentos
técnicos No. 8

Guatemala, diciembre de 2002

AUTORIDADES INSTITUCIONALES

Rector: Lic. Gonzalo de Villa y Vásquez S.J.
Vicerrectora General: Licda. Guillermina Herrera Peña
Vicerrector Administrativo: Dr. Hugo Beteta Méndez-Ruiz
Vicerrector académico. Dr. Rene Poitevin
Secretario: Lic. Renzo Lautaro Rosal

Decano FCAA: MSc. Luis Alberto Castañeda
Vicedecano FCAA: MSc. Horacio Juárez
Secretario FCAA: Ing. Roberto Yurrita

Director IARNA: MSc. Juventino Gálvez Ruano

PRESENTACIÓN	4
1. EL CONCEPTO DE DEGRADACION Y LA NECESIDAD DE RESTAURACION ECOLOGICA	5
2. RESTAURACION ECOLOGICA	6
3. MECANISMOS DE RESTAURACION ECOLOGICA.....	7
3.1. SUCESIONES SECUNDARIAS.....	7
3.2. REFORESTACIONES	10
3.3. INTRODUCCIONES	11
3.4. REINTRODUCCIONES	12
3.5. TRANSLOCACIONES	14
3.6. CORREDORES BIOLOGICOS	16
4. CONCLUSIONES.....	19
5. BIBLIOGRAFIA.....	20
6. ANEXO 1	22

La importancia que tiene la restauración ecológica se deriva de la existencia generalizada de distintas formas de degradación de los recursos naturales y las condiciones ambientales, que tienen su manifestación en aspectos tales como la pérdida de vegetación y suelos, aguas contaminadas; contaminación atmosférica; pérdida de recursos genéticos; pérdida o destrucción de partes vitales de hábitat; erosión genética; mortalidad y baja reproducción de las especies; cambios climáticos, geológicos y evolutivos; extinción de la especie y en general, el deterioro progresivo de distintos tipos de sistemas : naturales, modificados, cultivados y construidos.

En general las distintas actividades humanas se han extendido hasta alcanzar las fronteras de los territorios en estado natural, en tanto que las acciones de conservación se han centrado en la preservación del hábitat natural subsistente (WRI, UICN, PNUMA 1992). En América Latina y el Caribe, la preocupación más grande ha sido la de incluir, dentro de los sistemas de áreas protegidas, muestras representativas de la diversidad natural de la región (Machlis 1993). En parte debido a la creencia de que resulta más rentable proteger los hábitats naturales ya existentes que restaurar los que ya han sido degradado.

A medida que se reduce la disponibilidad de tierras ideales para la agricultura o para darles la condición de áreas protegidas, por la presión de la población y la producción y a medida que aumenta la superficie de tierras degradadas, se vuelve una necesidad la adopción generalizada de técnicas de restauración de la tierra (WRI, UICN, PNUMA 1992; Lamprecht 1990).

No obstante, las tierras degradadas no son la única dimensión que requiere de la atención de las acciones de restauración. La restauración ecológica es un concepto mas amplio que implica un conjunto de técnicas y procedimientos que busca de manera integral la restauración de sistemas ecológicos con diferentes intensidades de deterioro.

La presente revisión del tema tiene como objetivo describir la importancia de los procesos de restauración ecológica en respuesta al deterioro de los mismos, así como describir los distintos mecanismos que pueden conducir a la restauración de un área, sus principios, sus problemas y los resultados obtenidos en algunas experiencias concretas. Todo ello en el marco de la biología de la conservación como disciplina que provee principios y herramientas para preservar la diversidad biológica a través de la comprensión de la naturaleza de las especies y su sitio en el ecosistema. Esperamos que sea de utilidad.

MSc. Luis Alberto Castañeda
Decano
Facultad de Ciencias Ambientales y Agrícolas
Universidad Rafael Landívar

MSc. Juventino Gálvez Ruano
Director
IARNA
Universidad Rafael Landívar

1. EL CONCEPTO DE DEGRADACION Y LA NECESIDAD DE RESTAURACION ECOLOGICA

UICN, PNUMA y WWF (1991), indican que los sistemas degradados son los ecosistemas cuya diversidad, productividad y habitabilidad se ha reducido considerablemente. Indican además que los ecosistemas terrestres degradados se caracterizan por la pérdida de vegetación y suelo y los ecosistemas acuáticos se caracterizan a menudo por sus aguas contaminadas que pocas especies son capaces de tolerar.

Específicamente las tierras degradadas son aquellas cuya productividad y diversidad se ha reducido de tal modo que es poco probable que recuperen su estado original a menos que se apliquen medidas de rehabilitación especiales (UICN, PNUMA y WWF 1991). Este es el caso de grandes extensiones de tierra en la región centro americana donde incluso, los procesos de sucesión secundaria son poco exitosos, ya que el fenómeno de deterioro antropogénico es relativamente reciente y los mecanismos evolutivos que permitirían la adaptación de ciertas especies a tales condiciones, aún no han operado (Finegan 1993). Tierras parcialmente degradadas, tienen más posibilidades de rehabilitación.

Por otro lado, se indica que la degradación de bosques se refiere a la reducción de la productividad y/o diversidad debido a la utilización insostenible de madera (cuando la sustracción es mayor que la sustitución o se modifica la composición de las especies), los incendios (salvo el caso de sistemas forestales que dependen de los incendios para su establecimiento), las plagas y enfermedades, la remoción de nutrientes, la contaminación y el cambio del clima (UICN, PNUMA y WWF 1991).

A nivel de poblaciones animales, la pérdida de variabilidad genética, debida a depresión endogámica y pérdida de potencial evolutivo, pueden reducir las probabilidades de sobrevivencia de una población. De acuerdo a Mackinnon et.al. (1990) el mantenimiento de la variabilidad genética necesita de un número mínimo de individuos reproductivos lo cual, por diversas razones, no se cumple para muchas poblaciones animales. En estos casos, pueden ser útiles diferentes mecanismos que tiendan a restaurar los sistemas a través de la recuperación de los tamaños mínimos viables de las poblaciones de especies animales.

En términos generales, en el documento cuidar la tierra (UICN, PNUMA, WWF, 1991), se hace énfasis en que para vivir de manera sostenible es necesario simultáneamente: Proteger los sistemas naturales; lograr una producción sostenible de los recursos silvestres renovables a partir de sistemas modificados; lograr una producción sostenible de cultivos y ganado a partir de sistemas cultivados; lograr un desarrollo de los sistemas construidos, que tenga debidamente en cuenta las necesidades de las comunidades humanas y ecológicas; y restaurar o rehabilitar los sistemas degradados.

