
RESTAURACIÓN EN BOSQUES TROPICALES: FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS, PRÁCTICOS Y SOCIALES

RESTAURACIÓN EN BOSQUES TROPICALES: FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS, PRÁCTICOS Y SOCIALES

ELIANE CECCON



Primera edición: 2013

© Eliane Ceccon
© Ediciones Díaz de Santos

Reservados todos los derechos.

No está permitida la reproducción total o parcial de este libro, ni su tratamiento informático, ni la transmisión de ninguna forma o por cualquier medio, ya sea electrónico, mecánico, por fotocopia, por registro u otros métodos, sin el permiso previo y por escrito de los titulares del Copyright.

Ediciones D. D. S. México
Elisa 161, Col. Nativitas, C. P. 03500
Delegación Benito Juárez, México, D. F.
jnicasio@diazdesantosexico.com
<http://www.diazdesantosexico.com.mx/>

Ediciones Díaz de Santos
C/ Albasanz 2, 28037, Madrid, España
ediciones@diazdesantos.es
<http://www.diazdesantos.es/>

ISBN: 978-84-9969-615-7

Corrección ortográfica y de estilo: Adriana Guerrero Tinoco.
Diseño de portada e interiores: Aarón González Cabrera.

Fecha de edición: julio de 2013.
Impreso y hecho en México

A Octavio y a la vida, que me han dado tanto....

El planeta no necesita más personas “exitosas”. El planeta necesita desesperadamente más personas que cultiven la paz, personas que ayuden a sanar y restaurar, que narren historias y den amor en todas las formas posibles.

TENZIN GYATSO, Decimocuarto Dalai Lama.

ÍNDICE

Agradecimientos	15
Prólogo	17
Introducción	19
1. Principios generales de la dinámica de los ecosistemas tropicales	23
La polinización	24
La dispersión	24
La germinación	25
La regeneración	27
2. Las perturbaciones antrópicas	31
2.1 La agricultura de roza-tumba y quema	34
2.2 La ganadería	36
2.3 Las especies exóticas invasoras	38
2.4 La minería	44
2.5 La agricultura intensiva	45
2.6 La fragmentación	48
2.6.1 Principales efectos de la fragmentación y sus consecuencias para los ecosistemas	50
3. ¿Cómo evaluar el nivel de degradación de un ecosistema?	55
3.1 Evaluación de expertos	55
3.2 Indicadores bióticos	56
3.3 Indicadores de actividad humana	57

10.1.1 Los análisis de los datos 206

Una breve conclusión 209

Glosario 211

Bibliografía. 219

Anexo 1. Técnicas básica para la implantación de invernadero 283

AGRADECIMIENTOS

Agradezco antes que nada a la UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México), orgullosamente pública y gratuita, que me ha proporcionado todo el apoyo necesario para realizar mis investigaciones en el área de ecología y restauración desde mi doctorado hasta en mi trabajo como investigadora. También soy muy grata al PASPA y al Conacyt por el apoyo financiero brindado para realizar mi año sabático en Brasil, donde pude finalmente realizar el sueño de escribir este libro, también a la Universidade Federal do Paraná por ofrecer sus instalaciones para realizar mi trabajo y a la Dra. Marcia Marques por la invitación y las buenas relaciones académicas y de amistad.

Una parte importante de la experiencia en México en restauración la debo a mis constantes estudios experimentales en el campo y varios viajes de trabajo, financiados por los proyectos PAPIIT IN107309 y IN304409, IN300112 y IN101712, al Proyecto Binacional Conacyt y al Centro de Ciencias de la Complejidad, todos apoyados por el trabajo entusiasta de mis estudiantes en la realización de sus tesis. Agradezco mucho también a Erich Shaitza, Isabela Galarda Varassin, Maria do Rocio L. Rocha, Ilma Elisabete Rodenbush y Leila T. Maranhó por la importante aportación de su magnífico conocimiento y experiencias en algunos cuadros de este libro y a la maestra Luz Flores Rojas por la ayuda con la adecuación de las referencias bibliográficas. Agradezco mucho las observaciones de los dos árbitros anónimos, que sin lugar a duda, ayudaron a mejorar este libro.

Dedico un agradecimiento especial a Raúl García-Barrios, quien con sumo entusiasmo me ha invitado a trabajar en la UNAM y en su magnífico proyecto de restauración.

Agradezco mucho a mi querida hermana Rose Cleia Ceccon que ha llenado de dulzura mi estancia en Brasil literal y metafóricamente...

Por último, agradezco a Octavio Miramontes y a Brisa Ceccon, que siempre han llenado mi vida de retos sentimentales e intelectuales, alegrías y mucho, mucho amor...

PRÓLOGO

El siglo xx fue un periodo sin precedentes en lo que toca a la deforestación en las regiones tropicales del mundo. Durante los años 1980 a 1990, las alarmantes consecuencias de la deforestación tropical despertaron nuestra conciencia colectiva. El arca se estaba hundiendo. La deforestación en sus múltiples formas marcó una nueva era de la extinción, de la degradación de los bosques, la fragmentación, la erosión, las emisiones de carbono y el empobrecimiento biótico. Ahora, después de muchas décadas de aumento de las tasas de pérdida de bosques, las tasas de deforestación están disminuyendo lentamente. Las tasas de reforestación y regeneración espontánea de los bosques naturales van en aumento, y las políticas de manejo y conservación forestal están mejorando. Las tasas de deforestación tropical disminuyeron de 16 millones ha.año⁻¹ durante la década de 1990 a 13 millones de ha. año⁻¹ en el periodo 2000-2010 (FAO, 2012: Meyfroidt y Lambin, 2011). Entre 2000 y 2010, México, Colombia, Venezuela, Honduras, Cuba, Costa Rica, El Salvador, Surinám, Puerto Rico, Haití, Guyana y Guayana Francesa tuvieron una ganancia neta en vegetación leñosa (Aide *et al.*, 2013). El siglo xxi podría convertirse en la era de la reposición forestal.

Este mensaje de buenas noticias se ahoga fácilmente por los malos informes contundentes que recibimos cada día sobre el estado de nuestro planeta. La población humana sigue creciendo e impone exigencias excesivas a los recursos del planeta. Si vamos a mantener la vida en la tierra, tenemos que encontrar una manera de revertir la destrucción de los bosques tropicales mediante la creación de otros nuevos y permitir que los que han sido dañados y los campos abandonados se regeneren. Estos esfuerzos ya han comenzado en las zonas tropicales, basándose en la capacidad intrínseca de los sistemas forestales de auto-organizarse.

El reconocimiento de que las poblaciones humanas son parte integrante de los ecosistemas de bosques tropicales es la clave para liberar el potencial de

la restauración forestal. Los bosques tropicales necesitan nuestra ayuda para regenerarse. En algunos casos, la necesidad es tan simple como la protección contra incendios o la reducción de uso de la tierra agrícola en zonas no aptas para la agricultura. En otros casos, los árboles deben ser plantados y cuidados. El presente libro de Eliane Ceccon proporciona otra clave para desbloquear el potencial de un mejor porvenir. Léelo, apréndelo y enséñalo. Todos debemos aprender a diseñar y practicar la restauración forestal eficaz, mientras que todavía podemos hacer una diferencia. Podemos hacer que el siglo XXI sea la era de la restauración.

ROBIN CHAZDON
Universidad de Connecticut, Estados Unidos

INTRODUCCIÓN

La restauración es una actividad que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema que fue degradado, dañado, transformado o totalmente destruido como resultado directo o indirecto de las actividades humanas o de fenómenos naturales tales como incendios, inundaciones, huracanes o erupciones volcánicas.

En los ecosistemas tropicales, los disturbios antrópicos generalmente son de mayor escala, intensidad y frecuencia que los disturbios naturales y por ende, su recuperación puede ser más lenta e incierta (Uhl *et al.*, 1990; Chazdon, 2008). Los ecosistemas tienen su estabilidad comprometida a partir del momento en que ocurren cambios drásticos en su régimen de disturbios característicos y cuando las fluctuaciones ambientales ultrapasan su límite homeostático*. Como consecuencia, la capacidad de las comunidades en restablecer su equilibrio (resiliencia*) dinámico es afectada, al igual que la capacidad de respuesta frente a nuevos disturbios, hasta el punto en el que el ecosistema se colapsa a un nivel irreversible de degradación. Así, la recomposición natural en estos ecosistemas degradados, por ejemplo, que están bajo regímenes de quemas constantes o en sitios aislados de fuentes naturales de semillas, pueden presentar una desviación considerable de las rutas sucesionales naturales (Whitmore, 1983; Gómez-Pompa *et al.*, 1991; De Graaf, 1986; Finegan, 1992; Chazdon, 2003), lo que a la vez causa la llamada “sucesión suspendida” (Ramakrishnan, 1988). Cuando ocurre este fenómeno, las entradas naturales al ecosistema ya no son capaces de reponer las pérdidas de materia orgánica en el suelo, nutrientes, biomasa, fuentes de propágulos, entre otros.

En el escenario anterior, la intervención humana es necesaria para estabilizar y revertir los procesos de degradación, por medio de la aceleración y el direccionamiento de la sucesión natural. Esta intervención requiere de esfuerzos diferenciados, en función del grado de perturbación en que se encuentren los

ecosistemas involucrados y de la existencia de alguna capacidad de retorno al estado original o resiliencia*. Esto es lo que llamamos *restauración*.

De inicio, para saber el tipo de esfuerzo requerido para establecer la restauración es necesario conocer el ecosistema que se desea recuperar. Otro aspecto importante en la restauración de ecosistemas naturales es la complejidad de éstos: un determinado tipo de bosque, por ejemplo, puede contener centenas de especies y cada una puede estar involucrada en intrincadas relaciones con otra centena de organismos tales como herbívoros, predadores de semillas, polinizadores y dispersores de semillas. Por tanto, el manejo de la restauración “completa” de un ecosistema requiere una vasta cantidad de información ecológica; básicamente se necesita comprender cómo se regeneran naturalmente los bosques, identificar los factores que limitan la regeneración y los métodos efectivos para contrarrestarlos y, a partir de ello, acelerar la regeneración (Hardwick *et al.*, 1997). Además, la restauración de los ecosistemas naturales, sobre todo en gran escala, requiere de una estrecha colaboración entre las instituciones promotoras y la población local, pues las nuevas técnicas desarrolladas deben ser económicamente viables y socialmente aceptables (Pinilla y Ceccon, 2008).

Teniendo como escenario la grave crisis de degradación ambiental existente en los ecosistemas tropicales, este libro intenta mostrar una visión holística de la restauración con el objetivo de abrir una puerta hacia un razonamiento comprometido tanto con la especie humana como con la preservación del medio ambiente. Por tanto, busca presentar a partir de diferentes perspectivas los principios ecológicos y sociales fundamentales para el establecimiento de proyectos de restauración, al igual que varios aspectos prácticos para su realización.

El capítulo inicial trata de los principios generales de la dinámica de los ecosistemas tropicales, ya que es a su restauración a lo que este libro se avoca. En el capítulo 2 se describen las principales perturbaciones antrópicas y sus efectos en los ecosistemas, se incluye la fragmentación del paisaje y como complemento, en el capítulo 3 se explican didácticamente algunos métodos conocidos para evaluar el nivel de degradación de los ecosistemas perturbados. El capítulo 4 expone primero el desarrollo del concepto restauración y finaliza con un subcapítulo sobre la inserción de la población humana local y la mudanza del concepto de restauración y sus diferentes argumentos, así como algunas perspectivas conceptuales y prácticas. El capítulo 5 enseña cómo utilizar algunos conceptos de la ecología teórica en la restauración que puedan ser usados en el establecimiento de algunos modelos predictivos.

En el capítulo 6, el más extenso, es donde se aterrizan los fundamentos prácticos para la planeación y el establecimiento de proyectos de restauración. La

mayoría de los enfoques son generales (para cualquier tipo de área degradada); sin embargo, hay dos subcapítulos especialmente dedicados a los aspectos aplicados de la recuperación de áreas ocupadas por especies exóticas invasoras y áreas degradadas por la minería. El capítulo 7 expone algunos métodos aplicados de restauración específicamente destinados a la restauración del paisaje.

El capítulo 8 se enfoca a uno de los principales paradigmas actuales de la restauración, que es la integración de la población humana local, y sugiere algunas de las técnicas más utilizadas en proyectos de restauración productiva (agroforestería y agroecología), donde normalmente la participación de la población local es más frecuente. En este capítulo también se presentan algunos métodos para medir el éxito de las técnicas aplicadas de la restauración productiva.

En el capítulo 9 se presenta información sobre los costos de la restauración y cómo se puede realizar el financiamiento de la restauración tanto ecológica como productiva, aunque este tema sea poco documentado en la literatura. Por último, en el capítulo 10 se revisa la información existente sobre cómo realizar la evaluación de la restauración y en el capítulo 11 se expone una breve conclusión. Al final del libro se agrega un pequeño glosario de términos específicos utilizados en el texto (marcados con un asterisco) para facilitar la rápida comprensión del texto y un anexo sobre aspectos prácticos de la producción de plántulas en invernadero. En varios capítulos hay cuadros especiales que profundizan o presentan curiosidades sobre el tema del referido capítulo, algunos son ensayos resumidos de trabajos científicos de varios autores y otros fueron escritos por colaboradores invitados. En varios capítulos se presentan algunas fotografías de proyectos de restauración que fueron realizados o visitados por la autora a lo largo de 25 años de trabajo.

Este libro ha sido escrito pensando en un público lector con la formación de un estudiante de licenciatura o posgrado en áreas afines tales como biología, ecología y manejo, ingeniería ambiental, entre otras. También está pensado como un material auxiliar para aquellos profesionales cuyo campo de acción incluya los proyectos de restauración y los investigadores que deseen iniciarse en esta desafiante y compleja área de las ciencias naturales, cada vez más pertinente frente al drama mundial de la degradación ambiental.

1. PRINCIPIOS GENERALES DE LA DINÁMICA DE LOS ECOSISTEMAS TROPICALES

Una vez establecido que el principal objetivo de la restauración es imitar la estructura, la función, la diversidad y la dinámica del ecosistema original (Higgs, 1997), es de fundamental importancia conocer algunos principios básicos de la dinámica de los ecosistemas tropicales.

El bosque tropical es uno de los principales tipos de vegetación del mundo y también uno de los más complejos por su gran diversidad de especies (Richards, 1996; Whitmore, 1998) y se debe a varias características ambientales exclusivas de estos ecosistemas como (Poorter *et al.*, 2003):

- Fotoperiodo más corto y constante (no varía con las estaciones).
- Desarrollo homogéneo de las temperaturas.
- Ausencia de estaciones térmicas definidas.
- Presencia de estaciones hidrológicas.

Los suelos tropicales por lo general son pobres en nutrientes como resultado de prolongados periodos sin perturbaciones geomorfológicas, por temperaturas constantemente altas y con grandes cantidades de precipitación anual que conducen a una meteorización intensiva y a una lixiviación profunda (Primavesi, 1982; Lamprecht, 1990).

En los bosques tropicales las relaciones entre los diferentes organismos, en diferentes escalas espaciales y temporales, se consideran básicas para determinar la importancia de los distintos factores en el cambio de vegetación (Solomon y Shugart, 1993). Según las diferentes escalas espaciales (paisajes regionales, comunidades ecológicas, lugares locales), y los niveles de diversidad biológica (ecosistema, especie, población y genética), pueden también definirse los rasgos y factores más importantes de este ecosistema (Noss, 1990). Por tanto, enseguida

se presenta una breve descripción de algunas de las más importantes características biológicas de estos ecosistemas que juegan un papel fundamental para su restauración (en el cuadro 1 se presenta las características de los bosques tropicales estacionalmente secos):

La polinización

La mayoría de las especies arbóreas tropicales son polinizadas por animales. Como resultado de la evolución, existen numerosos casos de plantas y polinizadores especializados entre ellos, por lo que incontables especies tienen flores con características especialmente adaptadas a determinados polinizadores. La polinización a partir de murciélagos está prácticamente restringida a los trópicos, de igual forma destaca la polinización por aves (ej.: colibríes; Whitmore, 1983).



Fuente: Wikipedia Commons.

La dispersión

La mayoría de las especies tropicales presenta una dispersión zoocórica, mientras que las especies de dispersión anemocórica son comunes en los bosques estacionales en donde la mayoría de las especies liberan las semillas al final de la época seca (Ceccon *et al.*, 2006).

En la dispersión zoocórica puede existir una relación entre el tipo de fruto y el grupo ecológico al que pertenece la especie vegetal con sus vectores. Los frutos pequeños y en gran cantidad son propios de la vegetación secundaria y son dispersados por frugívoros no especializados, que necesitan alimentarse de varias especies para completar su dieta. Para estas especies, es ventajoso atraer diferentes tipos de frugívoros para aumentar la dispersión de sus semillas, en este caso, las inversiones de recursos que hacen las plantas en cada semilla son mínimas, y los frutos no son muy nutritivos. Estas características son típicas de especies de bosques jóvenes. Por otra parte, las plantas cuyos frutos son dispersados por frugívoros especializados necesitan invertir muchos recursos para producir semillas con grandes reservas y con un buen abrigo carnosos (fruto grande) para atraer de manera segura a frugívoros específicos. Estos frutos ofrecen una dieta completa para estos animales. Tales características son típicas de especies de bosques maduros (Snow, 1981).

En lo que se refiere a la dispersión zoocórica, en los bosques tropicales se clasifican tres tipos de frugívoros (Snow, 1981):

Frugívoros legítimos: son aquellos que se alimentan del pericarpio o de otras partes suaves de los frutos y dejan intacta la semilla en la defecación o regurgitación.

Depredadores de semillas: son los que comen los frutos para digerir las semillas.

Acumuladores de semillas: son los que aun siendo depredadores de semillas, acumulan más de lo que consumen, lo que favorece la dispersión. Como ejemplo, la urraca azul, *Cyanocorax caeruleus*, que se encuentra en la Mata Atlántica en el sur y sureste de Brasil, durante el otoño, cuando el árbol de *Araucaria angustifolia* fructifica, bandos de urracas laboriosamente almacenan bajo el suelo las nueces para alimentarse posteriormente. Sin embargo, muchas de ellas no regresan y estas nueces enterradas germinan (Dos Anjos, 1991).

La germinación

Varios autores han clasificado a las semillas de especies tropicales con base en la relación entre el tipo de germinación, la composición de las comunidades y las estrategias evolutivas de las plantas (Budowisk, 1965; Putz, 1993; Whitmore, 1983, entre otros). A continuación se presenta un resumen de las clasificaciones de las semillas en función de dichas características:

Semillas ortodoxas: la mayoría de las especies pioneras tienen semillas ortodoxas (Budowisk, 1965; Putz, 1993; Whitmore, 1983). Estas semillas son de tamaño pequeño, con un peso que varía de 0.001 a 0.1 g (Roberts, 1973). Presentan dormancia* y, por tanto, una mayor longevidad (Roberts, 1973), lo que permite que perduren durante mucho tiempo en el banco de semillas (Budowisk, 1965; Putz, 1993, Whitmore, 1983). Las especies con semillas ortodoxas producen una gran cantidad de semillas pequeñas con bajo contenido de humedad, lo cual incrementa su potencial de dispersión a grandes distancias por medios abióticos (agua, viento, por ejemplo; Foster, 1986). Las semillas ortodoxas pueden almacenarse con facilidad por varios años (y en algunos casos de manera indefinida) a baja temperatura (entre 5°C y 18°C o menos) y con un contenido de humedad residual de 5 a 7% sin mostrar una disminución significativa de su viabilidad (Roberts, 1973).

Los factores ambientales que pueden romper la dormancia de las semillas ortodoxas e iniciar la germinación son (Baskin y Baskin, 2004):

- Un mayor ratio del espectro rojo lejano / rojo (esto sucede con la formación de un claro, y el dosel se abre y ocurre la filtración selectiva de la luz roja por la vegetación). Algunas especies inician la germinación solamente hasta la formación de un claro.
- Fluctuaciones grandes de temperatura o temperaturas extremas que llevan a la ruptura del pericarpio impermeable al agua y al oxígeno también son favorecidas en la apertura de claros.
- Precipitación y humedad disponibles que lleva al lavado de los inhibidores metabólicos, típico en plantas de climas más secos.
- Por actividad animal que lleva a la ruptura del pericarpio por abrasión mecánica a través del aparato digestivo.

Semillas recalcitrantes: este tipo de semillas por lo general se encuentran en especies que son tolerantes a la sombra (Budowisk, 1965; Putz, 1993; Whitmore, 1983), normalmente son grandes con un peso que varía de 0.1 a 10 g o más (Roberts, 1973), no presentan dormancia y tienen una germinación temprana (Budowisk, 1965; Putz, 1993; Whitmore, 1983). Poseen una menor longevidad que las ortodoxas; son producidas por especies perennes, leñosas que se desarrollan con frecuencia en bosques maduros, localizados en regiones con clima cálido húmedo en los que no existe una estacionalidad relativamente marcada, por lo que las semillas no tienen que enfrentar condiciones desfavorables (Vázquez-Yanez, 1987). Contrario de las ortodoxas, las semillas recalcitrantes no resisten

el almacenaje bajo condiciones de baja temperatura y contenido de humedad, ya que pierden su viabilidad en corto tiempo (Roberts, 1973).

En los bosques tropicales de clima estacional (cuadro 1), en general, las semillas son de vida corta y la dispersión ocurre durante un corto periodo de tiempo (en la estación seca). Las semillas permanecen en el banco hasta la estación de lluvias, cuando germinan en su totalidad, por lo que poseen bancos de semillas denominados transitorios (Ceccon *et al.*, 2006). Muchas de estas semillas pueden ser almacenadas solamente por periodos muy cortos, ya que pierden su viabilidad muy rápido (Rico-Gray y García-Franco, 1992; Miller, 1999).

La regeneración

En los bosques tropicales húmedos varios autores han clasificado la regeneración de distintos grupos ecológicos a través de diferentes características de las especies (Budowisk, 1965; Martínez-Ramos, 1985; Lamprecht, 1990; Whitmore, 1990; Finegan, 1992). A pesar de no existir una homogeneización en términos de nomenclatura entre las diversas clasificaciones, todas ellas tienen el factor luz, más explícitamente, la presencia de claros en los bosques, como uno de los factores determinantes en la regeneración de estos grupos y pueden clasificarse básicamente de la siguiente manera:

Especies heliófitas: son intolerantes a la sombra y requieren plena insolación durante toda su vida. Por tanto, se regeneran en áreas abiertas y alcanzan precozmente el estadio reproductivo (semillas pequeñas y abundantes), ya que son de rápido crecimiento y de ciclo de vida corto (10-30 años). Estas especies son también denominadas *pioneras efímeras* o *de ciclo corto*. En la germinación presentan latencia fotoblástica* y/o termoblástica* que les permite sobrevivir en el banco de semillas hasta que las condiciones ambientales promuevan la germinación (apertura de un claro en el dosel).

Especies hemisciófitas: son tolerantes a la sombra y pueden regenerarse en el interior del bosque, ya que se regeneran tanto a la luz como a la sombra, pero si la cantidad de luz no aumenta, estas especies perecen, ya que a la edad temprana necesitan plena luz. También se las denomina *nómadas*, *oportunistas*, *secundarias tempranas*, *heliófitas durables* o *secundarias tardías*. El tamaño de sus semillas es variable, así como su tasa de crecimiento. Su longevidad es mediana (40-175 años). Pueden igualmente regenerarse en zonas deforestadas grandes, pero son menos competitivas que las heliófitas.

Especies esciófitas: son tolerantes a la sombra y se regeneran en ella donde eventualmente pueden desarrollar todo su ciclo vital o cuando menos requieren sombra en su juventud. A menudo pueden sobrevivir en el interior del bosque durante muchos decenios, prácticamente sin crecer. En general, su tasa de crecimiento es muy lenta y su longevidad extendida (100 a 1 000 años). En estado latente mantienen la capacidad de reaccionar con un fuerte crecimiento ante cualquier mejora en las condiciones lumínicas (poseen regeneración latente o forman banco de plántulas). También son conocidas como especies *climáticas* o *tolerantes*.

Cuadro 1. La particular dinámica sucesional de los bosques tropicales estacionalmente secos

A diferencia de los bosques tropicales húmedos, para los bosques tropicales estacionalmente secos no existe una teoría sobre la dinámica de claros y su papel en la regeneración de las especies, debido a ciertas características estructurales de la vegetación como una menor altura de la vegetación, grosor y tamaño de troncos y ramas, una reducida estratificación, una alta densidad de individuos, entre otras (Murphy y Lugo, 1986; Swaine, *et al.* 1990, Terborgh, 1992). Esto también se debe a los cambios drásticos en la disponibilidad de recursos que son generados por causas diferentes a la formación de claros; como su marcado patrón estacional de lluvias (Bullock, 1986), que genera variaciones en la fenología de las plantas (periodo de producción y caída de hojas; Bullock y Solís-Magallanes, 1990), que a la vez dan lugar a cambios estacionales en la disponibilidad de luz sobre la superficie del suelo. Sin embargo, en estos bosques sí existe la formación de claros, con árboles muertos en pie y las ramas muertas; también algunos árboles y ramas caen durante las tormentas tropicales (comunes en Centro y Norteamérica). Los claros de mayor magnitud que se llegan a formar en estos bosques son por la caída de cactus arborescentes (Huan-te y Rincón, 1998).

En realidad, el surgimiento de nuevos individuos en los bosques estacionalmente secos está más relacionado con la forma en que ocurren los eventos fenológicos. La dispersión de semillas ocurre principalmente en la estación seca (Bullock y Solís Magallanes, 1990), estas semillas permanecen en el banco de semillas hasta el periodo de lluvias, cuando se dan las condiciones favorables para su germinación y crecimiento. Por tanto, al menos los primeros estadios del crecimiento de las plántulas ocurren durante el periodo de producción de hojas de los árboles, cuando los cambios en las condiciones de luz son más dramáticos (Barradas, 1991). La germinación ocurre al inicio del periodo de lluvias, cuando la mayoría de las plántulas experimentan buenas condiciones de luz que se reducen paulatinamente conforme se cierra el dosel. Sin embargo, por la poca estratificación y altura de la vegetación, la

luz difusa es abundante y las condiciones de luz en el sotobosque no llegan a reducirse tanto como en los bosques tropicales húmedos. No obstante, estas variaciones tendrán diferentes efectos sobre las especies, pues aquellas especies con tasa de crecimiento lento y baja respuesta a cambios de luz serán menos afectadas por su reducción que las especies de rápido crecimiento (Huante y Rincón, 1998). Algunos autores han encontrado algunos indicios de ciertos efectos de los claros sobre la regeneración y supervivencia de algunas de las especies de los bosques tropicales estacionalmente secos. Jha y Singh (1990) identificaron distribuciones en parches de especies relacionadas con la dinámica de regeneración en los bosques estacionales de India. Oliveira-Filho *et al.* (1998) encontraron en Brasil cinco especies de arborescencias exclusivas de claros y sólo dos de ellas ocasionalmente se registran fuera de los claros. Estos autores también hallaron especies cuya distribución se correlacionó negativamente con la presencia de claros y que probablemente estuvieron asociadas a fases más tardías de la sucesión, a pesar de que en su fase de plántulas se establecieron en los claros (sus plántulas rara vez estaban bajo sombra). Estos autores concluyen que la gran mayoría de las especies de los bosques tropicales estacionales son más o menos demandantes de luz en la fase de plántulas y que pocas especies son especialistas de ambientes sombreados y, por tanto, la cantidad de luz que penetra en el dosel puede tener fuertes efectos en la regeneración de algunas especies. En un bosque tropical estacional en México, se observaron respuestas semejantes en la regeneración y supervivencia de diferentes especies en relación con la disponibilidad de luz (Ceccon *et al.*, 2004).



Bosques tropicales estacionalmente secos en Santa Marta, Colombia (estación de lluvia; foto izquierda) y en la región de Ranakphur, India (estación seca; foto derecha). Fotos: Eliane Ceccon.

2. LAS PERTUBACIONES ANTRÓPICAS

La perturbación es un evento relativamente discreto en el tiempo que altera la estructura y función de un determinado ecosistema, comunidad o población. A partir de ello, se generan cambios en la disponibilidad de recursos, en la viabilidad del sustrato y/o en el medio ambiente físico (Picket y White, 1985). La perturbación también condiciona qué especies pueden establecerse inmediatamente después de las condiciones generadas.

Las perturbaciones pueden clasificarse en naturales o antrópicas, agudas o crónicas. Las perturbaciones naturales pueden ser ocasionadas por fuego, vientos, avalanchas u otros, y las antrópicas son causadas por los seres humanos (*anthro*= humano). Las perturbaciones agudas alteran el medio natural de manera puntual en el tiempo y en el espacio, y el sistema puede recuperarse en el futuro. Las perturbaciones crónicas se mantienen en el tiempo y el espacio, por lo general acaban colapsando el sistema e impiden su recuperación, a menudo son causadas por seres humanos (Uhl *et al.*, 1990).

Los factores naturales o inducidos por el ser humano que causan directa o indirectamente cambios en los ecosistemas, se conocen como generadores de cambio (cuadro 2). Un generador de cambio directo, como por ejemplo, el cambio de hábitat, influye explícitamente en los procesos de los ecosistemas. Un generador de cambio indirecto, como un cambio en la demografía, actúa de manera más difusa ya que altera uno o más generadores de cambio directo. Estos generadores de cambio afectan a los servicios de los ecosistemas y al bienestar humano, abarcan desde el ámbito local hasta el global, los efectos pueden sentirse de inmediato o a largo plazo. Por tanto, su evaluación y su gestión son complejas (figura 1).

Los cambios climáticos pueden operar a escala mundial o regional, los cambios políticos pueden actuar a escala nacional o municipal. Los cambios socioculturales acontecen usualmente de forma lenta (incluso les puede tomar décadas) y los cambios económicos tienden a ocurrir con mayor rapidez (MEA, 2005).

Es indudable que la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones se han incrementado de forma dramática en las últimas décadas por las actividades humanas (Covington, 2000). Muchos ecosistemas que han sido fragmentados y degradados muestran numerosas pruebas de que el aumento de los disturbios antrópicos y el calentamiento global incluso han aumentado las posibilidades de las invasiones biológicas (Dwyer *et al.*, 1998).



Áreas degradadas por perturbaciones antrópicas cerca del pueblo de Cuentepec, Morelos, México. Fotos: Eliane Ceccon.

En términos generales, las perturbaciones antrópicas provocan cambios dramáticos tanto en la vegetación como en el suelo de un determinado ecosistema (Bolin y Cook, 1983; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Stern *et al.*, 2002). Con la reducción de la vegetación hay una disminución de la actividad en las raíces y, como consecuencia, el hábitat de los microorganismos e invertebrados también es perturbado (Holloway y Stork, 1991; Pimentel *et al.*, 1992; Fragoso *et al.*, 1997; Helgason *et al.*, 1998), lo que desencadena un fuerte cambio en sus poblaciones. Estos cambios pueden ser drásticos y ocurrir a nivel taxonómico (ej.: sustitución de especies nativas por exóticas), ecológico (cambios en la importancia relativa de ciertos grupos ecológicos) o cuantitativo (modificaciones en la biomasa o densidad de individuos) y físico (alteraciones en las características iniciales del suelo), lo que da lugar a lo que se conoce como sucesión arrestada o detenida (Ramakrishnan, 1988). En este caso, la solución más lógica para este problema es la restauración.

Cuadro 2. La ecología histórica como herramienta para evaluar los efectos de las perturbaciones antrópicas

Una herramienta muy interesante para evaluar el impacto de las perturbaciones antrópicas de manera más holística es la “ecología histórica”, ya que, en lugar de concentrarse en un evento específico, busca estudiar y comprender las interacciones

entre los seres humanos y los ecosistemas a lo largo del espacio y del tiempo, con el objetivo de obtener una comprensión completa de los efectos acumulativos de las perturbaciones que continuamente moldean los ecosistemas y contribuyen para la transformación del paisaje (Baleé, 1998).

Otro aspecto importante de la ecología histórica es que debido a la constante adaptación del hombre a su medio ambiente, es muy difícil –si no imposible– encontrar un ecosistema en el planeta que se encuentre intocable. Además, considera que la humanidad no es homogénea y, por tanto, los impactos sufridos jamás serán iguales. Por último, considera que las personas y el paisaje pueden ser estudiados holísticamente, porque el paisaje incorpora tanto personas como el ambiente y son dependientes uno del otro, de este modo, es más eficiente estudiarlos juntos como una única entidad (Baleé, 2006).

Por otra parte, Jackson y Hobbs (2009) consideran que la paleoecología podrá servir como una importante herramienta científica para la ecología histórica. La paleoecología es la rama de la paleontología que estudia los organismos fósiles y los restos fósiles del pasado para conocer su medio ambiente y reconstruir los ecosistemas presentes en la Tierra durante las diferentes eras geológicas. Los estudios paleoecológicos y paleoambientales ayudan en nuestro entendimiento tanto de los ecosistemas actuales como históricos, al determinar las circunstancias en las que surgieron, midiendo el intervalo de la variabilidad ambiental que han experimentado, e identificando los umbrales ambientales en los que se requieren diferentes niveles de intervención. A través de la integración de la “vigilancia inversa” de la paleoecología convencional con un “monitoreo hacia adelante” de los experimentos dirigidos, se puede diagnosticar los puntos en los cuales los ecosistemas existentes serán insostenibles.

Aunque los ecólogos de la restauración puedan concebir la perturbación como un periodo limitado antes del comienzo de restauración, las perturbaciones en realidad desempeñan funciones muy importantes.

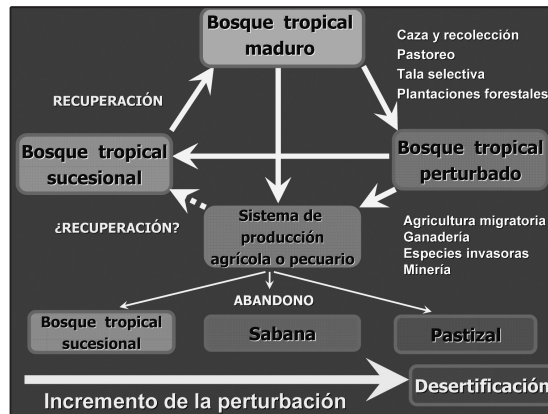
La recuperación de una área perturbada dependerá del tipo, duración e intensidad de la perturbación (Sousa, 1984). De la reacción de los ecosistemas frente a los disturbios se derivan los conceptos de estabilidad y resiliencia* o resistencia. Cuando un ecosistema reacciona a un disturbio, de manera que absorbe su impacto, regulando la variación en su estructura y en los procesos ecológicos, el sistema se considera como estable; pues es capaz de mantenerse en equilibrio dinámico (Tivy, 1993). La resiliencia ecológica se describe como la cantidad de cambio o de interrupción que se requiere para transformar un sistema mantenido con sus procesos y estructuras mutuas a un sistema diferente (ej.: un estado estable alternativo). Por tanto, el manejo eficaz de un ecosistema debe centrarse en la adopción de prácticas de manejo y reglamentos que mantengan o promuevan la resiliencia ecológica para evitar que los estados estables existentes excedan los

umbrales (Briske *et al.*, 2008). En términos más simples, la resiliencia de un ecosistema es la rapidez con que tarda en recuperarse de las fluctuaciones internas provocadas por los disturbios naturales o antrópicos; así, cuanto menos resiliente, más frágil es el ecosistema y más sujeto a la degradación (Tivy, 1993).

Para entender y restaurar la dinámica de estos ecosistemas, es necesario evaluar las condiciones dentro de parches individuales, como la composición de especies, la disponibilidad de recursos, el legado del ecosistema anterior a la perturbación, y el grado de heterogeneidad producido. También es preciso describir la calidad del sitio y su relación con el paisaje. Esto, ciertamente, va a influir en las respuestas que proporciona este ecosistema después de la restauración.

Por tanto, es importante conocer los efectos y evaluar qué tipo de perturbaciones han dado forma al sistema como una premisa básica para pensar en su restauración (figura 1). En los siguientes subcapítulos se presenta los tipos de perturbaciones más comunes y sus efectos sobre los ecosistemas.

Figura 1. Posibles rutas sucesionales de los bosques tropicales después de distintos tipos de perturbaciones antrópicas (elaboración propia)



2.1 La agricultura de roza-tumba y quema

La agricultura migratoria o de “roza-tumba y quema” es practicada por 300 millones de personas al año y afecta a 1 500 millones de hectáreas de tierras cultivables del planeta (Brady, 1996; Kleinman *et al.*, 1996).

Después de todo, ¿por qué los agricultores siempre han utilizado el fuego como una herramienta en la agricultura? El principal justificante es que después de la quema, la vegetación transformada en cenizas (ricas en nutrientes) se deposita en la superficie del suelo y se incorpora a él por la lluvia. La incorporación de estas cenizas, además de proporcionar una entrada de nutrimentos al sistema, aumenta el pH del suelo, que en suelos ácidos puede aumentar aún más la disponibilidad de los nutrientes (Nye y Greenland, 1960; Beck y Sánchez, 1994). Por otra parte, la quema es el método más rápido y fácil de despojar al terreno de los productos del desmonte, aflojar el suelo como resultado de la formación de calor bajo la superficie y destruir huevecillos, larvas e insectos adultos y evitar la formación de nidos de plagas (Hough, 1993; Fujisaka *et al.*, 1996; Nelson e Irmão, 1998).

Sin embargo, después de numerosos estudios, se ha encontrado que la pérdida de nutrientes durante la quema de tierras forestales es una de las más altas entre todas las perturbaciones conocidas. El efecto inmediato de la quema es la destrucción total o parcial del humus y de la materia orgánica superficial, la alteración de las propiedades químicas y físicas del suelo, así como de sus poblaciones de microorganismos (Maass, 1995; García-Oliva *et al.*, 1999; Giardina *et al.*, 2000). A largo plazo, la principal consecuencia es la reducción de la productividad del sitio y de los suelos (Lal, 1998).