Acerca de este último aspecto, Harper (1993) plantea que la restauración ecológica es una ciencia emergente con una profunda importancia en conservación biológica. Los esfuerzos que se hacen actualmente en este campo son escasos. Sin embargo, a medida que aumenta el uso de recursos en las diferentes regiones, será más frecuente encontrarse con casos críticos que requieren de restauración ecológica (Machlis 1993). La restauración de comunidades podría convertirse en un componente importante de la conservación de la biodiversidad mundial (Jordan, Gilpin, y Aber 1987; Jordan, Peters y Allen 1988, en Jackson, 1992).

2. RESTAURACION ECOLOGICA

Según Jackson (1993), la Sociedad de Restauración Ecológica, define la restauración ecológica como " El proceso de alterar intencionalmente un sitio para establecer un ecosistema". La meta de este proceso es imitar la estructura, función, diversidad y dinámica del ecosistema específico a restaurar.

Existen tres formas básicas de restaurar un área degradada (Machlis 1993):

- **Recuperarla:** volviendo a cubrir de vegetación la tierra con especies apropiadas,
- **Rehabilitarla:** Usando una mezcla de especies nativas y exóticas para recuperar el área, y
- **Restaurarla:** Restableciendo en el lugar el conjunto original de plantas y animales con aproximadamente la misma población que antes.

Existe un nivel de degradación por debajo del cual no habrá recuperación (Finegan 1993; Machlis 1993). En este sentido, Machlis (1993), plantea que la restauración es indicada cuando el proceso normal de recuperación sería demasiado lento o no ocurriría porque se traspasó algún límite ecológico. Ejemplos de dichos límites son:

- Cuando el área es vulnerable ante trastornos recurrentes (como por ejemplo incendios)
- Cuando hay pocos remanentes de las comunidades originales y las distancias de dispersión son largas (como por ejemplo en las islas)
- Cuando la tasa de dispersión de las principales especies animales o vegetales es baja
- Cuando ciertas especies clave no pueden recolonizar sin ayuda externa (por ejemplo especies poco comunes o en peligro de extinción, o especies de vital importancia funcional)
- Cuando hay una cantidad excesiva de malas hierbas y plagas

En el contexto anterior y considerando los postulados funcionales de la conservación biológica (anexo 1), así como diferentes conceptos relacionados con el diseño de áreas protegidas, el manejo de poblaciones silvestres y procesos dinámicos de los ecosistemas provocados por distintos tipos de perturbaciones; es posible identificar diferentes mecanismos que conducen a la restauración ecológica de sistemas degradados. Es importante señalar que el mecanismo más adecuado depende de las características particulares del sistema a restaurar, así como de la intensidad de deterioro, el objetivo del área, las especies, los resultados esperados y otros.

Sobre este punto, se menciona que los sistemas degradados pueden restaurarse para alcanzar diversos objetivos, cada uno de los cuales puede atenderse mediante diferentes técnicas óptimas. En algunos lugares, aumentar la producción de cultivos alimenticios, árboles y otros productos de uso humano puede ser lo principal, y puede resultar conveniente utilizar monocultivos de rápido crecimiento. En otros sitios, los servicios de protección ambiental (como los referentes a ciclos hídricos) puede ser lo más importante, siendo conveniente utilizar una diferente combinación de técnicas. En otros, todavía los objetivos pueden consistir en

hacer que la zona degradada vuelva a un estado casi natural, para lo cual se necesita un enfoque muy diferente. Todos estos enfoques pueden respaldar la conservación de la biodiversidad eliminando las presiones que sufren los ecosistemas naturales o ampliando las zonas naturales (WRI, UICN, PNUMA 1992).

En el presente trabajo se consideran seis mecanismos de restauración ecológica, a saber:

- Sucesiones secundarias
- Reforestaciones
- Introducción de especies
- Reintroducción de especies
- Translocaciones
- Corredores biológicos

Los primeros dos, están directamente relacionados con la recuperación inicial de las tierras a través del establecimiento y desarrollo de vegetación. En el proceso de sucesiones secundarias se regeneran principalmente especies nativas, sin embargo, dependiendo de la composición florística original del sitio y su prevalencia en el banco de semillas del suelo, es posible la regeneración de especies exóticas. Las reforestaciones pueden incluir especies nativas y exóticas. Las introducciones, reintroducciones y translocaciones, aunque son mecanismos válidos para especies vegetales y animales han sido más aplicados en el manejo de poblaciones animales. Finalmente, el uso de corredores biológicos ha sido comúnmente relacionado con el manejo de poblaciones animales, sin embargo, es de aplicación en el campo florístico para especies que tienen baja capacidad de dispersión de diásporas.

Los mecanismos relacionados con especies animales, llevan implícito la determinación de datos biológicos acerca de las poblaciones que tienden a evitar su pérdida y restaurar su hábitat.

3. MECANISMOS DE RESTAURACION ECOLOGICA

3.1. SUCESIONES SECUNDARIAS

El restablecimiento de la producción de las tierras degradadas debe ser necesariamente la orientación principal de la labor de restauración en muchos lugares, especialmente en las zonas más pobres y más densamente pobladas (WRI, UICN, PNUMA 1992).

Las cifras existentes, señalan que el problema de deterioro de las tierras y la pérdida de la vegetación es de alcance general. Según WRI, UICN y PNUMA (1992), la degradación del suelo inducida por los seres humanos, primordialmente la erosión provocada por el agua y la reducción de los elementos nutritivos, afecta a aproximadamente el 14% de la extensión territorial de la América del Sur.

En un estudio reciente realizado por el Centro Internacional de Referencia e Información Edáfica, se concluye que a nivel global unas 1,215 millones de ha han sufrido degradación, lo cual representa casi el 11% de la superficie con cobertura vegetal de la tierra. Los investigadores consideran que en su mayoría (75%) la degradación es "moderada", es decir, que

aunque las funciones bióticas originales (la habilidad para procesar nutrientes en forma útil para las plantas) han sido parcialmente destruidas, con mejoras importantes se puede recuperar la productividad. Estiman que 300 millones de ha (24%) muestran degradación "severa", es decir que sus funciones bióticas originales han sido fuertemente destruidas y solo con ayuda técnica y fuertes inversiones financieras se pueden recuperar. Finalmente, alrededor de 9 millones de ha (1%) han sufrido degradación "extrema", es decir, degradación más allá de sus posibilidades de recuperación (Maass 1993)

El estudio citado señala que México y Centroamérica tienen la tasa regional de degradación específica (porcentaje de área degradada en relación al área con cobertura vegetal de una región) más alta del planeta. Se reporta que en los últimos 45 años se han degradado (de moderada a extrema) 60.9 millones de ha, lo que representa un 24.1% de su superficie con cobertura vegetal (Maass 1993)

Por otro, se ha planteado que "vivimos en la época de la vegetación secundaria" (Gómez-Pompa et al. 1972). Por grandes extensiones de los neotrópicos, las tierras abandonadas después de un esfuerzo en vano de cultivarlas son colonizadas primero por especies herbáceas y luego por leñosas, y se va desarrollando un bosque secundario que a veces tiene su propio potencial para manejo sostenible (Brown y Lugo 1990; Finegan, 1992).

Se dan procesos dinámicos en cualquier ecosistema natural a muchos niveles, en respuesta a muchos tipos de perturbación. De acuerdo con Finegan (1993), uno de los procesos dinámicos que se desarrolla a plazo relativamente corto es el de las sucesiones.

Este concepto de la ciencia ecológica trata de un proceso de cambio de la estructura y la composición de la vegetación en un determinado sitio, de manera que a lo largo del tiempo, se encuentra en dicho sitio una serie de comunidades vegetales diferentes; a menudo, cada comunidad es de mayor estatura y biomasa y contiene más especies que la anterior (Finegan 1993).

El mismo autor señala que se reconocen dos tipos de sucesiones, dependiendo del tipo de sustrato que la vegetación coloniza. Las sucesiones **primarias** son aquellas que se desarrollan sobre sustratos que nunca antes tuvieron vegetación. Las sucesiones **secundarias** son aquellas que se desarrollan sobre sitios que son abandonados después que su vegetación natural ha sido completamente destruida. Las sucesiones secundarias se inician más comúnmente en tierras que son cultivadas durante un tiempo y luego se abandonan (Sánchez 1982; Finegan 1993). Sin embargo, cualquier fenómeno natural que destruya un bosque inicia también una sucesión secundaria (Finegan 1993; FAO-UNESCO 1980).

Por su naturaleza, son las sucesiones secundarias las que adquieren relevancia en los procesos de restauración de tierras. Estas suceden sobre un suelo ya desarrollado el cual es relativamente favorable para la colonización de las especies secundarias, además de tener propágulos de las mismas (en el banco de semillas, tocones, etc.). Sin embargo, el éxito de las mismas depende del grado de degradación del sitio que, entre otros factores, depende de la fertilidad básica del suelo y el tipo y la duración del uso. Finegan (1993), plantea que mientras más largo es el período de cultivo, menores serán la riqueza florística y productividad del bosque secundario.

A este respecto se plantea que las sucesiones secundarias sobre suelos muy degradados representan otra situación. Finegan (1993), plantea que en la flora de las zonas húmedas tropicales no hay especies adaptadas (ni siquiera las leguminosas fijadoras de nitrógeno) a las

condiciones de degradación extrema propias del siglo 20. Un mejoramiento del sustrato sería necesario para facilitar la colonización de las especies forestales, ya que no hay pionera que lo efectúe.

Para ilustrar este aspecto es importante analizar los resultados obtenidos en un estudio realizado en condiciones de suelo ácido (oxisoles) en San Carlos de Río Negro Venezuela (Jordan, 1985). Se analizó la productividad primaria en un claro cultivado durante tres años y luego abandonado y en el bosque primario adyacente. El contenido de nutrientes del suelo aumentó después de la destrucción del bosque y el aumento fue mantenido a pesar de los procesos de lixiviación. Durante su desarrollo, la vegetación secundaria paró la lixiviación que era tan evidente durante el período de cultivo. En relación a estos resultados, las tendencias de la productividad fueron las siguientes: El bosque primario testigo mostró una producción primaria (PP) de unas 12 ton/ha/año. La PP de la parcela cultivada en el tercer año fue solo de 4.1 ton/ha/año y la de la vegetación secundaria en los primeros 3 años de sucesión muy superior a 7.2, 11.4 y 12.4 ton/ha/año.

Tal como se mencionó anteriormente, la productividad de la sucesión secundaria es fuertemente afectada por la intensidad de uso del sitio. Sobre oxisoles y ultisoles infértiles en Pará, Brasil; Uhl, Buschbacher y Serrao (1988) registraron una productividad de la sucesión secundaria de 10 ton/ha/año en potreros abandonados después de un año de manejo ganadero. Sin embargo, en potreros abandonados después de 6 años o más de quemadas y pastoreo, la productividad fue reducida a tan sólo 0.6 ton/ha/año y hubo poca colonización de especies arbóreas.

En términos generales Finegan (1993) plantea un modelo de sucesión secundaria aplicable a sitios en la zona húmeda de tierras bajas del trópico americano, con suelos no degradados y fuentes adecuadas de semillas, lo cual incluye tierras cultivadas por lapsos cortos y sitios en áreas boscosas afectadas por huracanes. Las fases sucesionales que comprende el modelo son:

1. **Primera fase** en los primeros meses después del abandono, el sitio es colonizado por especies pioneras herbáceas y arbustivas que forman una comunidad baja que puede ocupar el sitio hasta dos o tres años; a menudo las especies heliófitas efímeras se establecen rápidamente durante esta fase.
2. **Segunda fase** las heliófitas efímeras forman una comunidad de muy baja riqueza florística y dominada por una o pocas especies. Crecen rápidamente formando un dosel cerrado, a veces dentro de los dos o tres años después de abandonado el sitio y eliminando las especies de la primera fase por su sombra.

La duración de esta fase puede oscilar entre unos diez años como ocurre en Costa Rica (Finegan y Sabogal, 1988) a probablemente unos 20 años (por ejemplo en Guyana Francesa, Sarrailh et al., 1990 y Africa, Ross, 1954, citados por Finegan, 1993) o más. La fase termina con la decadencia de las poblaciones de heliófitas efímeras, pues estas especies no son capaces de regenerarse bajo su propia sombra.

Durante esta fase se establecen las heliófitas durables, que también a veces se establecen a los dos años o menos después del abandono, y crecen a la sombra de las heliófitas efímeras.