En la combustión de la biomasa, el nitrógeno sobre el suelo puede sufrir grandes pérdidas, casi en paralelo con el carbono (Raison *et al.*, 1985), con tasas de liberación que van desde 30% a 90% del total del suelo (Buschbacher *et al.*, 1988; Kauffman *et al.*, 1993, 1995). El fósforo de la biomasa aérea puede también sufrir grandes pérdidas por volatilización y convección (Raison *et al.*, 1985; Kauffman *et al.*, 1993; Giardina *et al.*, 2000). Cationes como el calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K), requieren de temperaturas más altas para su volatilización durante la combustión, pero están igualmente sujetos a las pérdidas por convección y a las pérdidas por erosión y lixiviación después de la quema (Ewel *et al.*, 1981; Raison *et al.*, 1985).

Por otra parte, a pesar de ser reconocido que las emisiones de CO₂ son el factor que más contribuye al cambio climático, debido a la quema de combustibles fósiles, gases como el metano, el amonio y el óxido nitroso, entre otros, también resultan de la combustión de la vegetación (Pretty y Conway, 1998). De acuerdo con Fearnside (2000), a través de la quema de la biomasa durante las actividades de roza, tumba y quema en zonas tropicales, son emitidas 1.1 x 10⁹ t de CO₂ por la combustión de materia orgánica.

2.2 La ganadería

La ganadería bovina es una de las actividades económicas más importantes de México, debido a su gran extensión (abarca 54% de la superficie nacional). Se practica en casi todos los ecosistemas terrestres del país; es también la principal fuente de proteínas de la dieta mexicana, sin embargo, se le considera una de las principales causas de la reducción de los ecosistemas naturales (Gasque y Blanco, 1998).

La ganadería se entiende como una perturbación de gran envergadura para los ecosistemas, ya que implica la eliminación de una gran cantidad de especies nativas para, en muchos casos, reemplazarlas por especies de pastos exóticos, lo que genera importantes cambios en la estructura física y fertilidad del suelo. Alemán-Santillán *et al.* (2007) concluyen que los problemas ambientales comúnmente relacionados con la ganadería en general, se refieren más a la forma de manejo particular que se le da al ganado.

Uno de los grandes problemas ecosistémicos provocados por la ganadería es la compactación del suelo, Scholefield y Hall (1986) calcularon que una vaca de 530 kg ejerce 250 kPa (kiloPascal)¹ de tensión vertical al caminar sobre terreno plano. Sin embargo, Trimble y Mendel (1995) consideraron que el proceso es mucho más dañino cuando la vaca sube una pendiente pronunciada (muy común en zonas tropicales), ya que en este caso, la masa se concentra a menudo en la pata trasera cuando el animal asciende. Numerosos estudios han investigado la compactación por el pastoreo principalmente en términos del aumento de la densidad aparente a través de lecturas con penetrómetros* (Lull, 1959; Blackburn *et al.*, 1982; Kauffman y Krueger, 1984; Naeth *et al.* 1990; Tollner *et al.*, 1990).

En lo que se refiere a los efectos de la compactación sobre el desarrollo fisiológico de las plantas, se sabe que este fenómeno genera una mayor resistencia mecánica, que hace aumentar la fuerza requerida por la raíz de la planta para empujar su camino a través del suelo. Esto se ve agravado por la reducción en el tamaño y la continuidad de los macroporos del suelo, a través de los cuales, las raíces preferentemente crecen (Kozlowski, 1999). Debido a esto, el crecimiento de las raíces es más lento, lo que provoca a la vez una reducción de su longitud y de volumen del suelo explotado (Panayiotopoulos *et al.*, 1994).

La tolerancia a la compactación del suelo por las plantas varía considerablemente entre las especies y los estadios de crecimiento en que se encuentran. Las

¹ El Pa (Pascal) es la unidad estándar de presión y tensión en el sistema internacional de unidades, 1 kPa es igual a 10³ Pa, equivale a la fuerza de 1 N (Newton) por m², 9.87 N es igual a 1 kg en la superficie terrestre.

plántulas pueden ser particularmente vulnerables a la compactación, ya que, con la resistencia del suelo, la germinación puede ser retrasada o impedida, por la dificultad que representa para la radícula penetrar la superficie del suelo (Smith *et al.*, 2001; Soyelu *et al.*, 2001).

Una reducción en el volumen y la continuidad de los poros del suelo llega a disminuir la disponibilidad de oxígeno, lo que favorece la acumulación de gases tóxicos (Hillel, 1971). Aunque es posible que esta disponibilidad también esté influenciada por factores como la temperatura del suelo, altura del manto freático y las diversas adaptaciones de las plantas. Un mal drenaje puede agravar el déficit de oxígeno en el suelo, pues el agua es capaz de ocupar el poco espacio poroso disponible. La compactación también contribuye a reducir la infiltración de agua en el suelo, aumentando así la escorrentía y la resistencia mecánica a la penetración de raíces (Drewry y Paton, 2000).

Otro agravante de la actividad ganadera son los senderos comúnmente creados por estos animales, que en zonas húmedas llegan a alcanzar una profundidad de hasta 30 cm (Hole, 1981). Debido a que estos senderos son menos permeables por la compactación y encrostramiento (Rostagno, 1989) y porque facilitan la conducción del agua, pueden causar erosiones de grandes proporciones y desarrollar cárcavas* (Cooke y Reeves, 1976; Hole, 1981; Rostagno, 1989). Asimismo, en las zonas ribereñas el ganado provoca perturbaciones profundas, principalmente en las de climas más estacionales, ya que estas áreas son una importante fuente de alimentos en las estaciones secas. El ganado, al romper las orillas del río por el pisoteo, puede crear una rugosidad hidráulica, lo que reduce la resistencia del suelo mediante la eliminación de vegetación protectora y el aflojamiento del suelo (Platts, 1991).

Algunos autores también consideran que la fauna del suelo tiene más dificultad de sobrevivir en suelos compactados por el pastoreo intensivo, sobre todo aquella que vive más cercana a la superficie (Abbott *et al.*, 1979; Hole, 1981; Cluzeau *et al.*, 1992).

Por otra parte, la actividad ganadera emite gases que tienen el potencial de calentamiento atmosférico superiores al del CO₂, alrededor de 25 veces en el caso del CH₄ -metano y 298 veces en el caso de N₂O-óxido nitroso (Clark *et al.*, 2005). Una hectárea típica de ganadería emite cerca de 0.5 t de carbono equivalente en forma de metano y óxido nitroso (Baethgen y Martino, 2000). El metano se genera principalmente por los procesos fermentativos que sufre el alimento al ingresar al rumen y es producido por bacterias anaeróbicas metanogénicas* que usan diferentes sustratos para la producción de este gas, pero los principales son H₂ y CO₂ (Kurihara *et al.*, 1999). La emisión de metano por la fermentación ruminal

está relacionada con las características físico-químicas de la dieta del ganado, que a la vez afectan el nivel de consumo y la frecuencia de la alimentación de estos animales (Lassey, 2007). Una de las fuentes del N_2O es el estiércol del ganado, además de la quema de desechos, uso de fertilizantes químicos, combustión de automóviles, entre otras (Keserbaum, 2007). Este gas se produce naturalmente por desnitrificación cuando los microorganismos suelen utilizar nitrato en ausencia de oxígeno como aceptor final de electrones en el proceso respiratorio y por nitrificación cuando el nitrato es reducido y uno de los procesos intermedios que pueden ser liberados en la atmósfera es el N_2O (Dalal *et al.*, 2003).

En los trópicos, la quema de los pastizales es una práctica común cuyo propósito es obtener rebrotes tempranos para el ganado (Kunst, 1996), ya que como consecuencia de la combustión del material vegetal se produce un aporte de nitrógeno disponible en el suelo, se da un mejor rebrote y una mayor cantidad de forraje (Barbour *et al.*, 1999). Sin embargo, como fue mencionado en el capítulo 2.1, los efectos de los incendios pueden ser bastante negativos para la fertilidad del suelo a largo plazo (Bork *et al.*, 2002). También los efectos de la emisión de gases por las quemaduras para el mantenimiento de los pastizales pueden ser relevantes. A título de ejemplo, en Roraima (parte de la amazonia brasileña), en un estudio realizado por Fearnside (1997) se encontraron anualmente 520 t de emisiones de CH_4 , 12 520 t de CO y 30 t de N_2O por la quema de pastizales. La cantidad de CO_2 en este caso no fue contabilizada, ya que ésta es reasimilada anualmente con el nuevo crecimiento del pastizal, lo que hace que el flujo neto sea igual a cero. El flujo bruto estimado en 1990 por este autor fue de 173 000 t de dióxido de carbono.

2.3 Las especies exóticas invasoras

Las plantas invasoras son consideradas en la actualidad como la segunda mayor amenaza a la biodiversidad en todo el mundo, sólo son superadas por perturbaciones de los ecosistemas por la explotación humana directa. La gran diferencia entre los procesos de invasión y la mayoría de las perturbaciones antrópicas es que en lugar de que las especies invasoras sean absorbidas con el tiempo a través de la sucesión y sus impactos sean mitigados, la invasión empeora a medida que las plantas invasoras ocupan el espacio de las especies nativas (Rejmánek y Richardson, 1996). Este proceso se denomina contaminación biológica y se refiere a los daños al ecosistema causados por especies que no forman parte de ese determinado ecosistema, pero fueron naturalizadas y

se dispersaron al grado de no permitir la recuperación de la vegetación nativa (Mack *et al.*, 2000; Ziller, 2000).

El Convenio de Diversidad Biológica, uno de los principales acuerdos de la Cumbre de la Tierra celebrada en 1992 en Río de Janeiro, Brasil, determinó que la diversidad biológica es patrimonio de todos los habitantes del planeta y, por tanto, debe ser conservada. Una de las finalidades del convenio es la celebración, cada dos años, de la Conferencia sobre Diversidad Biológica, que entre los temas abordados destaca el de la lucha contra las especies exóticas invasoras. El resultado más significativo de esta Conferencia con respecto a dicho tema fue la aprobación de los principios orientadores y, para afianzarlos, un programa de trabajo para los próximos años. Estas medidas permitieron definir criterios de acción internacional, ya que aún no se cuenta con una legislación pertinente.

El programa de trabajo del Convenio de Diversidad Biológica reconoce que las especies exóticas invasoras constituyen una de las mayores amenazas a la diversidad biológica, sobre todo, en los ecosistemas insulares o evolutivamente aislados, y establece como prioridad buscar soluciones para este problema. Incluso en los parques y reservas también se han convertido en uno de los problemas cada vez más importantes, que con frecuencia dificulta las actividades de restauración.

La invasión de especies exóticas no ocurre de manera similar en todos los ecosistemas. Existen algunas hipótesis para explicar por qué algunos son más susceptibles a las invasiones que otros. Los más susceptibles son aquellos ecosistemas con menor diversidad y formas de vida, ya que algunas funciones ecológicas no están ocupadas y pueden ser llenadas por especies exóticas. En un gran número de ecosistemas, las especies exóticas están libres de competidores, depredadores y parásitos, lo que lleva a una ventaja competitiva en relación con las especies nativas (Levine y D'antonio, 1999).

Cuanto mayor es el grado de perturbación de un ecosistema, mayor será el potencial para la dispersión y el establecimiento de especies invasoras, especialmente después de la reducción de la diversidad natural a través de la extinción de especies. Aunque la mayoría de las invasiones ocurren en hábitats perturbados, buena parte de las comunidades naturales son susceptibles a la invasión, en particular de especies leñosas (Levine, 2000).

Cuando ocurre una perturbación, la superficie del suelo sufre una alteración física y un aumento en la exposición a la luz, lo que consecuentemente lleva a una mayor fluctuación de temperatura que puede aumentar la mineralización de nitrógeno (Dahlgren y Driscoll, 1994; Tardiff y Stanford, 1998). Estos niveles elevados de recursos favorecen el desarrollo de las especies de rápido crecimiento y

puede conducir a la invasión o al creciente dominio de especies invasoras (Huenneke *et al.*, 1990; Maron y Connors, 1996). Varias especies exóticas invasoras se aprovechan de estos hábitats que tras experimentar las perturbaciones abundan en recursos y con ello son capaces de excluir a las especies nativas por muchos años (Busch, 1995; Maron y Connors, 1996).

Además del desplazamiento de las especies nativas, la invasión misma de plantas exóticas produce cambios en las propiedades ecológicas esenciales de los ecosistemas, tales como (Castro-Diez *et al.*, 2004):

- Ciclaje de nutrientes y productividad.
- Cadenas tróficas.
- Estructura, dominancia y funciones de distribución de especies.
- Distribución de la biomasa.
- Riqueza de especies.
- Tamaño de la vegetación.
- Acumulación de hojarasca y la biomasa (lo que aumenta el riesgo de incendios).
- Tasas de descomposición.
- Procesos evolutivos.
- Relaciones entre polinizadores y plantas.

En lo que se refiere al suelo, las plantas exóticas invasoras pueden provocar grandes cambios en la fertilidad edáfica y los ciclos de nutrientes, que favorecen más a las plantas invasoras que a las nativas y, por tanto, facilitan la invasión y dificultan la recuperación del ecosistema nativo (Lindsay y French, 2005, Marchante *et al.*, 2008). También alteran tanto las condiciones químicas de los suelos invadidos (grado de salinidad y humedad, pH, los contenidos en carbono y nitrógeno) (Ehrenfeld, 2003) como las condiciones físicas, por ejemplo, la estabilidad de los agregados de suelo (Batten *et al.*, 2006). Estos cambios, además de afectar directamente a la vegetación nativa, provocan profundas alteraciones en la biota edáfica. El desarrollo de estos procesos provechosos para plantas invasoras permite explicar el aumento de la densidad poblacional de dichas especies, así como su permanencia y dominancia en áreas invadidas, pero aún no está claro qué elementos influyen en su expansión (Levine *et al.*, 2006).

Las plantas exóticas invasoras también llegan a alterar el ciclo hidrológico y el régimen de incendios, lo que lleva a una selección de las especies existentes y, en general, al empobrecimiento de los ecosistemas. Existe otro riesgo, el de

producir híbridos con las especies nativas, que pueden tener incluso un mayor potencial de ataque.

Los cambios producidos en los ecosistemas naturales debido a las especies invasoras, ponen en peligro las actividades económicas vinculadas a la utilización de los recursos en un medio ambiente estable, ya que provocan cambios en la matriz del rendimiento deseado y por lo general, impactos económicos negativos (Vitouseck *et al.* 1996; Mooney y Cleland, 2001). A título de ejemplo, en Estados Unidos, existen aproximadamente 50 000 especies foráneas y el número va en aumento. Estas especies han causado pérdidas documentadas por 120 mil millones de dólares estadounidenses por año. Por si fuera poco, alrededor de 42% de las especies amenazadas o en las listas rojas, están en riesgo de extinción debido principalmente a las especies exóticas invasoras (Pimentel *et al.*, 2005).

Las características de las especies invasoras

Los datos sobre los principales atributos de las especies de plantas invasoras están disponibles sólo para una minoría de ellas, pero entre los que se conocen destacan: son polinizadas lo mismo por viento o insectos, tienen una amplia gama de tipos y tamaño de fruto así como de semillas, número de semillas por fruto y de agentes de dispersión (Binggeli, 1996), además, son capaces de formar bancos de semillas grandes y persistentes (Baskin y Baskin, 1998: Lonsdale *et al.*, 1988). De hecho, las especies invasoras son capaces de mantener un banco de semillas mucho más amplio en su nuevo hábitat que en aquellos donde son nativas (Noble, 1989). Un ejemplo clásico de especies invasoras exitosas es el caso del género *Pteridium* (cuadro 3).

En una revisión de 79 estudios comparativos entre diversos atributos de desempeño entre las plantas nativas y exóticas invasoras, se encontró que las invasoras no fueron estadísticamente más propensas a tener mayores tasas de crecimiento, capacidad competitiva, o fecundidad que las nativas. El desempeño relativo de las invasoras y de las especies nativas concurrentes dependió más bien de las condiciones de crecimiento en que se encontraban. En 94% de 55 comparaciones que involucraron más que una condición de crecimiento, el desempeño de las especies nativas fue igual o superior al de las invasoras, al menos para algunas medidas clave y en algunas condiciones de crecimiento. Estas condiciones de crecimiento fueron de recursos escasos (nutrientes, luz, agua) y/o regímenes de perturbaciones específicos, en la mayoría de los casos (Daehler, 2003).

De la revisión se concluye que, independientemente de las condiciones de crecimiento, las invasoras sí fueron las más propensas a tener una mayor área foliar y las más bajas en inversión para la construcción de tejidos (ventajas en espacios de gran cantidad de luminosidad y nutrientes), y una mayor plasticidad fenotípica (particularmente conveniente en ambientes perturbados, donde las condiciones están en proceso de cambio frecuente).

Cuadro 3. El éxito de las invasoras: el caso del género Pteridium

Las especies del género *Pteridium* (conocidos como helechos) son consideradas entre las plantas más exitosas del mundo, ya que son encontradas en los cinco continentes, tanto en zonas templadas como tropicales, desde el nivel del mar hasta altitudes que superan 3 000 m. Sus rizomas (tallos subterráneos) forman una intensa red bajo el suelo (casi imposible de eliminar con herbicidas); sus hojas, al ser ingeridas por el ganado, provocan avitaminosis, parálisis, ceguera, hemorragias internas y cáncer. Algunas de estas enfermedades incluso pueden transmitirse a los humanos por la leche, ya que la especie contiene un carcinógeno (ptaquilósido) que también puede contaminar el agua con sus exudados. En varias regiones del mundo han encontrado una incidencia mayor de cáncer donde abundan las poblaciones de este género.

¿Qué los hace tan exitosos?

- Amplia tolerancia al estrés y perturbaciones.
- Un sistema de rizomas muy largo y resistente que se ramifica indefinidamente.
- Muchas yemas latentes en el tallo que pueden formar nuevas hojas.
- Una efectiva actividad alelopática y antidepredadora.
- Un alto potencial reproductivo, producen cientos de millones de microesporas transportadas por el viento a grandes distancias que permanecen viables por largo tiempo.
- Su tamaño puede superar los 3 m, posee tallos rígidos y hojas grandes (de 1.5 a 3 m) sobrepuestas que privan de luz solar a las plantas subyacentes impidiendo la colonización por otras especies.

Hipótesis de invasión:

- Uso intensivo de la agricultura de roza-tumba y quema combinado a reducidos ciclos de reposo.
- El fuego crea un sustrato estéril, rico en nutrientes y alcalino, el cual favorece el desarrollo de gametofitos,* remueve temporalmente a los competidores, reduce la diversidad microbiótica y la planta se establece en un periodo muy corto.

- En el caso de la planta ya establecida, el fuego no afecta sus rizomas.

Hechos:

- En Calakmul, México, de 1987 a 1997 el área invadida por *Pteridium* se cuadruplicó (de 19 a 92 km²)

(Extraído de Ramírez-Trejo *et al.* 2007).



Pteridium aquilinum (foto: Wikimedia Commons).

Además, en realidad existen pocas especies “súper-invasoras” que tengan ventajas en su desempeño cuando se compara con las concurrentes nativas. Sin embargo, en situaciones con alta disponibilidad de recursos y en áreas alteradas por disturbios asociados a las actividades humanas, sí es frecuente ver un aumento del desempeño de las invasoras sobre el de las nativas. Por tanto, la capacidad de gran parte de las invasoras para superar a las concurrentes nativas parece ser dependiente del contexto. Se considera que la mayoría de estos ambientes pueden ser manejados por el ser humano para favorecer a las especies nativas por medio de la alteración de los niveles de recursos y regímenes de perturbación. Esta forma de control ecológico es poco probable que pueda eliminar a todas las invasoras de los hábitats en los que ya se producen, pero probablemente las invasoras puedan convivir con las nativas en una menor (aceptable) densidad. En este contexto, la restauración ecológica tiene un papel relevante (Daehler, 2003).

2.4 La minería

La minería es una actividad de gran importancia para la economía de numerosos países tropicales, sin embargo, es una de las actividades antrópicas que causa algunos de los trastornos más dramáticos en la naturaleza.

La minería destruye por completo la vegetación, desequilibra en forma radical las condiciones edáficas, perturba totalmente el ecosistema, modifica la superficie topográfica del paisaje, desestabiliza las laderas de los cerros y terrenos en general, altera los cuerpos de agua y el manto freático, provoca erosión y deslizamientos. Además, si no es correctamente conducida, puede tener consecuencias fuera de su área de acción, sobre todo por la descarga de residuos contaminantes y productos químicos, que pueden facilitar la presencia de plagas y enfermedades en los ecosistemas naturales. Incluso existe una relación positiva entre la extracción de minerales energéticos y no energéticos que también contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (Kopezinski, 2000; Gardner, 2001).

Por otra parte, algunos factores intrínsecos a la actividad minera pueden aumentar el impacto de este tipo de disturbio y sus consecuencias, como el método de extracción, el tamaño de la operación y la naturaleza del mineral, así como el procesamiento, que puede ser el desarmamiento hidráulico, el dragado, las excavaciones y los desarmamientos por explosivos (Silva, 1988).

Uno de los procesos más afectados por la minería es la degradación del suelo (Wong y Bradshaw, 2002). A la degradación de los suelos se asocian la erosión, la compactación, la acidificación, la salinización, el agotamiento de los nutrientes, la reducción del carbono orgánico y la biodiversidad del suelo (Lal, 1998). Un aspecto crucial de esta degradación es que impacta directamente la dinámica de la vegetación del área. Sin el sustento de un suelo completamente funcional, la dinámica de cualquier planta (germinación, desarrollo, supervivencia) es limitada o totalmente inhibida (Hutchinson y Whitby, 1974).

Hoy día, la Organización Internacional de Normalización o ISO (del griego, *ἴσος*, “igual”), nacida tras la Segunda Guerra Mundial (23 de febrero de 1947), es el organismo encargado de promover el desarrollo de normas internacionales de fabricación, comercio y comunicación para todas las ramas industriales, a excepción de la eléctrica y la electrónica; es la que más presión ejerce a nivel mundial para que las empresas asuman compromisos e inversiones más grandes que las actuales en materia de mitigación de impactos por la actividad minera y en la recuperación y el manejo de las áreas degradadas por esta actividad (ISO, 2010).

2.5 La agricultura intensiva

La expansión de las tierras agrícolas es ampliamente reconocida como una de las alteraciones humanas más importantes de los ecosistemas en el mundo. Sin embargo, ha permitido incrementar la productividad agrícola en el último siglo, asegurando al mismo tiempo una fuente estable de alimentos, al tiempo que aumenta la población mundial y decrece la superficie necesaria para cultivar.

De acuerdo con la FAO (2012), en 2009 fueron utilizadas 4 889 304 ha del área del planeta para la agricultura intensiva. Este tipo de uso de la tierra se lleva a cabo mediante el uso de variedades de cultivos de alto rendimiento, fertilizantes químicos, herbicidas, pesticidas, riego y mecanización. En los países en desarrollo, esta intensificación cayó bajo el título general de “revolución verde”, que comenzó en la década de 1960 con la transferencia y difusión de semillas de alto rendimiento (Ceccon, 2008a). Esta intensificación ha causado que cuatro otrora raras plantas (cebada, maíz, arroz y trigo) se convirtieran en las plantas dominantes en la tierra. Estas cuatro plantas, además de alimentar los seres humanos, sirven como suplemento en la producción de carne y más recientemente (el caso del maíz) para la producción de biocombustibles, y ocupan en su conjunto 39.8% de las tierras de cultivo globales (FAO, 2008).

Una de las características más impactantes de la agricultura intensiva es la baja diversidad planificada (uso de monocultivos), que típicamente resulta en mayores pérdidas de cosecha por insectos menos diversos, pero más abundantes (Matson *et al.*, 1997). La densidad de plagas de insectos en los monocultivos es especialmente alta para los herbívoros especializados con una gama estrecha de huéspedes. Hoy en día, el manejo de estas plagas se logra principalmente mediante el uso de pesticidas, y se aplican cinco millones de toneladas al año a los cultivos en todo el mundo. Como resultado, la resistencia a los pesticidas se ha convertido en un problema en todas partes, al igual que las amenazas ambientales y a la salud humana asociadas con las transferencias de plaguicidas al agua y al aire (Matson *et al.*, 1997).

En relación con el uso de herbicidas, las empresas fabricantes afirman que éstos, cuando son bien aplicados, se degradan rápidamente en el suelo y no alcanzan el manto freático y, además, no tienen efecto sobre los organismos que no son objeto de la aplicación. Sin embargo, hay evidencias de que algunos de los principios activos más usados en los herbicidas, como el bromoxynil, causa defectos de nacimiento en animales de laboratorio, es tóxico para peces y provoca cáncer en humanos (Goldburg, 1992). También el glyphosato (principio activo utilizado en el conocido herbicida *Round up* de la Monsanto) ha sido reportado

como tóxico para animales benéficos del suelo, como arañas, lombrices, escarabajos, entre otros, incluyendo organismos acuáticos como peces (Pimentel *et al.*, 1989).

Es muy difícil mantener los monocultivos agrícolas anuales en la mayoría de los suelos tropicales, a menos de que se aumente su fertilidad natural con fertilizantes, incluso en los suelos volcánicos fértiles de América central, los cultivos anuales requieren de grandes insumos de N, P y S (Von Platen *et al.*, 1982; Palmieri, 1985). Ewel *et al.* (1991) han encontrado que el agotamiento de los nutrientes del suelo fue mayor bajo los monocultivos de ciclos cortos (dos cosechas de maíz de 100 días cada uno), comparados con otros cultivos de ciclos más largos. Estas diferencias fueron causadas, en gran parte, por las diferencias en los sistemas de raíces. La rápida rotación de un cultivo de corta duración actúa en contra del desarrollo de un extenso sistema de raíces, mientras que la longevidad de un cultivo perenne brinda la oportunidad de explotar a fondo el suelo y retener nutrientes por absorción en la planta.

Los impactos en el ecosistema de la elevación del nivel de nutrientes naturalmente limitantes están bien documentados. La adición de nutrientes hace que exista la dominación de una determinada especie, a menudo, originalmente escasa, así como provoca la pérdida de diversidad de especies (Thurston, 1969; Tilman, 1996, entre otros). Estos fertilizantes también se lixivian hacia las aguas dulces y a los ecosistemas marinos, y en ellos empiezan a aumentar las poblaciones de algas unicelulares, principalmente (en general, algas verdes). Esta explosión en la población de algas que acompaña a la primera fase del fenómeno conocido como eutrofización (enriquecimiento en nutrientes de un ecosistema), provoca un enturbiamiento que impide que la luz penetre hasta el fondo del ecosistema acuático. Como consecuencia, se hace imposible la realización de fotosíntesis, productora de oxígeno libre, a la vez que aumenta la actividad metabólica consumidora de oxígeno (respiración aeróbica) de los descomponedores, que empiezan a recibir los excedentes de materia orgánica producidos cerca de la superficie. De esta manera, en el fondo, el oxígeno se agota por la actividad aerobia y el ambiente se vuelve de pronto anóxico (sin oxígeno). Esta radical alteración del ambiente inviabiliza la existencia de la mayoría de las especies que previamente formaban parte del ecosistema (Carpenter *et al.*, 1998; Ceccon, 2003). Por otra parte, la producción de fertilizantes nitrogenados ocupa un excesivo uso de energía (principalmente gas natural), lo que algunas veces genera problemas sociales, económicos y políticos a nivel mundial (cuadro 4).

El riego, que es una práctica muy común utilizada en la agricultura intensiva, extrae el agua de los ecosistemas acuáticos e impacta las aguas subterráneas y superficiales a través de la lixiviación de agroquímicos (Tilman, 1999). Además, todas las aguas de riego contienen sales que tienden a concentrarse en los suelos regados y aumentar su cantidad con la evaporación del agua de la superficie y la eliminación de agua por parte de las plantas a través de la transpiración. El riego también puede elevar el nivel de las aguas subterráneas hasta un metro de profundidad, y traer a la superficie sales disueltas hasta las raíces de las plantas, que por la acción capilar, hace que el agua suba desde la capa freática a la superficie. La salinización tiende a aumentar cada año hasta llegar a niveles que inhabilitan los suelos para el cultivo. El proceso de salinización depende de varios factores, tales como el tipo de suelo, su composición química, su temperatura, porosidad, entre otros. La dispersión coloidal, la modificación de la estructura del suelo y su paulatina impermeabilización llevan a una insuficiente aeración de las raíces, que se traduce en menores productividades y, consecuentemente, en bajas en la productividad. La salinización tiende a ser más grave en ecosistemas áridos y semiáridos, ya que el drenaje de los suelos en ellos es muy pobre, las tasas de evaporación son altas y los niveles freáticos relativamente bajos (Shanan, 1987). Una vez abandonada el área salinizada por su baja producción, la regeneración natural de un bosque es muy difícil de operar.

Cuadro 4. La problemática social y política de la producción de fertilizantes químicos nitrogenados

La fuente principal de nitrógeno en el planeta es la atmósfera (80%). La fijación industrial de este nitrógeno se realiza por el “proceso Haber-Bosch”, donde el N atmosférico es fijado con el H gaseoso proveniente de hidrocarburos (principalmente gas natural). Por tanto, el gas natural es fundamental para la producción de fertilizantes nitrogenados, y consume 70-90% de los costos de producción. Sin embargo, los precios del gas natural fluctúan ampliamente y como consecuencia, también el de los fertilizantes nitrogenados. Al mismo tiempo, las mayores reservas de gas natural en el mundo (40%) se localizan en los inestables países de Medio Oriente y en la Federación Rusa (27%). El mercado de amoníaco y fertilizantes nitrogenados tiende a ser dominado por unas pocas empresas que disponen de un amplio abastecimiento de gas natural a bajo costo. México ha cesado su producción de urea desde hace varios años y compra al exterior el total de su consumo (alrededor de 1.5 millones de toneladas) (Ávila-Dorantes *et al.*, 2002).

Otro impacto negativo que puede provocar la agricultura intensiva en los ecosistemas, es el uso de los organismos genéticamente modificados (OGM) o transgénicos. La adición de un nuevo genotipo en una comunidad de plantas puede desencadenar efectos indeseables, como el desplazamiento o eliminación de especies no domesticadas, la exposición de especies a nuevos patógenos o agentes tóxicos, a la generación de malas hierbas o plagas resistentes, la contaminación genética, la erosión de la diversidad genética y la interrupción del ciclaje de nutrientes y energía, entre otros maleficios (Tiedje *et al.*, 1989; Méndez-Velarde y Ceccon, 2004). Una revisión publicada por Wolfenbarger y Phifer (2000) reportó que en dos tercios de los trabajos científicos revisados, el cultivo de plantas transgénicas causó daños a los componentes del ecosistema. Un estudio emblemático solicitado por el gobierno de Reino Unido y realizado por la Royal Society encontró una reducción de hasta cinco veces en la población de la flora aleadaña con el uso de cultivos transgénicos de remolacha y canola, lo cual tuvo un impacto en cadena sobre las poblaciones de especies de abejas y mariposas (que se redujeron hasta en 25%), y posteriormente, sobre las especies de aves que se alimentaban de éstas, afectando significativamente la cadena trófica (Méndez-Velarde y Ceccon, 2004).

2.6 La fragmentación

A medida que se extiende una determinada perturbación antrópica en un territorio, los bosques remanentes se configuran bajo la forma de fragmentos cada vez más pequeños, inconexos y permeables a las agresiones de los ambientes circundantes, lo que lleva a un proceso de pérdida de especies a nivel local (hábitat fragmentado) y en el paisaje. Tales pérdidas pueden ocurrir en respuesta a cada uno de los tres tipos de cambios asociados al proceso de fragmentación (Fischer y Lindenmayer, 2007; Prugh *et al.*, 2009, entre otros):

- La pérdida de hábitat para las especies.
- La reducción en el tamaño de los fragmentos.
- El aumento de aislamiento entre los fragmentos.

Por tanto, la probabilidad de encontrar una determinada especie en un fragmento específico será cada vez menor a medida que este proceso se agudiza.

Otra importante limitación ecosistémica de los paisajes fragmentados es que la movilidad de las especies se ve muy reducida o cae por debajo de lo óptimo

(Fahrig, 2007). Al mismo tiempo, las especies en sus ecosistemas naturales suelen distribuirse en subpoblaciones dispersas, conectadas entre sí por sectores con bajas densidades o totalmente desocupados (Lawton, 1993). Por tanto, sólo unas pocas especies, las más resistentes, lograrán mantenerse a lo largo de todo el proceso de fragmentación, mientras que las más sensibles sólo podrán sobrevivir en los fragmentos mayores (Atmar y Patterson, 1993). A título de ejemplo, puede afirmarse que 100 fragmentos de 1 ha jamás reunirán a todas las especies presentes en un fragmento de 100 ha, sino que sólo albergarán réplicas de una limitada combinación de especies capaces de sobrevivir en un contexto de fragmentación extrema. La reducción numérica de individuos, cuando es drástica y persistente, se asocia a los deletéreos efectos de la pérdida de la variabilidad genética y de la endogamia,* que pueden contribuir muy eficazmente al desplome final de las poblaciones fragmentadas (Lande, 1998) (cuadro 5).

Cuadro 5. ¿Cuál es la probabilidad de encontrar una determinada especie en un fragmento?

Santos y Tellería (2006) generaron un interesante modelo simplificado para evaluar la probabilidad $i(J_i)$ de encontrar una determinada especie en un fragmento suponiéndose que su densidad será distinta en cada uno de ellos:

$$J_i = f(+A_i - l_i - p_i + d_i)$$

donde:

A_i es el área del fragmento,

l_i distancia del fragmento a otras eventuales fuentes de individuos,

p_i permeabilidad del fragmento a los medios periféricos,

d_i densidad de la especie.

El modelo demuestra que la probabilidad de encontrar una determinada especie es mayor cuando el área del fragmento es más grande, así como la densidad de los individuos de la especie. Esta probabilidad también es mayor cuando la permeabilidad a los medios periféricos es menor (se refiere a la calidad de la matriz del paisaje), así como la distancia a otras fuentes de individuos (otros fragmentos). De esta manera, los mejores los fragmentos son grandes, poco permeables, con muchos individuos de cada especie y cercanos a otros fragmentos.



Fragmentación de la zona rural cerca de Brisbane, Australia. Foto: Eliane Ceccon.

2.6.1 Principales efectos de la fragmentación y sus consecuencias para los ecosistemas

Los efectos y consecuencias del proceso de fragmentación de los bosques han sido intensamente estudiados, sobre todo en la biología de la conservación, como una forma de tratar de predecir el tamaño y la forma más apropiada para las áreas de conservación. El marco teórico principal es proporcionado por la “teoría de la biogeografía de islas” de MacArthur y Wilson (1967), que ha sido propuesta para predecir el número de especies que una isla con un tamaño determinado puede soportar, con base en el equilibrio entre las tasas de extinción y de inmigración. Como los fragmentos de bosque se asemejan a las islas, la teoría se ha adaptado como una base que permite a los biólogos de la conservación predecir el número de especies que un parche particular de bosques puede mantener (Gascon *et al.*, 2001).

Poco después de que la “teoría de la biogeografía de islas” había sido propuesta como una herramienta para conservación, se produjo un intenso debate haciendo hincapié en su importancia y significación en la predicción de la riqueza de especies en hábitats llamados “islas” y para explicar los mecanismos responsables por los patrones observados. Sin embargo, se planteó que algunas poblaciones naturales podían estructurarse de manera diferenciada, con ciclos de

extinción de las poblaciones locales y recolonizaciones. Estas metapoblaciones se constituyen por un mosaico de poblaciones temporales interconectadas por algún grado de migración entre ellas. En algunas especies, todas las poblaciones poseen un ciclo de vida corto y su distribución varía a cada generación. En otras, la metapoblación se caracteriza por una o más poblaciones nucleares, estables en número, y varias poblaciones satélites que oscilan con la llegada de nuevos inmigrantes (Hansky y Simberloff, 1997).

Aunque muchos supuestos teóricos son comunes a ambas teorías, se pueden observar algunas diferencias. De acuerdo con la “teoría de la biogeografía de islas”, áreas más grandes presentan una mayor diversidad que áreas más pequeñas, así como las áreas más cercanas a aquellas que podrían proporcionar inmigrantes. De acuerdo con la teoría de metapoblaciones, las zonas más pequeñas y, a veces, más distantes pueden tener más diversidad, en función de las especies estudiadas. Además del tamaño del parche, factores como la presencia de bordes y la configuración general del paisaje son importantes.

Los efectos del borde: el proceso de fragmentación presupone la creación de un borde en el bosque donde no existía con anterioridad. El borde consiste en una ruptura abrupta en el paisaje y la separación de un hábitat del otro adyacente. Cuanto menor es el fragmento o parche, mayor es el área que queda expuesta a efectos negativos de borde. En el borde, la insolación aumenta, y con ella también la radiación térmica. El viento seco que viene de la parte deforestada altera el ambiente físico del interior de los fragmentos, lo que perjudica a la fauna y a la flora. Se ha registrado que el aumento en la radiación calórica se manifiesta hasta 100 m del borde al interior del fragmento. Por tanto, fragmentos menores de 10 ha se ven perturbados en su totalidad. Los efectos de borde también se manifiestan con el incremento de la tasa de mortalidad de árboles en las orillas del parche, que tiende a disminuir su potencial regenerativo al reducir el tamaño y el porcentaje de germinación de las semillas. Como consecuencia, se reduce el tamaño poblacional de las especies y aumenta la abundancia de lianas (Lovejoy *et al.*, 1986; Henríquez, 2004; Laurance *et al.*, 2006). Los efectos de borde son más significativos cuanto mayor sea el contraste entre la matriz del paisaje y el hábitat fragmentado (Baguette y Van Dyck, 2007; Öckinger y Smith, 2007). Por ejemplo, las matrices agrícolas (conocidas como de alta resistencia) alteran drásticamente las condiciones microclimáticas de los fragmentos forestales a los que rodean, lo que incrementa la insolación, intensidad lumínica y la evaporación, también se aumenta a la presión predatoria dentro del fragmento, pues en el borde pueden coincidir depredadores de ambos medios (Andrén, 1995). Las matrices agrícolas también favorecen la invasión de los parches por muchas especies

generalistas propias de este tipo de hábitat, o bien, de sectores del propio parche sometidos a algún tipo de perturbación natural. Estos procesos invasivos podrán repercutir negativamente en la supervivencia de las especies directamente afectadas, por depredación y herbivoría, competencia por diversos recursos, entre otros, y en sus potenciales funciones ecosistémicas tales como polinización, dispersión de semillas y otras similares, lo que acrecienta el riesgo de extinciones locales (Aizen y Feisinger, 1994; Tallmon *et al.*, 2003; Baguette y Van Dyck, 2007; Öckinger y Smith, 2007).