3. Tercera fase las heliófitas durables crecen rápidamente después de la desaparición de las efímeras, alcanzando hasta 25-30 cm de dap a los 10-15 años y 50 cm de dap a los 25 años en sitios en la zona atlántica de Costa Rica (Finegan y Sabogal 1988). Al igual que las heliófitas efímeras, las heliófitas durables dominan el bosque secundario hasta la decadencia de sus poblaciones, lo que puede significar una fase entre tal vez 30 y más de 100 años de duración.

El estudio del proceso de sucesiones secundarias no solo es importante en si mismo, sino que proporciona las bases para el entendimiento de diferentes técnicas aplicadas a la recuperación de tierras. El proceso puede manipularse a fin de orientar la composición florística de un área según los fines de la misma. Queda claro que en sitios cuyas actividades implican un drástico deterioro del substrato edáfico y la consiguiente reducción productiva del sistema, ni la sucesión secundaria puede, en el largo plazo, recuperar la productividad del mismo.

Finalmente es oportuno destacar la importancia de los procesos de formación de bosques secundarios en y alrededor de las áreas protegidas. Mackinnon et.al. (1990), se refiere a la sensibilidad de muchas especies animales a la pérdida de hábitats. Señala por ejemplo que muchos grandes mamíferos prefieren la vegetación secundaria. Si la meta del manejo es la conservación de la población de una especie, un paso fundamental es establecer sus requerimientos de hábitat y promover su formación.

3.2. REFORESTACIONES

Las actividades de reforestación a través de plantaciones arbóreas y sistemas agroforestales reestablecen la cubierta de árboles en tierras taladas, pero no sustituyen a los bosques, pues éstos son más eficaces para mantener las funciones ambientales y conservar la diversidad biológica y además pueden proporcionar una fuente de ingresos más estables (UICN, PNUMA, WWF 1991). Sin embargo, las labores de reforestación se justifican en tierras previamente arboladas, que no ha perdido su capacidad productiva, de tal modo que sea posible el desarrollo de diferentes tipos de especies vegetales en diferentes combinaciones (plantaciones forestales, sistemas agroforestales y otros).

Tanto para el saneamiento de paisajes devastados, como para evitar la inminente o la presente escasez de madera, las reforestaciones son una tarea ineludible en extensas regiones de la zona tropical, a pesar de que no en todas partes se haya identificado su importancia (Lamprecht, 1990).

Varios autores (Lamprecht 1990; WRI, UICN, PNUMA 1992; Montagnini et.al. 1992; Mackinnon et.al. 1990) señalan que entre los aspectos que se deben observar para optimizar las actividades de reforestación, son básicos los siguientes:

1. La existencia de beneficios directos e indirectos que sobrepasan los costos de su establecimiento. Un beneficio directo satisfactorio proveniente de una reforestación puede esperarse en el caso de que exista un mercado real o potencial para madera con suficiente demanda y que las condiciones ambientales permitan el cultivo de especies arbóreas de rápido crecimiento y/o de valor alto (Lamprecht 1990). En el caso de sistemas agroforestales los beneficios directos se derivan de la estabilidad ecológica y económica a nivel de sistemas familiares (Montagnini et al. 1992). Una plantación

puede justificarse con el beneficio indirecto que produce, cuando el bosque está en capacidad de desempeñar determinadas funciones de protección (del agua, del suelo y otros).

2. Como regla general, vale decir que donde no puede existir un bosque natural, no se debieran realizar intentos de reforestación. Si el bosque falta por causas naturales en sitios donde las condiciones ambientales son muy desfavorables para especies nativas (climas áridos, suelos pobres, régimen hídrico extremo, y otros); se puede pensar en una reforestación sólo en el caso de que se logren eliminar los factores que impiden el establecimiento del bosque (Lamprecht 1990).
3. Cuando las causas de deterioro del sitio son antropogénicas, las reforestaciones no deben ser iniciadas antes de haber eliminado confiablemente los factores que impiden una repoblación natural (Lamprecht, 1990).
4. La labor de reforestación puede basarse en gran medida en diversas especies locales (Jackson, 1992; Lamprecht, 1990).
5. El potencial de regeneración natural puede aprovecharse para establecer sistemas agroforestales a través de un proceso de selección de especies deseables (leña, madera, forraje, medicinales, fijación de nitrógeno, rápido crecimiento y otras) en áreas destinadas a la producción agroforestal. En poco tiempo será posible establecer un sistema de cultivos anuales con árboles dispersos creciendo en un sitio determinado (Gálvez, 1993; Imbach y Castello, 1989)
6. Las especies exóticas deben ser usadas en la reforestación solamente cuando los objetivos primarios sean la protección de suelos y la producción forestal, y cuando la especie exótica sea claramente superior a la especie local para estos propósitos (Mackinnon et.al. 1990).

3.3. INTRODUCCIONES

Proceso que consiste en la liberación deliberada de individuos de una especie dentro de un área de la que no son nativos, con el fin de establecer una población auto sostenida y viable (Machlis 1993). Las introducciones pueden resultar particularmente útiles para repoblar hábitats nuevos o alterados artificialmente; por ejemplo, donde presas u otros proyectos de irrigación han creado nuevos lagos y zonas inundables, o en donde proyectos de reforestación han creado hábitats nuevos pero faunísticamente muy pobres (Mackinnon et.al. 1990).

Existen muchos ejemplos de especies exóticas que se han vuelto plagas en sus nuevos hábitats y que con frecuencia compiten y desplazan a especies nativas (Mackinnon et.al. 1990; Machlis 1993). En este sentido, siguiendo a Mackinnon et.al. (1990) si por cualquier motivo se contempla la introducción de especies exóticas, deben considerarse los siguientes elementos:

1. No introducir especies que son plagas potenciales, por ejemplo, que se sepa que se alimentan de animales domésticos o de cosechas, que son vectores de animales peligrosos, que tengan una alta capacidad de dispersión y de reproducción o bien que tengan especies locales ecológicamente equivalentes.

2. Evitar la introducción de especies exóticas si una local puede sustituirla.
3. Considerar que la especie exótica pueda ser controlada o exterminada si es necesario.
4. Hacer introducciones de prueba en áreas pequeñas y aisladas donde la especie pueda ser exterminada si la prueba no resulta satisfactoria.
5. Las especies exóticas indispensables, como ciertos vegetales de consumo humano y animales de carga para el manejo, deben ser tan pocos como sea posible y deben estar fuera del área protegida o limitadas en áreas de desarrollo.
6. Evitar la introducción de una especie secundaria o de alguna enfermedad asociada con la especie exótica.
7. Cuando se juzgue que la introducción de una especie animal es apropiada, es preferible la transferencia de animales silvestres recién capturados al uso de animales nacidos o criados en cautiverio.
8. La desestabilización de un ecosistema nativo, debido a la introducción de especies exóticas puede conducir a la disminución de la biodiversidad en el largo plazo. Estudios recientes han demostrado que solo un 10% de las introducciones han causado extinciones y el 90% de éstas ocurrieron en islas (Machlis, 1993).
9. Considerando que prácticamente todas las regiones del mundo contienen especies introducidas, su erradicación o control hasta cierto límite, dependerá de la magnitud del impacto de estas especies sobre las poblaciones nativas.

3.4. REINTRODUCCIONES

Cuando se busca restaurar un área para devolverla a su estado original de biodiversidad, la reintroducción de especies vegetales o animales en un área degradada puede contribuir a reconstituir el sistema (Machlis 1993). A la vez, el creciente aislamiento de las áreas protegidas hará necesario, en el futuro, cierto grado de circulación genética artificial (Machlis 1993; Mackinnon et al. 1990; Wikramanayake 1990). También, podrían ser necesarias para mantener la diversidad de hábitats de la que dependen otras especies (Machlis 1993).

Los tipos de reintroducciones que existen son:

1. **Reabastecimiento:** es decir, la liberación de individuos de una especie para reforzar la población existente, con el objetivo de aumentar la viabilidad poblacional (Machlis 1993).
2. **Reintroducciones:** es decir, la liberación deliberada de individuos de una especie dentro de un área de la que habían desaparecido, con el objetivo de establecer una población autosostenida y viable (Machlis 1993).

En los dos casos anteriores, los animales a liberar pueden venir de criaderos diseñados para el efecto (por ejemplo iguanas verdes) o de áreas adyacentes.

3. **Rehabilitación de animales cautivos:** es decir, el proceso por el cual los animales en cautiverio son regresados a su ambiente natural. Dichos animales pueden haber nacido en cautiverio o haber sido atrapados por encontrarse heridos, enfermos, huérfanos o bien eran mascotas o animales de zoológico (Mackinnon et.al. 1990).

Los mismos autores señalan que en términos del número de animales regresados exitosamente a la naturaleza, los proyectos de rehabilitación juegan un papel insignificante en la conservación de especies.

La rehabilitación puede no necesariamente responder a un objetivo de restauración de hábitats, por lo que en este contexto no es muy importante.

En el proceso de reintroducciones debe tenerse cuidado de elegir un sitio de liberación adecuado, obviamente donde la población residente tenga baja densidad y necesite incrementarse o donde haya desaparecido pero aún subsisten condiciones favorables para una reintroducción (Mackinnon et.al. 1990).

Konstant y Mittermeier (1982) citados por Mackinnon et.al. (1990), dan algunas indicaciones acerca de las reintroducciones. Las mismas fueron diseñadas para especies de primates en Sudamérica, pero son aplicables a otros grupos de animales en sitios diferentes.

1. Los proyectos de reintroducción deben considerarse sólo cuando el hábitat de los sitios de liberación cuente con medidas de protección adecuadas y donde la especie en cuestión haya desaparecido por razones no relacionadas con lo apropiado del hábitat.
2. Siempre que se pueda, se deben usar exclusivamente grupos sociales intactos para proyectos de reintroducción; si no es así, deben hacerse esfuerzos por restablecer agrupaciones antes de la liberación.
3. En todos los casos de reintroducciones, los animales deben ser aprovisionados en su nuevo hábitat durante el tiempo que sea necesario, para suplir los alimentos naturales. También puede ser deseable destinar refugios.

Por otro lado Haig, Ballou y Derrickson (1990) dicen que en los programas de manejo de las poblaciones, es importante manejar la diversidad genética de las especies que son candidatos para la eventual reintroducción a los hábitats naturales. Estos autores presentan el caso de la reintroducción de una especie de ave (Rallus owstoni), extinta en su hábitat original desde 1986. Los individuos a reintroducir nacieron en cautiverio.

Este caso ofreció una oportunidad para evaluar varias opciones de manejo genético para establecer la aptitud de los individuos a reintroducir, en términos de los descendientes que producirían. Se compararon seis opciones para determinar cual era la que replicaba mejor la diversidad genética de la población cautiva original (pie de cría). Como indicadores de diversidad genética se utilizaron la heterocigosis, la diversidad alélica, la contribución del pie de cría y los equivalentes del genoma del pie de cría. Las opciones de manejo evaluadas son:

Opción 1: Se escogieron adultos al azar para que se reprodujeran

Opción 2: Se escogieron los reproductores cautivos más fecundos

- Opción 3:** Se usaron datos de alo-enzimas para escoger a los padres que producirían los pollos con más diversidad genética.
- Opción 4:** Se escogieron pares que igualaran la contribución de los fundadores en la población.
- Opción 5:** Se escogieron pares que maximizaran la diversidad alelica.
- Opción 6:** Se escogieron pares para maximizar los equivalentes del genoma de los fundadores.

Las opciones de manejo 4, 5, y 6, basadas en el análisis de pedigrí, produjeron la población con mayor diversidad genética para la reintroducción. El manejo de equivalentes del genoma de los fundadores produjo un balance entre la igualdad de la contribución de los fundadores y la maximización de la diversidad alelica, y produjo la población con la mayor diversidad genética.

La selección al azar de parejas para la reproducción, la selección del mejor reproductor en cautiverio, o el manejo por datos de alo-enzimas, resultaron en una substancial reducción de diversidad genética.

Con base en estos resultados, los autores concluyen que algunos de los criterios más comunes para el manejo o la reintroducción de las poblaciones pueden producir una pérdida significativa de diversidad genética, mientras que ciertas opciones de manejo pueden inclusive incrementar la diversidad genética arriba de los niveles actuales de población.

Acerca de los efectos de la variabilidad genética en el crecimiento y tamaño de las poblaciones, Lieberg (1993), indica que las poblaciones fundadas con individuos de dos diferentes reservas genéticas, se esperaría que tuvieran un incremento en las tasas de crecimiento, ya que la progenie de los individuos introducidos podría ser menos parecida que si fueran progenie de individuos originados de un simple conjunto de genes (menos probabilidad de homocigosis con alelos recesivos perjudiciales).