El efecto del aislamiento: un aspecto importante del proceso de fragmentación es saber cuán aislado se encuentra un fragmento. Esto puede ser medido por una variedad de índices tales como: la distancia al fragmento más grande, la cantidad de hábitat deseable dentro de un radio definido o por la presencia de biocorredores entre fragmentos (Askins *et al.*, 1987; Forman, 1995). Es esencial entender que el aislamiento a nivel funcional está correlacionado directamente a un tipo particular de especies o ecosistema. Por ejemplo, un fragmento efectivamente aislado para un ratón puede ser fácilmente alcanzado por aves o murciélagos.

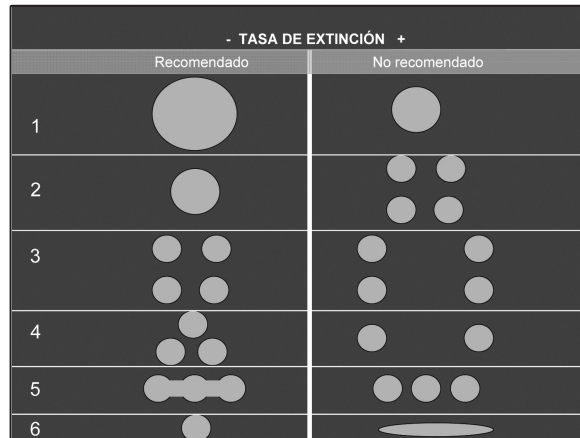
El efecto de la forma: el tamaño y la forma de un fragmento están intrínsecamente ligados al borde. Cuanto menor o más alargado es el fragmento, los efectos de borde se pueden sentir con más fuerza, ya que se reduce la razón interior/margen. La relación entre el interior y el margen impone restricciones para mantener las poblaciones de ciertas especies a medida que altera factores espaciales con fuerte impacto ecológico en el ecosistema. Cuanto más baja es la relación perímetro/área, menos permeable será el fragmento a los medios periféricos, lo que significa que tendrá un formato más circular o cuadrado (Forman, 1995).

En la figura 2 se puede observar claramente la importancia de las diferentes formas geométricas y tamaños de fragmentos para evitar o reducir la extinción de especies. Es preferible un fragmento grande (número 1, lado izquierdo) a un pequeño (número 1, lado derecho) o a varios pequeños (número 2, lado derecho). Es mejor un fragmento más pequeño que cuatro muy pequeños y desconectados. Si los fragmentos son muy pequeños, es mejor que se distribuyan en forma cuadrática o triangular y cercanos (números 3 y 4, lado izquierdo) que de forma cuadrática o alineados, pero alejados (números 3 y 4, lado derecho, respectivamente). Si son muy pequeños y están alineados, es mejor que estén conectados (número 5 lado izquierdo), que separados (número 5, lado derecho). Es más conveniente que los fragmentos, principalmente si son muy pequeños, posean forma

arredondeada (número 6, lado izquierdo) que alargada o rectangular (número 6, lado derecho; menor relación perímetro/área).

Por otra parte, los procesos ecológicos que forman parte del funcionamiento natural de los ecosistemas (ej.: relaciones predador presa, competencia, dispersión de semillas, polinización, ciclaje de nutrientes) a menudo son interrumpidos o modificados por la fragmentación. Estos cambios posiblemente son causados por procesos que ocurren dentro de los mismos fragmentos o por el medio ambiente que los rodea (paisaje) y pueden ser acelerados dentro de los fragmentos por la pérdida de especies-clave del ecosistema. Por ejemplo, especies que tengan un papel clave en la polinización o dispersión de semillas, tendrán numerosos efectos negativos sobre las poblaciones de muchas especies de plantas que a la vez repercutirán en todo el ecosistema.

Figura 2. Principios geométricos para los diseños de reservas naturales a fin de reducir o evitar la extinción de especies (los tamaños, las formas y posiciones de los fragmentos en el paisaje más recomendadas están del lado izquierdo en comparación con el derecho y el de arriba comparado con el de abajo)



Fuente: Diamond (1975).

3. ¿CÓMO EVALUAR EL NIVEL DE DEGRADACIÓN DE UN ECOSISTEMA?

Para establecer la base de un enfoque científico para el diseño de proyectos de restauración, se requiere una perspectiva amplia y objetiva de conocimientos ecológicos y socioeconómicos. Un aspecto muchas veces olvidado en el diseño de los proyectos, es la evaluación de la magnitud de las perturbaciones antropogénicas y sus efectos sobre los ecosistemas que se piensa restaurar (Cairns, 1987). Al mismo tiempo, de acuerdo con el MEA (2005), las evaluaciones integradas de ecosistemas y del bienestar humano deberán adaptarse a los requerimientos y características específicas de los distintos grupos que llevan a cabo la evaluación y también deben considerar las necesidades de los que toman las decisiones. A continuación serán expuestos algunos de los métodos utilizados con mayor frecuencia en la literatura para medir el grado de perturbación en un ecosistema determinado:

3.1 Evaluación de expertos

En este método, el principal precepto es confiar en la capacidad del ojo entrenado para evaluar el grado de perturbación experimentado por una determinada área. El resultado de este método normalmente es binario (áreas perturbada *vs.* no perturbadas) o en escalas ordinales (Rawat, 1997; Eggleton *et al.*, 2002; Bojórquez-Tapia *et al.*, 2003).

Sin embargo, el uso del conocimiento de expertos en la planeación de áreas de conservación es ineficiente porque es subjetivo. Los juicios a veces son sesgados y contradictorios, por lo que se sugiere separar los criterios objetivos de los componentes subjetivos en la toma de decisiones que asignan valores a dichos

criterios. Por tanto, es importante vincular las evaluaciones a un sistema de información geográfica porque consideran que es una herramienta que ayuda a fomentar consensos entre expertos al permitir la exploración iterativa de diseños alternativos (Bojórquez-Tapia *et al.*, 2003).

3.2 Indicadores bióticos

Estos indicadores miden la perturbación a través de sus efectos en una determinada especie (Daily *et al.*, 1995; Gill *et al.*, 1996; Colville *et al.*, 2002), en un grupo taxonómico específico (Seymour, 1998; Read y Andersen, 2000) o en un atributo de la comunidad en particular (Basset *et al.*, 1998; Colville *et al.*, 2002).

Los Índices de Integridad Biológica, por su parte, son indicadores bióticos que incorporan los componentes de la biología que son sensibles a una amplia gama de las acciones humanas (sedimentación, enriquecimiento orgánico, productos químicos tóxicos, la alteración del flujo, o cambios en la vegetación). Por ejemplo, han encontrado que los escarabajos mono (*Scarabaeidae: Hopliini*) son buenos indicadores de la perturbación en Sudáfrica, porque tienen una estrecha relación con las plantas, tanto en la fase adulta como en la etapa larval, por tanto, son muy sensibles a cualquier cambio en la vegetación. Estos escarabajos son muy abundantes y mantienen una concentración inusualmente alta en la región de estudio, además son considerados importantes polinizadores (Karr, 1999).

Sin embargo, antes de que cualquier atributo pueda ser incluido como un indicador en estos índices, deben ser rigurosamente definidos, medidos y probados. El resultado de este proceso puede ser un índice que integre el comportamiento de elementos y procesos de los sistemas biológicos (Karr, 1999).

Las métricas más comunes utilizadas en los índices de integridad biológica incluyen los cambios en la riqueza taxonómica (biodiversidad), en la composición de especies, en la salud de individuos, en la organización de redes alimentarias, y otros atributos biológicos que responden a la influencia humana. Una vez que la mayoría de los esfuerzos de restauración tienen por objeto explícito recuperar los aspectos biológicos, estos índices pueden proporcionar una guía y una meta segura para la restauración ecológica (Karr, 1999).

Sin embargo, los índices biológicos tienen limitaciones debido a que a diferentes intensidades, escalas y tipos de perturbación llegan a tener, a la vez, distintos efectos sobre los ecosistemas y, por tanto, la elección de determinados indicadores posiblemente excluya ciertas formas de disturbio que tendrán un impacto sustancial sobre los demás componentes de la comunidad. Es importante considerar

que en zonas heterogéneas, la biota responde a varios factores, además de la perturbación, por lo que los efectos de ambas fuentes de variabilidad son susceptibles a confundirse (Mensing *et al.*, 1998; Watt, 1998).

3.3 Indicadores de actividad humana

Estos indicadores están representados principalmente por técnicas de sensoramiento remoto que se utilizan para evaluar el uso de la tierra, la fragmentación o la proximidad a las ciudades y carreteras como medidas de perturbación (Hill *et al.*, 2002; Liley y Clarke, 2003; Crooks *et al.*, 2004). A modo de ejemplo, Liley y Clarke (2003) usaron estos indicadores para evaluar cómo diferentes grados de perturbación en zonas urbanizadas, afectaron la dinámica de la población del ave *Caprimulgus europaeus* (conocido como chotacabras europeo), en una zona de brezales* en Dorset, Inglaterra. Para obtener dichos datos, los autores consiguieron una base de datos de un estudio previamente realizado en estos ecosistemas en 1996, la cual sirvió para conocer la distribución de este tipo de vegetación y los cambios ocurridos hasta el momento del estudio. A partir de esta información obtuvieron el actual índice de fragmentación de la zona. Con otro estudio efectuado en 1992, acerca de la presencia de los chotacabras en la región, los autores también lograron saber en qué fragmentos se encontraban los chotacabras (todos con más de 10 ha). Luego digitalizaron los fragmentos y ubicaron cada una de las zonas urbanizadas. Con esta información y aplicando análisis estadísticos, los autores estimaron la densidad de las aves en cada fragmento y concluyeron que la densidad de chotacabras en los ecosistemas de brezales está vinculada directamente a una medida de desarrollo urbano en la periferia de la zona donde vive el ave.

3.4 Índices multicriterio

Los índices multicriterio tienen como objetivo auxiliar a los analistas y tomadores de decisiones en situaciones en las cuales existe la necesidad de identificar prioridades bajo la óptica de múltiples criterios, generalmente independientes entre sí y algunas veces conflictivos. Los primeros estudios sobre estos índices surgieron después de la Revolución francesa en las publicaciones de los métodos de Borda y Condorcet (Soares de Mello *et al.*, 2003).

Un modelo interesante de índices multicriterio fue desarrollado por Martorell y Peters (2005) para evaluar disturbios crónicos en ecosistemas. El referido índice utiliza múltiples criterios (bióticos y abióticos) para evaluar el grado de perturbación de un área sometida a disturbios pequeños y de larga duración, muy comunes en México y en otros países tropicales, pero no son encontrados con frecuencia en la literatura científica. Para establecer la metodología que mide la contribución de cada agente de estos disturbios crónicos, los autores trazaron seis transectos de 50 m de largo en 10 sitios. Tres de ellos se colocan en paralelo y tres perpendicularmente a la pendiente, para formar tres cruces. Casi todas las variables se examinan en los transectos. La evaluación de los agentes más importantes de disturbio en la zona de estudio (semiárido Valle de Tehuacán, Puebla) se subdividió en tres partes: la ganadería, las actividades humanas y la degradación del suelo, como vemos en la tabla 1.

Tabla 1. Variables utilizadas para evaluar disturbios crónicos a través de un Índice Multicriterio

<i>Agentes del disturbio</i>	<i>Variables</i>		<i>Método</i>
<i>Ganadería</i>	CABR	Densidad de excretas de cabra u oveja	Los transectos se dividen en cuadros de 1m ² y se registra la presencia o ausencia de excretas.
	GAN	Densidad de excretas de ganado mayor	Se usan los mismos cuadros que CABR.
	RAMO	Fracción de plantas ramoneadas	Número de plantas perennes con evidencias de ramoneo/total de plantas revisadas.
	CGAN	Caminos ganaderos	Número de caminos hechos únicamente por el ganado.
	COMP	Compactación del suelo por ganado	Tiempo de infiltración de 250 ml de agua vertidos en un tubo de PVC de 10 cm de diámetro que se entierra 4 cm en caminos ganaderos y en el suelo intacto. COMP= tiempo de infiltración del camino/tiempo en el suelo intacto. Si COMP < 1 o si no hay presencia de caminos ganaderos COMP = 1.

3. ¿CÓMO EVALUAR EL NIVEL DE DEGRADACIÓN DE UN ECOSISTEMA? – 59

<i>Agentes del disturbio</i>	<i>Variables</i>		<i>Método</i>
<i>Actividades humanas</i>	MACH	Plantas macheteadas	Número de plantas cortadas o taladas/total de plantas revisadas.
	DSH	Densidad de senderos humanos	Número de caminos hechos únicamente por seres humanos.
	CCHU	Cobertura de caminos humanos	Se mide el ancho de la zona donde los caminos utilizados por la gente interceptan con el transecto. CCHU = la suma de la longitud de las intercepciones entre la longitud del transecto.
	POBL	Cercanía a poblaciones	Se mide en una carta topográfica la distancia entre el centro de la zona de estudio y el borde de la población más cercana en kilómetros. POBL = 1/distancia. Si la distancia es menor a 1 km POBL = 1.
	ADYA	Adyacencia a núcleos de actividad	Núcleo de actividad humana = minas, milpas, carreteras asfaltadas o capillas a una distancia menor a 200 m de un transecto. No aplica el mismo núcleo para más de un transecto. ADYA = número de transectos adyacentes entre el número de transectos totales.
	USOS	Uso de la tierra	% de cobertura de la tierra dedicada a la agricultura, o a pastos inducidos, o las zonas urbanas. Por estimación visual, pero puede ser apoyado en ortofotos* digitales. Varía entre 0 y 1.
	FUEGO	Evidencia de incendios forestales antrópicos	La presencia o ausencia de evidencia en un sitio de estudio es registrado como uno o cero.
<i>Degradación del suelo</i>	EROS	Erosión	Seleccionar 20 puntos al azar sobre el transecto, registrar la presencia de huellas dejadas por el material al ser arrastrado por el agua, como la exposición de la roca madre, surcos o cárcavas. EROS = número de puntos donde

Continúa...

Tabla 1. Variables utilizadas para evaluar disturbios crónicos a través de un Índice Multicriterio (continuación)

<i>Agentes del disturbio</i>	<i>Variables</i>		<i>Método</i>
			se registra erosión/ número de puntos revisados.
	ISLA	Islas	Presencia de procesos erosivos severos (pequeños montículos de suelo cubiertos de vegetación en un suelo fuertemente erosionado y desnudo). Si existen en más de la tercera parte de la zona de estudio, ISLA = 1.
	STOM	Superficie totalmente modificada	Partes de las zonas de estudio están modificadas y no es posible realizar las mediciones de los indicadores anteriores, se toma en cuenta la longitud del transecto que intercepta estas zonas. STOM= longitud de la intercepción/ longitud del transecto.

Fuente: Martorell y Peters, 2005.

El valor calculado para cada indicador se integra en la fórmula siguiente que determina el grado de disturbio en cada sitio. La escala de valores se encuentra entre 0 y 100, de tal manera que los cercanos al 0 son los sitios conservados y los próximos a 100 son los sitios con un grado elevado de disturbio, aunque los autores consideran que es posible obtener valores fuera de escala, condicionados por sitios muy destruidos o muy bien conservados (Martorell y Peters, 2005):

$$D = 0.1334 \text{ CABR} - 0.1631 \text{ GAN} + 0.1334 \text{ RAMO} + 0.0799 \text{ CGAN} - 0.1257 \text{ COMP} + 0.1931 \text{ MACH} - 0.0231 \text{ DSH} + 0.0758 \text{ CCHU} + 0.1389 \text{ POBL} + 0.1371 \text{ ADYA} + 0.0929 \text{ USOS} + 0.1133 \text{ EROS} + 0.1837 \text{ ISLA} + 0.1009 \text{ STOM}$$

3.5 Índice para la evaluación de la degradación del paisaje (cuadro 6)

Los índices para evaluar el grado de deterioro de un paisaje generan información con respecto al estado actual de los ecosistemas de una determinada región

y pueden servir como una herramienta importante para los planificadores e investigadores que desean realizar proyectos de restauración a una escala regional. Un índice muy interesante fue el utilizado por Gómez-Mora *et al.* (2005) en Colombia, pues su elaboración se basó en varios otros estudios recientes que trataron de explorar el mismo tema (Naranjo, 2000; ISA, 2002a; ISA, 2002b; ISA, 2002c; ISA, 2002d; ISA, 2002e; Gómez *et al.*, 2003; Duque *et al.*, 2004).

La ponderación de las variables para la ecuación del índice se reevaluó respecto a las propuestas en los estudios mencionados, dándole menor peso a las variables que se relacionaron directamente con el área de los fragmentos con el propósito de evitar sesgos en los resultados. El índice propuesto mide el grado de resistencia al flujo (entre fragmentos). Los valores cercanos a cinco indican un alto Índice de Calidad del Fragmento (ICF) y una baja resistencia al flujo de especies.

$$ICF = (AREA*6 + EDCON*5 + DIF_ALT*4 + FRACT*3 + CORE*2 + NN_MIN*1) / 21$$

Donde:

ICF = Índice de calidad del fragmento,
 ÁREA = Área del fragmento,
 EDCON = Contraste de Borde,
 DIF_ALT = Rango Altitudinal de cada fragmento,
 FRACT = Dimensión Fractal de cada fragmento,
 CORE = Área Central del fragmento,
 NN_MIN = Distancia mínima al fragmento más cercano.

La definición de las variables (calculadas con el *software* FRAGSTATS®), se realizó de acuerdo con las interpretaciones siguientes, cabe enfatizar que las variables fueron explicadas en el capítulo 2.5 sobre los efectos de la fragmentación en los ecosistemas.

Efecto del área: una mayor área significa un aumento en la cantidad y variedad de los hábitats, lo que posibilita la coexistencia de un mayor número de especies (Laurance y Bierregaard, 1997; McGarigal y Cushman, 2002; Santos y Tellería, 2006).

Efecto del área interior: los fragmentos que tienen una mayor área central (CORE) tienen un menor efecto de borde hacia su interior (Baguette y Van Dyck, 2007; Öckinger y Smith, 2007).

Contraste de borde: la riqueza de especies de un fragmento es afectada directamente por los diferentes tipos de uso de suelo que lo rodean (potreros, cultivos, infraestructura, vegetación secundaria) (McGarigal y Cushman, 2002).

Conectividad: es el grado con el cual el paisaje facilita o impide el movimiento de los organismos y, por tanto, la dispersión de las especies entre fragmentos (McGarigal y Cushman, 2002; Santos y Tellería, 2006). El grado de aislamiento de un fragmento condiciona la tasa de inmigración de especies hacia su interior.

Efecto de la diferencia altitudinal: se espera que un fragmento con un amplio rango altitudinal en su interior posibilite la existencia de una mayor heterogeneidad de hábitat.

Efecto de la forma: la forma de los parches influye en la proporción entre especies propias del interior y las especies de borde y claros (Forman, 1995).

Cuadro 6. Bases prácticas para el diagnóstico del paisaje

Para realizar el diagnóstico del paisaje es necesario un análisis con imágenes aéreas o de satélite de la región, preferentemente las más recientes, con una resolución menor a 2.5 m²/pixel y con una escala que permita una buena visualización (alrededor de 1:15,000). Este proceso se conoce como fotointerpretación y se realiza a través de *software* compatibles, especialmente aquellos que permitan la construcción con un Sistema de Informaciones Geográficas (SIG). Con el SIG se pueden generar bancos de datos con nombres de las situaciones específicas, área y características concretas, entre otras, de acuerdo con los objetivos de trabajo. Para aumentar la precisión de la fotointerpretación, es importante georreferenciar correctamente la imagen. Esto puede ser realizado a partir del *software* o con datos colectados en campo ubicados con un GPS (Global Positioning System) o a partir de la sobreposición de límites georreferenciados obtenidos previamente de manera digital.

En la fotointerpretación es importante delinear la hidrografía local a través de las imágenes o de cartas planialtimétricas, si se cuenta con ellas. En zonas con topografía accidentada esta información es importante y deben ser convertidas a un medio digital.

Después de la fotointerpretación es obligatorio realizar al menos una visita al campo para la adecuación de los mapas fotointerpretados, confirmar las situaciones identificadas, detallarlas, corregir las fallas ocurridas durante el análisis de las imágenes y actualizarlas en relación con su uso actual, ya que posiblemente no todas las imágenes estarán actualizadas. La última fase del diagnóstico es la edición del mapa de diagnóstico del paisaje, donde estarán todas las informaciones y detalles obtenidos en las fases anteriores de la fotointerpretación y salida de campo.

4. EL DESARROLLO DEL CONCEPTO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

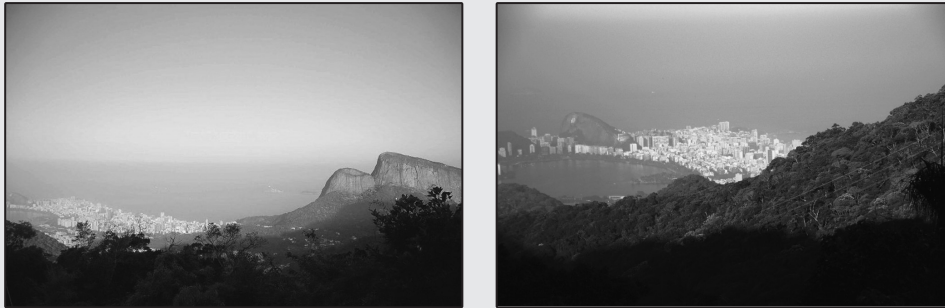
La preocupación y la realización de acciones con el objetivo de recuperar los daños provocados por el ser humano a los ecosistemas, no son recientes. Existen varias crónicas históricas sobre intentos de restaurar ecosistemas dañados principalmente por la erosión y para la protección de manantiales (véase cuadro 7).

Cuadro 7. La recuperación de la Foresta de la Tijuca en Río de Janeiro, Brasil

En 1844, en Río de Janeiro, entonces capital del Imperio de Brasil, un problema crónico de escasez de agua llevó al Emperador Pedro II a emitir órdenes para que la policía imperial actuase con rigor contra la deforestación de las montañas en la ciudad donde nacían los diversos manantiales que brindaban agua dulce a la ciudad, entre ellos el Río Carioca (nombre de la tribu indígena ya extinta que había vivido en la región). Sin embargo, debido al poder de los dueños de los cafetales, las leyes no se cumplían.

Por tanto, la única forma eficaz de salvar los manantiales fue expropiar todas las tierras y desarrollar un osado y ambicioso proyecto de recuperación del bosque perdido, nunca antes realizado en América Latina. En 1861 se creó, a través del Decreto Imperial 577, la Foresta de Tijuca y la Foresta de las Paineiras. El primer administrador (Major Gomes Archer) plantó durante 13 años cerca de 100 mil árboles en 3 200 ha, principalmente de especies nativas de la Mata Atlántica, con el trabajo de seis esclavos y, más tarde, de 22 trabajadores a sueldo. De 1874 a 1888, el segundo administrador (Barón Gastão de Escagnolle) plantó otros 30 mil árboles, incluidas algunas especies exóticas con una preocupación más paisajística, transformando la Foresta de Tijuca en un parque para el uso público. Con el auxilio del paisajista

francés Augusto Glaziou, se crearon puentes, lagos, fuentes y áreas de entretenimiento (extraído de Jakobsson, 2010).



Foresta de Tijuca restaurada en 1844, Río de Janeiro, Brasil, en 2011. Fotos: Eliane Ceccon.

Hace más de un siglo, el término “restauración de tierras de montaña” ya se utilizaba entre los ingenieros forestales en el sur de Europa, pero el significado es muy diferente de lo que pensamos en la actualidad como la restauración ecológica. En aquella época, los técnicos se referían más precisamente a lo que llamaríamos hoy silvicultura y control de erosión (Vallauri *et al.*, 2002).

A lo largo de la historia de las actividades de reposición de bosques, numerosos términos han sido usados para referirse a los procesos naturales y artificiales de reparación de daños ambientales en los ecosistemas de México y el mundo. En 1934, mucho antes de que el concepto de restauración ecológica fuera oficialmente planteado y adelantándose a su tiempo, Aldo Leopold estableció la declaración ética de la tierra, que amplió el concepto de conservación para incluir la restauración ecológica y la utilizó como una parte viable de la enseñanza ambiental y en su vida personal, al involucrar la comunidad académica de la Universidad de Wisconsin y su misma familia en actividades de restauración ecológica. Hasta esa época, la conservación tradicionalmente se había centrado en la preservación del capital ecológico. Leopold añadió un nuevo distintivo al componente de la conservación al agregar acciones positivas para restaurar comunidades y plantear la relación de beneficio mutuo que podría venir de la restauración. Él consideraba que la restauración no sólo serviría para aumentar la calidad ecológica de un sitio, sino también para generar pensamiento ambiental por parte de los participantes de las acciones de restauración. De este modo, la restauración ecológica podría constituir una forma privilegiada para educar personas en el desarrollo de una actitud ética hacia la tierra (Leopold, 2004).

Asimismo, cuantiosos fueron los informes escritos acerca de la revegetación de zonas que sufrieron daños por las actividades mineras a partir de los años veinte. Tales informes ayudaron a revelar patrones y procesos sobre el desarrollo de la vegetación en estas áreas mucho antes de que el término restauración ecológica fuera acuñado y ampliamente utilizado (McDougall, 1919, 1925; Croxton, 1928; Tryon y Markus, 1953; Brierley, 1956; Byrnes y Miller, 1969; Leisman, 1957; Byrnes y Miller, 1969; Lamont, 1978; Schafer y Neilson, 1978; Rives *et al.*, 1980; Johnson *et al.*, 1982; Petrobras, 1984).

A mediados de la década de 1970, hubo una creciente comprensión de que lo que posteriormente sería llamado “restauración”, era un nuevo enfoque potencial para frenar las pérdidas de hábitat, de diversidad biológica y de áreas naturales (Bradshaw y Chadwick, 1980). En 1989, durante la primera conferencia anual de la Sociedad para la Restauración Ecológica y Gestión (actualmente Sociedad Internacional para Restauración Ecológica) realizada en Oakland, California, oficialmente emergió la restauración ecológica como práctica asociada a la ecología de la restauración (cuadro 8), que se consolidó como disciplina científica (Jordan *et al.*, 1987).

Durante algún tiempo, el término restauración y su equivalente en inglés, *restoration*, fueron utilizados dentro de su sentido estricto: buscar el retorno al estado original del ecosistema (Bradshaw, 1987; Brown y Lugo, 1994). En realidad, *stricto sensu*, el término se relaciona a la restauración de una pintura antigua que ha sido deteriorada por el tiempo, pero que aún revela los rasgos iniciales y los colores de forma suficiente para que un restaurador de arte pueda realizar su trabajo. De manera análoga, un restaurador ecológico busca un completo o casi completo regreso de una determinada zona a su estado preexistente. Sin embargo, estas condiciones son utópicas, primero, porque las condiciones originales de los ecosistemas raramente son conocidas; segundo, porque los rumbos de la sucesión secundaria no pueden predecirse con facilidad (Whitmore, 1983). También es importante resaltar que en el proceso de restauración convencional, a través del uso de técnicas de implantación (reforestación), las especies no son introducidas al azar en una determinada área, ya que siguen el enfoque escogido por el restaurador, por tanto, en este caso, el proceso de formación del bosque es en el inicio determinístico.* Solamente algún tiempo después es cuando el azar empieza a operar a través del reclutamiento de otras especies provenientes de los bosques adyacentes o cercanos (proceso estocástico* o probabilístico) (Heil, 2004).

Cuadro 8. La ecología de la restauración x restauración ecológica

La ecología de la restauración provee conceptos claros, modelos, metodologías y herramientas para que los profesionales utilizaran en sus prácticas de restauración, sin embargo, su campo de trabajo no se limita únicamente a ello. Este campo, además, incorpora como rama aplicada de la ecología, influencias de la ecología del paisaje, biología de la conservación, geografía, agricultura e ingeniería ambiental (Jordan *et al.*, 1987). Ecólogos de la restauración pueden avanzar en la Teoría Ecológica a través del uso de restauraciones ya realizadas como áreas experimentales. Por ejemplo, las informaciones resultantes de los proyectos de restauración podrían ser útiles para resolver cuestiones relativas a la teoría de acoplamiento en comunidades bióticas (Young *et al.*, 2001). Además, ecosistemas restaurados pueden servir como referencias para áreas destinadas a la conservación de la naturaleza. La ecología de la restauración constituye un campo académico y científico muy joven, en los últimos 15 años se ha convertido en una disciplina importante, atrayendo investigación básica con una creciente aparición de revistas indizadas especializadas sobre el tema (Young *et al.* 2005). El término “ecología de la restauración” es, por tanto, de uso general para el estudio académico del proceso, mientras que la “restauración ecológica” es el término comúnmente utilizado por los profesionales de la restauración para proyectos o procesos.

En la actualidad, el término restauración ecológica es el más utilizado en la literatura internacional y su concepto ha venido evolucionando con el tiempo (Jordan III *et al.*, 1987; Lieth y Lohmann, 1993; Parrotta *et al.*, 1997; Lamb, 1998; Hobbs y Harris, 2001; Young *et al.*, 2005, entre otros). La definición adoptada por la Sociedad para la Restauración Ecológica (Society for Ecological Restoration, SER, por sus siglas en inglés) al fin consideró que restaurar un ecosistema no es sólo copiar exactamente un modelo de la naturaleza, es también recuperar la estabilidad e integridad biológica de los ecosistemas naturales. Literalmente, definió la restauración ecológica como “el proceso de alteración intencional de un hábitat para establecer un ecosistema definido, natural e histórico local. El objetivo de este proceso es imitar la estructura, la función, la diversidad y la dinámica del ecosistema original” (Higgs, 1997). Un poco después, Aronson *et al.* (1993) sugirieron clasificar la restauración en dos tipos: *strictu sensu*, que correspondería a la definición aceptada por la SER y *latu sensu*, donde la restauración tendría por objetivo simplemente detener la degradación y redirigir un ecosistema alterado a una trayectoria parecida a la que se presume prevaleció antes de la aparición de la perturbación.

Al mismo tiempo, existen otros conceptos con significados análogos que se pueden encontrar en la literatura científica y presentan ciertas particularidades en cuanto a los métodos y objetivos. El término “recuperación” (del inglés *reclamation*), por ejemplo, se refiere al conjunto de acciones efectuadas en áreas severamente alteradas, como en minería o construcciones a gran escala, en donde ya no existen muestras de los ecosistemas naturales y, por tanto, las mejoras se basan en el establecimiento de un ecosistema artificial. A través de la recuperación de las áreas muy degradadas, se obtiene un regreso de la productividad, con cierto grado de estructura y función del ecosistema. Sin embargo, en estos casos, la sucesión no progresa sola debido a las fuertes limitaciones que aún existen en el sitio y en la biota (Brown y Lugo, 1994). Por lo anterior, así como por los limitados objetivos y la falta de conocimiento del ecosistema, no se puede garantizar la estabilidad a largo plazo de las áreas recuperadas. Desafortunadamente, en muchas partes del mundo, la recuperación de áreas degradadas se ha desarrollado de manera independiente de la restauración ecológica. Las técnicas de recuperación podrían aparejarse con las de restauración ecológica, si se le considerara como una etapa de la reconstrucción de comunidades ecológicamente viables, siempre y cuando fueran incluidas otras preocupaciones, tales como la diversidad y composición, el funcionamiento del ecosistema y la estabilidad a largo plazo.

Por su parte, Meffe y Carrol (1994) usan el término “recuperación” para las acciones de complemento y refuerzo de la sucesión natural y se considera una etapa de la restauración. Estas acciones pueden ser utilizadas en áreas de bosques secundarios degradados por la tala selectiva, en donde algunas poblaciones de especies claves ya desaparecieron o están bajo riesgo de extinción, en este caso, las especies extintas podrían ser reintroducidas.

El término “rehabilitación” es también amplio, de acuerdo con Bradshaw (1984), se refiere a la restauración de elementos de la estructura o función del ecosistema, sin que necesariamente se busque recomponer su estadio original. Brown y Lugo (1994) consideran que su principal objetivo es alcanzar la sustentabilidad del sistema creado a largo plazo y que las especies dominantes sean capaces de regenerarse y permanecer dominantes en el sitio. Para Aronson y colaboradores (1993), la rehabilitación busca reparar las funciones dañadas o bloqueadas del ecosistema, con el principal objetivo de aumentar la productividad en beneficio de la población local, lo más rápidamente posible, aprovechando para ello los saberes de esta población. En 2004, la misma SER redefinió su concepto de restauración ecológica como “un proceso de asistencia en la recomposición de un

ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido”, lo que amplió la gama de posibilidades para utilizar diferentes enfoques en el establecimiento de proyectos de restauración.

A partir del año 2000, también empezaron a surgir varios conceptos de restauración, donde uno de los principales objetivos era beneficiar a la población circundante al proyecto, como veremos en el siguiente capítulo.

4.1 La inserción de la población local en el concepto de restauración

La desaparición de los bosques naturales en los países en desarrollo es un problema afecta negativamente a los medios de vida de las poblaciones que dependen de los productos forestales y servicios que proporcionan estos bosques (Maruyama y Morioka, 1998; Brosius, 1997). Existe una amplia literatura que documenta cómo los bosques naturales en todo el mundo sirven como “abrigo de los pobres” (Westoby, 1989), proporcionando una red vital de protección social para los habitantes de las zonas rurales y salvaguardándolos del riesgo de falta de alimentos, proporcionando medicinas, energía (Miramontes *et al.*, 2012) y funcionando como caderneta de ahorro en la ausencia de ingresos (Shepherd *et al.*, 1999; Warner, 2000). Incluso hay evidencia de que los hogares pobres rurales obtienen una proporción relativamente mayor de sus ingresos a partir de los bosques y tierras silvestres que hogares más acomodados dentro de una misma comunidad (Cavendish, 1997). Por tanto, el objetivo de beneficiar a los seres humanos, principalmente en áreas tropicales, es bastante coherente para entrar al concepto de la restauración.

El beneficio para la población local como un objetivo de la restauración comenzó a perfilarse justamente con Aronson y colaboradores al inicio de los años noventa (1993). El primer término utilizado para este nuevo concepto fue “re-assignación” o *reallocation* (en inglés), sin embargo, no fue adoptado por la comunidad científica, ya que no fue citado en otros trabajos del área. Según estos autores, la re-assignación ocurre cuando se le dicta un nuevo uso a una parte del paisaje, que no necesariamente tiene una relación intrínseca con el ecosistema anterior a la perturbación funcional y estructural.

En contraste con la restauración y la rehabilitación, la re-assignación asume que las acciones de restauración sean realizadas para el beneficio de las personas y normalmente para su práctica se requiere de subsidios en forma de energía, agua y fertilizantes. Ejemplos de re-assignación son las grandes plantaciones



Mujer indígena en la población de Cuatepec, Morelos, que otorgó en comodato a la UNAM, la Estación de Restauración Ambiental del Río Tembembe (capítulo 9.3.2). Foto: Eliane Ceccon.

de arbustos forrajeros en el norte de África, tales como *Atvipler*, *Acacia spp* y *Opuntia*. En el mismo sentido del concepto anterior, donde se generan beneficios tangibles a la población local a partir de la restauración, Lamb (1998) planteó como una alternativa rentable de restauración, donde las plantaciones forestales incluyan el uso de especies autóctonas en lugar de especies exóticas, la creación de mosaicos en el paisaje con la incorporación de los monocultivos en una matriz de vegetación intacta o restaurada y la utilización de mezclas de especies en lugar de monocultivos, además de incentivar el crecimiento de un sotobosque en las plantaciones. El propio Lamb consideró que el grado de restauración ecológica a través de estas alternativas puede ser de modesto —en el caso de los monocultivos y los mosaicos— a potencialmente significativo —en los casos del sistema de mosaico con la manutención de un sotobosque o de plantaciones mixtas de especies nativas maderables—, aunque en todos los casos anteriores el autor haya concluido que es probable que jamás se alcance una restauración ecológica completa.

Con la misma perspectiva del ser humano como principal actor beneficiado por la conservación de la naturaleza, a finales de la década de 1990 surge el concepto de “restauración del capital natural”. Este concepto unía la economía y la ecología, ciencias que, en la mayoría de los casos, habían estado enfrentadas. Para justificar su creación, Wackernagel y Rees (1997) concluyeron que se tiene que reconocer que los seres humanos han transformado los ecosistemas y el suministro de los bienes y servicios ecosistémicos de éstos, esenciales para el

ser humano, están seriamente amenazados. Diez años después, en el libro *Restoring Natural Capital Science, Business, and Practice*, editado por Aronson *et al.* (2007), se conceptuó la restauración del capital natural como una actividad que integra la inversión y reposición de las existencias de capital natural para mejorar los flujos de bienes y servicios, mientras que optimiza todos los aspectos del bienestar humano. Al igual que la restauración ecológica, la restauración del capital natural se destina a mejorar la salud, la integridad y la auto-sustentabilidad de los ecosistemas para todos los organismos vivos. Sin embargo, la restauración del capital natural se centra en maximizar el valor y el esfuerzo de la restauración ecológica en beneficio de los seres humanos.

Lo que vemos en el concepto de “restauración del capital natural” es la emergencia del término “servicios ecosistémicos”, que trata de recoger la idea del valor social de la naturaleza. Según Montes (2007), este término tuvo su origen a comienzos de los años setenta, y ha sido apropiado y a menudo utilizado por la comunidad científica, sobre todo después de haber sido promovido por las Naciones Unidas en el programa “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio” (MEA, 2005). Este programa trataba básicamente de establecer los vínculos existentes entre los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano, al generar información científica contrastada sobre el estatus, tendencias y escenarios plausibles de 24 servicios de 13 grandes ecosistemas. Es importante concluir que los conceptos de capital natural y servicios ecosistémicos promueven la interdisciplina entre las ciencias biogeofísicas y las ciencias sociales, y se centran en la exploración de las interacciones complejas que se establecen entre los sistemas naturales y humanos donde la restauración es un componente clave (Cecccon, 2005a; Aronson *et al.* 2006; Montes, 2007).