En un estudio de peces (*Gambusia holbrooki*), se determinó la existencia de depresión aparentemente temporal en tamaño poblacional y crecimiento; aunque, estadísticamente alcanzó la significancia con escasez y ocurrió de dos a tres generaciones subsiguientes al cruce (Lieberg, 1993). Sin embargo, existieron diferencias positivas relacionadas con el tamaño de las crías, proporción de hembras preñadas y tamaño de los jóvenes entre los tratamientos experimentales con diferentes variabilidades genéticas. Estos resultados apoyan la hipótesis de que las poblaciones con mas variación genética deben tener más productividad que las poblaciones genéticamente empobrecidas.

3.5. TRANSLOCACIONES

Las translocaciones son mecanismos directamente relacionados con el manejo de poblaciones silvestres de animales. Según Shafer (1990) se trata del movimiento de animales de una localización a otra, a fin de aumentar el tamaño de las poblaciones pequeñas, que tienden a aislarse por efecto de la fragmentación de hábitats. Así mismo Wikramanayake (1990) indica que la translocación es un mecanismo viable para conservar especies endémicas amenazadas de extinción al ser reubicadas en otros sistemas.

Las translocaciones deben ser cuidadosamente planificadas tanto en consideración a la comunidad nativa, como a las necesidades ecológicas y la integración genética de las especies en consideración (Wikramanayake 1990).

Teóricamente la translocación puede reforzar la población solo si se trata de ecotipos. La mezcla intraespecífica puede ser más dañina que útil si el proceso resulta en la pérdida del ajuste adaptativo debido a la depresión endogámica o a la introducción de genes deletéreos (Shafer 1990).

Wikramanayake (1990), basado en un caso de cuatro especies de peces potencialmente en peligro de extinción que son endémicas a los ríos del sudoeste de Sri Lanka y que fueron trasladadas a un sistema empobrecido y deteriorado de ríos, en las colinas centrales de ese país; presenta algunas consideraciones generales acerca del tema y hace recomendaciones para futuras translocaciones.

Las consideraciones generales son:

1. Cuando se establecen refugios de poblaciones, las reservas de propágulos deben ser suficientemente grandes para: a) maximizar la variabilidad genética intraespecífica en el refugio de la población o poblaciones y b) mantener la integridad genética de las especies a través del tiempo, de modo que puedan sobrevivir a la demografía y a la estocasticidad ambiental y a las interacciones interespecíficas tales como la competencia y la depredación.
2. Apropriados tamaños de los fundadores podrían necesariamente depender de las características biológicas, genéticas y ecológicas de las especies. Por ejemplo, muchos "stocks" de propágulos en la translocación de peces fueron alrededor de 50 individuos, pero algunas poblaciones fueron establecidas con "stocks" mas pequeños.
3. Difícilmente las futuras translocaciones podrían ser monitoreadas cercana y continuamente después de que ellas fueron hechas, por lo que, al menos las dinámicas iniciales de biología y ecología de poblaciones deben ser seguidas.
4. A pesar de las relativamente extremas y variables condiciones ambientales (altos flujos durante cataratas pesadas y variaciones en el nivel del agua) presentes en el nuevo hábitat, las cuatro especies establecieron sus propias poblaciones. Esto es probablemente atribuible a la existencia de refugios espaciales y temporales, en los cuales el pez fue protegido. La gran población y su ancha distribución podría asegurar que algunas especies sobrevivan a la variación ambiental en estas condiciones a menos que, las variaciones sean de una escala catastrófica que afecten el sistema entero. Sin embargo, habiendo engendrados en serie, ellos se reproducirán a través del año, y la probabilidad de extinción a través de los efectos de la variación ambiental es baja.

Los resultados de este experimento de translocación sugieren que un programa lanzado para conservar otras especies endémicas de peces es factible. Las recomendaciones formuladas para tal programa pueden ser altamente instructivas para el desarrollo de translocaciones que involucren otras especies. Wikramanayake (1990) hace énfasis en las siguientes:

1. Determinar los requerimientos ecológicos de las especies potenciales de translocación. Se sugiere detallar el análisis de la utilización del macro y micro hábitat y las relaciones tróficas. Estos datos ayudarán a determinar si la translocación de especies es conveniente, sin interacciones interespecificas intensas que podrían conducir a la extinción de ambos grupos de especies.

Además de las consideraciones de macro y microhabitat disponible, debe estudiarse la disponibilidad de comida, ya que esto es determinante para concluir qué hábitat y comida son convenientes para realizar la translocación. Esto es esencial para especies que son especialistas en hábitats.

2. Las variaciones genotípicas y fenotípicas de la población fuente debe ser determinada para asegurar que el "stock" de propágulos sea representativo de la especie a ser conservada.
3. El "stock" de propágulos debe ser lo suficientemente grande como para asegurar que la máxima variabilidad genética intraespecifica es incorporada en el refugio de poblaciones. Además la proporción de sexos del "stock" debe ser determinada, si es posible.
4. La menor variabilidad genética entre especies endémicas, derivados del arrastre genético o del cuello de botella, debe de ser determinado.
5. Debe tenerse cuidado para asegurarse que ninguna enfermedad o parásito sea introducido a la comunidad durante la translocaciones. Todos los individuos a ser translocados deben de tenerse en cuarentena por un período considerable antes de ser introducidos.

Finalmente Wikramanayake (1990) señala que sobre todo, este estudio demuestra que la translocacion puede ser llevada a cabo exitosamente para establecer un refugio de poblaciones de especies considerablemente amenazadas. Como sea, ellas deben ser implementadas juiciosamente. Agrega además, que es fundamental que las futuras translocaciones sean monitoreadas de cerca desde el principio.

3.6. CORREDORES BIOLOGICOS

Los corredores biológicos cobran importancia en los procesos de restauración ecológica en tanto que permiten a las especies cambiar sus distribuciones geográficas y mejorar los flujos genéticos, reduciendo así el efecto que tienen la fragmentación y el aislamiento de hábitats en la extinción de las especies y el deterioro de los sistemas naturales, así como las consecuencias de los cambios climáticos globales. Soulé y Gilpin (1991) definen a los corredores biológicos como paisajes lineales de dos dimensiones que conectan dos o más parches de vida animal que han estado conectados en tiempo pasado, sirviendo como conducto de animales.

Según Simberloff et.al. (1992) las funciones atribuidas a los corredores para movimiento son:

1. Disminuir la tasa de extinción definida en términos de la teoría de equilibrio
2. Disminuir la estocasticidad demográfica
3. Contrarrestar la depresión endogámica y
4. Satisfacer una necesidad innata de movimiento.