Recientemente, Vieira *et al.* (2009) propusieron el término “restauración agro-sucesional”, que se refiere a la creciente necesidad de restaurar tierras agrícolas, en particular en los trópicos y con una alta relación costo-beneficio que recupere de la mejor manera el bosque natural y proporcione medios de subsistencia para los pobladores. Para realizar este tipo de restauración se incorporan varias técnicas de la agroecología y la agroforestería como una fase de transición en el principio de la restauración de bosques, que deberían ser utilizadas más ampliamente para superar los obstáculos socioeconómicos y ecológicos en la restauración de pequeñas propiedades.

El término “restauración productiva” fue usado exclusivamente en las áreas aledañas a la Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembembe en Morelos, México (tema tratado en el capítulo 9.3.2), y se refiere a la restauración de algunos elementos de la estructura y función del ecosistema original,

junto con una productividad de la tierra de manera sustentable, utilizando técnicas agroforestales y agroecológicas con el objetivo de ofrecer productos que generen bienes económicos a la población local (Ceccon, información personal). La introducción de la agroforestería y la agroecología como herramientas para la restauración que beneficie a la población local es perfectamente plausible, ya que estas dos técnicas agrícolas-forestales son parte fundamental del proceso integral de la conservación y mejoramiento del suelo. Además, con su objetivo de reforzar y establecer la sustentabilidad en las parcelas de los agricultores, promueve la diversificación productiva mediante la capacitación en el manejo de sistemas multiestratos (OTS/CATIE, 1986).

4.2 Perspectivas en los conceptos y en las prácticas de restauración

En términos prácticos, muchas de las técnicas utilizadas para los diferentes conceptos de restauración son las mismas. La diferencia entre ellas está en la definición de las metas y objetivos, así como en la escala de tiempo adoptada como horizonte. La restauración ecológica tiene como meta a largo plazo la viabilidad ecológica del ecosistema, y la recreación, en el futuro, de comunidades lo más cercanamente posible a las naturales, en cuanto a su estructura y funcionamiento. En los demás conceptos, los objetivos son más específicos, definidos a una escala de tiempo menor y la semejanza con los sistemas naturales de antemano es una característica menos importante que los beneficios generados para la población local.

4.2.1 La restauración frente al cambio climático

Incluso sin los cambios previstos en el clima de aquí a 50 años, los impactos directos del aumento de las concentraciones de CO₂ en la atmósfera tienen importantes implicaciones para las prácticas de restauración. Como ejemplo, dos estudios emblemáticos realizados por Bond y Midgley (2000) y Bond *et al.* (2003) en la sabana africana, encontraron que el equilibrio entre herbáceas y leñosas está fuertemente ligado a las concentraciones atmosféricas de CO₂. Esto sugiere que la histórica proporción entre especies herbáceas y leñosas es poco probable que se repita al ser elevado el nivel de CO₂ en el futuro, por lo que la

restauración de los ecosistemas de sabana a un estado anterior puede no ser posible en el futuro.

Otro atributo clave de los ecosistemas necesario para asegurar la resistencia del y la capacidad de adaptación al cambio climático es la diversidad genética entre y dentro de las especies. Rice y Emery (2003) han sugerido que el espacio para el desarrollo evolutivo se debe incorporar urgentemente en los programas de conservación y restauración. Harris *et al.* (2006), por su parte, sugieren que al insistir en el uso exclusivo de materiales locales, puede llevar a los proyectos de restauración a un callejón sin salida genético que no permita la rápida adaptación a las nuevas circunstancias del cambio climático. Por tanto, el uso de material de diferentes orígenes genéticos requiere una cuidadosa reflexión en el diseño de proyectos de restauración.

Otra estrategia clave para resistir al cambio climático es la adopción de la restauración de la conexión del paisaje para mantener o mejorar el movimiento potencial de las especies en respuesta a los cambios de clima (Opdam y Wascher, 2004; Skov y Svenning, 2004).

Por tanto, con los recientes cambios en el clima, en la realización de la restauración se debe tener en cuenta que posiblemente habrá cambios en la combinación de especies disponibles para colonizar sitios perturbados o climáticamente estresados. Es posible que esta nueva combinación de especies se traduzca en el desarrollo de ecosistemas emergentes con características funcionales desconocidas que pueden dificultar o volver imposible el regreso a un estado anterior (Harris *et al.* 2006; Hobbs *et al.* 2006).

Los ecosistemas novedosos

Ante el hecho de que en la mayoría de los casos la conservación o la restauración histórica de un ecosistema ya no es posible, o al menos no es viable a corto plazo, Hobbs *et al.* (2009) recientemente han planteado que se deben considerar otras opciones para la conservación de un determinado ecosistema. El resultado de esta intervención se denominaría “ecosistema novedoso” (*novel ecosystem* en inglés). El principal argumento de los autores es que cada vez más, los responsables por la gestión de la conservación no pueden eliminar todas las especies no nativas de los ecosistemas y, de hecho, algunas de estas especies en ocasiones ya son consideradas componentes importantes de gran número de sistemas, por la creación de un hábitat o de recursos para otras especies. Un ejemplo emblemático son las mariposas en California, que ahora dependen de las plantas no nativas

para algunos o todos sus recursos alimentarios (Graves y Shapiro, 2003). En este caso, el objetivo adecuado para algunos sistemas es su continuación en un estado “híbrido”, donde algunas especies no nativas se aceptan como parte del sistema. Estas decisiones tienen que considerar tanto los efectos adversos de las especies invasoras como los efectos positivos de las especies que cumplen funciones importantes, que de otro modo podrían perderse en sistemas degradados. Esas decisiones también dependen significativamente de los valores culturales que los habitantes locales asignen a la vegetación autóctona y exótica, así como los posibles cambios en tales valores durante las siguientes décadas (Higgs, 2003). Estos sistemas novedosos pueden ser relativamente estables y tener un gran valor cultural, en especial si pueden seguir ofreciendo la misma prestación de servicios de los ecosistemas naturales (Ewel y Putz, 2004).

La vinculación con la sociedad

Es importante considerar, en particular en los trópicos, que a menudo existen conflictos entre la necesidad de restaurar y conservar los ecosistemas y la necesidad de subsistencia de los pobladores locales y la conservación de sus valores socio-culturales (Lamb *et al.*, 2005; Pinilla y Ceccon, 2008). Por tanto, la conservación y restauración de la diversidad biológica y cultural serán una de las expresiones más relevantes de esta asociación simbiótica. Para hacer frente a este desafío, la restauración ecológica tendrá que pasar de un enfoque interdisciplinario a un campo transdisciplinario. Esto significa la fusión de relevantes campos de las ciencias naturales con las esferas pertinentes de las humanidades y las artes, en estrecha coordinación y cooperación hacia el objetivo común de fomentar la simbiosis entre la sociedad y naturaleza, garantizando la salud del paisaje tanto natural como cultural.

Estas circunstancias requieren la competencia y creatividad de los restauracionistas para explorar nuevos modelos para la reposición de los bosques en los trópicos y en otros lugares.

5. BASES TEÓRICAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

La restauración es una ciencia. Es parte de la ecología de ecosistemas y por ello se basa en sus métodos y en su teoría. Dentro de las ciencias biológicas, tal vez no exista otra área donde existan desarrollos teóricos formales tan amplios como en las ciencias ecológicas, por ello es importante mencionar algunas de ellas, pues son conceptos emergentes que sin duda tendrán un impacto muy profundo en la práctica de la restauración en un futuro cercano.

Según Harper (1987), la *raison d'être* de la ciencia de la ecología es la comprensión del funcionamiento de la naturaleza viva que nos permita predecir su comportamiento para, si es el caso, manejarla, conservarla o transformarla. Sin embargo, la ecología ha sido hasta el momento más bien descriptiva y correlativa en lugar de predictiva. Al mismo tiempo, debido a la complejidad de los ecosistemas naturales, Bradshaw (1987) concluye que por ser la restauración ecológica altamente manipuladora de la naturaleza, es un campo de prueba ideal para confrontar los nuevos fundamentos teóricos (aunque poco predictivos) que emergen del estudio de la ecología de comunidades.

En general, el desarrollo natural de los ecosistemas forestales es dirigido por procesos dinámicos intrínsecos que pueden ser influidos por factores extrínsecos. La dinámica del ecosistema es el resultado de los procesos dinámicos de diversos subsistemas (ej.: producción primaria, herbivoría, descomposición). Los mecanismos presentes en los diversos subsistemas proveen al ecosistema de la capacidad de autorregulación necesaria para canalizar y reaccionar frente a los diversos factores a los que estará expuesto. La estabilidad del ecosistema dependerá entonces de la eficiencia de cada subsistema. Por tanto, la velocidad e intensidad de respuesta de cada subsistema determinará su éxito en la restauración y generará un determinado grado y tipo de estabilidad (dinámica) que dependerá del funcionamiento de los mecanismos responsables por esta autorregulación intrínseca (Packham *et al.*, 1992).

Frente a tantos mecanismos y factores, recientemente ha emergido una cuestión de gran importancia: cómo determinar el destino (o estado final) de la restauración (Aronson *et al.*, 1995.; Moore *et al.*, 1999), y cómo la restauración puede verse afectada por diferentes condiciones iniciales y por las perturbaciones ocurridas durante la recuperación (Young *et al.*, 2001). La recuperación de un ecosistema en el que se ha practicado algún tipo de restauración sería más fácil de evaluar si estos sistemas fueran lo suficientemente simples para recuperarse a lo largo de trayectorias de comportamiento lineal y predecible y donde cambios no controlados en las condiciones iniciales pudieran dar lugar a un solo estado final estable. Sin embargo, como vimos en el párrafo anterior, debido al elevado número de componentes e interacciones en los ecosistemas, esto raramente ocurre (Anand *et al.*, 2002). Los sistemas ecológicos son complejos en la medida en que no son predecibles y pueden tener estados finales no necesariamente únicos (Anand y Orlóci, 1996).

Por tanto, la imperiosa necesidad de evaluar el éxito de los esfuerzos de la restauración (Holl y Howarth, 2000) requiere que los nuevos métodos puedan abarcar la complejidad de trayectorias de recuperación ecológica y logren ayudar a entender las implicaciones de la no linealidad y la aparición de comportamientos sorprendentes en estos sistemas dinámicos.

La teoría sucesional y los modelos han servido como base conceptual para la restauración desde su concepción, pero el reciente desarrollo de teorías más coordinadas y la importancia potencial de los modelos de estados estables alternativos ha impulsado un aumento creciente de publicaciones (Weiher y Keddy, 1999; Whisenant, 1999; Jackson y Bartolomé, 2002; Walker y del Moral, 2003; Suding *et al.*, 2004; Temperton *et al.*, 2004; Scheffer *et al.*, 2012).

Los modelos de estados alternativos son propuestas de combinaciones alternativas de estados del ecosistema y de las condiciones ambientales que pueden persistir en un punto particular del espacio y de la escala temporal. Estos modelos son cada vez más utilizados para predecir cuándo un sistema súbitamente puede entrar en colapso como resultado de cambios graduales en factores climáticos, por la explotación humana de los recursos bióticos, o por la pérdida de hábitat y la fragmentación. En estos sistemas, los esfuerzos de restauración tendrán que manipular más de un aspecto causal (factor o proceso) que haya originado el colapso original.

Por su parte, los *modelos de estado y transición* son parte de una tradición teórica del no equilibrio que intentan explicar, desde los conceptos de la no linealidad, la relaciones temporales existentes entre estados sucesionales de comunidades vegetales donde las transiciones entre estados pueden

ser transitorias o persistentes y su dinámica es fuertemente susceptible a perturbaciones naturales o prácticas de manejo (Westoby *et al.*, 1989; May, 2001; Stringham *et al.*, 2003).

Al mismo tiempo la sucesión se caracteriza, principalmente, por el aumento gradual y la sustitución de especies en el tiempo, en función de diferentes condiciones ambientales que se van estableciendo y frente a los cuales, las diferentes especies se adaptan peor o mejor (Whitmore, 1989). Los modelos de estado y transición en comunidades son similares a la teoría sucesional al suponer que existe un conjunto restringido de comunidades con un cierto conjunto de límites en las transiciones entre esos estados (Rietkerk y Van de Koppel, 1997; Allen-Díaz y Bartolomé, 1998; Whisenant, 1999; Bestelmeyer *et al.*, 2004). Estos modelos son diagramas de flujo donde las cajas representan estados de la vegetación y las flechas indican las transiciones entre los estados. A menudo, estos modelos son desarrollados a través de una combinación de conocimientos de expertos, análisis de datos de vegetación y la retroalimentación entre las partes interesadas. También constituyen una herramienta general y flexible de manejo, pero no es exclusiva para la dinámica de umbrales* (Hobbs, 2006).

A la vez, la teoría de acoplamiento o ensamblaje (*assembly* en inglés) intenta explicar la existencia de sitios ambientalmente similares con diferentes acoplamientos de especies. Esta teoría supone que las especies tienen requerimientos similares a nivel de nichos y, por tanto, la formación de la comunidad es el producto de fluctuaciones azarosas de un grupo común de especies (Young *et al.*, 2001). Así, cuando todas las especies son, sin sombra de duda, ecológicamente equivalentes, la variación al azar (o posiblemente caótica) en la colonización, migración y tasa de extinción, entre especies, conducirá a las diferencias en la composición de especies entre sitios.

Otro concepto importante en la restauración es la ontogenia, que es el estudio de cómo las relaciones ecológicas cambian a través del tiempo en la vida de un individuo. Los individuos requieren diferentes condiciones ambientales durante los diferentes estadios de su ciclo de vida. Para organismos inmóviles como las plantas, las condiciones necesarias para la germinación y establecimiento tienden a ser diferentes de aquellas para el estadio adulto (Young *et al.*, 2005). Cuando un ecosistema es alterado por los procesos antrópicos, el rango de variables ambientales también llega a ser afectado. Un ecosistema degradado muchas veces puede no albergar las condiciones ambientales necesarias para el desarrollo de un estadio particular de cierto organismo. Si el sistema es auto-sustentable, debe contener las condiciones ambientales para la reproducción potencial de las

especies, en este caso, los esfuerzos en la restauración deben dirigirse a cubrir las necesidades de los organismos a través de su desarrollo.

Mayer y Rietkerk (2004) plantean el uso de los regímenes dinámicos para resolver la ausencia de linealidad en las variables de respuesta obtenidas en los trabajos de restauración. Los regímenes dinámicos, como se definen en la teoría de sistemas, son cuencas de atracción estables en un espacio entre estados, en los que la atracción está formada por las relaciones internas entre las especies y el medio ambiente. Los ecosistemas tienen numerosos regímenes (por ejemplo, un lago puede ser cristalino o turbio y con tendencia a tener algas), el tamaño y la forma de esos regímenes son principalmente dictados por los cambios en sus relaciones internas, y en ocasiones provocan cambios de régimen (Scheffer y Carpenter, 2003). Por otra parte, las fuerzas externas que influyen en los ecosistemas, pero no son directamente influenciados por ellos, también pueden repentinamente presionar a los ecosistemas al cambio entre regímenes.

El uso del concepto de régimen en la restauración de ecosistemas es más difícil de utilizar que otras relaciones lineales más simples según Landres *et al.* (1999), debido a que la identificación de los regímenes dinámicos requiere de una gran cantidad de datos a múltiples escalas temporales y espaciales. No obstante, el concepto de régimen dinámico puede ayudar a crear modelos más realistas para algunos ecosistemas, lo que contribuiría a disminuir la probabilidad de cambios irreversibles y costosos en regímenes indeseables que pueden derivarse de la gestión de estrategias basadas en modelos lineales inexactos (Peterson *et al.*, 2003).

Por su parte, Suding *et al.* (2004) consideran que el concepto de régimen dinámico también ayuda a explicar por qué proyectos de restauración de ecosistemas llegan a fallar si los esfuerzos son insuficientes para impulsar los ecosistemas a través de los umbrales de un determinado régimen, o si los esfuerzos se concentran a una escala inadecuada. Por último, el concepto de régimen dinámico puede ilustrar las limitaciones de un enfoque de la restauración en los ecosistemas que no incluya las fuerzas socioeconómicas.

Un ejemplo del argumento anterior es el cambio climático global. El dióxido de carbono atmosférico (CO₂) aumenta en una tasa lineal y la temperatura media superficial asociada a factores climáticos también cambia linealmente. Sin embargo, estos factores climáticos no aumentarán linealmente para siempre. Una vez que se alcance la concentración crítica de CO₂ atmosférico, el clima global posiblemente sufra un rápido cambio no lineal del régimen actual (Alley *et al.*, 2003). Por tanto, este cambio de régimen en el clima mundial generaría una

cascada de cambios de régimen en los ecosistemas que pueden tener poca semejanza con episodios previamente conocidos.

Los conceptos anteriores son centrales para la restauración ecológica, ya que la restauración de comunidades no involucra únicamente la manipulación del cronometraje y la estructura inicial de la composición de especies, sino que también intenta alcanzar un único estado estable deseado. Además, los procesos interactivos entre los parámetros químicos, físicos y biológicos siguen ciertas leyes que casi nunca son completamente entendidas, pues en teoría, están involucrados una serie de factores muy complejos tales como el flujo de energía y materia, la calidad del sustrato, la composición de las especies vegetales, la cadena trófica y la dinámica autoorganizada de las poblaciones de la fauna, así como la microflora y la microfauna y todo un conjunto de interacciones entre éstas (Solé y Bascompte, 2006).

También es muy evidente que la intensidad y velocidad de estas interacciones no lineales están sujetas a las fluctuaciones de las circunstancias físicas. Por consiguiente, para establecerse la restauración ecológica primero es necesario el conocimiento básico de los procesos de regulación intrínsecos del sistema que se pretende restaurar.

En resumen, la moderna ciencia de los sistemas complejos establece que los ecosistemas a ser restaurados parten de un conjunto de condiciones iniciales (composición y número de especies, disponibilidad de nutrientes, interacciones ecológicas, entre otras) hacia un estado final deseado. Debido a la complejidad de las interacciones ecológicas, el estado final real puede desviarse del estado deseado, ya que el sistema es altamente dinámico y sensible a las fluctuaciones en las condiciones iniciales, por ello puede adoptar trayectorias diferentes. Esto no es un impedimento ni un fracaso para la restauración, simplemente es una evidencia de la complejidad del problema y de la necesidad de profundizar en su conocimiento, en sus causas, en su dinámica y en la comprensión de su efectividad e impacto. Los aspectos teóricos son, por tanto, de importancia crucial para la restauración, pues nos ayudan a establecer con mayor claridad los límites a la práctica y cómo encontrar soluciones y alternativas para enfrentarlos.

6. BASES PRÁCTICAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

A pesar de que existen diversas metodologías que integran el objetivo de recuperar y restaurar un ecosistema forestal, un abordaje científico de este problema, como ya se dijo en el capítulo anterior, implica conocer la complejidad de los mecanismos que son desarrollados en estos bosques, así como comprender los procesos que llevan a la estructuración y manutención de estos ecosistemas en el tiempo.

La base práctica de cualquier metodología en restauración forestal se fundamenta en responder a algunas preguntas esenciales, tales como:

- ¿Cuál es el nivel de degradación del área y del paisaje?
- ¿Cuál es el objetivo, recuperar, restaurar o rehabilitar un área para el beneficio de la población local?
- ¿Cuál es el estado de degradación local y del paisaje?
- ¿Es necesario reintroducir especies?
- ¿Cuáles especies plantar y cuánto plantar de cada especie?
- ¿Cómo hacerlo efectivo, de modo que se recubra el suelo en menor tiempo, con menores pérdidas y a un menor costo?

Para responder las preguntas anteriores es necesario conocer las diversas posibilidades que se configuran en varias estrategias de recomposición que veremos en los siguientes capítulos.

6.1 Estrategias de recomposición

La identificación de la metodología de recomposición más adecuada para una determinada área depende, como vimos anteriormente (capítulos 4 y 5), de los

objetivos de la restauración y de un diagnóstico apropiado del área que será restaurada y de la matriz del paisaje (figura 3). La meta principal en estos casos es conocer el potencial de auto-recuperación del ecosistema, de tal manera que las estrategias de acción previamente definidas aprovechen el máximo de este potencial de desencadenar los procesos naturales de regeneración, al reducir los esfuerzos y costos de la restauración y produciendo los beneficios planteados en los objetivos iniciales.

Por tanto, es de fundamental importancia, en primer lugar, contar con la presencia y la calidad de remanentes forestales cerca del área a ser recuperada, ya que éstos podrán actuar como fuente de propágulos para el área en recuperación, por zoocoria (dispersión por animales) o por anemocoria (dispersión por el viento), según las especies que sean consideradas, la distancia entre las áreas, la posición en relación con el viento, y la existencia de individuos remanentes en el área a ser recuperada que podrán servir de percha, de abrigo y/o alimento para los animales que provienen del bosque remanente (Guevara *et al.*, 1986; Guevara *et al.*, 1992).

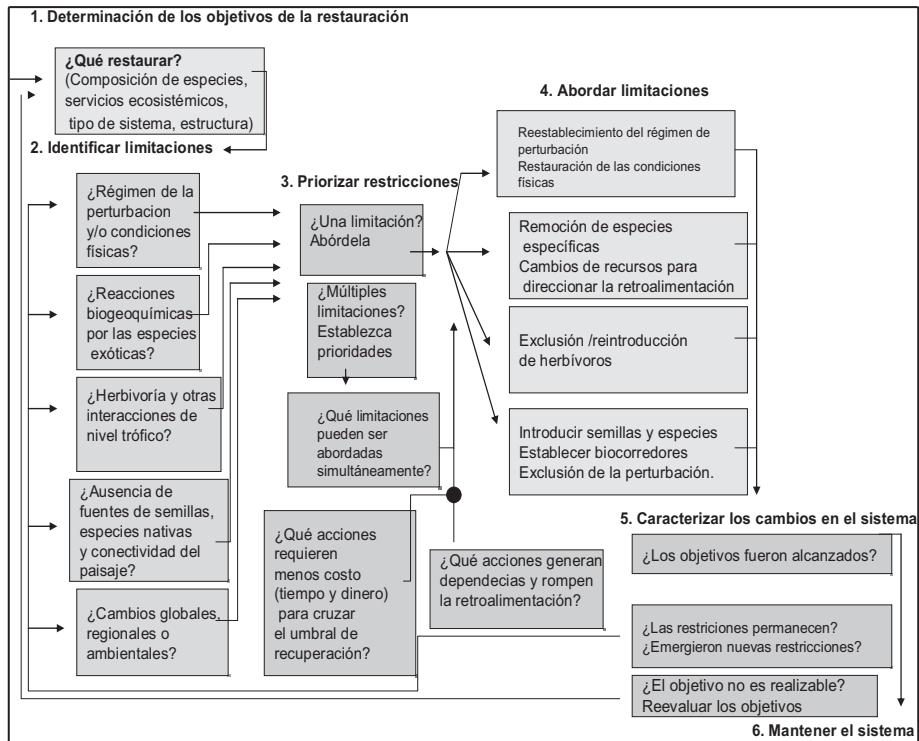
El tamaño y el nivel sucesional en que se encuentran los fragmentos aledaños también es un factor importante, pues garantizará una mayor variedad de especies disponibles para reproducción, tanto de animales (dispersores) como de vegetales (dispersados; capítulo 3.5). Una distancia considerada ideal encontrada en un bosque tropical en Brasil, fue de 5 km; que es una estimación basada en la distancia media del vuelo de dispersores en zonas riparias (Leitão Filho *et al.*, 2002).

Por lo anterior, y conforme al grado de degradación local y del paisaje que se tenga, las estrategias de restauración pueden involucrar ya sea una mínima intervención —como en el caso de la regeneración natural o pasiva, donde la principal acción es proteger el área de las perturbaciones— hasta una máxima intervención, como en el caso de la implantación, que involucra los mayores costos (figura 4). En los siguientes capítulos se presenta con detalle cada una de estas estrategias.

6.1.1 Regeneración natural

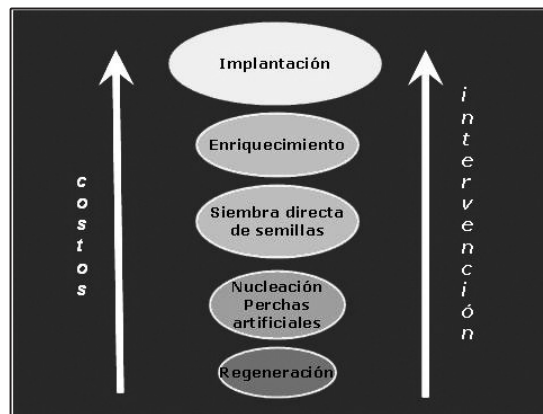
Los bosques pueden regenerarse en áreas donde existían previamente, una vez que la tierra deje de ser utilizada para otros propósitos (ej.: agricultura, pastos, extracción de madera, minería, entre otros). Sin embargo, esta recomposición puede ser extremadamente lenta o inhibida en parches o paisajes altamente degradados. Un

Figura 3. Las diversas alternativas que se pueden tener cuando se realiza la restauración en la práctica



En primer lugar, el objetivo de la restauración debe ser determinado. Los objetivos se refieren a una estructura particular, función o composición de especies del sistema. Aunque las metas de restauración en general se refieren a la devolución de un sistema a un estado original, en algunos casos podría ser más factible el reestablecimiento de determinados servicios ambientales o funciones del ecosistema. En segundo lugar, las limitaciones deben ser identificadas en el sistema degradado. En tercero, estas limitaciones deben ser priorizadas, en particular cuando existen múltiples restricciones (que es muy frecuente), debe darse una alta prioridad a las limitaciones que pueden ser tratadas simultáneamente, que requieren el menor costo para cruzar los umbrales de la recuperación, y las que tienen fuertes dependencias y retroalimentación con el resto del sistema. En cuarto lugar, las limitaciones deben ser abordadas. Las acciones obedecen a limitaciones específicas y, si es posible, su eficacia debe ser probada antes de su ejecución. El quinto paso sería caracterizar si el sistema cambió. El programa de monitoreo debe determinar si los objetivos se están cumpliendo y si las limitaciones permanecen. En el último caso, los objetivos deben ser reevaluados, en este paso el proceso debe ser reiniciado en el paso uno. Si los objetivos se han cumplido, el énfasis puede cambiar de “restauración” a la etapa final, que es el mantenimiento del sistema, lo que podría implicar acciones muy diferentes a las requeridas para la restauración (adaptado de Suding *et al.*, 2004).

Figura 4. Representación esquemática de las diferentes estrategias de restauración y su nivel proporcional de demandas de intervención y costos que aumentan gradualmente desde la mínima intervención (regeneración natural) hasta la máxima (implantación)



reto para los restauradores es evaluar el potencial de recomposición de un área y determinar si este proceso debe ser acelerado. La estrategia de regeneración natural también conocida como pasiva, en su versión más minimalista, consiste en únicamente cerrar el área que se pretende restaurar a cualquier tipo posible de perturbación antrópica. Por lo regular es recomendada cuando las condiciones iniciales del ecosistema pueden recuperarse de manera independiente de cualquier intervención. Esto lógicamente implicaría menores costos (por ejemplo, sólo la construcción de una cerca) que cualquier otra estrategia de restauración, lo que la hace una de las estrategias más atractivas para proyectos de restauración a larga escala (Hardwick *et al.*, 1997; Hardwick *et al.*, 2004).

A pesar de su bajo costo, la trayectoria y velocidad de recomposición son sumamente inciertas, debido a que diferentes variables tienen influencia en el proceso sucesional. Por lo mismo, es la estrategia más exigente en cuanto a contar con la mayor información previa sobre la zona donde se pretende establecer la regeneración, ya que esta estrategia es afectada por una serie de factores potencialmente limitantes, como los mismos recursos del sitio (suelo, clima, luminosidad), la competencia (presencia de especies invasoras, por ejemplo), el nivel de degradación derivado del tipo de perturbación (natural o antrópica), la presencia

de fuentes de propágulos (rebrotos o semillas) y la dispersión por animales (Khurana y Singh, 2001; Hardwick *et al.*, 2004; Ceccon *et al.*, 2006).

Por tanto, el primer paso en el establecimiento de la estrategia de regeneración natural es identificar los principales factores que actúan como barreras o como facilitadores de la regeneración. Una vez identificados, estos factores pueden ser manipulados para, incluso, acelerar la regeneración.

Varios estudios han identificado los siguientes factores como las barreras más importantes para la regeneración (Benítez-Malvido, *et al.* 1999; Holl *et al.*, 2000; Ceccon *et al.*, 2003, 2004, 2006; Ceccon y Hernández, 2009; Gómez-Aparicio, 2009):

La falta de fuentes de semillas y dispersores: en numerosos casos, no existen remanentes de bosque que puedan servir como fuentes de semillas en los sitios de restauración; por tanto, las posibilidades de regeneración natural se limitan a las semillas existentes en el banco del suelo, que en muchos casos pueden ser escasas, como en los bosques tropicales estacionalmente secos (Ceccon *et al.*, 2006). En otros casos, hay bosques cercanos, pero no dispersores de semillas debido al bajo número de animales (por ejemplo, aves, mamíferos) en la zona; por tanto, la regeneración natural es en gran medida limitada a las especies cuyas semillas son dispersadas por el viento (Ceccon y Hernández, 2009).

Las barreras bióticas: la presencia de ciertas especies exóticas (ej.: *Brachiaria* sp.) llega a impedir el reclutamiento de plántulas de especies arbóreas (Ferguson, 1995; Holl y Quiros-Nietzen, 1999).

La compactación del suelo: en áreas degradadas por actividades pecuarias, la compactación del suelo dificulta la regeneración de varias especies, ya que afecta el desarrollo de la planta a través de una mayor resistencia del suelo, disminución en la disponibilidad de oxígeno, y por los cambios (aumento o disminución) en el almacenamiento y disponibilidad de agua (Basset *et al.*, 2005) (capítulo 3.2).

Incertidumbre en la direccionalidad: permitir que la regeneración natural se produzca sin control no garantiza una alta diversidad de especies en un bosque, además, puede limitar el éxito de la restauración cuando se desea realizar un manejo que favorezca a determinadas especies para la obtención de beneficios económicos (Ceccon *et al.*, 2003, 2004, 2006; Holz y Placci, 2005).

Dificultad en obtener bosques con alta diversidad de especies: existe la posibilidad de que los bosques remanentes sean degradados (ej. fragmentos muy pequeños con efecto de borde o previamente explorados (Ceccon y Hernández, 2009) (capítulo 3.5), lo que reducirá la diversidad de especies en la regeneración.

Tiempo requerido: la regeneración natural debe pasar por varias fases sucesionales para alcanzar el estadio de bosque maduro, por tanto, toma más tiempo

alcanzar tal estadio si se realiza una plantación con especies proveniente de bosque de diversos estadios sucesionales.

Posibles soluciones: en lo que se refiere a competencia con gramíneas o herbáceas exóticas, se puede realizar la eliminación mecánica y/o por métodos químicos (herbicidas). La compactación del suelo puede ser eliminada a través de, por ejemplo, el uso de arado.

Otros estudios han encontrado que la presencia de ciertos “núcleos” de regeneración como árboles remanentes, perchas artificiales, islas de vegetación, entre otros, pueden atraer dispersores, mejorar el microclima y las condiciones del suelo, lo que acelera la regeneración natural (este método será tratado en el siguiente capítulo, sobre nucleación), pero esta estrategia también se ve limitada por la calidad y distancia de los remanentes de bosque. Por tanto, para asegurar el éxito de la estrategia de regeneración natural, cuando varias especies se encuentran ausentes, tanto en el banco como en la lluvia de semillas, Dalmacio (1987) sugiere adicionar una segunda fase a esta estrategia, a través de la reintroducción de especies primarias desaparecidas del lugar, que puedan atraer pájaros y mamíferos con los recursos ofertados (frutos y semillas), lo que podría llevar a un aumento en la regeneración de especies provenientes de bosques más maduros.

Para evaluar los resultados de la aplicación de la estrategia de regeneración natural, se debe monitorear en el campo la dispersión de semillas, la germinación y supervivencia de plántulas.

6.1.2 Nucleación: el caso de las perchas artificiales

A pesar de que la mayoría de los modelos conceptuales de formación de comunidades se basan de alguna manera en la competencia entre especies, hay numerosas evidencias que comprueban la existencia de interacciones positivas, tales como la facilitación, que a la vez influencia la distribución, la productividad y la reproducción de diferentes especies de plantas (Hunter y Aarssen, 1988; De Angelis *et al.*, 1986; Brooker *et al.*, 2008; Bulleri *et al.*, 2008; Verdú y Valiente-Banuet, 2008).

Debido a que la restauración ecológica involucra la aplicación de toda la variedad de perspectivas ecológicas como parte de un proceso dinámico y continuo, en la última década han emergido algunas técnicas de restauración que se enfocan en modelos de manejo de la biofuncionalidad de los ecosistemas que buscan una integración de éstos con el paisaje natural que los rodea (Young *et al.*, 2001; Jackson y Bartolome, 2002; García y Zamora, 2003; Walker

y del Moral, 2003; Castro, *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Suding *et al.*, 2004; Zamora *et al.*, 2004; Metzger, 2006; Bechara *et al.*, 2007; Benayas *et al.*, 2008).

Un buen ejemplo es la técnica de nucleación, que consiste en la formación de microhábitats como núcleos propicios para la llegada de especies animales y vegetales, que en un proceso sucesional aumentan la probabilidad de la ocurrencia de interacciones interespecíficas (Yarranton y Morrison, 1974). El conocimiento de esta técnica se basó inicialmente en diversos estudios experimentales, en los que se encontró que aves y murciélagos utilizaban árboles remanentes aislados en pastizales para protección, descanso durante el vuelo entre fragmentos, para residencia, alimentación e incluso como letrinas. El uso de estos árboles crea una lluvia de semillas que forma un nuevo banco de semillas en estos locales y posteriormente crea núcleos de regeneración de alta diversidad, según las condiciones ambientales (Guevara *et al.*, 1986, 1992; Guevara y Laborde, 1993; McClanahan y Wolfe 1993; Reis *et al.*, 2003, entre otros). En este contexto, las técnicas de nucleación pasaron a constituirse como una estrategia plausible para la aplicación de estos enfoques (figura 6).

La técnica de nucleación funciona básicamente como un mecanismo de re-
troalimentación donde hay un donador y un receptor. La principal idea es promover “gatillos ecológicos” (*sensu* Bechara, 2006) que consigan aumentar la diversidad de rutas sucesionales, creando un sistema menos determinístico, donde podrán convergir múltiples puntos de equilibrio en el espacio y el tiempo (Fiedler *et al.*, 1997), al generar fenómenos eventuales y aleatorios (estocásticos) que permitan mayores aperturas para la variedad de flujos, propios de los sistemas naturales (Reis *et al.*, 2006).

Los núcleos formados pueden ser compuestos de elementos tanto abióticos como bióticos, que aceleran la formación de nichos de regeneración y colonización de nuevas poblaciones a través de la facilitación, lo que contribuye a tener nuevas conexiones en un paisaje fragmentado (Tres y Reis, 2007). Para esto, es necesario buscar varios elementos dentro de los fragmentos, tales como suelo, semillas, microorganismos, entre otros, y moverlos hacia las áreas degradadas. Esta combinación de elementos en pequeños puntos en el paisaje, permite la creación de nuevas condiciones en un área degradada, y comienza al formarse pequeños núcleos de diversidad (Reis *et al.* 2010).

Los microhábitats formados con las técnicas de nucleación favorecen la llegada de especies y la generación de una red interactiva entre organismos, lo que aumenta la probabilidad de formar diversas rutas alternativas a la sucesión. Con el pasar del tiempo, estos núcleos se expanden e incrementan la

conexión entre el área degradada y los fragmentos de bosques naturales adyacentes. Cuando estos núcleos empiezan a adquirir cierta funcionalidad, el flujo donador-receptor llega a ser modificado, ya que los mismos núcleos pueden constituir nuevas fuentes de dispersión y establecer una segunda ruta de conectividad (Reis *et al.*, 2006).

Sin embargo, es importante resaltar que para que la nucleación funcione apropiadamente es necesario la existencia de un paisaje propicio, lo que significa la presencia de al menos pequeños fragmentos de bosque natural insertados en una matriz agrícola (Metzger, 2006) a una distancia mínima ideal estimada por la media del vuelo de dispersores en zonas riparias (Leitão Filho *et al.*, 2002). Por tanto, interacciones positivas (Hurlbert, 1971) y conectividad (Williams y Martínez, 2000) entre los diversos niveles tróficos, son esenciales para esta estrategia. Para verificar lo anterior, se debe realizar un diagnóstico previo del potencial de resiliencia* de estas áreas para que aporten indicativos, los cuales serán determinantes en la toma de decisiones sobre qué acciones serán las más apropiadas en la restauración ecológica. Por medio de la evaluación del banco y de la lluvia de semillas, así como del monitoreo de la regeneración natural es posible evaluar los potenciales de resiliencia de una comunidad (Reis *et al.*, 2003).

La intensidad de las conexiones generadas dependerá ciertamente del grado de permeabilidad de la matriz del paisaje (capítulo 3.5). Una de las principales ventajas de la nucleación es que estos puntos de regeneración implantados pueden ocupar solamente de 5 a 10% del área que se desea restaurar (Reis *et al.*, 2010). Otra ventaja saliente es que las técnicas de nucleación son mucho más baratas que las técnicas convencionales de implantación, así lo revelan las investigaciones generadas por la Universidad Federal de Santa Catarina, en las que se demostró que con el uso de técnicas nucleadoras, el costo es de alrededor de 360 dólares estadounidenses por ha, mientras que con las técnicas convencionales de implantación en la misma zona, los costos llegan alrededor de 3 300 dólares por ha (Bechara, 2003).

Varios trabajos de investigación han manejado el concepto de facilitación a través de la técnica de nucleación en prácticas de restauración ecológica (Guevara *et al.*, 1986, 1992; Guevara y Laborde, 1993; McClanahan *et al.*, 1993; Vieira *et al.*, 1994; Holl, 1998; Reis *et al.*, 2003; Espíndola *et al.*, 2007; Santos y Pillar, 2007; Cole *et al.*, 2010, entre otros). De modo general, algunas técnicas nucleadoras utilizadas en estos estudios fueron:

Ramas y restos vegetales de bosques o plantaciones apilados: para formación de abrigos artificiales para la fauna, y promoción de la dinámica de organismos

descompositores para incrementar la recuperación de los suelos por la formación de humus (Reis *et al.*, 2003).

Transposición del suelo: busca la restauración del suelo con su micro, meso y macro fauna/flora (semillas, propágulos, microorganismos, hongos, bacterias, lombrices, algas), para algunos núcleos de las áreas degradadas (Vieira, 2004). Reis *et al.* (2003) sugieren el transporte de porciones superficiales de 1 m² de suelo de las áreas remanentes de los bosques naturales (figura 6).

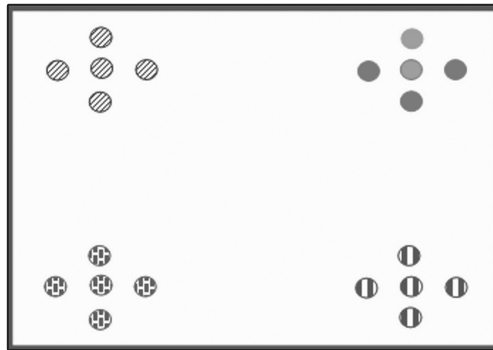
Transposición de plántulas germinadas de la lluvia de semillas: consiste en la captura de propágulos, germinados en los bosques nativos remanentes y su transporte a un invernadero para la producción de plántulas (Reis *et al.*, 2003). Esta técnica es recomendada para áreas aisladas, ya que trae la diversidad de los fragmentos más próximos al área de restauración; también puede ser considerada como un modelo alternativo de vivero forestal (Bechara, 2006).

Plantación de árboles en grupos de Anderson: son plantaciones de especies de árboles en grupos adensados y con mucho espacio entre grupos. Las unidades o grupos, hetero o monoespecíficos, pueden estar compuestos de 5 a 37 plántulas de árboles introducidas en formato ortogonal, el espaciamiento en el interior del grupo puede variar de 0.5 x 0.5m hasta 2.0 x 2.0m. Las superficies despobladas entre unidades pueden variar de 8 a 44.5 m² (Anderson, 1930) (figuras 5 y 6). La ventaja de este método es que se realiza la implantación de mucho menos individuos por hectárea y se reducen los costos, ya que cada grupo de árboles funciona como un núcleo de regeneración que atraerá la fauna hacia la zona de restauración catalizando la regeneración. Sin embargo, para el éxito de este método es necesaria la presencia de fragmentos de bosque en las cercanías y las especies utilizadas deben presentar potencialidades para las interacciones con animales.

Perchas artificiales: uso de trozos de madera (postes, ramas, varas de bambú, entre otros) que sirven de perchas para pájaros y murciélagos.

Algunas de las técnicas nucleadoras expuestas con anterioridad se explicarán con más detalles en los siguientes capítulos, donde estarán contextualizadas en temas específicos como las técnicas de recuperación de zonas de minería y restauración del paisaje. En este capítulo se detalla específicamente el modelo de perchas artificiales, pues es una técnica que exige un nivel de intervención y costos medianos, en comparación con la regeneración natural y la implantación. La nucleación en este caso consiste en el uso de trozos de madera como postes, ramas, varas de bambú y otros, que pueden ser utilizados por pájaros y murciélagos como perchas y de esta manera atraer grandes cantidades de semillas de los bosques remanentes próximos hacia el área que se desea restaurar sin la necesidad de producir plántulas de árboles en invernadero e introducirlas en el campo.

Figura 5. Ejemplo de esquema de grupos Anderson, cada grupo de cinco círculos representa un grupo de una especie nativa diferente



Fuente: Anderson, 1930.

La característica más importante de las perchas artificiales es su bajo costo y practicidad, asociado a una eficiencia comprobada por diversos estudios (McDonnel y Stiles, 1983; McClanahan y Wolfe, 1993; Vieira *et al.*, 1994; Holl, 1998; Tomazi *et al.*, 2007; Tres y Reis, 2009). Algunos modelos de perchas artificiales más conocidos son (Reis *et al.* 2003; Bechara, 2006 y Espíndola *et al.*, 2007):

1. Perchas artificiales en cruz (figura 6).
2. Perchas secas (en forma de ramas).
3. Perchas naturales (ramas secas).
4. Perchas vivas (postes con lianas plantadas en la base).
5. Percha de cable aéreo (cables conectados entre fragmentos, árboles o postes de cerca pasando sobre las áreas degradadas).
6. Torre de lianas (tres postes apoyados uno en el otro en forma de pirámide con lianas plantadas a sus pies) (figura 6).
7. Torres de bambú (tres varas de bambú con sus ramas vivas).
8. Percha de árbol muerto (generalmente de *Pinus sp.*), generalmente se utiliza en lugares donde se realizó la eliminación de especies exóticas invasoras (figura 6; capítulo 6.2).

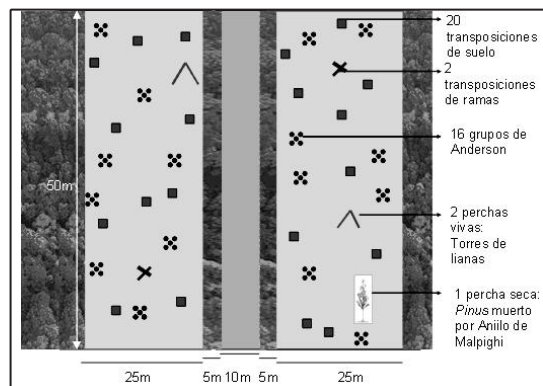
De manera general, en los estudios experimentales realizados para probar la eficiencia de las perchas artificiales para atraer aves y consecuentemente semillas para las áreas de restauración, se ha encontrado que las perchas artificiales atraen

más aves que el control (McClanahan *et al.*, 1993; Holl, 1998; Zanini y Ganade, 2005; Bechara, 2006, Tomazi *et al.*, 2007; Tres y Reis, 2009), que las perchas de rama atraen más aves que perchas artificiales (Holl, 1998), y las perchas naturales atraen más aves que perchas artificiales (Vieira *et al.*, 1994). Por tanto, en una matriz de paisaje favorable, esta técnica de restauración ecológica puede ser una alternativa interesante, principalmente cuando los costos de implantación deben ser reducidos y en proyectos de gran escala.



Técnica de nucleación en forma de cruz utilizada para la restauración de la Reserva do Rio Cahoeira de la ONG SPVS en el estado de Paraná, Brasil (Foto: Marcia Marques).

Figura 6. Modelo de restauración de área ribereña propuesto por Reis et al. (2006) basado en la utilización de varias técnicas nucleadoras



6.1.3 *La siembra directa de semillas*

La siembra directa de semillas consiste en la introducción de las semillas de especies arbóreas (después de un tratamiento germinativo previo) directamente en el área a ser restaurada de manera ordenada o no. Es una estrategia de restauración que ha sido poco utilizada para la restauración en los países tropicales. Sin embargo, es recomendada por varios autores en sitios donde la fuente natural de semillas no es adecuada, o el acceso (topografía) y las condiciones del suelo hacen muy difícil o imposible la introducción de plántulas. También es considerada una alternativa adicional y de mayor flexibilidad que la implantación, incluso más económica, especialmente cuando la mano de obra es escasa (Sullivan y Sullivan, 1982; Williston y Balmer, 1983; Marmillon, 1986; Smith, 1986).

Algunos autores incluso opinan que en todos los sitios en que se puede usar las técnicas de introducción de plántulas, es posible utilizar la siembra directa de semillas (Barnett y Baker, 1991; Derr y Mann, 1971).

La siembra directa de semillas, al igual que los demás métodos para acelerar la regeneración presentados en los capítulos anteriores, no es totalmente segura, debido a que presenta mayores riesgos de pérdidas que la introducción de plántulas. Sin embargo, considera que este bajo rendimiento puede ser reducido cuando exista un mayor control sobre la acción de los depredadores de semillas y si las condiciones del suelo son favorables (Smith, 1986). La mayoría de las fallas registradas en esta técnica se debe a errores humanos y a la aplicación de métodos impropios, tales como la siembra en sitios o en periodos inadecuados y a la utilización de semillas sin tratamiento pregerminativo y de baja calidad (Dougherty, 1990).

Por tanto, los principios básicos para obtener resultados positivos en los proyectos al utilizar la siembra directa de semillas son, primero, la evaluación inicial de la calidad de las semillas (capacidad de germinación y vigor), ya que estos requerimientos son fundamentales para garantizar la germinación en campo. Las semillas con bajo vigor no poseen la capacidad de germinar en condiciones adversas y, cuando llegan a germinar, en la mayoría de los casos no originan plántulas suficientemente vigorosas para establecerse (Botelho y Davide, 2002).

La preparación del suelo puede ser considerada como un factor indispensable en el establecimiento de las semillas en campo (Smith, 1986; Fleming y Mossa, 1994; Winsa y Bergsten, 1994; Andrade, 2008) debido a que en áreas degradadas, la exposición del suelo a la intemperie provoca la alteración de sus características físicas, químicas y biológicas, lo que a la vez retarda y/o inviabiliza

el establecimiento de cualquier especie. También la presencia de gramíneas puede afectar la regeneración y supervivencia de las plántulas por competencia (Maun, 1981; Sun *et al.*, 1995; Holl *et al.*, 2000). Por tanto, el preparado del suelo anterior a la siembra reduce las barreras físicas encontradas por la semilla, aumenta la absorción de agua a través del suelo y hace disponibles los nutrientes ubicados en las capas inferiores del suelo (Santos, 2000).

Por otra parte, el uso de protectores físicos ha sido probado con cierto éxito, por ejemplo, un vaso de plástico sin la parte inferior fijado sobre los puntos sembrados, a un centímetro de profundidad bajo el suelo al momento de la siembra, reduce la tasa de predación, que es considerada como uno de los mayores problemas de la siembra directa. Esta protección también puede aumentar la temperatura y humedad de la capa superficial del suelo (Mattei, 1995; Mattei, 1997; Santos, 2000; Ferreira, 2002; Falck, 2005; Klein, 2005; Andrade, 2008) e impedir el movimiento del suelo alrededor de las semillas; principalmente en épocas de fuertes lluvias, ayuda a conservar la profundidad de la siembra, lo que facilita la emergencia (Mattei, 1997).

La peletización es un proceso de recubrimiento de las semillas previo a la siembra directa y es utilizado desde hace varias décadas, originalmente proyectado para aumentar el tamaño y cambiar el formato de algunas semillas muy pequeñas con formato irregular, también puede facilitar la precisión y singularidad de la siembra en proyectos agrícolas y forestales. En la restauración, la peletización es utilizada para proteger las semillas de los microorganismos, los insectos del suelo y temperatura y/o humedad demasiado altas o bajas, así como para mejorar las propiedades “balísticas” de las semillas (aumentar su peso y aerodinámica), sobre todo en grandes áreas de cuevas, cuando es necesario realizar la siembra aérea (Pradella *et al.*, 1989).

En lo que se refiere a la protección contra microorganismos e insectos del suelo, antes de la peletización, las semillas son tratadas con fungicidas (existen marcas especiales para semillas) e insecticidas. Las coberturas de las semillas pueden ser tanto hidrofóbicas (semillas que pueden ser seriamente afectadas por imbibición demasiado rápida, especialmente bajo déficit de oxígeno y baja temperatura) como hidrofílicas (semillas pequeñas, que pierden su agua con rapidez; Pradella *et al.*, 1989). Una sustancia muy empleada en la peletización es alginato de sodio, que es un polímero natural producido a partir del ácido algínico extraído de algas marinas de la clase de las *Phacophyceae* (algas cafés) (Cheetan *et al.*, 1979, en Pradella *et al.*, 1989). La peletización también se usa para inocular semillas de leguminosas antes de plantar, ya que aumenta la supervivencia de la bacteria, la nodulación y la fijación de nitrógeno (Pradella *et*

al., 1989). En Brasil, se utiliza la peletización con fosfato de roca o hiperfosfato asociada a la inoculación para brindar parte del fósforo necesario para el inicio del crecimiento de la planta. Para saber con detalles de la técnica, consúltese Sá (1997) y EMBRAPA (2010).

Desventajas de la siembra directa de semillas

La siembra directa requiere mucho mayor cantidad de semillas que la introducción por plántulas. Se sugiere introducir de 5 a 20 semillas de cada especie por cueva para garantizar la emergencia de al menos una semilla por cueva, este cálculo se basa en la pruebas de germinación preliminares hechas en laboratorio con varias especies. El uso de una gran cantidad de semillas no es recomendable cuando la especie que se desea restaurar es muy rara o si se encuentra en extinción y/o su porcentaje de emergencia en invernadero es bajo, primero por las dificultades de encontrar las semillas suficientes y segundo por el riesgo de perjudicar la dinámica de la población de la especie, por la colecta excesiva de semillas (Santos, 2010).

En varios estudios realizados con siembra directa, alrededor de la mitad de las especies probadas presentaron porcentajes de emergencia menores a 20% (Engel y Parrota, 2001; Cabin *et al.*, 2002; Camargo *et al.*, 2002; Ferreira *et al.*, 2009; Santos, 2010). Si la mitad de las especies presentan una germinación muy baja, ello podría significar una pérdida monetaria de 50% de la inversión inicial en restauración (gastos con colecta de semillas, tratamientos pregerminativos e introducción de las semillas en el campo). Por tanto, la ventaja en términos de la reducción de los costos de implantación que ofrece esta técnica (50% más bajos que la técnica de introducción de plántulas) (Heth, 1983) desaparece por los bajos porcentajes de germinación.

En una revisión de 14 publicaciones sobre la técnica de siembra directa de semillas para la restauración en los trópicos, se encontró una tasa de germinación promedio baja ($18.85\% \pm 5.3$) entre 254 especies y/o tratamientos testados y una tasa promedio de supervivencia de las plántulas germinadas de $15.54\% (\pm 2.96)$, también muy baja en 106 especies y/o tratamientos testados (Ceccon *et al.* en elaboración). Esta baja supervivencia de plántulas en la siembra directa coincide con el porcentaje encontrado en plántulas oriundas de la regeneración natural en bosques tropicales estacionalmente secos en dos estadios sucesionales en México (alrededor de 20%) por Ceccon *et al.* (2003, 2004).

Por tanto, un porcentaje de germinación y supervivencia tan bajos crea dudas concretas sobre la eficiencia de esta técnica en proyectos de restauración en los trópicos. Si no existe otra alternativa a esta técnica, se recomienda realizar experimentos con varias especies a fin de buscar aquellas que posean un porcentaje suficiente de germinación y supervivencia en campo, antes de la implantación de proyectos en gran escala. No obstante, dicha investigación inicial conllevaría a un aumento en los costos indirectos de esta estrategia de restauración y posiblemente a una baja oferta de especies, lo que redundaría en una baja diversidad en las especies implantadas.

6.1.4 Enriquecimiento

Es una estrategia utilizada en áreas con un estado intermedio de perturbación, el cual mantiene algunas características de la vegetación original. Por lo regular, estas áreas sufrieron el corte selectivo de árboles, fuego o plagas y las especies que dominan se encuentran en los estadios iniciales de la sucesión. En esta estrategia debe haber un aumento de especies del estadio final de la sucesión bajo las copas de los árboles preexistentes, especialmente de especies con una mayor interacción con la fauna, y/o de las diversas formas de vida originales de cada ecosistema, tal como lianas, herbáceas y arbustos, vislumbrando también el rescate de la diversidad genética. En este caso, aunque las especies introducidas estén presentes en el área, deben ser reintroducidas, pero con individuos reproducidos por semillas oriundas de otros fragmentos. Se sugiere en este caso el uso de espaciamientos grandes como 6 x 6 m (Rodrigues *et al.*, 2009).

La estrategia de enriquecimiento fue muy utilizada con fines productivos, más que ecológicos, hace varias décadas. En estos casos, se crean ambientes artificiales a partir de técnicas de manejo forestal o silvicultura, como la apertura artificial de claros en forma de líneas abiertas (Aubréville, 1938; Catinot, 1965). Sin embargo, en estos estudios no realizaban monitoreos precisos de las condiciones microclimáticas, ni de los cambios fisiológicos de las especies de acuerdo con el tamaño de la apertura (largo y extensión de las líneas). En otros estudios más recientes y con fines de restauración ecológica, se han evaluado algunos de estos parámetros (Benítez-Malvido *et al.*, 2005; Tanaka y Vieira, 2006).

Sin embargo, aún no existen estudios conocidos sobre el efecto del enriquecimiento en la recomposición de la estructura y función de los bosques. Vale resaltar que el enriquecimiento es un método de restauración que exige una mayor intervención e implica costos considerables para la producción y la introducción

de plántulas en el área, aunque la cantidad de individuos reproducidos e implantados es mucho más baja que en la estrategia de implantación (más detalles serán encontrados en el siguiente capítulo).

6.1.5 *La implantación*

Estrategia empleada en áreas y paisajes fuertemente degradados, en las que persisten mínimas características de los bosques originales y las posibilidades de la regeneración natural del ecosistema son bajas. A nivel local, es utilizada con regularidad cuando el bosque original fue sustituido por alguna actividad, como por ejemplo, la crianza de ganado o cualquier otra que haya destruido el banco de semillas y no existan remanentes de bosques alrededor. En este caso, todas las especies deberán ser reintroducidas a través de diversos enfoques. Esta estrategia es considerada de las más costosas porque son básicamente necesarias las siguientes acciones:

1. Colecta de semillas o estacas.
2. Información sobre las características ecofisiológicas de las estacas o de las semillas (ortodoxas o recalcitrantes), latencia, tratamientos pregerminativos, métodos de quiebra de latencia, tiempo de almacenaje, etc.). Si esta información no existe en la literatura, hay que producirla, lo que exige exhaustivos trabajos en un laboratorio equipado y con personal capacitado.
3. Información sobre el establecimiento de plántulas en viveros. Hoy día existen varias técnicas automatizadas y más baratas de producción de plántulas a gran escala. La información más actualizada es producida por las compañías productoras de papel y celulosa, madera o carbón vegetal, sin embargo, son para especies exóticas, y muchas veces, hay que adaptar este conocimiento para las especies nativas y esto requiere de investigación.
4. Datos sobre la supervivencia y desarrollo inicial en el campo de las distintas especies. Se obtiene a través de experimentos en el campo. Estos experimentos muchas veces tardan algunos años en ofrecer resultados.
5. Información sobre la capacidad de mejoramiento de las condiciones del suelo y atracción de la fauna al estimular la regeneración de otras especies. Si no existe la información en la literatura, se puede obtener a través de exhaustivos experimentos con estas especies de forma individual.

6.1.5.1. Enfoques y criterios para el establecimiento de las estrategias de implantación

Como se observó en los conceptos, los objetivos finales de la restauración y las herramientas con que se cuenta para realizarlos pueden ser distintos. Por tanto, a la hora de planificar la restauración se pueden utilizar diferentes enfoques, en este capítulo se describen los cuatro enfoques más utilizados en la literatura científica, a través de los cuales se establecen los criterios para el establecimiento de proyectos que requieren implantación: el ecológico, el fitosociológico/fitogeográfico, el funcional y el utilitario. Es muy común el uso de más de un enfoque en el momento de planear la implantación. Sin embargo, el primer criterio básico en proyectos de implantación, independiente de los enfoques seleccionados, es que de preferencia se empleen especies exclusivamente nativas, porque las especies que evolucionaron en este lugar tienen una mayor posibilidad de tener sus polinizadores, dispersores de semillas y predadores naturales para que su reproducción y regeneración sean normales (Kageyama y Gandara, 2004).

La elección de un determinado enfoque o más de uno (muy común en los enfoques ecológico, fitosociológico/fitogeográfico), dependerá de las circunstancias socioeconómicas y ecológicas tanto locales como regionales (degradación del suelo, cantidad y calidad de los remanentes forestales, entre otros) encontradas donde se pretende realizar la restauración, de la cantidad de información disponible y de la capacidad de generar información.

EL ENFOQUE SUCESIONAL

Este enfoque es uno de los más empleados porque busca en la sucesión de los bosques tropicales los principales delineamientos para ocuparse en el diseño de proyectos de implantación y es muy acorde al concepto de restauración ecológica (cuadro 9). El conocimiento de la sucesión ofrece para la restauración la perspectiva de predecir la dinámica de las especies tanto a corto como a largo plazo, además, proporciona un sistema de referencia (cuadro 12) para la restauración y puede sugerir rutas probables cuando se sigue cierto tipo de estrategias de manejo (Van Andel y Aronson, 2006). Por tanto, los métodos desarrollados o usados en los estudios de sucesión (cuadro 10) pueden ser incorporados en la restauración, como por ejemplo, el uso de los grupos funcionales, el de acoplamiento de ecosistemas y los modelos de transición de estado, por mencionar algunos. La teoría sucesional también sugiere que la reconstrucción de la dinámica de los

ecosistemas debe incorporar las respuestas a los cambios dentro del sistema (típicamente la interacción entre especies) y las perturbaciones que ocurren fuera del sistema (las modificaciones propias en las variables abióticas al igual que las invasiones bióticas) (Walker *et al.*, 2007).

El enfoque sucesional ha sido probado en la restauración desde varias perspectivas o métodos. Esto implica el uso de grupos funcionales distintos de especies, en distintos periodos y en diferentes proporciones, pero cada uno parece ofrecer resultados prometedores en condiciones apropiadas.

Un método muy utilizado consiste en usar un pequeño número de especies de árboles de crecimiento rápido, pero de corta duración (es decir, el equivalente a las primeras especies pioneras de sucesión) para crear una cubierta de copas. Estos árboles rápidamente producen sombra suficiente para reducir el desarrollo de pastos y malezas, disminuir el riesgo de incendio y facilitar la colonización del sitio por un número mayor de especies provenientes del bosque intacto cercano (Parrota, 1992; Lamb, 1998; Holl y Quiros-Nietzen, 1999; ITTO, 2002; Elliot *et al.*, 2003). El éxito de esta técnica de siembra de baja diversidad depende de las condiciones existentes en el paisaje que permita que otras especies nativas provenientes de los bosques intactos en la zona, puedan llegar al sitio de restauración, sobre todo a través de la dispersión de semillas por aves y mamíferos frugívoros. En tales casos, las especies de frutos pequeños son generalmente más propensos a colonizar que las especies de frutos grandes.

Con el uso de un pequeño número de especies de árboles de crecimiento rápido, pero de corta duración, hay un riesgo de facilitar la colonización por especies de malas hierbas no deseadas (Rodrigues y Gandolfi, 1998; Lamb *et al.*, 2005). Al mismo tiempo, al utilizar sólo especies de la fase inicial de la sucesión, se da una reducción considerable de la diversidad florística del bosque implantado, pues el grupo de heliófitas es reducido en número de especies y la mayor diversidad en estos casos se encuentra en la etapa final de la sucesión (Whitmore, 1989; Brancalión *et al.*, 2009). Cuando el área restaurada no colinda o está lejos de un fragmento de bosque, muchos frugívoros que sostienen interacciones con especies climáticas estarán ausentes o en la mayoría de las veces extintos de la zona por falta de hábitat (sobre todo los grandes frugívoros).

Un caso emblemático de fracaso de este método ocurrió en el estado de São Paulo, en Brasil, donde la mayoría de las acciones de restauración con especies pioneras se realizaba en áreas y paisajes muy degradados, con muy pocos fragmentos conservados de vegetación nativa que mantenían una diversidad representativa de la flora regional y también de agentes polinizadores y dispersores

de semillas. Consecuentemente, pocas de estas áreas restauradas pudieron contar con una lluvia de semillas adecuadas para favorecer su autosustentabilidad, y por ello, entraron en declinio. Con la senescencia y muerte de las especies pioneras, las áreas restauradas volvieron a ser ocupadas por gramíneas invasoras y todos los recursos invertidos se perdieron (Rodrigues y Gandolfi, 1998).

La utilización de un número mucho mayor de especies representativas de etapas sucesionales más maduras sin pasar por la secuencia de sucesión natural, ya fue probado en algunos países. Por lo general, las plantaciones se hacen en densidades altas (> 2500 árboles por hectárea), y las interacciones competitivas determinan la composición final de los bosques. Las especies que no toleran demasiada insolación pueden ser añadidas una vez que se haya producido una cobertura (Parrotta y Knowles, 1999).

Otro método muy conspicuo en la estrategia sucesional es la introducción de plántulas con alternancia de líneas de especies heliófitas (pioneras) y líneas de especies esciofitas (no pioneras) o una mezcla de ambos grupos ecológicos en una misma línea. Esta utilización de grupos ecológicos para mantener la alta diversidad de especies de los bosques tropicales, es considerada un gran avance en el desarrollo de la tecnología de restauración ecológica (Kageyama *et al.*, 2003; Kageyama y Gandara, 2004). En este caso, lo que se espera de la asociación de diferentes grupos ecológicos es que el proceso de sucesión ocurra como en un claro. La secuencia es la ocupación inicial por especies heliófitas, seguidas por las hemisciófitas y esciófitas (capítulo 2). De este modo, se supone que la presencia de todos los grupos sucesionales en el área es suficiente para que el bosque sea autosustentable y no dependa de más intervenciones humanas.

El Laboratorio de Restauración Ecológica (LER) de la Universidad de São Paulo en Brasil, después de cerca de 30 años de experiencia en restauración de Mata Atlántica* parece haber encontrado un método muy exitoso para el paisaje predominante de la región. Este método considera que al elaborar un proyecto de restauración, la preocupación no debe ser solamente con la sucesión forestal, sino que debe haber también una vinculación con la diversidad de especies dentro de cada grupo ecológico (enfoque fitosociológico). Si no se toma en cuenta esta diversidad, el resultado puede llevar a un número muy inferior de especies al encontrado naturalmente en los bosques tropicales, lo que compromete la funcionalidad y, por ende, la sustentabilidad del área restaurada.



Restauración en la Reserva del Río Cachoeira con especies pioneras, realizada por la SPVS, en Guraqueçaba, Paraná, Brasil. Foto: Eliane Ceccon.

Cuadro 9. Preguntas generales desde la perspectiva de la ecología de ecosistemas que son importantes en la ecología de la restauración y están directamente relacionadas con la planificación y evaluación práctica de proyectos de restauración

1. ¿Qué características de los límites del ecosistema promueve o impide las transferencias entre los sistemas adyacentes?
2. ¿La restauración es promovida por límites relativamente “abiertos” o “cerrados”?
3. ¿Existe un área crítica (por ejemplo, mínima), para tipos particulares de ecosistemas por debajo del cual no se puede establecer unidades autosuficientes?
4. ¿Cómo son los descriptores de la función del ecosistema, tales como producción primaria neta* y las tasas de ciclaje de nutrientes?
5. ¿De qué manera la escala de la restauración afecta la importancia de las perturbaciones que operan tanto a pequeñas como a grandes escalas?
6. ¿Cómo puede el concepto de “grupos funcionales” ser empleado en la restauración? Por ejemplo, la restauración, ¿puede ser mejorada mediante la identificación de los grupos funcionales en un sistema dado, y por tanto, asegurar la presencia de los representantes de cada sistema?
7. ¿Existen indicadores a nivel del ecosistema acerca de la probabilidad de que un sistema sea susceptible a la invasión de especies? ¿Cuál de los indicadores de los ecosistemas o qué conjunto de indicadores pueden ser mejor utilizados para estimar la invasión?

8. ¿Cómo es la entrada, la calidad y la dinámica del detritus* durante el tiempo de sucesión, y cómo éstos reaccionan ante los esfuerzos de restauración?
9. ¿Cómo los cambios sucesionales sobre el suelo afectan las redes tróficas y los tipos de proceso bajo el suelo y viceversa? En términos más generales, las redes tróficas subterráneas, ¿pueden ser manipuladas por el cambio de vegetación sobre el suelo? (extraído de Ehrenfeld y Toth, 1997).

Cuadro 10. La sucesión ecológica

Se llama sucesión ecológica (también conocida como sucesión natural) a la evolución que de manera natural se produce en un ecosistema por su propia dinámica interna. El término alude a que su aspecto esencial es la sustitución a lo largo del tiempo de unas especies por otras. La sucesión ecológica se pone en marcha cuando una causa natural o antropogénica (ligada a la intervención humana) despeja un espacio de las comunidades biológicas presentes en él o las altera gravemente. Las causas naturales que pueden generar esta situación son muy variadas, e incluyen corrimientos de tierra, lahares, aludes, erupciones volcánicas, entre otras. Se llama sucesión primaria a la que ocurre en un terreno desnudo, exento de vida, y sucesión secundaria a la que se produce después de una perturbación importante. Las etapas iniciales son dominadas por especies conocidas como heliófitas o pioneras y oportunistas (capítulo 2), desde el punto de vista de sus requerimientos ecológicos, y con una estrategia reproductiva basada en la producción de muchos descendientes de vida corta. Las etapas finales se concluyen cuando se alcanza el clímax. Esta fase se caracteriza por especies especialistas, en cuanto al uso de recursos, con baja tasa de reproducción y larga vida. La sucesión sigue reglas generales en las que determinados parámetros tienden, según el caso, a maximizarse o minimizarse. En cualquier caso, la sucesión produce ecosistemas cada vez más estables y más resistentes a las perturbaciones, así que suele describirse como un proceso de maduración (Finegan, 1984).

Una justificativa importante para tomarse en cuenta acerca de la diversidad en las áreas restauradas, es que una alta biodiversidad es la principal causa de la disponibilidad constante y diversificada de recursos para los agentes dispersores y polinizadores que posibilitan la perpetuación de las especies en el área restaurada, ya que en los bosques tropicales, las interacciones esenciales entre organismos son llevadas a cabo mayormente por los animales. Este proceso, conocido como flujo génico (vía semilla y polen) es responsable por toda la diversidad de los bosques tropicales. Incluso la depredación también tiene su importancia, porque es esencial para el equilibrio en las comunidades al mantener la densidad natural de las especies (Janzen, 1970). También en la dispersión de semillas de los bosques tropicales, los animales son vectores importantes, pues al

alimentarse de frutos y semillas, realizan la dispersión a través de sus sobras y la defecación de semillas intactas. Varios estudios confirman la existencia de regeneración de especies dispersas por animales, diferentes de las introducidas, en áreas de restauración (cuadro 11; Hardwick *et al.*, 1997; Tucker y Murphy, 1997; Montagnini 1990, Leitão *et al.*, 2010).

El método que toma en cuenta la diversidad distribuye las especies en dos grupos denominados de “relleno” y de “diversidad”. El grupo de “relleno” se constituye de especies con un gran ancho de copa y son de rápido crecimiento, mientras que las especies del grupo de “diversidad” son consideradas fundamentales para la perpetuación del área plantada, ya que pueden sustituir gradualmente aquellas del grupo de “relleno” cuando llegaren a la fase de senescencia (Brancalion *et al.*, 2009).

En lo que se refiere al número de plántulas por especie y a la proporción de especies entre ambos grupos mencionados, la mitad de especies utilizadas en la implantación debe contener un mínimo de 10 especies del grupo de relleno (heliofitas) y la otra mitad debe contener un mínimo de 70 especies del grupo de diversidad (no pioneras). En cada uno de estos dos grupos, el número de plántulas por especie debe ser distribuido homogéneamente y todas las especies deben estar mezcladas (Brancalion *et al.*, 2009). El espaciamiento normalmente usado es de 3 x 2 m (1 666 árboles por ha), muy aplicado en Brasil también para las plantaciones forestales con especies exóticas (Ceccon y Martínez-Ramos, 1999). Este espaciamiento posibilita la mecanización de las actividades de implantación, manutención y explotación de las plantaciones (Bernardo, 1995), además de que no induce el déficit hídrico en las plantas, que es el responsable de reducir la productividad del bosque por la intensa competencia intra-específica por agua, nutrientes, luz y espacio (Leles *et al.*, 1998).

El número de especies utilizado en la restauración por el grupo del LER (80 especies) es uno de los más altos encontrados en la literatura, y sin duda, es el modelo que ofrece más garantías en términos de diversidad y de autosustentabilidad en la restauración de áreas y paisajes degradados (Brancalion *et al.*, 2009). Sin embargo, este modelo se aplica muy bien en un contexto social como el del estado de São Paulo, el más rico de Brasil, donde la rigurosa aplicación de la ley forestal local, obliga a los campesinos (la mayoría empresarios rurales) a invertir en restauración y en plantaciones forestales (Ceccon y Miranda, 2012). Sin embargo, en el escenario más común encontrado en las zonas rurales de los países tropicales, donde predomina la presencia de comunidades campesinas pobres que utilizan ampliamente los servicios del bosque y poseen pequeñas propiedades (a veces comunales), este modelo de restauración podría ser sumamente inviable

económica y socialmente. Por otra parte, en la restauración de áreas menores a 10 ha o mayores, pero con formas alargadas (rectangulares), el efecto de borde (capítulo 3.5) podría afectar el éxito de la sucesión aun con una alta diversidad, ya que la entrada de luz hasta el centro del fragmento (por el efecto de borde) limitaría la regeneración de plántulas de especies tolerantes, típicas de los bosques maduros (Laurance y Bierregaard, 1997; Lovejoy *et al.*, 2006, entre otros).

En la tabla 2 se puede observar una serie de medidas prácticas realizadas por el Laboratorio de Restauración Ecológica para realizar determinados objetivos en lo que refiere a la restauración ecológica, que de cierta manera resume algunas estrategias presentadas en este libro.

EL ENFOQUE FITOGEOGRÁFICO/FITOSOCIOLÓGICO

Este enfoque trata de determinar, en términos prácticos, qué tipo de vegetación y número de individuos por especie deberán ser utilizados en los proyectos de restauración ecológica, y puede ser considerado un complemento del enfoque sucesional. Ante la ausencia de información ecológica sobre la sucesión de un determinado ecosistema, este enfoque es de los más indicados como base para implementar una estrategia de restauración.

Tabla 2. Acciones prácticas de restauración forestal realizadas por el Laboratorio de Ecología y Restauración Forestal de la Universidad de São Paulo, Brasil

<i>Objetivos de la restauración</i>	<i>Acciones</i>
A. Protección del área	1. Aislamiento y extinción de los factores de degradación (fuego, ganado, extracción selectiva, descarga de aguas superficiales).
B. Adecuación del área que va a ser restaurada (recuperación del suelo)	2. Recuperación de las características físicas del suelo. 3. Recuperación de las características químicas. 4. Reestablecimiento de la dinámica del agua en el suelo (drenaje, reconstrucción del canal del río).
C. Restauración de áreas con potencial de autorrecuperación (manejo de la regeneración natural)	5. Control de competidores (gramíneas exóticas, lianas y bambúes abundantes y otras especies). 6. Inducción del banco de semillas autóctono.

Continúa...

Tabla 2. Acciones prácticas de restauración forestal realizadas por el Laboratorio de Ecología y Restauración Forestal de la Universidad de São Paulo, Brasil (continuación)

Objetivos de la restauración	Acciones
	7. Conducción de la regeneración natural (cajeteo y fertilización de las plantas regeneradas). 8. Densificación (relleno de los espacios vacíos no regenerados naturalmente con individuos de especies de la fase inicial de la sucesión) con plántulas o semillas (siembra directa de relleno). 9. Enriquecimiento (introducción de especies de la fase final de la sucesión) con plántulas o semillas (siembra directa de enriquecimiento).
D. Recuperación de áreas sin potencial de autorrecuperación (introducción de especies)	10. Plantación total del área, con plántulas o semillas (siembra directa de enriquecimiento y relleno) de especies nativas regionales; combinadas entre los varios grupos sucesionales.
E. Rescate de la diversidad vegetal (enriquecimiento de especies y de formas de vida)	11. Transferencia de hojarasca y banco de semillas autóctonas. 12. Transplante de plántulas autóctonas. 13. Introducción de perchas naturales (especies atractivas de la fauna) o artificiales.
F. Aprovechamiento económico	14. Introducción de especies de interés económico en sistemas agroforestales. 15. Plantación de cultivos agrícolas en los callejones, como estrategia de manutención del área restaurada.
G. Conversión de plantaciones de especies exóticas (<i>Eucalyptus sp.</i> , <i>Pinus sp.</i>) en bosques nativos	16. Exclusión de bajo impacto (total o gradual). 17. Muerte en pie (eliminación de un anillo en la corteza o químico) total o gradual.

Fuente: Rodrigues *et al.* (2007).

La fitogeografía se conceptualiza como una parte del conocimiento que describe o interpreta la distribución de las plantas en el planeta, a través de un gradiente espacio-temporal. Es una rama de la biogeografía que se define simplemente como el estudio de la distribución de los organismos. Esto resulta no sólo del conocimiento histórico particular de la evolución y migración de especies

que componen cada formación vegetal, sino también de la función de la adaptación de estas especies a las condiciones climáticas, edáficas y de las interacciones biológicas locales (Rzedowski, 1972). Por tanto, las distintas vegetaciones se clasifican en varias unidades geográficas que tienen una distribución reconocida y cartografiada.



Restauración alrededor de una cárcava en la Estación de Restauración Ambiental del Río Tembembe en Morelos, México, con un enfoque fitosociológico (Foto: Eliane Ceccon).

Después de reconocer los principios de la biogeografía, se debe identificar los tipos de vegetación que ocurren en la región en que será realizada la restauración, y lo que se puede obtener, a través de una consulta de la bibliografía disponible. En el caso de no contar con material bibliográfico, se recomienda realizar un análisis florístico en las zonas donde haya una menor perturbación del bosque original (ecosistema de referencia, cuadro 12), en las mismas condiciones topográficas, edáficas y climáticas del área que se va a recomponer.

Por tanto, los proyectos de restauración tendrán mayores oportunidades de producir eficientemente un bosque en determinado local, cuanto más las especies escogidas tengan correspondencia con el tipo de vegetación original de la región. Éste se puede considerar como un importante fundamento para la construcción de una metodología de recomposición vegetal y uno de los más importantes enfoques en la estrategia de implantación. Sin embargo, no basta disponer de una lista de especies para plantar, es necesario también saber el número de individuos de cada especie que deben ser plantados. En condiciones naturales, el número de individuos de cada especie es el resultado de complejas interacciones

entre las especies, así como de las interacciones de éstas con las condiciones topográficas, edáficas y climáticas locales (cuadro 11).