La escasez de información acerca de hasta qué punto las especies utilizan estos recursos, dificulta la determinación de las ventajas potenciales de los corredores (Simberloff y Cox 1987).

Esta misma carencia de datos no permite demostrar como son usados estos corredores y si este uso minimiza las extinciones al resolver los problemas de depresión endogámica y estocasticidad demográfica (Simberloff et.al. 1992). Los corredores naturales se han hecho muy comunes en proyectos de uso de terreno y estrategias de conservación, pero hay pocos datos disponibles que puedan apoyar o rechazar su valor (Noss, 1987).

Sin embargo, ya es del conocimiento común que las especies que son preservadas en estado de aislamiento en áreas protegidas dispersas, podrían llegar a extinguirse por no contar con la diversidad genética necesaria para mantener poblaciones sólidas (Machlis 1993). Sin la dispersión natural de material genético que proporcionan las áreas silvestres contiguas, las especies protegidas están expuestas a ciertos efectos que podrían llevarlas a la extinción (Machlis 1993; Mackinnon et.al. 1990).

En el caso de la fauna, la contribución de los corredores en la restauración ecológica ocurre entonces, cuando la dispersión genética a través de ellos permite mantener o recuperar el nivel de población mínima viable.

La naturaleza del corredor esta ligado a la especie. Así, existen especies que requieren corredores rudimentarios, especies que requieren vegetación dispersa entre los parches, especies que requieren vegetación continua entre parches, aunque no necesariamente natural y especies que requieren necesariamente vegetación natural entre parches (Loney y Hobbs 1991).

Relacionadas al papel de la restauración ecológica, se reportan algunas ventajas y desventajas de los corredores biológicos.

Las principales ventajas son:

1. Permiten el movimiento y la dispersión de la vida silvestre en peligro de extinción (Bridgewater 1992; Loney y Hobbs 1991).
2. Hábitat en si mismo para la vida silvestre (Loney y Hobbs 1991; Simberloff y Cox 1987; Dendy 1987).
3. Facilitan a las especies la obtención de recursos disponibles en varios refugios (Simberloff y Cox 1987; Noss 1987).
4. Permiten el incremento del tamaño poblacional y mejoran las oportunidades de sobrevivencia, al facilitarse la expansión de áreas (Shafer 1990; Dendy 1987).
5. Facilitan la recolonización de áreas afectadas por disturbios (quemadas, claros, sucesiones y otros) (Dendy 1987).
6. Ayudan en los procesos migratorios a causa de cambios climáticos (Hobbs y Hokins 1991).

Las principales desventajas son:

1. Transmisión de enfermedades y pestes, especies exóticas y malezas (Shafer 1990; Noss 1987; Dendy 1987)
2. Fácil dispersión de fuegos y disturbios abióticos (Noss 1987; Bridgewater 1992; Simberloff y Cox 1987).
3. Exposición de vida silvestre a cazadores y depredadores (Noss 1987).
4. Los costos económicos pueden ser altos (Simberloff y Cox 1987; Noss 1987).

4. CONCLUSIONES

1. A pesar de que los efectos acumulados de las distintas causas de degradación ambiental han sido observados desde tiempos lejanos, la ciencia de la restauración ecológica es relativamente reciente. Hoy en día, es considerada de relevancia mundial en la conservación de la biodiversidad. Los mecanismos existentes son en algunos casos bien conocidos en algunas zonas tropicales (por ejemplo las sucesiones secundarias), mientras que otros han sido relativamente pocos estudios, pero con casos concretos de aplicación exitosa (reintroducciones y translocaciones).

2. La restauración ecológica implica un conjunto de mecanismos aplicables según se trate de suelos degradados por la pérdida de la cobertura vegetal o la simplificación de un sistema por la pérdida de ciertos componentes de la flora o de la fauna. La aplicación de los mecanismos está en función de varios elementos entre los que deben considerarse: las características particulares del sistema a restaurar, la intensidad del deterioro, el objetivo del área, las especies involucradas, los resultados esperados, entre otros.

3. La meta de los procesos de restauración ecológica es imitar la estructura, función, diversidad y dinámica del ecosistema específico a restaurar. En este contexto, no todos los sistemas son susceptibles de ser restaurados naturalmente, ya que muchos han sobrepasado ciertos límites ecológicos en términos de productividad, diversidad, habitabilidad y potencial evolutivo. En muchos de estos casos donde la restauración natural sería demasiado lenta o no ocurriría, los mecanismos existentes pueden ser determinantes.

4. La composición y la productividad de los bosques secundarios que se desarrollan a través de los procesos de sucesión, dependen del grado de degradación del sitio durante la intervención humana, lo que a la vez, depende de factores como la fertilidad del sustrato, el uso previo del sitio y sus relaciones con el ciclaje y almacenamiento de nutrientes dentro del ecosistema.

5. A pesar de que la productividad primaria de la vegetación secundaria puede igualar la de los ecosistemas naturales; en sitios cuyas actividades implican un drástico deterioro del sustrato edáfico y la consiguiente reducción productiva del sistema, ni la sucesión secundaria puede, en el largo plazo, recuperar la productividad del mismo.

6. Los mecanismos relacionados con reintroducciones, translocaciones y corredores biológicos, en la práctica casi siempre se justifican complementariamente. Si se justifica la reintroducción de individuos de determinada especie a un sistema seguramente es porque el mismo ha estado sometido a diferentes presiones causantes de diferentes formas de deterioro. Así, poblaciones reducidas en hábitats fragmentados requerirán de corredores de movimiento, translocaciones y otras medidas complementarias tales como manejo de sitios de anidación, refugio y alimentación.

7. Es importante manejar la diversidad genética de las especies que son candidatos para la eventual reintroducción a los hábitats naturales. Algunos de los criterios más comunes (por ejemplo la selección al azar de parejas para la reproducción o la selección del mejor reproductor en cautiverio) para el manejo o la reintroducción de las poblaciones pueden producir una pérdida significativa de diversidad genética, mientras que ciertas opciones de manejo (basadas en el análisis de pedigrí) pueden inclusive incrementar la diversidad genética arriba de los niveles actuales de población.