Cuadro 11. El papel de las interacciones mutualísticas planta-animal en la restauración (Isabela Varassin)

Para que la restauración ecológica sea estructural y funcionalmente auto-sustentable debe contener elementos bióticos y abióticos que mantengan sus procesos ecológicos. Entre otros aspectos, debe tener como objetivo la manutención de las interacciones mutualísticas para asegurar los procesos reproductivos de las plantas y mantener las poblaciones de sus polinizadores y dispersores. La mayoría de las especies tropicales (90%) depende de polinizadores para su reproducción (principalmente abejas y dípteros). Entre los dispersores, los grupos más importantes son las aves y los murciélagos.

Lugares donde el paisaje es más conservado alrededor del área de restauración permiten la manutención de las poblaciones de polinizadores y dispersores. Para los polinizadores, la oferta de recursos alimentares, como polen y néctar, son suficientes para que muchos de estos animales se muevan hacia las áreas restauradas. Polinizadores pueden utilizar otros recursos, pero polen y néctar son los más buscados y también los más comúnmente ofrecidos por las plantas. En sitios donde el paisaje alrededor es muy degradado, la introducción de nidos de abejas puede ser una alternativa para reestablecer las interacciones con la fauna nativa. Para las abejas, es importante que el área ofrezca recursos alimentares para los adultos (néctar), y para las larvas, polen.

Muchas especies de plantas herbáceas y arbustivas se regeneran en las áreas de restauración espontáneamente y pueden constituir un recurso importante para los animales, toda vez que los árboles plantados o que se regeneran naturalmente en estas áreas, llevan más tiempo para alcanzar la fase reproductiva. Además, estas plantas de menor porte suelen ocurrir de forma abundante en áreas más asoleadas, donde aún no hubo la formación de un dosel, y cuando florecen ofrecen una gran cantidad de recursos para los animales.

La estacionalidad de los eventos reproductivos también puede ser relevante para la restauración de las interacciones ecológicas. Áreas donde existe una mayor oferta de recursos a lo largo del año mantendrán más interacciones y más diversificadas. Considerando que árboles presentan eventos fenológicos más estacionales que plantas herbáceas y arbustivas, y también menos eventos reproductivos a lo largo del año, la oferta de recursos por plantas herbáceas y arbustivas en todo el año puede mejorar la manutención de las interacciones, especialmente en las fases iniciales de la restauración, donde se espera una mayor generalización de las interacciones. En áreas de restauración más avanzadas donde ya existe un predominio de especies arbóreas, puede ser importante que las especies no presenten una fenología

temporalmente agregada.* Es necesario que existan especies que produzcan flores o frutos en periodos distintos, en especial para los dispersores. Esto puede consistir en un diferencial en áreas de restauración próximas a los paisajes conservados, porque traen para el área de restauración un número mucho más alto de frugívoros y, con ellos, semillas de plantas más raras.

Polinizadores y dispersores son responsables por el flujo génico de la mayoría de las plantas, y actúan como *enlaces móviles* entre áreas de restauración y las áreas conservadas. Por tanto, la recuperación de estas interacciones mutualísticas en áreas de restauración es un factor clave para su autosustentabilidad.

Por tanto, es necesario aplicar las herramientas de la fitosociología, que es una rama de la ecología vegetal que busca estudiar la asociación de especies en la comunidad, que a la vez caracteriza las unidades fitogeográficas, como resultado de las interacciones entre las especies con su medio ambiente. A través de muestreos adecuados es posible identificar parámetros cuantitativos de una comunidad vegetal y definir el valor de importancia relativo (VIR) de cada especie (Krebs, 1989) en un valor porcentual (cuadro 13).

Estos datos cuantitativos serán empleados como base para la definición del número de individuos de cada especie para aplicarse en la recomposición. La fitosociología permite realizar inferencias sobre la distribución espacial de cada especie, que es un elemento fundamental en el planeamiento de la restauración. El patrón de distribución espacial es el resultado de la interacción entre varios aspectos de la biología de cada especie, como la polinización, el sistema reproductivo, la dispersión de semillas, el ataque de herbívoros, el gremio al cual pertenece (*sensu* Whitmore, 1989), entre otros; por tanto, la identificación de las especies y sus características fitosociológicas son muy importantes en los proyectos de restauración.

Cuadro 12. El ecosistema de referencia

Un ecosistema de referencia o la referencia se utiliza como modelo para planear un proyecto de restauración y para su posterior evaluación. La referencia puede ser un ecosistema verdadero, o su descripción por escrito o ambos. Sin embargo, una referencia simplemente representa un solo estado o expresión de los atributos de un ecosistema determinado. El problema de una única referencia seleccionada es que puede expresar solamente uno de muchos estados posibles de la gama histórica de variaciones de ese ecosistema, ya que un único ecosistema refleja una combinación particular de acontecimientos aleatorios que ocurrieron durante el desarrollo de éste. Por tanto, una sola referencia es una expresión mínima de los posibles estados y de la

gama histórica de variaciones expresadas por el ecosistema restaurado. En este caso, es más apropiado usar como referencia un conjunto de sitios de referencia y fuentes bibliográficas. Esta descripción compuesta ofrece una base más realista para la planificación de la restauración (SER, 2004).

Vale resaltar que en los ecosistemas naturales existen especies muy comunes que pueden alcanzar hasta 100 individuos por ha, así como especies muy raras, con densidades de hasta un árbol adulto a cada 100 ha (Kageyama y Gandara, 2004). Entre estos dos extremos existen muchas especies con densidades intermedias. Se puede aprovechar el modelo natural para definir mejor cuáles son las especies y sus respectivas densidades para emplear en la restauración. Las especies raras y comunes evolucionaron para existir con alta y baja densidad en los bosques naturales, por tanto, estas características deben ser respetadas en la restauración (Kageyama y Gandara, 2004). Cuando las especies raras son plantadas con alta (50 individuos por ha) y baja (1 individuo por ha) densidad tienen una menor incidencia de enfermedades y plagas en parcelas donde fueron plantadas con baja densidad (Stella *et al.*, 2000). En general, el número de especies a utilizar en el conjunto de módulos debe reproducir la condición muestreada en el estudio fitosociológico, se puede utilizar en promedio de 10 a 20 especies, o un mínimo de 50% de las especies encontradas en el bosque original (Leitão Filho *et al.*, 2002). Sin duda, en términos logísticos, un menor número de especies será más viable. Esto también dependerá de la fertilidad del suelo, la calidad y distancia de las fuentes de propágulos.

Cuadro 13. Valor de Importancia Relativo (VIR)

$$\text{VIR} = \text{abundancia relativa} + \text{frecuencia relativa} + \text{dominancia relativa} / 300$$

Donde:

Abundancia relativa (AR): es la relación entre el número de individuos de una determinada especie y el número de individuos de todas las especies muestreadas multiplicado por 100.

Frecuencia relativa (FR): es la relación entre la frecuencia absoluta de una determinada especie y las frecuencias absolutas de todas las especies, multiplicado por 100. En la práctica, se cuenta el número de parcelas donde aparece una determinada especie y se divide por el número total de parcelas muestreadas.

Dominancia relativa (DR): es la relación entre el área basal total de una determinada especie y el área basal total de todas las especies muestreadas multiplicado por 100.

Sin embargo, basarse exclusivamente en un análisis fitosociológico para caracterizar un ambiente puede conllevar al error de retratar las características estructurales de un único momento de la dinámica natural de un determinado fragmento, cuando en realidad la composición y estructura de los ecosistemas están sujetos a muchos factores externos, incluso los disturbios (Gandolfi *et al.*, 2007).

Las comunidades vegetales sólo pueden ser integralmente comprendidas si se considera el ciclo de vida de las especies (nacimiento, crecimiento, reproducción, muerte, dispersión, entre otros factores). Por tanto, los monitoreos en parcelas permanentes son los que en verdad explican la dinámica de una comunidad (EMBRAPA, 2009). Estos monitoreos pueden aumentar la comprensión sobre la dinámica de poblaciones (migración, extinción, dinámica del banco de semillas, tasas de reclutamiento, fenología) (Ugalde, 2003) y deben considerarse una importante herramienta para la restauración.

EL ENFOQUE FUNCIONAL

El enfoque funcional busca ciertos atributos ecofisiológicos de algunas especies que puedan acelerar el proceso de restauración en determinadas situaciones (terrenos muy degradados, pendientes, entre otros) y puede ser utilizado en combinación con los enfoques mencionados con anterioridad. En este caso, la restauración de algunas funciones básicas del ecosistema es considerada una premisa básica para iniciar la recomposición de la biodiversidad. Por lo regular, con el regreso de ciertos aspectos de la funcionalidad del ecosistema se regresan algunos de sus servicios (acorde al concepto de restauración del capital natural) (*sensu* Wackernagel y Rees, 1997). Este enfoque es bastante utilizado en la restauración de áreas degradadas por la minería, áreas con mucha pendiente o en proyectos de restauración productiva. Para este enfoque es necesario un conocimiento científico amplio de los distintos atributos funcionales de las especies de un determinado ecosistema porque se esperan beneficios específicos con su introducción, como aumentar la cantidad de nitrógeno, fósforo o materia orgánica en el suelo. A continuación se presentan algunas características funcionales básicas aplicables en proyectos de restauración.

La producción y calidad de la hojarasca

La producción de hojarasca es un proceso fundamental de los ecosistemas terrestres, ya que funciona como enlace entre la producción primaria y la

descomposición orgánica y como ruta de mayor transferencia de energía, así como de adición de materia orgánica y nutrientes al suelo (Álvarez-Sánchez, 2001; Berg y McLaugherty, 2008). La caída de hojarasca es la vía principal del ciclaje de nutrientes de la parte aérea de las plantas a la superficie del suelo (Jaramillo y Sanford, 1995; Martínez-Yrizar, 1995; Haase, 1999). Esta dinámica regenera las reservas de nutrientes en el ecosistema, y actúa como un sistema de entrada y salida para la formación y mantenimiento de la fertilidad del suelo (Jamaludheen y Kumar, 1999).

La caída de hojarasca lleva a una gran acumulación de restos orgánicos en la superficie del suelo, que da lugar a la formación del mantillo, almacén provisional de materia orgánica y elementos que se liberan gradualmente, y que garantizan el continuo aporte de nutrientes al suelo (Sundarapandian y Swamy, 1999), la circulación de minerales, la transferencia de energía entre las plantas y el suelo (Vizcaino-Cook, 1983), además de la mejora de las condiciones microambientales del suelo (protección, buena estructura, aireación, retención de humedad, capacidad de amortiguamiento e intercambio catiónico) (Maass *et al.*, 1988).

La tasa de descomposición de la hojarasca también es un factor importante en este proceso dinámico, debido a que las especies o sistemas poseen diferentes capacidades para recircular y acumular los nutrientes (Sundarapandian y Swamy, 1999). La importancia ecológica de la descomposición es que funciona como fuente de energía y nutrientes para invertebrados y microorganismos que participan en su fraccionamiento y descomposición (Chapin *et al.*, 2002) y posteriormente en la liberación de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg; Prescott, 2005; Berg y McLaugherty, 2008), también es la principal fuente del mantenimiento y almacenaje de C en el suelo que contribuye en la formación de un nuevo suelo mediante la humificación (Chapin *et al.*, 2002; Berg y McLaugherty, 2008).

De la relación entre la producción de hojarasca y de su tasa de descomposición se obtiene la calidad del recurso, que se origina por la hojarasca de una especie o sistema determinado, y se define como la susceptibilidad de la materia orgánica de ser degradada (Swift y Anderson, 1989), la que depende de la composición química y estructura física de los materiales orgánicos (Swift *et al.*, 1979). La calidad del recurso tiene un rol más directo que el ambiente físico en el control de la liberación de nutrientes y la síntesis de humus* (Swift y Anderson, 1989) y es muy importante en cualquier etapa de la descomposición, ya que la diferencia de algún elemento puede limitar la actividad microbiana e impedir la liberación de nutrientes (Singh *et al.*, 1989). Algunos de los índices de calidad

del recurso más empleados como predictores de la descomposición, que a la vez se basan en la composición química inicial, son:

- Concentración de N o cociente C/N (Carrera *et al.*, 2009).
- Concentración de lignina (Meentemeyer, 1978).
- Relación lignina/N (Carrera *et al.*, 2009).
- Relación lignina + celulosa (Swift *et al.*, 1979).
- Cociente holocelulosa a ligno-celulosa (Swift *et al.*, 1979).
- Concentración de P o relación C/P (Swift *et al.*, 1979).

El papel de las diferentes especies en modificar el ciclaje de nutrientes en los ecosistemas tropicales ha sido evaluado en varios estudios (Hobbie, 1992; Binkley y Giardina, 1998; Hooper y Vitousek, 1997; Galicia y García-Oliva, 2004, entre otros).

A modo de ejemplo, Binkley y Giardina (1998) encontraron que la composición del suelo forestal difiere 20% por efecto de las especies que crecen en él, y que la producción de hojarasca y el contenido de N comúnmente difieren de 20 a 30%. De modo que un sólo árbol puede afectar al suelo en un área de 10 m o más a su alrededor, en un periodo de décadas, que aunque es corto, es suficiente para producir efectos de retroalimentación en las condiciones físicas de los árboles, así como el desarrollo de la estructura del suelo por la acumulación de materia orgánica y nutrientes.

En la restauración, un aumento en la cantidad y calidad de hojarasca recién integrada al suelo puede producir cambios inmediatos en la liberación de nutrientes debido a que el aporte de materia orgánica mejora las interacciones bióticas que repercuten en el flujo y el aprovechamiento de los nutrientes (Delgado-Carranza, 1998). Si hay en el suelo un mantillo acumulado en su superficie, el aporte permanente de nutrientes estará garantizado, una vez que existan mecanismos de descomposición que permitan el reciclaje de nutrientes (Montagnini *et al.*, 1993). El mantillo, además, mejora el microclima, porque protege el suelo de la radiación solar directa y proporciona una capacidad amortiguadora a las fluctuaciones de temperatura y una disminución en la evapotranspiración de nutrientes. De igual forma, resguarda contra la erosión, porque ofrece cobertura y protección al suelo al interceptar la lluvia (Olyphant y Harper, 1995; Ziegler y Giambelluca, 1998). También otorga una mayor heterogeneidad ambiental a pequeña escala, y crea una multitud de diferentes sitios de regeneración.

La acumulación de hojarasca puede disminuir el establecimiento de la comunidad de herbáceas y de pastos e indirectamente favorecer el crecimiento de las

plántulas de árboles o arbustos (Facelli, 1994). Por lo anterior, la presencia abundante de mantillo puede ayudar a reducir las tareas de limpieza en las áreas de implantación, ya que suprime el crecimiento de las malas hierbas o pasto.

Por tanto, para establecer estrategias de restauración conviene introducir especies que produzcan una mayor cantidad de hojarasca y que sea de buena calidad. En este caso, la información sobre la cantidad y la calidad de la hojarasca producida por las especies con las cuales se propone realizar la restauración, puede ser relevante para seleccionar especies *a priori*. Esta táctica puede aplicarse en áreas topográficamente inclinadas, donde se trata de evitar la escorrentía superficial, donde hay mucha degradación o donde falta el horizonte superficial del suelo (ej.: zonas degradadas por la minería). También en la restauración con fines productivos (ej.: cultivos en callejones), el papel de la hojarasca es fundamental para la productividad del cultivo asociado (capítulo 8.2.2). En este caso, las especies fijadoras de nitrógeno son las más recomendadas (siguiente capítulo) por las mayores concentraciones de nitrógeno en su hojarasca y raíces.

Las interacciones ecológicas con los microorganismos del suelo

Las plantas modifican el suelo en el que crecen tanto desde el punto de vista físico como químico y a través de los exudados de la raíz, que son la fuente primaria de energía para las redes tróficas edáficas. Por su parte, los organismos edáficos tienen efectos específicos para las distintas especies vegetales y para la descomposición y los ciclos de nutrientes. La existencia de procesos de retroalimentación significa que los cambios que ocurran en uno de los componentes, por ejemplo, en la comunidad vegetal, causarán un cambio en el otro, en este caso el suelo, que conllevará un nuevo cambio en la comunidad vegetal que afectará al suelo y así, sucesivamente (Binkley y Giardina, 1998). El resultado del proceso será positivo si refuerza el cambio inicial y negativo si ocurre lo contrario (Bever *et al.*, 1997).

Por ende, la restauración de las funciones de un ecosistema presume el conocimiento tanto de los macros como los micros componentes de este sistema, es decir, de los componentes presentes tanto arriba como abajo del suelo. A título de ejemplo, en un bosque espinoso dominado por *Prosopis laevigata* (mezquite) en el norte del estado de Guanajuato, México, se encontraron importantes diferencias microbiológicas entre la zona cubierta por el bosque ($60 \times 10^6 \pm 15 \times 10^6$ bacterias por grama de suelo y $17 \times 10^4 \pm 5 \times 10^4$ propágulos de hongos por grama de suelo) y los campos que fueron abiertos a la agricultura ($20 \times 10^6 \pm 5 \times 10^6$ bacterias

por grama de suelo y $46 \times 10^3 \pm 10 \times 10^3$ propágulos de hongos por grama de suelo) (Aguilar, 1998). En lo que se refiere a los microorganismos simbióticos, se observó que el número de esporas de hongos micorrízicos arbusculares existentes en el suelo bajo la copa del mezquite (2100 ± 120 esporas/100 g de suelo) fue mayor que en las zonas aleatorias del bosque fuera del área del dosel (1600 ± 85 esporas/100 g de suelo) y se redujo significativamente en el campo abierto a cultivo (930 ± 45 esporas/100 g de suelo) (Aguilar, 1998). En el caso de las comunidades de lombrices de tierra, Fragoso *et al.* (1999) encontraron que la agricultura tiene un impacto dramático tanto en la abundancia como en la diversidad de estas comunidades, mientras que las actividades pastoriles aumentan la biomasa de lombrices, pero lleva a una reducción en su riqueza taxonómica. Es importante remarcar que la presencia y actividad de estos organismos es esencial para la salud y funcionamiento adecuado de todos los ecosistemas (Olembo, 1991; Lavelle, 1997).

Actualmente, lo que más se ha estudiado es la identificación del significado funcional de grupos particulares que afectan la productividad de las plantas principalmente en el contexto agrícola y se ha logrado definir las siguientes actividades en las que participan los microorganismos del suelo:

- son el principal agente del ciclo de los nutrientes;
- regulan la dinámica de la materia orgánica del suelo, la retención del carbono y la emisión de gases de efecto invernadero, y
- modifican la estructura material del suelo y los regímenes del agua, y mejoran la cantidad y eficacia de la adquisición de nutrientes de la vegetación y la salud de las plantas.

Estos servicios son decisivos para el funcionamiento de los ecosistemas naturales, además de que constituyen un importante recurso para la gestión sostenible de los sistemas agrícolas, forestales o agroforestales (Olembo, 1991; Fragoso *et al.*, 1997; Lavelle, 1997; Helgason *et al.*, 1998).

Por tanto, para realizar una rehabilitación integral de los ecosistemas tropicales debemos integrar la rehabilitación de las poblaciones de al menos parte de estos organismos. A continuación se presenta una breve descripción del papel de algunos microorganismos más estudiados y utilizados en la restauración.

Las micorrizas

La asociación micorrízica se ha registrado en 90% de las plantas terrestres y ha sido clasificada de acuerdo con el grado de penetración de los hongos dentro de

las raíces en tres tipos: ectomicorriza, endomicorriza y ectendomicorriza (Harley y Smith, 1983; Ramos-Zapata *et al.*, 2004), de ellos, un tipo particular de endomicorriza, la micorriza arbuscular, es la más abundante en los sistemas tropicales (Smith y Read, 1997). Dichos hongos actúan como extensiones del sistema radical y aumentan la asimilación de nutrientes del suelo, principalmente fósforo, debido a que el diámetro (3 a 30 μm) y longitud de sus hifas (0.03 a 6.95 m g⁻¹ de suelo) les permite explorar un mayor volumen del ambiente edáfico (Smith y Read, 1997).

La micorriza arbuscular influye en la estabilización del suelo y determina la composición vegetal, productividad, diversidad y sustentabilidad en diferentes ecosistemas (Van der Heijden *et al.*, 1998). Su efecto positivo se observa en la planta hospedera, al incrementarse su adecuación (reproducción y supervivencia) y producción de biomasa (Fisher y Jayachandran, 2002). Sin embargo, es importante considerar que las primeras plantas que se establecen en áreas perturbadas, en su mayoría, no forman asociación micorrízica debido a sus características de historia de vida (Janos, 1980; Allen *et al.*, 2003; Huante *et al.*, 2012) y a la disminución de inóculo micorrízico (hifas extrarradicales y esporas) en el suelo (Jasper *et al.*, 1991). Dado que las especies pioneras no requieren de la asociación micorrízica para su desempeño y son altamente competitivas, llegan a inhibir el establecimiento de especies vegetales que dependen de esta asociación (Van der Heijden *et al.*, 1998). Al mismo tiempo, en algunas prácticas de recuperación donde se han empleado plantas germinadas en vivero e inoculadas con hongos micorrízicos, han encontrado un mejor establecimiento y supervivencia (Cuenca *et al.*, 1998; Allen *et al.*, 2003; Huante *et al.*, 2012). Es necesario enfatizar que la inoculación de hongos micorrízicos lamentablemente ha sido poco utilizada en programas de restauración de ecosistemas tropicales perturbados, principalmente por la dificultad que presentan para ser manipulados (Chanway *et al.*, 1991). En México, existen pocos laboratorios en donde se producen inóculos de hongos micorrízicos a gran escala. Uno de los más importantes es el Laboratorio de Micorrizas del Colegio de Postgraduados, Chapingo, donde se han producido cepas con eficiencia comprobada en la colonización y desempeño de plantas de importancia agrícola (Manjares *et al.*, 2000). Sin embargo, el estudio de producción a gran escala de cepas para especies arbóreas nativas tropicales es escaso, lo que repercute en su baja aplicación en programas de restauración a gran escala.

Las bacterias fijadoras de nitrógeno

Dentro del centenar de bacterias que fijan nitrógeno, destacan dos tipos: las fijadoras de vida libre, las cuales fijan N_2 sin la cooperación de otras formas vivas, y los microorganismos que se convierten en fijadores de N_2 cuando viven en asociaciones simbióticas con organismos superiores (Bauer y Teplitski, 2001).

Las bacterias con asociación simbiótica: en el grupo de microorganismos fijadores en simbiosis, se encuentran las bacterias de géneros como *Rhizobium*, *Azorhizobium*, *Bradyrhizobium*, entre otros, que en conjunto son conocidas como rizobios (Long, 1989). Los rizobios presentan como principal característica la inducción y la formación de estructuras especializadas denominadas nódulos en las raíces y, ocasionalmente, en los tallos de algunas especies de plantas pertenecientes a la familia Fabaceae, comúnmente denominada Leguminoseae. Dentro de estas estructuras, las bacterias fijan el N_2 y lo reducen a amonio (Van Rhijn y Vanderleyden, 1995). En esta simbiosis, en los nódulos, la planta huésped obtiene nutrientes nitrogenados de la bacteria (rizobios), a la vez, la planta ofrece a la bacteria una fuente de carbono, protección y un ambiente favorable para fijar nitrógeno (Brady, 1990). Esta simbiosis contribuye con una parte considerable del nitrógeno combinado en la tierra y permite a las plantas leguminosas crecer sin fertilizantes nitrogenados y sin empobrecer los suelos (Wang *et al.*, 2005).

Por lo anterior, la inoculación de bacterias fijadoras de nitrógeno en especies en la restauración puede mejorar de manera importante el desempeño de las especies inoculadas y de las no inoculadas cercanas, así como repoblar la microfauna del suelo. Como ejemplo, en Zaire, Luyindula y Karabaranga (1986) estudiaron la relación simbiótica entre *Rhizobium* sp. y la leguminosa *Leucaena leucocephala*, usando una cepa de *Rhizobium* de la rizosfera de *L. leucocephala* en su ambiente natural. Los resultados en un primer experimento mostraron que al comparar los pesos frescos a los 38 días después de la inoculación, las plantas inoculadas presentaban 240% más altura que las plantas control (no inoculadas). Las hojas de las plantas no inoculadas mostraban síntomas de deficiencia de nitrógeno. En un segundo experimento que se realizó con dos tipos distintos de suelo, el peso fresco de las plantas inoculadas fue 140% más alto que el de las no inoculadas. En México, Ceccon *et al.* (2012) encontraron visibles diferencias en el crecimiento entre individuos de *A. farnesiana* inoculada con *Sinorhizobium americanum*, tanto en invernadero como en un área degradada, en comparación con las plántulas no inoculadas de la misma especie.

Por tanto, en terrenos con niveles altos de perturbación, donde la cantidad de microorganismos encargados de llevar a cabo el proceso de fijación es baja, la

inoculación previa de las plántulas con sus bacterias específicas (en caso de las leguminosas) u hongos micorrízicos podrían mejorar el desempeño de las plántulas y ayudar en la recomposición de la microfauna del suelo (Ceccon *et al.*, 2012), ya que con la aceleración de la fijación del nitrógeno y/o absorción de fósforo se aumenta la fertilidad del suelo, lo que activaría el crecimiento de otras especies de alrededor y con ello se conseguiría abreviar la regeneración y el reestablecimiento de la comunidad vegetal.

Las bacterias de vida libre: representan una amplia gama de bacterias, incluidas las saprofitos que viven de residuos de las plantas, las bacterias que viven en estrecha asociación con la rizósfera de las plantas y las bacterias que viven enteramente dentro de las plantas (endófitos). Bacterias como *Azotobacter* y *Azospirillum* viven en condiciones aeróbicas, mientras que otras como *Clostridium pasteurianum* deben vivir sin oxígeno (anaerobias). Del punto de vista práctico, se han observado notables incrementos en los rendimientos de diferentes cultivos (principalmente cereales) con la aplicación de *Azobacter*. Estos resultados no deben atribuirse exclusivamente a la ganancia de N_2 por las plantas, ya que el efecto beneficioso de estos microorganismos en determinadas condiciones se debe también a su capacidad de solubilizar fosfatos y sintetizar sustancias estimuladoras del crecimiento vegetal (vitaminas y hormonas vegetales) que intervienen directamente sobre el desarrollo de las plantas (Burdman *et al.*, 2000; Itzigsohn *et al.*, 2000; Rodelas, 2001). Por tanto, la inoculación de estas bacterias aumenta la sustentabilidad de los sistemas productivos al reducir el uso de fertilizantes nitrogenados, que son insumos caros y que contaminan el medio ambiente. A modo de ejemplo, para fijar los 40 millones de toneladas de fertilizantes que cada año son arrojados a los campos de cultivos, se requiere un gasto de unos 300 millones de barriles de petróleo. Al mismo tiempo, no todo el fertilizante que se aplica lo aprovecha la planta, sino que en una cuantía importante acaba en lagos y lagunas, lo que además de sus altos costos, puede hacer a la agricultura una práctica no rentable (Pérez y Torralba, 1997). La fijación de vida libre es muy recomendada para aumentar la sustentabilidad de la restauración productiva (capítulo 8.2) al aumentar la sustentabilidad del sistema con la reducción de los fertilizantes nitrogenados.

Las especies nodrizas

Las especies nodrizas se definen como especies leñosas cuya presencia favorece el desarrollo y reclutamiento de las plántulas que se encuentran en su cercanía y

aceleran la sucesión, ello se debe a que las plantas nodrizas modifican las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, mediante el aporte de materia orgánica. Un suelo más rico en nutrientes y con una estructura física adecuada permite la proliferación y diversificación de la microbiota en las rizósferas, incluso en zonas altamente perturbadas (Nishita y Haug, 1973), además de propiciar la aparición de asociaciones micorrícicas. De esta manera, también las condiciones edafológicas y microbiológicas se optimizan mediante la adición de una planta nodriza (Gutiérrez, 2001; Castro *et al.*, 2004). Su arquitectura es otro factor benéfico, pues permite que estas plantas proyecten una sombra que es fundamental para las plántulas junto a las que se desarrollan. Particularmente en áreas con alta radiación solar, en donde el contenido del agua de las capas superficiales del suelo tiende a ser más alto, tener una zona sombreada ofrece un microclima más favorable, lo que contribuye a que las plántulas experimenten menos estrés hídrico y térmico (Del Pozo *et al.*, 1989; Padilla y Pugnaire, 2009). La hojarasca y el follaje de las plantas nodrizas brindan un resguardo adicional ante el golpe directo de las gotas de lluvia, lo que minimiza los procesos de erosión. Además, las nodrizas sirven de protección mecánica debido a que las plántulas que se encuentran en su cercanía resultan menos susceptibles a ser pisoteadas o consumidas por los herbívoros (Padilla y Pugnaire, 2006; Verdú, 2008).

Los arbustos y árboles con raíces profundas que funcionan como nodrizas, también facilitan el desarrollo de las plántulas mediante el acarreo de agua desde depósitos profundos hacia las capas superiores del suelo a través de las raíces superficiales. A este fenómeno se le denomina levantamiento hidráulico y debe ser considerado a detalle durante los procesos de restauración, pues se ha observado que es determinante para el crecimiento de plántulas de especies arbustivas en sistemas subtropicales perturbados (Squeo *et al.*, 1999).

Las nodrizas son de particular importancia en ecosistemas áridos y semiáridos, en los que la presencia de árboles y arbustos genera “islas de fertilidad”, también denominadas “mosaicos de acumulación de nitrógeno” (Nishita y Haug, 1973). En estos ecosistemas, la presencia de nodrizas cambia considerablemente las condiciones microclimáticas, y aumenta la protección mecánica y el camuflaje entre la hojarasca, lo que impacta positivamente la tasa de germinación y de supervivencia de las plántulas (Valiente y Ezcurra, 1991). Por otra parte, también se ha demostrado que las especies arbustivas provenientes de distintas fases sucesionales tienen diferente eficiencia como nodrizas, las más adecuadas son las especies características de fases intermedias, por lo que este factor debe tomarse en cuenta durante la restauración (Padilla *et al.*, 2009). Cabe señalar que especies altamente competitivas, o bien, aquellas que presentan

fenómenos alelopáticos, no son recomendables para su uso como nodrizas, pues tienden a ejercer un efecto negativo sobre las plántulas, en lugar de favorecer su desarrollo (Castro *et al.*, 2004).

EL ENFOQUE UTILITARIO

El enfoque utilitario se refiere al uso de especies con características ventajosas tanto para el ecosistema como para la población local, y en este tipo de proyectos de restauración el involucramiento de los campesinos es una condición *sine qua non*. En este caso, además del valor funcional o ecológico de una especie, se busca que posea un valor productivo, comercial y socio-cultural. Este enfoque se utiliza más en la restauración productiva o agrosucesional (sección 5.1).

La restauración con enfoque funcional debe ser realizada para generar servicios ecológicos, así como los bienes, lo que la hace aún más complicada, porque deben hacerse las compensaciones entre la productividad de los bienes deseados (la madera, por ejemplo) y el suministro de los servicios ecológicos (como la biodiversidad, entre otros). Por tanto, las técnicas para lograr estos objetivos simultáneos siguen aún en desarrollo (Lamb *et al.* 2005). Por consiguiente, se requiere, antes que nada, conocer cuáles especies tienen el potencial para generar los servicios y bienes deseados. Esta información se puede obtener utilizando diversas herramientas, las más empleadas se mencionan en el apartado 8.2.

Algunas características intrínsecas de las especies son fundamentales para su aplicación en los proyectos con enfoques utilitarios. El éxito en la germinación con tratamientos pregerminativos mínimos y facilidad en el almacenaje de las semillas, así como en la de producción de plántulas en condiciones rústicas o de fácil propagación por estacas (cuadro 14), llegan a ser un aspecto relevante en la selección de una especie dependiendo del contexto social. Estas ventajas permiten que las especies sean manejadas por comunidades rurales de bajos recursos y escasa mano de obra.

En muchos proyectos de restauración con enfoque utilitario, es importante seleccionar especies de rápido crecimiento, pues en varias regiones del trópico no existe la costumbre de plantar árboles, ya que el bosque es un recurso que históricamente ha sido abundante para las poblaciones. Incluso, algunos sistemas que incluyen la introducción de árboles llegan a tener poca aceptación social, debido principalmente a la gran inversión inicial requerida para su establecimiento y al largo tiempo de espera para recuperar esa inversión (Lagha *et*

al., 2000). También puede suceder que los árboles ocupan el lugar de los cultivos, lo que baja su producción, además de que requieren fuerza adicional de trabajo. Si la especie arbórea introducida posee además una baja tasa de crecimiento relativo, los beneficios de este componente del sistema se tardarán mucho en ser obtenidos (fertilización, forraje, madera, entre otros) y la aceptabilidad del proyecto posiblemente se vea afectada de forma importante (observación personal). En resumen, las especies implantadas dentro del enfoque utilitario deben tener las siguientes características básicas:

1. Proporcionar múltiples bienes y servicios.
2. Fácil propagación (cuadro 14).
3. Fácil almacenaje de semillas.
4. Rápido crecimiento.

6.1.5.2 La importancia de la diversidad genética en la estrategia de implantación

Uno de los aspectos más importantes considerados en la implantación es la capacidad de sustentabilidad de la comunidad restaurada. Por tanto, la incorporación de la diversidad genética es una de las columnas de soporte de operación de esta sustentabilidad, y cualquier programa de restauración debe seleccionar cuidadosamente los árboles de donde provienen las semillas, a fin de proporcionar una amplia base genética.

La variación genética en una población establecida es particularmente esencial si el área restaurada está lejos de otra fuente de polen, o si el área restaurada se convertirá en su propia fuente de semillas. La colección de semillas de unos pocos individuos en ocasiones resulta en un tamaño poco efectivo de las poblaciones, por el estrechamiento de la base genética, lo que lleva a una depresión por endogamia y a una disminución del potencial adaptativo de las poblaciones (Barrett y Kohn, 1991).

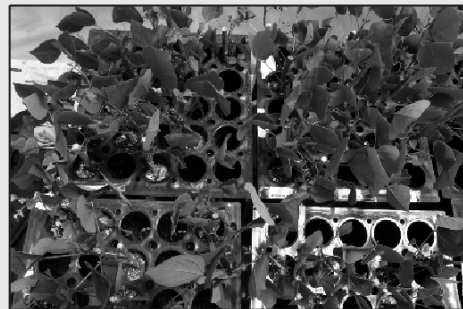
Cuadro 14. La propagación vegetativa como herramienta en la restauración

La propagación vegetativa es el procedimiento más empleado para la multiplicación de plantas leñosas que se cultivan en sus propias raíces (las que no, se propagan por injerto), esto porque permite la rápida multiplicación de individuos que mantienen

las características deseables en la planta, ya sean fenotípicas o genotípicas (Hartmann y Kester, 1997). Surge así el concepto de clon o material genéticamente uniforme procedente de un sólo individuo y propagado exclusivamente por medios vegetativos (Coletto, 1995). Se basa en la totipotencialidad* de las células vegetales, las cuales poseen toda la información genética requerida para dividirse y generar un organismo completo por desdiferenciación celular, lo que implica que las células maduras vuelven a una condición meristemática y desarrollan un nuevo punto de crecimiento (Hartmann y Kester, 1997). El material propagado vegetativamente pueden ser esquejes (~15 cm) o estacas (>1m), sin embargo, su uso, principalmente como aceleradores de la sucesión, es poco estudiado en la restauración (Zahawi, 2005; Zahawi y Holl, 2009).

Las ventajas de la propagación vegetativa en comparación con la reproducción por semillas, radican en la posibilidad de obtener un gran número de ejemplares de tallas mayores en un menor tiempo que las que podrían generarse a partir de semillas (Rodríguez, 1999; Sen y Rajput, 2002), lo cual resulta en un ahorro económico y laboral al no depender de la disponibilidad de semillas y al prescindir de las fases iniciales de germinación (Zahawi y Holl, 2009). Además, las estacas pueden ser utilizadas para la conexión de remanentes de bosques al mismo tiempo que pueden cercar una propiedad, y producir leña, forraje, frutos, entre otros. Estas estacas grandes desde el inicio de su introducción en el campo, llegan a funcionar como perchas y aceleran la regeneración a su alrededor. Otra ventaja es que en muchas regiones tropicales la población utiliza tradicionalmente las estacas grandes como cercos vivos, y por tanto, ya existe un conocimiento tradicional sobre su manejo y una aceptación mayor del sistema por parte de los campesinos.

Algunas de las desventajas para la restauración es la reducción de variabilidad genética (apartado 6.1.5.2), para el corte y transporte de estacas grandes se necesita de mucha mano de obra y no existe información suficiente sobre la viabilidad de este tipo de propagación para la mayoría de especies nativas tropicales.



Restauración con estacas de 1 y 2 m de *Spondias purpurea* (foto izquierda) en la Estación de Restauración Ambiental del Río Tembembe, Morelos, México. Reproducción de esquejes de *Erythrina americana* (Fotos: Eleonora Flores-Ramírez y Tara Fehling).

Los árboles con una restricta fuente genética responden de manera uniforme a las presiones del medio ambiente como las enfermedades y el clima, además poseen menor flexibilidad para adaptarse a la variabilidad del sitio. Si los árboles plantados en las áreas restauradas son procedentes de madres genéticamente diversas, podrán constituirse en una buena fuente de semillas y facilitar el trabajo para futuros proyectos de restauración.

Otro aspecto importante es que los árboles productores de semillas deben tener un fenotipo deseable para asegurar una rápida recuperación de la biodiversidad. La selección de un árbol vigoroso también ayuda a afianzar un mejor desempeño de sus plántulas en un ambiente hostil, como son las áreas a ser recuperadas (Guarino, 1995).

Es importante seleccionar de 20 a 50 individuos productores de semillas por población con fines de conservación (Guarino, 1995). Al mismo tiempo, algunos autores sugieren que para tener una conservación genética de corto plazo (10 generaciones de una determinada especie) es necesario tener un tamaño efectivo de población (N_e) de 50. El parámetro (N_e) representa el tamaño de la muestra que garantiza la representatividad genética de una población en relación con la población parental. Sin embargo, para obtenerse un valor de N_e igual a 50, no es necesario coleccionar semillas de 50 individuos. El razonamiento es el siguiente: como cada matriz en promedio (árbol madre) recibe el polen de cuatro árboles “padres”, considerando que los cruzamientos sean al azar y las especies alógamas* (mayoría de las especies arbóreas tropicales), se concluye que las semillas producidas por un único árbol matriz contiene material genético de cinco individuos (una madre más cuatro padres). Por tanto, coleccionar semillas de 12 individuos puede ser suficiente, siempre y cuando los árboles proveedores de polen (padres) no estén emparentados (Vencovsky, 1987; Brancalion *et al.*, 2009).

Salvo que ocurran desviaciones de cruzamientos al azar y sucedan cruzamientos biparentales (Kageyama y Gandara, 2004), lo que significa que los árboles matrices tienen algún parentesco, en ese caso, cada árbol matriz representará un valor de $N_e < 4$, y se necesitaría aproximadamente 25 individuos para alcanzar un valor de N_e total de 50. Esta nueva visión ciertamente reduce de manera considerable los esfuerzos y costos de la restauración.

El muestreo para estas situaciones es crítico y la consideración principal es mantener un máximo de variación genética interespecífica. Se debe considerar (en la ausencia de información genética específica) qué árboles muy cercanos son potencialmente hermanos, sobre todo si la especie tiene una limitada distribución de polen, sin tomar en cuenta un largo alcance de dispersión. Hoy día,

se puede utilizar el GPS para marcar los árboles matrices, ya que las especies en extinción o raras, no son fáciles de encontrar.

EL PROBLEMA DE LOS ECOTIPOS

Para alcanzar la diversidad genética necesaria para el establecimiento de proyectos de restauración ecológica, cuando existe escasez local de individuos de una determinada especie que tiene una extensa distribución geográfica, algunas veces es necesario coleccionar las semillas de individuos adultos que están muy distantes del área de restauración, expuestos a diferentes condiciones de suelo, clima e interacciones biológicas (Fine *et al.*, 2005). Esta fuerte heterogeneidad ambiental, combinada con diferentes presiones de la selección natural, puede resultar en que algunas poblaciones sean genéticamente distintas entre sí, a pesar de pertenecer a la misma especie (diferentes ecotipos) (Begon *et al.*, 1996). Si en la restauración utilizamos una especie cuyo ecotipo no está adaptado a las condiciones ambientales del sitio restaurado, existe un serio riesgo de que el desempeño de estos individuos sea bastante inferior al de aquellos con ecotipos locales. Por tanto, hay que tomar en cuenta esta variable en la colecta de semillas.

6.1.5.3 Técnicas esenciales para la implantación: la producción de plántulas

Para realizar la estrategia de implantación en la restauración tanto ecológica como productiva, se requiere básicamente tener acceso a la producción de plántulas u otra forma de vida de calidad y en cantidad suficiente para permitir al restaurador disponer de las plantas que se requiere para sus proyectos.

Los viveros de restauración son diseñados para producir plántulas de especies nativas, que no son producidas ni manejadas por los viveros comerciales de forma común. Por lo regular, debido al uso de especies poco comunes en las prácticas normales, en estos viveros también se lleva a cabo la investigación sobre nuevas técnicas para el manejo de especies de difícil propagación, y generalmente, se integra a los pobladores locales a través del trabajo comunitario.

La fase de vivero es muy importante en la restauración, ya que es en este local donde se ofrecen los cuidados necesarios en la producción de las plántulas antes de trasladarlas al campo. Dichas plántulas deben estar vigorosas y ser capaces

de sobrevivir y desarrollarse en las condiciones drásticas de las áreas degradadas por las perturbaciones antrópicas, ya que es la etapa más delicada en la vida de las plantas, pues están expuestas a numerosos enemigos naturales y necesitan condiciones apropiadas para un buen desarrollo (Ceccon *et al.*, 2003, 2004).

Al utilizar las técnicas apropiadas en el invernadero, se disminuyen los costos de establecimiento, se aumenta la supervivencia y el crecimiento de las plántulas en el campo; asimismo, se gana en diversidad de especies y se incrementa la posibilidad de tener un sistema sustentable. En el anexo 1 se encuentra información básica y técnica para la implantación de un invernadero. El texto está basado en parte en la información del artículo “Viveros de plantas nativas: cultivando nuestras semillas, conservando la biodiversidad”, del Programa Mosaicos de Conservación, Patrimonio Natural Mosaico The Peak, encontrado en la página electrónica: <http://www.patrimonionatural.org.co/minisite/cargaarchivos/contenidomenus/documentos/cartilla_viveros_web.pdf>, y en la experiencia en la producción de plántulas de más de 25 años de la autora.

6.2 El problema de las plantas exóticas invasoras en la restauración

Como fue visto en el capítulo 3.3, la presencia o dominio de especies exóticas en un sitio determinado puede ser parte de la condición que lleve a la conclusión de que la restauración es necesaria, principalmente en zonas de conservación donde la presencia de especies nativas es su razón de ser (ej.: cuadro 15).

Cuando la especie invasora se ha propagado, el paso inicial para recuperar el área es su erradicación, que en la mayoría de los casos resulta muy complicada y costosa, cuando no imposible (Castro-Diez *et al.*, 2004). La principal razón es porque en ocasiones, las especies exóticas precisamente pueden ser las primeras especies en recolonizar después de las perturbaciones asociadas con su eliminación, o ser también las que inician la colonización en determinadas áreas después de una perturbación planeada (vía de una línea eléctrica, corredor del gaseoducto, por ejemplo), aun si no estaban presentes en la fase anterior a la perturbación, pueden interferir con los esfuerzos de restauración o alterar los procesos de sucesión de especies nativas.

Por otra parte, las especies invasoras pueden dejar un legado considerable después de su supuesta eliminación, como un banco de semillas enterrado o alteraciones químicas o físicas en el hábitat, lo que también puede dificultar la restauración a largo plazo (D'Antonio y Meyerson, 2002). Con todas las dificultades

anteriores, D'Antonio y Meyerson (2002) lamentan que aunque exista una extensa literatura sobre la ecología de especies exóticas invasoras, este conocimiento no ha sido integrado a las prácticas de restauración y manejo.

La mayoría de los métodos de restauración de áreas con especies exóticas invasoras se basan en la extracción tanto de la planta invasora como de sus diásporas a través de las algunas prácticas que veremos a continuación:

La eliminación manual o mecánica: la eliminación manual es la menos impactante, pero muy cara, y la mecánica, donde se emplea maquinaria pesada, sólo es aconsejable en invasiones muy graves por plantas leñosas, porque en lugares con pendientes existe el riesgo de afectar otras especies. Sin embargo, en el caso de muchas especies invasoras importantes, el control físico no es suficiente por otras características indeseables de estas especies, como el rebrote después de la tala, un banco de semillas duradero, la regeneración a partir de fragmentos de semillas producidas en abundancia y dispersadas eficazmente, factores tales que hacen que la especie pueda repoblar la zona de donde fue eliminada (Radosevich *et al.*, 2007).

El mulching o acolchado: consiste en la colocación de un material en el suelo que no permita la entrada de luz para las plantas invasoras. El material puede ser de origen orgánico o sintético, se sugiere para pequeñas áreas con alto valor de conservación, por su elevado costo (Radosevich *et al.*, 2007).

El fuego controlado: en algunos países se recomienda este tipo de manejo para eliminar plantas invasoras, sin embargo, no es indicado para climas más áridos (Sanz, 2006). En algunos casos, aun en zonas donde las especies nativas son tolerantes al fuego, un incendio controlado puede incluso promover la regeneración de especies exóticas invasoras (Zedler y Scheid, 1988).

Métodos químicos: se basan en el uso de fitocidas y presentan serias limitaciones en áreas de conservación. La mayoría de los principios activos tienen poca especificidad, lo que puede producir daños en la flora nativa y afectar a la fauna y a los humanos. Por tanto, sólo serían justificados en invasiones de extrema gravedad (Gutiérrez-Bonilla, 2006).

Métodos biológicos: consisten en el uso de enemigos naturales de la especie que se desea controlar, cuando tienen éxito, son baratos y no contaminantes. Sin embargo, el organismo puede no comportarse de la manera esperada (Castro-Diez y Valladares, 2004). Además, Simberloff y Stiling (1996) señalan que sólo un pequeño porcentaje de todos los estudios de control biológico ha sido cuidadosamente estudiado.

Manipulación selectiva de la fertilidad del suelo: algunos autores sugieren que este método podría permitir el control de algunas especies invasoras no

deseadas. Aunque su aplicación en las áreas naturales puede ser difícil, este enfoque es potencialmente útil en un proyecto de restauración cuando se conocen las necesidades de nutrientes de una determinada especie invasora. En caso de alta demanda de nitrógeno por las especies exóticas presentes, varios investigadores han sugerido que la adición de aserrín o de un “coctel” de carbono para disminuir el nitrógeno disponible en el suelo (aumentando la relación carbono/nitrógeno) podría ser la solución (Wilson y Gerry, 1995; Arthur y Wang, 1999; Reeve y Seastedt, 1999). En este caso, la presencia de carbono lábil estimula el crecimiento de la población microbiana que puede inmovilizar el nitrógeno del suelo. Por tanto, una menor disponibilidad de nitrógeno en el suelo puede afectar diferencialmente el crecimiento de las especies de más rápido crecimiento, que son más exigentes de nitrógeno, disminuyendo su ventaja competitiva con las especies nativas, por lo menos en un lapso de tiempo. No obstante, la eficacia de este enfoque es cuestionada por Corbin *et al.* (2004).

La restauración de un sitio colonizado anteriormente por una especie invasora representa un desafío único porque algunas especies pueden continuar afectando al sistema después de su eliminación, lo que reduce los logros de la restauración que se desea. Varios investigadores han encontrado que las plantas exóticas son capaces incluso de controlar todos los aspectos de la biogeoquímica del ecosistema hasta incluso después de extraídas (Vitousek *et al.*, 1987; Vitousek y Walker, 1989). Como ejemplo, se ha encontrado que la especie anual de Sudáfrica *Mesembryanthemum crystallinum* concentra toda la sal del perfil del suelo en sus tricomas* en superficie de las hojas. Cada verano, después de la muerte de las plantas, la sal de las hojas se deposita en una capa gruesa sobre la superficie del suelo, donde inhibe la germinación de la mayoría de las especies (Vivrette y Muller, 1977). La salinidad del suelo continúa muy elevada durante mucho tiempo después de la eliminación de la planta, y las zonas anteriormente dominadas por esta especie han demostrado ser difíciles de recuperar (D’Antonio *et al.*, 1992).

Otra cuestión importante es cómo restaurar sistemas de tal manera que sean inmunes a nuevas invasiones. Se ha encontrado que diversos paisajes son resistentes a la invasión de plantas exóticas, y se cree que las comunidades complejas son más eficientes que las simples para repartir los nichos ambientales al utilizar todos los recursos ambientales disponibles (Trenbath, 1974), o al proporcionar una competencia más intensa (Levine y D’Antonio, 1999).

Sin embargo, de acuerdo con varios estudios experimentales, comunidades con una alta riqueza de especies de plantas llegan a experimentar niveles tanto altos como bajos de invasión por plantas exóticas. Algunos experimentos

reportan relaciones negativas entre la diversidad biológica e invasibilidad (Tilman, 1997; Prieur-Richard *et al.*, 2000), mientras que otros reportan relaciones positivas (Stohlgren *et al.*, 1998, 1999; Lonsdale, 1999; Kalkhan y Stohlgren, 2000). Por tanto, no existe ninguna hipótesis definitiva para la relación entre diversidad e invasión de especies exóticas.

Por otra parte, Davis *et al.* (2000) y Wardle (2001) proponen que el mecanismo fundamental de la invasibilidad es la disponibilidad neta de recursos en una determinada comunidad vegetal. En este caso, cualquier aumento neto de recursos por consecuencia de alguna perturbación o una fertilización directa, facilita la invasión, independientemente de la diversidad de especies vegetales. Estas ideas son en parte consistentes con las de Huston (1994) y Stohlgren *et al.* (1999), que predicen que la mayor diversidad de plantas nativas y la invasión de plantas exóticas debe ocurrir en sitios productivos o puntos clave (*hot spots*) de diversidad nativa, donde una perturbación moderada podría liberar recursos para las plantas invasoras.

Cuadro 15. Las ventajas de la sustitución de plantaciones exóticas invasoras por especies nativas en áreas de conservación. El caso del Parque Estadual del Monge, en Lapa, Paraná, Brasil (Maria do Rocio Lacerda Rocha, Ilma Elizabete Rodenbusch, Leila Teresinha Maranhão)

En el estado de Paraná, en Brasil, las plantaciones forestales con especies exóticas invasoras como *Pinus* spp. presentes en Unidades de Conservación (UCs) de protección integral, deben ser erradicadas en función de políticas y normas establecidas por el Instituto Ambiental de Paraná en 2007. Sin embargo, ha persistido un cuestionamiento sobre si la cantidad de carbono capturada por estas plantaciones no sería menor al cambiarlas por un bosque nativo implantado con técnicas de restauración.

Para responder esta pregunta se estimó por método destructivo, la cantidad de carbono capturada por dos plantaciones de *Pinus* spp. de 43 y 36 años (áreas 1 y 2, respectivamente), al mismo tiempo que se identificó (a través de un análisis fitosociológico) la vegetación original del área como Foresta Atlántica, en el Parque Estadual del Monge, en el municipio de Lapa en el mismo estado.

La cantidad de Carbono encontrado en las áreas 1 y 2 fue de 128.03 y de 196.29 t C ha⁻¹, respectivamente. A través de un análisis de anillos de carbono, hasta al año de 1989, la cantidad de C capturada fue de 96.02 t C ha⁻¹ y 141.33 t C ha⁻¹ en las áreas 1 y 2, respectivamente.

Si en 1989, año en que se creó el MDL (Mecanismo de Desarrollo Limpio), hubieran extraído las plantaciones y realizado la restauración ecológica, actualmente se tendría un bosque secundario de alrededor de 19 años y, según lo estimado por

Balbinot (2004) para la Foresta Atlántica, la cantidad de carbono capturado sería del orden de $97.75 \text{ t C ha}^{-1}$. Por tanto, para el área 1, agregando el valor del bosque nativo con los valores de carbono estocado hasta 1989, se tendría un valor más alto de captura de carbono ($193.77 \text{ t C ha}^{-1}$, y $239.08 \text{ t C ha}^{-1}$ para las áreas 1 y 2, respectivamente), sin considerar el carbono almacenado en la hojarasca y en el suelo, que posiblemente tendría un valor aún más alto que el capturado por solamente la plantación en el mismo periodo. Se concluye que posiblemente hubo una estagnación en el crecimiento de los *Pinus* spp. a partir de los 23 años de crecimiento.

Por tanto, la implementación de un proyecto de restauración del bosque nativo en un área anteriormente ocupada por plantaciones de especies invasoras, podrá reiniciar un proceso ventajoso de captura de carbono, así como la rehabilitación de los suelos orgánicos, típicos de estas zonas de altitud. Un proyecto con estas características podría encuadrarse dentro de la filosofía de los proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD), sin contar con la restauración de los procesos ecológicos y de la biodiversidad tanto local como del paisaje.



Área de la plantación de *Pinus* spp. de 36 años donde se evaluó la cantidad de carbono de seis árboles por el método destructivo en el Parque Estadual del Monge, Lapa, Paraná, Brasil (Foto: María do Roció Lacerda Rocha).

Por otra parte, algunas correlaciones entre productividad, diversidad e invasión encontradas están más bien correlacionadas con la escala de los estudios experimentales realizados. Los estudios en pequeña escala, por ejemplo, han encontrado que una alta diversidad nativa puede disminuir la vulnerabilidad a la invasión. Por otra parte, estudios experimentales en escalas más grandes indican que efectos locales son superados por los factores regionales que influyen mucho más en la diversidad (Levine y D'Antonio, 1999; Levine, 2000).

Para crear a escala local comunidades que sean menos propensas a la invasión, tenemos que entender qué aspectos de las comunidades confieren resistencia a la invasión y cómo estos mecanismos a escala local pueden ser trasladados a un manejo en mayor escala. La mayoría de argumentos respecto a la resistencia se ha basado en el supuesto de que la competencia es la fuerza principal que determina la composición de la comunidad de plantas y que la implantación de conjuntos de plantas altamente competitivas debe impedir la invasión (Tilman, 1997). Sin embargo, asegurar el desarrollo de estas especies no es sencillo, ya que se ha encontrado que la competencia con pastos es el principal factor que impide la supervivencia de plántulas de árboles introducidos en pastos no nativos (Holl, Quiros-Nietzen, 1999). Otra observación que hay que hacer es que incluso los animales nativos pueden facilitar la invasión con sus madrigueras o con actividades de dispersión (D'Antonio, 1993; Schiffman, 1994; Simberloff y Von Holle, 1999), lo que sugiere que el objetivo de crear comunidades resistentes a la invasión, en una escala por encima del metro cuadrado, puede ser poco realista. Además, los factores abióticos que influyen en el éxito de la invasión pueden cambiar a través de los años (Myers, 1983).

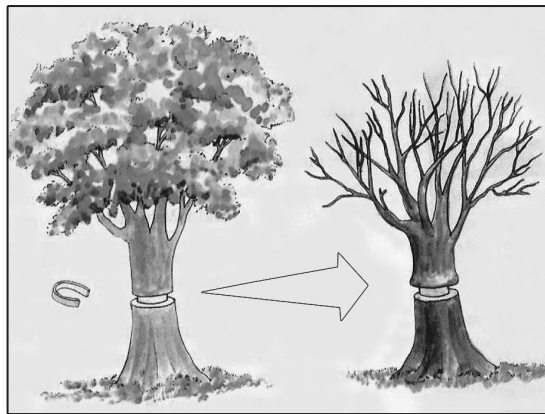
En efecto, la invasibilidad es un proceso probabilístico mediante el cual las comunidades existen en un continuo dinámico de más a menos resistentes a las invasiones. Por tanto, entender la contribución de los atributos de las comunidades al éxito o fracaso de la invasión, así como los impactos antrópicos en ellos, son la base para el diseño de un proyecto de restauración (D'Antonio *et al.*, 2001).

Por otra parte, las interacciones positivas (fenómeno de facilitación) entre los individuos de la comunidad también podrían ser manipuladas para aumentar la resistencia a las invasiones. La importancia de estas interacciones positivas tiende a aumentar en la medida en que condiciones abióticas se vuelvan más graves. En este caso, dichas especies, también conocidas como nodrizas (capítulo 6.1.5.1), pueden servir para amortiguar el estrés, como la desecación, sustratos sin oxígeno en suelos inundados o la alta salinidad del suelo (Bertness, 1991; Callaway, 1997; Pennings y Bertness, 2001). La aplicación de este conocimiento en la restauración de sitios severamente degradados es indiscutible, pero poco se ha hecho por la manipulación de estas interacciones positivas entre las especies como una forma de disuadir el establecimiento de especies exóticas no deseadas (D'Antonio y Meyerson, 2002).

Un ejemplo de restauración después de la eliminación de especies exóticas invasoras ocurrió recurrentemente en Brasil, donde muchas zonas que fueron plantadas con la especie *Pinus elliotii* para producción de pulpa y papel, hoy día son áreas de conservación, y por tanto, los árboles de *Pinus* deben eliminarse.

En este caso, el costo de la eliminación es nulo, ya que los troncos son vendidos y la propia empresa que compra es la que realiza la extracción. Para la posterior restauración del área a un bajo costo, se propuso el uso de los árboles (20 m de altura) del mismo *Pinus elliotti* muertos en pie a través de un corte anular alrededor del tronco con el uso de un machete, conocido como anillo de malpighi (figura 7), como puntos de nucleación (cuatro por hectárea) y otros tres puntos como torres de lianas, donde fueron enterradas a 1 m de profundo tres varas de bambú de 7 m. En la base de cada vara fue plantada una especie trepadora nativa (*Mucuna urens*) para su rápido recubrimiento de las varas. Los *Pinus* muertos duraron cerca de dos años, mientras que las torres de bambú duraron un año. A través de colectores de semillas se registró un número significativamente más alto tanto de especies como de semillas de especies nativas y zoocóricas bajo los *Pinus* muertos y las torres de bambú que en áreas abiertas. Los *Pinus* muertos se mostraron más efectivos para atraer semillas de especies nativas que las torres de bambú debido a que su descomposición natural atrae insectos que a la vez atraen a las aves omnívoras. Por tanto, según el autor, los árboles exóticos muertos en pie deben obligatoriamente estar presentes en toda la planeación ambiental que involucra la restauración de las áreas dominadas por *Pinus elliottii* incorporadas a las áreas de conservación (Bechara, 2006).

Figura 7. Remoción de la cáscara (anillo de malpighi, figura lado izquierdo), seguida por la interrupción de la savia elaborada y acumulo en la parte superior del anillo removido y posterior muerte de raíces y del árbol (figura lado derecho)



Fuente: <<http://terceiroanobiologia.blogspot.com/>>.

6.3 La recuperación de áreas degradadas por la minería

En las últimas dos décadas, la tecnología para la recuperación de la minería ha sido ampliamente desarrollada para la mayoría de las regiones del mundo. Sin embargo, en la práctica, la mayoría de los proyectos han logrado resultados pifios (Haigh, 2000). La principal razón de este fracaso es posiblemente la aplicación inadecuada de los marcos conceptuales en estos proyectos de recuperación. En general, existen dos tipos de fuerzas motrices en la recuperación de la minería: el determinismo y la contingencia, y que por lo general, sólo son considerados procesos determinísticos. Además, las áreas recuperadas deben ser reconocidas como ecosistemas abiertos que interactúan con los ecosistemas del entorno (Pickett *et al.*, 2001).

El éxito en la recuperación de áreas de minería depende de varios eventos circunstanciales que son a menudo impredecibles, tales como las condiciones iniciales (clima, topografía, tipo y abundancia de la capa superficial del suelo), los eventos naturales impredecibles (sequías, lluvias torrenciales, plagas), la influencia del paisaje y las poblaciones circundantes (escorrentía y los flujos de sedimentos, las fuentes de propágulos, los herbívoros, el pastoreo, la caza y los usos del suelo) y, por último, las contingencias humanas, como la modificación o intermitencia de las operaciones mineras; las fallas en el desempeño de los proyectos de recuperación, los cambios en las normas legales, entre otras (Ibarra y Moreno de las Heras, 2005).

Al mismo tiempo, los procesos determinísticos involucrados en la recuperación de áreas degradadas por la minería han sido bien estudiados y existe un amplio conjunto de técnicas y herramientas de recuperación que veremos a continuación:

6.3.1 *El papel del suelo y de la topografía en la recuperación de áreas degradadas por la minería*

Un aspecto fundamental en la recuperación de áreas degradadas por la minería es el conocimiento del suelo o sustrato donde esta recuperación va a ser conducida. Los procedimientos específicos dependen de las propiedades físicas, químicas, biológicas y mineralógicas del suelo y del sustrato que deberá presentar las condiciones adecuadas para el desarrollo de plantas (Fontes, 1991).

Para reparar la degradación del suelo es necesaria una comprensión profunda de los procesos que conducen al desarrollo del suelo. Sin embargo, el desarrollo de la fertilidad biológica del suelo es más importante que la pedogénesis (largo plazo), que se refiere a la estructura del suelo. Estos autores creen que los componentes de la fertilidad biológica del suelo son los que las plantas realmente necesitan (Wong y Bradshaw, 2002).

Es común pensar que, para crear un ambiente en el suelo que sea propicio para el crecimiento de las plantas, tienen que efectuarse manejos muy caros, como por ejemplo, la importación de un suelo ya formado para cubrir el área. Desde un enfoque más económico, la recuperación debe ser realizada solamente ayudando a los procesos naturales, utilizando las plantas como motor, para que crezcan y acumulen materia orgánica (Bradshaw, 1997). En este contexto, Bradshaw (1997) propone una tabla resumen del tiempo de duración de los procesos naturales involucrados en el desarrollo de la fertilidad del suelo, en la que deja muy clara la afirmación anterior, ya que los procesos pedológicos tardan mucho más tiempo en recuperarse que los biológicos (tabla 3).

Tabla 3. Procesos involucrados en el desarrollo de la fertilidad del suelo

<i>Tiempo (años)</i>	<i>Procesos biológicos</i>	<i>Tiempo (años)</i>	<i>Procesos pedológicos</i>
1-50	Inmigración adecuada de especies de plantas	1-1000	Acumulación de material fino por erosión de las rocas.
1-50	Establecimiento de especies vegetales apropiadas	1-1000	Descomposición del suelo mineral por la erosión.
1-10	Acumulación de materiales finos acumulados por las plantas	1-1000	Aumento en la capacidad de mantener agua disponible en el suelo.
1-100	Acumulación por las plantas de nutrientes del suelo mineral	1-100	Liberación de los nutrientes de los minerales del suelo.
1-100	Acumulación de nitrógeno por la fijación biológica y de aportes atmosféricos		
1-20	Inmigración de la flora y la fauna del suelo por la acumulación de materia orgánica		

Continúa...

Tabla 3. Procesos involucrados en el desarrollo de la fertilidad del suelo (continuación)

<i>Tiempo (años)</i>	<i>Procesos biológicos</i>	<i>Tiempo (años)</i>	<i>Procesos pedológicos</i>
1-20	Los cambios en la estructura del suelo y en el ciclaje de la materia orgánica por las actividades de las plantas y de los organismos del suelo		
1-20	Mejora en la capacidad de retención de agua debido a los cambios en la estructura del suelo		
10-1000	Reducción de la toxicidad para el aumento de la materia orgánica	10-10 000	La filtración de materiales móviles de la superficie a las capas inferiores del suelo.
		10-10 000	Formación de horizontes en el perfil del suelo.

Fuente: Bradshaw, 1997.

En relación con la rehabilitación de la topografía, para incorporar la recuperación de las formas de relieve con éxito, la estabilidad final de estas formas debe ser predicha, lo que implica el uso de modelos hidrológicos y de erosión (Evans, 2000). En los últimos años, algunos modelos de erosión para áreas recuperadas han sido desarrollados y ahora son aplicados en el diseño de relieves. Un ejemplo es el modelo de Toy y Foster (1998), conocido como RUSLE 1.06 utilizado en áreas de minería, obras de construcción y áreas reclamadas. Este modelo estima la erosión anual superficial por agua y puede ser usado en el diseño de pendientes. Este modelo se encuentra disponible en la página electrónica: <<http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5971>>.

Como los impactos en los ecosistemas acuáticos están entre las mayores perturbaciones producidas por la minería a cielo abierto, un plan de control de erosión y escorrentía es esencial. Para esto, varios paquetes están disponibles en el mercado. Se recomienda evaluar la eficacia de los planes de control de la erosión y de sedimentos (Fifield, 1997). Éstos se pueden adquirir a través de la Asociación Internacional de Control de Erosión en la página electrónica: <<http://www.ieca.org>>.

6.3.2 *El papel de la vegetación en la recuperación de áreas degradadas por la minería*

Aparte de la importancia del suelo y el relieve, existen varias propuestas sobre cómo restaurar áreas de minería que involucran diversos tipos de intervenciones. Como ya fue dicho con anterioridad, es ampliamente aceptado que la estabilización de la vegetación es mucho más deseable que los métodos físicos o químicos.

La cubierta vegetal es mucho más eficiente en la disminución de la erosión superficial, debido a la capacidad de las raíces de enlazar el sustrato. Por otra parte, la vegetación puede regresar una gran proporción del agua de percolación para la atmósfera a través de la transpiración, lo que reduce las concentraciones de metales pesados solubles que entran en los cursos de agua. Una cubierta de vegetación también minimiza las cicatrices visuales en el paisaje causadas por las operaciones mineras a gran escala. El éxito en el reestablecimiento de la vegetación admite el uso recreativo de la tierra, e incluso la agricultura o la silvicultura, si las condiciones son favorables. Un esquema de revegetación bien planificada alcanza a superar los problemas de manera permanente. Para ello es necesario una evaluación a fondo del sitio y la selección de la técnica de reestablecimiento de la vegetación más adecuada con respecto a las condiciones locales (geología, clima, niveles de toxicidad, entre otras) (Williamson y Johnson, 1981). Otro aspecto igualmente relevante es la protección de la mayoría de las zonas con valor ecológico alrededor de las áreas de minería aplicando los sistemas de información geográfica (SIG) y metodologías de planificación a escala regional (Ibarra y Moreno de las Heras, 2005).

Algunos modelos propuestos de revegetación en áreas de minería

Desde los años setenta, antes del surgimiento mismo del concepto de restauración ecológica, Jeffrey *et al.* (1975) ya defendían con vehemencia la importancia de la diversidad biológica en la recuperación de minas, invocando enfoques como la fijación biológica de nutrientes, el ciclaje de nutrientes, la descomposición microbiológica, entre otros. La idea era desarrollar un ecosistema completamente funcional en minas con residuos tóxicos. Por otra parte, también se ha buscado

una mayor eficiencia tanto ecológica como económica en los diversos métodos que veremos a continuación.

Transporte de banco de semillas

El transporte de banco de semillas consiste en la transposición de pequeñas porciones de suelo (mantillo + los primeros 5 cm de suelo) de un área con sucesión más avanzada hacia el área degradada (Rodrigues y Gandolfi, 2000; Reis *et al.*, 2003). Además de ser de bajo costo, es una técnica simple de proceder y tiene la ventaja de recomponer el suelo degradado no solamente con semillas, sino además con propágulos y gran diversidad de micro, meso y macro organismos capaces de proporcionar un nuevo ritmo sucesional al ambiente (Reis *et al.*, 2003).

Se sugiere combinar el método de banco de semillas con el uso de material inerte. En este caso, antes de la apertura de la mina, el horizonte orgánico, incluida a la vegetación rastrera y arbustiva, deben retirarse y almacenarse para la preservación de propágulos y de la fertilidad química y biológica. Este material puede ser mantenido en las laterales del área de explotación si se forman hileras continuas (máximo 2 m de altura para evitar la compactación). Esta operación es realizada con excavadoras (retirada de la capa) y cargadoras de ruedas (apilado). Cuando se termina la explotación, en muchos casos, se debe realizar la reconformación topográfica con material inerte del terreno de excavación y posteriormente regresar el banco de semillas (Patricio, 2009).

La siembra directa de semillas y la hidrosiembra

La siembra directa de semillas es una técnica utilizada en áreas degradadas por diversas acciones antrópicas, por tanto, es tratada en este libro en un capítulo aparte (capítulo 6.1.3). Sin embargo, la hidrosiembra directa fue una técnica utilizada y evaluada por Patricio (2009), en una mina de níquel, en el estado de Goiás, en Brasil. La hidrosiembra consiste en la liberación de un coctel de semillas, fertilizantes, correctivos (yeso o calcáreo), adhesivos y materia orgánica sobre el área. Para tener éxito, este proceso debe ser realizado con un equipo específico, por personas con experiencia, con semillas de buena calidad y especies adaptadas a las condiciones estresantes del ambiente. Se encontró un porcentaje de cobertura de vegetación de cerca de 70 por ciento.

Tapete verde e islas de vegetación

Este método, basado en el antiguo sistema creado por Anderson (1930) de revegetación y adaptado por Griffith *et al.* (1994), es muy efectivo y más económico que los métodos de recuperación formales y es también considerado una técnica de nucleación, tema ya tratado con detalles en el capítulo 6.1.2. Consiste en dos fases distintas: la primera se planta a través de la siembra directa un coctel de propágulos de especies leguminosas, herbáceas (ej.: *Cajanus cajan*, *Mucuna* sp., entre otras) y gramíneas. En la segunda fase, se introduce especies nativas atractoras de la fauna local, agrupadas, y forman islas de vegetación. Esto crea un flujo de dispersores (especialmente aves y murciélagos) entre los fragmentos remanentes y el área en recuperación ambiental (Cole *et al.* 2010).

El uso de especies tolerantes a metales pesados

La siembra directa de semillas con plantas (en su mayoría gramíneas) tolerantes a metales pesados posee muchas ventajas en áreas con mucha toxicidad cuando son comparadas con las especies no tolerantes. Este enfoque es considerado más económico y requiere un sustrato con adición de un fertilizante NPK (Tordoff *et al.*, 2000). La gran ventaja de estas plantas es que ellas ya están adaptadas a los factores de estrés de las áreas de minería, particularmente a la limitación por nutrientes y agua. Como las raíces de los pastos tolerantes penetran en el sustrato y éstos se unen con eficacia, los riesgos de contaminación a través del polvo arrastrado por el viento pueden ser mínimos. Aunque el paisaje no puede ser totalmente restaurado al grado de volver a su aspecto original, la estética de una zona de residuos cubierta con pastos tolerantes a metales se armoniza mucho más con el paisaje circundante que las áreas descubiertas.

A pesar de los beneficios prácticos y económicos, el uso de cultivares de pastos tolerantes a metales en programas de recuperación a gran escala no ha sido muy utilizado, aunque las primeras variedades comerciales de gramíneas con estas características fueron desarrolladas desde los años setenta en Inglaterra. Posiblemente, esto se debe que dichas gramíneas no eliminan el factor de contaminación, y el crecimiento de estas plantas, al ser lento, hace que la erosión tarde en ser eliminada (Palmer, 1990). Además, estos pastos de cultivares tolerantes a metales tienen baja tolerancia al pisoteo, lo que reduce las posibilidades para su uso recreativo y disminuye así las opciones de uso de esta área después de recuperada (Bradshaw y Johnson, 1992). Aunque las plantas tolerantes translocan

menos metales pesados a sus partes aéreas que las plantas no tolerantes bajo las mismas condiciones, debido a una mayor inmovilización de estos metales en las raíces, aún son encontradas concentraciones elevadas en los brotes, y son consideradas demasiado altas para usarse como alimento para el ganado (Smith y Bradshaw, 1979).

En general, existe poca investigación en términos de especies tolerantes a metales entre la familia Leguminosae, esto es lamentable, ya que varias especies de esta familia podrían agregar nitrógeno a los suelos por fijación biótica (Bradshaw *et al.* 1975). Además, no existe desarrollo de cultivares tolerantes a metales en países tropicales, casi todos los estudios sobre el tema ocurrieron en zonas templadas. Posiblemente existen poblaciones naturales de especies tolerantes a metales en las zonas áridas y en regiones tropicales y debe ser bastante fácil desarrollar cepas comerciales de ellos (Bradshaw y Johnson, 1992).

El uso de sistemas de cobertura

Los sistemas de cobertura pueden diluir la toxicidad de las minas y evitar la erosión en las áreas de minería. Existen básicamente dos tipos de material: orgánicos e inertes. Los primeros son, por lo general, de bajo costo, usados para diluir los efectos de los residuos tóxicos, aislar a la vegetación y para la reproducción de semillas de plantas no tolerantes a la toxicidad. Los materiales orgánicos tales como aguas residuales, lodos, los residuos domésticos, de turba y la tierra del horizonte superficial del suelo son los más utilizados. Estos materiales mejoran la naturaleza física de suelo al brindar un medio de enraizamiento, especialmente al incrementar la capacidad de retención de nutrientes de agua y la capacidad de intercambio catiónico.* Además, aumentan el suministro de nutrientes para las plantas en una forma de liberación lenta y reduce la fitotoxicidad (Tordoff *et al.*, 2000).

Otro método de cobertura orgánica aplicado son las mantas de fibras de coco o pasto, abundantes en los países tropicales, que son considerados muy efectivos principalmente para controlar la erosión y mantener la humedad. Un ejemplo de ello es el “geotextil fotodegradable”, que es un tapete compuesto 100% de fibra de coco, entrelazado con una malla de polipropileno fotodegradable. La degradación de este material ocurre en un periodo de entre 48 y 60 meses con el fin de proporcionar una protección inicial e incorporar la materia orgánica en el suelo. Normalmente es fijado al suelo con grapas de acero en forma de “V” con 0.2 m de largo y 0.042 m de diámetro (Holanda *et al.*, 2008).

Otra alternativa interesante es cubrir las minas con residuos de material inerte a menudo obtenido de desechos de las rocas en las operaciones de retirada de material de las minas (ej.: pizarra no pirítica de las minas de carbón, residuos de cantera de pizarra y astillados de piedra caliza), para disminuir el viento y la erosión hídrica (Johnson y Bradshaw, 1977). La ventaja de las coberturas inertes sobre los de origen orgánico es que actúan como una ruptura capilar, que reduce la migración hacia arriba de los iones solubles de metales pesados. Sin embargo, esta técnica depende de la disponibilidad de materiales adecuados y de los altos costos de transporte. También es poco probable que la estabilización física dé lugar a una disminución significativa en la contaminación de los cursos de agua adyacentes y la lixiviación de los metales pesados solubles se sigan produciendo. Esta contaminación puede ser reducida si se cubren los residuos con láminas de polietileno antes de la aplicación del material inerte (Palmer, 1990).

La estabilización química implica que en la reacción de agentes químicos tales como el sulfonato de lignina o una resina adhesiva, puedan formar una corteza resistente a la erosión eólica e hídrica. El uso de métodos químicos es limitado por su falta de permanencia y la necesidad de inspecciones periódicas. Esta técnica es válida para la estabilización temporal de los vertederos antes de la revegetación. Un inconveniente de este enfoque es que los materiales secundarios pueden aumentar el movimiento del agua cargada de metales pesados hacia abajo y lateralmente, aumentando la contaminación de los cursos de agua adyacentes.

7. LA RESTAURACIÓN DE PAISAJES

Un número cada vez mayor de instituciones de conservación ha reconocido que para lograr impactos duraderos es necesario trabajar en una escala más grande de lo que se ha hecho en el pasado. Algunas de las razones son por el alcance limitado de la restauración a pequeña escala, su falta de compromiso con los intereses y necesidades de la población local, su incapacidad para abordar las causas subyacentes de la pérdida de bosques y la degradación.

En la última década se ha hecho cada vez más claro para los conservacionistas que no pueden pasarse por alto el desarrollo y las condiciones socioeconómicas para que la conservación tenga éxito, lo que inevitablemente se lleva a cabo junto con otros aspectos del desarrollo sostenible (Bennet, 2003). Por tanto, un enfoque de paisaje puede contribuir a adoptar ambos aspectos: el de la conservación y el desarrollo.