5. BIBLIOGRAFIA

- BRIDGEWATER, P. 1992. Fortalecimiento de áreas protegidas. En: estrategia global para la biodiversidad. UICN-WRI-PNUMA. p. 117-132.
- BROWN, S.; LUGO, A. 1990. Tropical secondary forest. *Journal of tropical ecology* 6:1-31.
- DENDY, T. 1987. The value of corridors (and desing features of same) and small patches of hábitat. In: *Nature conservation: the role of corridors*. eds. Saunders, Hobbs, Surrey y Sons. USA. p. 357-359.
- FAO-UNESCO. 1980. Ecosistemas de los bosques tropicales húmedos: informe sobre el estado del conocimiento. Paris, Francia. 771 p.
- FINEGAN, B. 1993. Procesos dinámicos en bosques naturales tropicales. Curso de bases ecológicas para la producción sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 25 p.
- ; SABOGAL, C. 1988. El desarrollo de sistemas de producción sostenible en bosques tropicales húmedos de bajura. Un estudio de caso en Costa Rica. Parte 1. *El Chasqui* 17:3-24.
- GALVEZ, J. 1993. Caracterización, diagnostico y propuesta de manejo de los recursos naturales renovables en la zona del ejido municipal de Flores, Petén. Facultad de Agronomía, USAC. Guatemala. 255 p.
- GOMEZ-POMPA, A.; VASQUEZ-YANES, C.; GUEVARA, S. 1972. The tropical rain forest: a non-renewable resource. *Science* 177:762-765.
- HAIG, S.; BALLOU, J.; DERRICKSON, S. 1990. Management options for preserving genetic diversity: reintroduction of guam rails to the wild. *Conservation biology* 4(3):290-300.
- HARPER, J. 1993.
- HOBBS, R.; HOPKINS, A. 1991. The role of conservation corridors in changing climate. In: *Nature conservation: the role of corridors*. eds. Saunders, Hobbs, Surrey y Sons. USA. p 381-290.
- IMBACH, A.; CASTELLO, L. 1989. Formulación de un proyecto de conservación de los recursos naturales para la zona de pendientes del proyecto Chinorte, Nicaragua. Informe de consultoría. San José, Costa Rica. UICN. 127 p.
- JACKSON, L. 1992. The role of ecological restoration in conservaction biology. In: Fielder and Jain (eds).
- JORDAN, C. 1985. *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems*. Chichester: John Wiley & Sons.
- LAMPRECHT, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Los ecosistemas forestales en los bosques

- tropicales y sus especies arbóreas. Posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. GTZ. 335 p.
- LIEBERG, P. 1993. Strategies for population reintroduction; effects of genetic variability on population growth and size. *Conservation biology* 7(1):194-199.
- LONEY, B.; HOBBS, R. 1991. Management of vegetation corridor: maintenance, rehabilitation and establishment. In: *Nature conservation: the role of corridors*. eds. Saunders, Hobbs, Surrey y Sons. USA. p 299-311.
- MAAS, M. 1993. México y Centro América: las peores tasas de degradación de suelos. En: *Green peace América latina*. No. 4:2.
- MACHLIS, G. 1993. Áreas protegidas en un mundo cambiante: Los aspectos científicos. En *Parques y progreso*. UICN, BID. IV Congreso mundial de parques y áreas protegidas, Caracas, Venezuela. pp 37-53.
- MACKINNON, J. et.al. 1990. Manejo de áreas protegidas en los trópicos. UICN-PNUMA. 314 p.
- MONTAGNINI, F. et.al. 1992. Sistemas agroforestales.
- NOOS, R. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation biology* 1(2):159-164.
- SANCHEZ, P. 1982. Suelos del trópico. San José costa Rica. IICA. 634 p.
- SHAFER, C. 1990. *Nature Reserves, island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press. USA. 189 p.
- SIMBERLOFF, D. et.al. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology* 6(4)493-504.
- ; COX, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation biology* 1(1):63-71.
- SOULE, M.; GILPIN, M. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In: *Nature conservation: the role of corridors*. eds. Saunders, Hobbs, Surrey y Sons. USA. p 3-8.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. In: *Patterns of plant succession*. *Journal of ecology*. 76:663-681.
- UICN; PNUMA; WWF. 1991. *Cuidar la tierra: Estrategia para el futuro de la vida*. Gland, Suiza. 258 p.
- WIKRAMANAYAKE, E. 1990. Conservation of endemic rain forest of Sri Lanka: results of a translocation experiment. *Conservation biology*. 4(1):32-38.
- WRI; UICN; PNUMA. 1992. *Estrategia global para la biodiversidad*.

6. ANEXO 1

PRINCIPIOS Y POSTULADOS DE LA BIOLOGIA DE LA CONSERVACION

I. POSTULADOS FUNCIONALES

1. La mayoría de las especies que constituyen las comunidades naturales son el producto de procesos coevolutivos. Ello implica:
 - a. Las especies son interdependientes.
 - b. La extinción de especies claves puede tener consecuencias muy amplias.
 - c. Muchas especies son altamente especializadas.
 - d. La introducción de especies "generalistas", como las exóticas pueden reducir la diversidad.
2. Los procesos ecológicos tienen umbrales superiores e inferiores, por arriba o por debajo de los cuales se vuelven discontinuos, caóticos o se suspenden. Ello implica:
 - a. Tales procesos fallan cuando los sistemas que los soportan son demasiado pequeños.
 - b. La continuidad temporal de los hábitats y los estados sucesionales dependen del tamaño.
 - c. La tasa de supervivencia de las especies en las reservas es proporcional al tamaño de las reservas.
3. Los procesos genéticos y demográficos tienen umbrales por debajo de los cuales no son adaptativos, prevaleciendo fuerzas aleatorias sobre las adaptativas, dentro de las poblaciones. Ello implica:
 - a. Las poblaciones aisladas sufren pérdida de aptitud como consecuencia de la reproducción endogámica, en poblaciones efectivas menores de 50-100 individuos.
 - b. La deriva genética en poblaciones pequeñas, lleva a una progresiva pérdida de diversidad genética.
 - c. La selección natural sería menos efectiva en poblaciones pequeñas, debido a la deriva genética y a la pérdida de la potencial variación genética adaptativa.

4. Las reservas naturales son inadecuadas para mantener organismos grandes y raros. Ello debido a:
 - a. La extinción es inevitable en hábitats aislados del tamaño de las reservas.
 - b. La especiación (el mecanismo natural para el reemplazo de especies comparables) es muy poco probable que ocurra en reservas aisladas para organismos raros y grandes.

II. POSTULADOS NORMATIVOS O ETICOS

1. La diversidad de organismos es buena
2. La complejidad ecológica es buena
3. La evolución es buena
4. La diversidad biológica tiene un valor intrínseco, independientemente de su valor utilitario