Debido a que la restauración de los bosques en paisajes tiene como objetivo reparar y recuperar los productos forestales y servicios que son valiosos para los seres humanos, la restauración tiene un papel clave que desempeñar en los programas de desarrollo regionales. En este sentido, en las instituciones globales de conservación han surgido nuevos conceptos como “ecorregión” para definir una unidad a gran escala. El término se define como un área grande de tierra o agua que contiene un conjunto de comunidades naturales geográficamente distintas que comparten una mayoría de sus especies, de dinámicas ecológicas y de condiciones ambientales similares, y que interactúan ecológicamente de manera que son críticos para su persistencia a largo plazo. Las ecorregiones son propicias para la planificación a gran escala, ya que por lo general, incluyen la identificación de algunos pequeños paisajes prioritarios que son particularmente importantes desde una perspectiva de conservación. Los paisajes son, por lo general, más pequeños que las ecorregiones, y por lo regular un número importante de “paisajes de conservación” se ha identificado dentro de las ecorregiones durante los

procesos de planificación. Pero el punto clave es que los paisajes son más grandes que un único sitio y, por tanto, casi siempre abarcan una gama de enfoques de gestión diferentes entre sí (Dudley *et al.*, 2005).

En 2000, la WWF y la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), reunieron a una gama de expertos de diferentes organizaciones, diferentes regiones y disciplinas para obtener una definición de consenso sobre restauración forestal del paisaje y se llegó al siguiente concepto: “La restauración forestal del paisaje es un proceso planificado que tiene como objetivo recuperar la integridad ecológica y mejorar el bienestar humano en paisajes deforestados o degradados” (WWF y UICN, 2000).

La integración de los objetivos sociales y ecológicos, así como la amplitud del espacio, consiste en un desafío mucho mayor que la restauración de un parche, que de por sí ya es complejo. Cuando se considera la restauración ecológica a escalas espaciales amplias, normalmente se debe abarcar un conjunto de ecosistemas y trabajar con objetivos e intereses diversos.

Sin embargo, la restauración del paisaje no significa necesariamente la restauración de los bosques a través de todo el paisaje, lo que a menudo es imposible en un mundo repleto de seres humanos y de disputas por derechos sobre la tierra. Por tanto, como veremos a lo largo de este capítulo, la restauración del paisaje tiene múltiples direcciones, lo que implica el uso de diferentes estrategias y objetivos, desde la conservación (o conservación de cuencas hidrográficas) hasta la producción de madera, alimento, forraje, entre otros elementos requeridos por las comunidades locales.

En términos técnicos y aplicados, el principal objetivo de la restauración del paisaje es conectar fragmentos de bosque nativos aislados, de forma tal que permitan el restablecimiento del flujo génico (Urban y Shugart, 1986; Meffe y Carroll, 1994) y aumenten la permeabilidad de la matriz del paisaje (Metzger y Muller, 1996). La principal razón es que el movimiento de los animales fuera de sus hábitats naturales y entre poblaciones es la clave para mantener la viabilidad de diversas poblaciones en paisajes fragmentados (Opdam, 1990; Thomas, 2000; Bullock *et al.*, 2002). Las estructuras que pueden ser establecidas artificialmente, más recomendadas en estos casos, son los biocorredores, que son elementos (en la mayoría de las veces lineales) del paisaje, que difieren de las unidades vecinas y que conectan por lo menos dos fragmentos anteriormente unidos y facilita el movimiento de animales entre ellos (Soulé y Gilpin, 1991; Tischendorf y Fahrig, 2000; Bennett y Mulongoy, 2006). Estos biocorredores también permiten que plantas y animales se dispersen y migren entre ellos, y que se adapten a las presiones del hábitat, lo que atenúa algunos de los efectos más nocivos de la

fragmentación, tales como la merma genética, la baja densidad poblacional y el aislamiento (Tewksbury *et al.*, 2002; Damschen *et al.*, 2006).

Los biocorredores también facilitan la movilidad de individuos a larga distancia, esto permite mantener la variabilidad genética y sostener poblaciones en grandes áreas (Sekercioglu, 2009), ya que utilizan el paisaje completo como una metapoblación* (Jordan, 2000); esto, a la vez, puede facilitar también algunas dinámicas del ecosistema a través del flujo de recursos y energía (Reporte IUCN, 2009) y reducir la estocasticidad demográfica (Gilpin y Soulé, 1986; Simberloff *et al.*, 1992).

La movilidad alcanzada por los biocorredores también puede aprovecharse para reducir los efectos del cambio climático, pues se espera que con este fenómeno, la distribución de áreas adecuadas para muchas especies sufrirán un cambio, y estos biocorredores auxiliarán, en teoría, en el desplazamiento de especies hasta otras áreas más propicias, ya que supuestamente persistirán sólo las especies que puedan colonizar nuevas áreas (Williams y Snyder, 2005).

Todos los beneficios ofrecidos por los corredores apuntados en los párrafos anteriores están en buena parte basados en fundamentos teóricos. Todavía no existen suficientes evidencias experimentales sobre su funcionamiento e importancia para diferentes grupos funcionales de especies (Hess, 1994; Wiens, 1995; Beier y Noss, 1998; Donald y Evans, 2006, entre otros). Algunos estudios experimentales incluso sugieren que el establecimiento de corredores conlleva ciertos riesgos (invasiones, plagas, por ejemplo) que podrían superar a sus ventajas (Simberloff y Cox, 1987; Earn *et al.*, 2000; Pienimaki y Leppakoski, 2004) y que el aumento de la conectividad puede llevar incluso a la estructura de la metapoblación a caminos complejos y posiblemente indeseables (Altizer *et al.*, 2003; Cale, 2003). Por tanto, el costo del establecimiento de un biocorredor necesita ser comparado críticamente con sus potenciales beneficios en las estrategias de conservación (Simberloff *et al.*, 1992).

Para aumentar los beneficios económicos de los biocorredores, pueden ser restaurados con fines productivos, cuyo principal objetivo sea la producción de leña y/o forraje, protección de los terrenos o de los cultivos (cortinas rompevientos, cercas vivas u otras plantaciones forestales en línea a lo largo de las orillas de los pastos), que son sistemas diseñados por el ser humano y muchas veces modificados con el paso del tiempo por la naturaleza. En estos casos, la composición de las especies dependerá de las condiciones ecológicas, las preferencias de los productores y de la disponibilidad de las semillas forestales (más detalles serán encontrados en el capítulo 8.2).

En términos generales, se pueden clasificar los biocorredores de forma muy general por su estructura espacial de la siguiente manera (figura 8) (Bennett y Mulongoy, 2006; IUCN, 2009):

Corredores lineales: pueden ser estrechos (40-80 m) y aún así proveer de conectividad entre fragmentos para especies específicas, un ejemplo de ello son los cercos vivos.

Trampolines ecológicos: (Stepping stones) son pequeñas áreas de hábitat natural restauradas en la matriz que pueden ser usadas durante el movimiento para cobijo, alimentación o descanso, dentro de un paisaje que tenga otros usos, como el agrícola. Se considera también una técnica de nucleación (capítulo 6.1.2), y una forma plausible de incremento de la permeabilidad de las unidades de la matriz con el aumento de la densidad de los puntos de conexión (Cullen y Valladares, 1999; Metzger, 2003). Un ejemplo dentro de un enfoque más productivo puede ser la introducción de árboles de uso múltiple en pastizales (sistemas silvopastoriles) que desempeña un rol importante en la restauración ecológica de la matriz del paisaje, mientras contribuye con la sostenibilidad económica de los sistemas de producción ganadera (Szott *et al.*, 1999). Estos árboles pueden producir frutos, forraje y leña (con la extracción de ramas, capítulo 6.1.2).

Corredores de paisaje: son un mosaico de cobertura natural continua que permite el movimiento entre parches de hábitats o entre áreas protegidas, es más amplio que el lineal (Soulé y Terborgh, 1999), tal es el caso de muchos bosques riparios.

El aumento de la permeabilidad de la matriz: algunos autores consideran la matriz como la unidad funcionalmente predominante (Forman, 1995). Sin embargo, en este sentido y en muchas regiones, la matriz está compuesta por amplias extensiones de pastos o cultivos agrícolas, y puede ser vista como una fuente de perturbación (fuego y enfermedades) y de especies parásitas o invasoras (Rolstad, 1991). Por otro lado, se puede encontrar un paisaje sin una unidad dominante y el mosaico puede ser bastante heterogéneo. En este caso, la matriz se considera el conjunto de unidades que compone un mosaico y cada una de las unidades podría asemejarse más o menos al hábitat original.

Por tanto, el aumento de la permeabilidad de la matriz original sería la sustitución de una matriz poco permeable (con baja similitud florística y fisonómica a los ambientes del hábitat circundante) por una matriz permeable (alta similitud con el hábitat circundante). Como vimos anteriormente, cuanto mayor

es el fragmento, mayor es el número de especies que puede contener (Laurance y Bierregaard, 1997), entonces, aumentar la permeabilidad del fragmento significa por lo menos aislar áreas alrededor de los fragmentos para que en éstas empiece a proceder la regeneración natural. Aunque el bosque alrededor del fragmento sea todavía secundario joven, éstos pueden favorecer la manutención de varias especies dentro de una matriz fragmentada. En este caso, tendríamos más que una permeabilidad estructural (en función de la similitud florística), una permeabilidad funcional, por el aumento de la intensidad de flujos de las especies en esta unidad. Cuanto más permeable es la unidad de la matriz, mayor es la conectividad del paisaje.

Como se presentó en los párrafos anteriores, el modelo de restauración del paisaje más utilizado actualmente es el modelo de transición forestal, lo que significa preservar los bosques existentes y restaurar áreas agrícolas abandonadas por la migración rural-urbana con la finalidad de conectar el paisaje. Sin embargo, Perfecto y Vandermeer (2010) presentan en un estudio reciente, un marco teórico para analizar la relación entre la agricultura y la conservación, a través de una matriz de enfoque de calidad, como una alternativa al modelo de transición forestal. Este enfoque también toma como base la teoría ecológica que muestra la importancia de la migración entre los fragmentos para la reducción de tasas locales de extinción, junto con evidencias empíricas, basadas en las estructuras políticas y económico-sociales actuales. Este enfoque también considera la realidad actual en la mayoría de zonas tropicales, que es un estado de fragmentación extrema asociada con la necesidad de satisfacer las necesidades alimentares y de servicios ecosistémicos de la población.

Por tanto, el manejo sustentable de la matriz del paisaje ofrece una mejor oportunidad de captar la realidad social que otras alternativas. El modelo, más que nada, considera que la agricultura sostenible de pequeña escala probablemente sea la que pueda conservar la biodiversidad en el largo plazo y por ello debe ser parte integral de los paisajes tropicales (Perfecto y Vandermeer, 2010).

Un aspecto importante en favor de la agricultura a pequeña escala es su baja concentración energética en relación con la agricultura intensiva, que de principio genera una calidad de la matriz muy baja. Sin embargo, se supone que la agricultura agroecológica sea menos productiva. Esta suposición es especialmente verdadera cuando la medida de la productividad es el rendimiento de los principales cultivos comerciales o la ganancia neta y se comparan los productores altamente subsidiados de Estados Unidos y otras regiones industrializadas con los

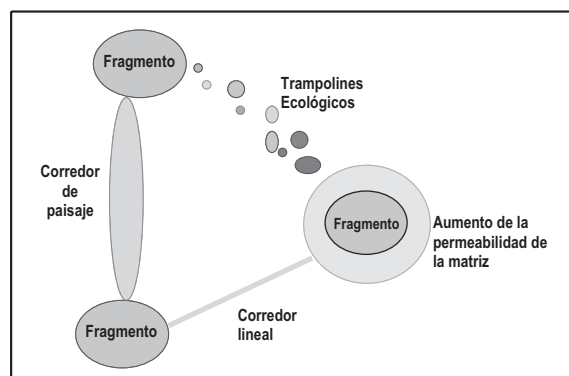
pequeños agricultores de los países en desarrollo. Por otra parte, si la medida de la productividad es simplemente la producción total por unidad de superficie, en un análisis de datos de producción por unidad de área se ha encontrado que en todos los casos existe una relación inversa entre la productividad agrícola y el tamaño del área (Cornia, 1985), lo que es un hecho bien conocido entre los economistas agrícolas (Sen, 1962; Carter, 1984). Parece que los pequeños propietarios tienden a ser más eficientes, ya que conocen bien la ecología de la tierra y usan una estrategia de policultivos para tomar ventaja de las peculiaridades locales. Un ejemplo emblemático es la gestión del paisaje amazónico realizada por el grupo autóctono de los Kayapó, donde la matriz se compone de un mosaico de parches enredados en que se aprovechan las diferencias microclimáticas y de suelo para producir y promover cientos de especies de plantas y animales (Posey, 1985). Por el contrario, la agricultura intensiva, altamente capitalizada, busca economías de escala en la que esas peculiaridades ecológicas locales son deliberadamente ignoradas. Así, tanto la lógica y los datos sugieren que la agricultura a pequeña escala puede ser más productiva por unidad de superficie base que la agricultura a gran escala.

Una reciente revisión de casi 300 estudios corrobora las afirmaciones anteriores, al comparar los rendimientos de la agricultura orgánica/agroecológica y la agricultura convencional en todo el mundo. Se ha encontrado que, en promedio, los sistemas orgánicos y agroecológicos producen igual o más que los sistemas convencionales (Badgley *et al.*, 2007). Además, es comprobada en varios otros estudios la mayor eficiencia energética de los sistemas orgánicos tradicionales en relación con la agricultura intensiva (Pimentel, 1980; Altieri, 1999; Reganold *et al.*, 2001, entre otros).

En resumen, contrario a la creencia convencional de que la agricultura industrial es necesaria para producir alimentos suficientes para el mundo, la evidencia empírica sugiere que la agricultura campesina y familiar a pequeña escala, que adopta métodos agroecológicos, puede ser tan (o más) productiva que la agricultura intensiva. Por tanto, los sistemas agroecológicos pueden ser suficientes para suministrar las necesidades reales de alimentos de las personas en cantidad y calidad, y al mismo tiempo proporcionar una matriz del paisaje de alta calidad, donde la biodiversidad de los fragmentos de vegetación nativa puede ser mantenida por la conexión ofrecida por los agroecosistemas al formar un paisaje integrado. Algunos ejemplos prácticos de este modelo han sido utilizados en algunos países, como veremos a continuación (cuadro 16):

Los esquemas agroambientales: el reconocimiento de la existencia de fuertes impactos tanto ecológicos cuanto ambientales de la agricultura intensiva y sus implicaciones agronómicas (Primavesi, 1982; Clergue *et al.*, 2005; Ceccon 2008a), ha llevado al desarrollo (principalmente en Estados Unidos y los países europeos) de alternativas que ofrezcan apoyo a los agricultores para mejorar ambientalmente sus propiedades. El principal objetivo de los esquemas agroambientales es reparar algunos de los daños ambientales causados por la intensificación de la agricultura y asegurar una sustentabilidad futura en la agricultura con medidas direccionadas, así como mejorar las condiciones para la vida silvestre y los servicios ambientales. Las medidas más comunes son la creación o restauración de los bosques ribereños y de estanques, apoyo a los sistemas tradicionales de cultivos y el uso de especies nativas, la restauración de los pastos y el aumento de la provisión de alimentos para los animales silvestres, entre otros (Vickery *et al.*, 2004). Cabe señalar que es difícil tener acceso a los resultados de la aplicación de estos esquemas, ya que el monitoreo de su impacto ha sido escaso (Kleijn y Sutherland, 2003). A pesar de que algunos estudios han hallado fallas en el alcance de los objetivos ambientales (Kleijn *et al.*, 2001; Berendse *et al.*, 2004), otros estudios han encontrado beneficios mensurables para las poblaciones de vida silvestre en zonas geográficas más amplias (Peach *et al.*, 2001; Bradbury *et al.*, 2004; Swetnam *et al.*, 2004; Cunningham, 2005; Donald y Evans, 2006).

Figura 8. Diseño esquemático sobre las posibilidades de aumentar la conexión del paisaje



Fuente: Bennett y Mulongoy, 2006; IUCN, 2009.

*Cuadro 16. Los esquemas agroambientales:
la experiencia del Proyecto Paraná Biodiversidad
en Brasil (Erich Shaitza)*

De 2002 a 2008, el Estado de Paraná ejecutó un proyecto de conservación de la biodiversidad, con recursos propios y del Fondo Mundial para el Medio Ambiente, repasados a través del BIRD.¹ El proyecto incluía componentes de “Control y Protección”, “Capacitación” e “Incentivos a la Conservación de la Biodiversidad”, por parte de los agricultores. En total, fueron invertidos 20 millones de dólares, con el involucramiento de más de 100 técnicos y 10 mil agricultores.

La principal actividad del proyecto era introducir buenas prácticas de manejo en las propiedades rurales y restaurar áreas de preservación permanente, a lo largo de ríos y reservas legales,² reestableciendo la conectividad entre fragmentos de ecosistemas originales y áreas protegidas con relevancia ambiental. El área de acción del proyecto era de aproximadamente 2 millones de hectáreas, divididas en tres grandes corredores biológicos y abarcaba más de 50 mil propiedades rurales.

A pesar de que la ley determina que todas las propiedades deberían tener por lo menos 20% de forestas nativas, una buena parte de ellas poseía menos que eso, especialmente en las regiones noroeste y oeste del Estado de Paraná. En esas áreas, la matriz del paisaje rural estaba compuesta de agricultura intensiva y pecuaria, con pequeños fragmentos forestales aislados. La visión dominante entre los agricultores era que conservar forestas significaba perder área de producción y, por consiguiente, la renta para sus familias. Con eso, la misión del equipo de proyecto incluía incentivar a los agricultores para que restaurasen los bosques hasta los niveles exigidos por ley, en áreas exclusivamente de protección, a lo largo de ríos y bosques mixtos de protección-producción en 20% de sus propiedades. Restaurar el bosque no era el principal reto del proyecto, pues no habría restauración si no hubiese concordancia y participación de agricultores en el proceso.

Antes de cualquier inversión en restauración, el equipo de proyecto inició un proceso de planificación, en diferentes escalas y organización de agricultores. Fueron trabajadas tres escalas diferentes de planificación, siempre dentro de una óptica de mejoría continua y revisión constante de lo planeado. Primero, fueron definidas áreas prioritarias para la conservación dentro de cada uno de los corredores trabajados, subdividiéndolos en microcuencas de conexión, aquellas que ligaban unidades de conservación entre sí a fragmentos forestales significativos, en las cuales las inversiones

¹ Proyecto Paraná Biodiversidad - Donación TF051007-GEF (BIRD).

² En Brasil, todas las propiedades rurales son obligadas por ley a mantener bosques de protección en zonas ribereñas y laderas escarpadas. Estos bosques (Áreas de Protección Permanente), por definición legal, no pueden ser manejados para producción. Además, las propiedades deben mantener un porcentaje adicional de 20% (en el sur de Brasil) como reserva de vegetación natural que puede ser manejada de manera sustentable, pero no extraída totalmente.

en conservación y restauración debería concentrarse en microcuencas de amortiguación, sus vecinas, donde el esfuerzo principal sería el de promover una agricultura menos agresiva con el ambiente. Enseguida, se trabajó el planeamiento participativo de las microcuencas de conexión. En esa fase, los técnicos presentaban la estrategia del proyecto y discutían con la comunidad involucrada cuáles eran los problemas de la microcuenca y cuáles las oportunidades de conservación. Juntos, diseñaban planes de acción para la mejoría ambiental y económica. Con eso, en aquella cuenca quedaba claro dónde había necesidad de restaurar los bosques ribereños, dónde estaban los fragmentos de bosque más importantes, cuáles eran los procesos erosivos que estaban ocurriendo, si los agrotóxicos realmente presentaban un problema.

A partir de entonces, se invertía en recursos para atender los planes de acción. La decisión sobre inversiones en el proyecto era tomada de forma participativa, podrían ser en prácticas agrícolas o en restauración. No obstante, cuando las inversiones eran en agricultura, la restauración forestal era asumida por agricultores como contrapartida de sus actividades.

El planeamiento participativo de microcuencas no sólo buscaba involucrar a los agricultores, apuntaba también lugares importantes para promover la restauración. Primero, en áreas en conflicto de uso, donde se practicaba agricultura o pecuaria, sin que hubiese una vocación del suelo para tal. Segundo, siguiendo principios de la biología de conservación, aumentando el tamaño de fragmentos forestales y vinculándolos funcionalmente, ya sea por corredores, trampolines o aumentando la permeabilidad de la matriz agrícola.

Dos estrategias diferentes fueron adoptadas para la restauración forestal:

A lo largo de ríos, en bosques exclusivamente de protección, se priorizó el aislamiento de áreas y promoción de la regeneración natural, en áreas ocupadas para pastoreo, más agresivas, o en donde no había disponibilidad natural de semillas, fueron adoptados métodos de nucleación o realizada la reforestación.

En las áreas de reserva legal, de uso mixto de producción y conservación, se plantó *Eucalyptus* sp., como generadores de renta a corto plazo, mezclados con especies secundarias y clímax nativas de crecimiento más lento.

Se utilizó este tipo de estrategia porque los agricultores aceptaron restaurar márgenes de ríos exclusivamente para conservación, pero deseaban obtener alguna renta en las áreas de reserva legal (20% de la propiedad). El sistema con *Eucalyptus* sp. fue diseñado para que fuera quitado gradualmente, para que, a largo plazo, queden solamente las especies nativas plantadas. Fueron plantados 1 100 árboles de *Eucalyptus* sp. y 500 árboles nativos, plantados con espaciamiento de 2 x 3 m, en un hectárea, con previsión de raleo del *Eucalyptus* sp. a partir de 4 años y extracción total a los 20 años para producción de leña y madera para aserraderos.

En el caso del Proyecto Paraná Biodiversidad, sin un proceso de planificación, movilización social y un modelo de silvicultura que previese la generación de renta, no habría restauración ecológica de más de 5 mil ha, sino más bien la continuidad de actividades agrícolas, muchas veces poco sustentables o rentables.

8. LA INTEGRACIÓN DE LA POBLACIÓN LOCAL EN LAS ACTIVIDADES DE RESTAURACIÓN

Desde que el concepto de preservación ambiental fue discutido por primera vez, éste ha pasado por significativas transformaciones. A pesar de que la discusión actual es más madura e incluyente, los avances en la vertiente social, imprescindibles para el desarrollo del debate ambiental, aún son deficientes. De hecho, sobre todo en la mayor parte de las zonas tropicales, no se puede establecer cualquier debate ecológico sin absorber el inescapable prisma social.

Al mismo tiempo, en las zonas rurales de los países tropicales han ocurrido importantes cambios sociales en las últimas décadas. A pesar de que el trabajo rural continúa como el objetivo principal de la existencia campesina, su cultura se ha transformado en una forma híbrida (García-Canclini, 1989) debido a su mezcla o sustitución por los saberes occidentales naturalizados por la modernización (Lander, 2000). También la agricultura como actividad primaria y principal ha sido gradualmente desplazada en las zonas rurales por otras actividades ligadas o no al proceso agrícola, entre ellas las artesanías (García-Canclini, 1989), las agroindustrias y la prestación de servicios a los residentes de las ciudades (Linck, 2001).

Por otra parte, el patrón de expansión de las ciudades se asocia a la vez con tendencias de dispersión en donde se incorporan pequeños poblados y periferias rurales dentro de un amplio y complejo sistema metropolitano. La mayoría de estos espacios periurbanos tienen un perfil agroambiental y económico distintivo basado en la agricultura. En este sentido, es importante investigar la variedad de cambios en el manejo y uso del suelo en estos paisajes rurales para precisar qué

aspectos de la dinámica ambiental, productiva y social han sido afectados (Nagendra *et al.*, 2004).

Por tanto, existe un importante reto cuando se trabaja con comunidades rurales, que es el de desarrollar innovaciones tecnológicas que sean apropiadas para los actuales agricultores y sus familiares, que en su mayoría están empobrecidos y manejando ecosistemas frágiles y muchas veces en proceso de degradación, y lograr que estas tecnologías ayuden a los campesinos a aplicar sus propias habilidades y conocimientos para fortalecer su capacidad de construir comunidades ambiental y económicamente productivas.

8.1 La restauración ecocultural

La restauración ecocultural está asociada a un contexto especial, pero nada raro en varios países tropicales. Rogers-Martínez (1992) distinguió la restauración ecocultural de la ecológica por su enfoque adicional en las especies de importancia cultural, al mismo tiempo que toma en cuenta las comunidades no-culturales. Para este autor, la necesidad de integrar los enfoques humano y natural empezó como un paso más en la ejecución del proyecto intertribal del parque Sinkyone en el norte de California. Esta región ha estado habitada desde hace milenios por los pueblos nativos cuyas vidas siempre estuvieron directamente involucradas con los ecosistemas naturales. Los resultados del colonialismo en este caso fueron devastadores, tanto para los ecosistemas como para los seres humanos.

El reto en la restauración de esta región fue el de asegurar, además de la salud ecológica del ecosistema, la sostenibilidad en las actividades económicas y la renovación de las prácticas culturales. Según Rogers-Martínez (1992), el proyecto Sinkyone ofreció un modelo para la restauración a una escala más amplia, que internalizó lo cultural, lo político, lo económico, lo estético, lo histórico y lo ético en prácticas que antes eran consideradas externas y contrarias al principal objetivo del trabajo de restauración ecológica.

Para asegurar una restauración ecocultural, los pueblos indígenas involucrados debieron trabajar en paridad con los científicos, fue imprescindible que existiera también una confianza mutua y respeto de los protocolos éticos indígenas, la propiedad intelectual y el conocimiento. Para los pueblos indígenas, la ciencia occidental sirvió como una herramienta cuantitativa útil cuando necesitaron utilizar un lenguaje cultural común para la comunicación intercultural (Rogers-Martínez, 1992).

8.2 El paradigma de la participación social en la conservación y restauración de ecosistemas

El concepto de participación ha sido utilizado para diferentes propósitos y para diferentes grupos sociales, pero ha tomado importancia a partir de la década de los setenta, cuando emergió un gran desencanto con los grandes programas de arriba hacia abajo (Pretty y Shah, 1994). Algunos estudiosos del tema atribuyeron incluso el fracaso de algunos proyectos de desarrollo a la ausencia de participación de la población local (Rahnema, 1996).

Más recientemente, la inclusión de la visión de los afectados por los proyectos de desarrollo se ha visto no sólo como una tarea a ser realizada con el fin de reducir el fracaso del proyecto, sino además como una necesidad por razones éticas. También existe la urgencia en promover el empoderamiento de las comunidades en la toma de decisiones en todo aquello que afecta sus intereses (Slocum y Thomas-Slatyer, 1995).

En el campo de la conservación, solamente en los últimos 15 años fue cuando se empezó a tomar en cuenta la participación de comunidades en los proyectos (Pimbert y Pretty, 1995). Esta participación fue muchas veces impulsada por la sociedad civil organizada (Ceccon y Flores-Rojas, 2012). Este nuevo paradigma de la conservación reconoce la histórica importancia de la población local para contribuir en la conservación y cómo la participación puede contribuir para llegar a buenas decisiones en el área ambiental.

Los defensores de la participación argumentan que la participación social ofrece la posibilidad de mejorar la calidad de la toma de decisiones, conducir a una mejor política y aumentar la probabilidad de que la aplicación de políticas sea más legítima, eficaz, eficiente y sostenible (Wells y Brandon, 1992; Alcorn, 1995; Holmes y Scoones, 2000). Ballantyne (1995) incluso argumenta que debido al hecho de la toma de decisiones ambientales se refiere esencialmente una negociación entre los usos y usuarios, los procesos participativos tienen el potencial de fortalecer la percepción de legitimidad de las decisiones políticas y facilitar la implementación de estas políticas.

Al mismo tiempo, algunos autores resaltan que los pobladores locales tienen mucho conocimiento sobre su entorno, que se fundamenta en intervenir de manera activa en los procesos que cambian dichos entornos (Gómez-Pompa, 1987; Alcorn, 1994; Lynch y Talbot, 1995). Este conocimiento, así como sus creencias y valores de conservación, puede ser fundamental para la gestión de recursos a nivel local (Lynch y Alcorn, 1994; Stevens, 1997). Al mismo tiempo, la aplicación de los conocimientos basados en la experiencia cercana de los pobladores

con las condiciones ecológicas locales también puede enriquecer la investigación científica y servir como fuente potencial de nuevos productos.

Este nuevo paradigma de participación define como una buena decisión ambiental aquella que logra un medio ambiente sustentable en un proceso justo y participativo. Aunque sustentabilidad es todavía un concepto complejo y controvertido, sin una definición funcional, Pimbert y Pretty (1995) consideran que la sostenibilidad ambiental consiste en actividades que no dañan, degradan o amenazan a largo plazo la viabilidad de los sistemas ecológicos. En este enfoque, las personas son vistas como una parte integral del ecosistema, por tanto, el bienestar de uno está ligado al bienestar del otro.

Además de la sostenibilidad ambiental, el enfoque participativo no sólo hace hincapié en la importancia de la participación local, sino que también enfatiza la importancia de la equidad en el proceso de una buena toma de decisión ambiental (Webler y Renn, 1995). Por tanto, la participación directa de los ciudadanos y de las partes interesadas en general, la transparencia y la verificabilidad en la toma de decisiones, son elementos clave identificados para contribuir a la equidad y el éxito del proceso (Holmes y Scoones, 2000).

8.2.1 Algunos modelos y lecciones aprendidas en proyectos ambientales participativos

Existen algunos modelos analíticos para incrementar la interacción entre la lógica campesina y los saberes locales en la construcción de un paradigma ambiental socialmente sustentable (Barkin, 1998; Toledo y Batra, 2000; Leff, 2006). Los elementos comunes encontrados en estos modelos y que pueden ser considerados importantes en un proceso de participación social en zonas rurales, son:

- el ejercicio de la participación en la toma de decisiones;
- el respeto al conocimiento ancestral de los pobladores locales;
- el respeto a la organización comunitaria y su autonomía;
- la delimitación de un territorio, que se asume como espacio geográfico, social, cultural y económico de complejas interrelaciones entre el campo y la ciudad.

En síntesis, lo que buscan estos modelos es el desarrollo del bienestar y la eficiencia en el consumo de recursos naturales (sustentabilidad) en lugar de priorizar el crecimiento económico, además de aplicar la innovación en pro de

mejorar las condiciones de vida de los campesinos, pero insertado en un diálogo de saberes.

En lo que se refiere específicamente a las cuestiones ambientales, se ha considerado que la participación social, en este caso, se entiende como el involucramiento de la población local en la generación de conocimiento y que éste debe ser un proceso organizado y sistemático en el que los participantes se sientan fortalecidos (Reyes-Ruiz, 2006). Por tanto, la participación no debe incluir a toda la comunidad, sino a algunas personas que puedan integrarse al grupo de trabajo, en el que se incluyan también los académicos. El nivel de involucramiento de los participantes puede variar desde la transmisión de información hasta un nivel de participación donde la comunidad es capaz de conducir por sí misma el proyecto, con el apoyo –pero no con la conducción– de los académicos (Reyes- Ruiz, 2006).

Por otra parte, existen posibles equivocaciones que pueden ocurrir en la realización de la investigación participativa, que deben ser tomadas en cuenta cuando se piensa en emprender tales modelos (Demo, 1994 citado por Reyes-Ruiz, 2006):

- Relegar el objetivo central de crear conocimiento a un segundo plano y dedicarse al activismo social.
- Con la justificación de que los actores sociales involucrados tienen formas distintas de producir conocimiento, realizan la investigación de manera desorganizada y, como consecuencia, pierden el rigor científico.
- Sobredimensionar el conocimiento de las comunidades, sin reconocer las limitaciones provenientes de métodos empíricos.

En una experiencia comunitaria de restauración, realizada en Michoacán, México, se encontró que una de las limitaciones para implementar proyectos de restauración participativos es que los diversos actores que deben involucrarse (propietarios, especialistas, funcionarios públicos, entre otros) no siempre comparten una visión común sobre lo que significa la restauración ecológica. Sus diferentes motivaciones están relacionadas con la visión de la naturaleza que cada grupo posee. Estas visiones de la naturaleza, al ser parte de la cultura, están a la vez influenciadas por su escala de valores (Lindig-Cisneros, 2011). En otra experiencia en el estado de Hidalgo, en México, donde se utilizaron enfoques participativos para la restauración ecológica, se encontró que estos enfoques permitieron mejorar la comprensión de las comunidades rurales hacia los ecosistemas forestales degradados (cuadro 17).

Cuadro 17. Restauración ecológica con un enfoque participativo: el caso del estado de Hidalgo, México

El proyecto empezó en 2004 con la búsqueda de una efectiva participación social en las actividades de restauración. Los principales actores involucrados fueron el Centro de Investigación Forestal (CIF) de la Universidad Nacional del Estado de Hidalgo (UAEH), las autoridades municipales y las comunidades indígenas y mestizas del Valle de Tulancingo y Sierra Otomí-Tepehua. El trabajo de campo se inició mediante la realización de talleres regionales con las comunidades. La identificación de informantes clave y grupos focales implicó una serie de entrevistas y reuniones. A partir de este proceso, cuatro importantes grupos de trabajo emergieron como actores principales: los representantes de los gobiernos federal y estatal, los representantes municipales, los campesinos y la Asociación de Técnicos de Servicio Forestal del Centro de Investigación Forestal de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Los grupos de trabajo identificaron las principales causas de la degradación de los ecosistemas como el sistema de roza y quema, el pastoreo excesivo, la tala ilegal, los incendios forestales, las extracciones de carbón, la minería a cielo abierto, el desempleo, las plagas y enfermedades en los bosques, y la falta de planes de manejo forestal. En la región, la mayoría de las áreas degradadas sufren debido a una combinación de estas causas, aunque la tala ilegal parece ser la amenaza más común. Los resultados de esta degradación ecológica fueron la erosión del suelo, el cambio climático y la pérdida de la biodiversidad y de la funcionalidad de los cuerpos de agua.

También emergió de los grupos de trabajo una lista de obstáculos para realizar los objetivos de la restauración ecológica, como la falta de organización comunitaria y el desinterés de las autoridades locales (citados como dos de los problemas principales). Los actores consideraron necesaria la creación de una cultura de valoración y manejo sustentable de los bosques para realizar la restauración. Sin embargo, el alto nivel de desempleo continúa como un gran obstáculo para la restauración, porque los pobladores necesitan buscar oportunidades económicas a través de la explotación de los bosques. Las comunidades emplearon varios métodos para iniciar la restauración forestal:

- Se usaron los terrenos públicos y privados, aunque solamente las municipalidades locales decidieron construir invernaderos para la producción de plántulas.
- Fueron tomadas medidas de prevención contra la tala ilegal y los incendios a través de la creación de sistemas de observación y presentación de informes.
- Se estableció un programa de recolección de semillas para los invernaderos en cooperación con los campesinos, a fin de obtener semillas de especies de alto valor económico, como el cedro (*Cedrela odorata*) y la nuez (*Juglans mollis*).

- Colaboradores del proyecto fueron capacitados en técnicas de invernadero para que más tarde capacitaran a los miembros de las comunidades.
- Colaboradores del proyecto ayudaron a los campesinos a identificar áreas importantes de regeneración natural.

Se concluyó que los enfoques participativos para la restauración ecológica permitieron una mejor comprensión de la relación entre las comunidades rurales y los ecosistemas forestales degradados. La integración de los programas de restauración con las autoridades municipales fue complejo debido a la falta de un plan oficial de manejo de los bosques locales. Sin embargo, el reconocimiento de los recursos naturales locales por los miembros de la comunidad, los ha llevado a interesarse por la conservación de estos recursos para las generaciones futuras. Los investigadores deben, por tanto, considerar la participación comunitaria en la restauración de los ecosistemas forestales para aumentar las posibilidades de éxito (extraído de Meister y Montagnini, 2006).

De la experiencia anterior se concluye que hace falta una “construcción social” de la restauración ecológica que sea compatible con las visiones de la naturaleza de grupos que, en muchas regiones del mundo, pertenecen a tradiciones culturales diferentes. En este sentido, Jordan (2000) opina que existe la visión equivocada de que la restauración ecológica debe solamente restaurar a la naturaleza por sí misma. También reflexiona acerca de que en el proceso debe ser restaurada una parte importante de la relación humana con la naturaleza no-humana.

Por tanto, para realizar la restauración de forma participativa, es necesario aterrizar un conjunto de preguntas prácticas cuyas respuestas pueden servir como guía para planear el alcance de la restauración y sus objetivos inmediatos y revertir los cambios en los bosques que afectan el bienestar de las poblaciones locales. Obviamente que las respuestas deben ser obtenidas en un contexto participativo. Las preguntas propuestas pueden ser las siguientes (Byron y Arnold, 1999):

1. ¿Cuál es la frecuencia o el tiempo de uso de los productos de los bosques y en qué medida el trabajo del hogar es asignado a estas actividades?
2. ¿Cuál es el papel de los productos forestales en la subsistencia del hogar?
3. ¿Cuál es el impacto de la reducción del acceso a los bosques?
4. ¿El bosque sirve para el amortiguamiento económico y ecológico para sus usuarios, o existen alternativas, como árboles fuera de los bosques o existen fuentes no arbóreas que pueden suplir los insumos e ingresos necesarios?
5. ¿Cuál es la probable importancia en un futuro de los productos de los bosques?

6. ¿Los usuarios se enfrentan a un crecimiento o un declive en la demanda de productos forestales, o existe un potencial para la ampliación o disminución de la participación en la producción y el comercio de productos forestales?

Al mismo tiempo, deben ser generados ciertos mecanismos para que la restauración se vuelva más atractiva a los propietarios de tierras. Para esto es necesario desarrollar marcos institucionales, jurídicos y políticos adecuados, así como proporcionar la tenencia segura de la tierra, la eliminación de ciertos incentivos que favorecen la deforestación y la degradación de los bosques, facilitar la comercialización de productos forestales y proporcionar incentivos financieros atractivos (Lamb *et al.*, 2005; Miranda *et al.*, 2012).

Por tanto, debido a su fuerte conexión humana, la restauración debe involucrar a los pobladores locales en todos sus estadios e incluso buscar caminos para prevenir la degradación en el futuro, y elaborar nuevas formas de sistematización del conocimiento más allá del sistema disciplinarista, estrechando la vinculación entre las ciencias sociales y ambientales (cuadro 18, Ceccon y Cetto, 2003).

Cuadro 18. Los valores culturales como objetivo en la restauración del paisaje: un proceso participativo

Si los valores culturales van a ser parte de los objetivos en la restauración de los bosques en un paisaje, es necesario establecer un proceso participativo que puede incluir los siguientes pasos:

- Documentar los conocimientos tradicionales con la población local para identificar los factores culturales determinantes de la restauración y de las funciones del bosque en un paisaje.
- Junto con la población local, identificar el actual estado de los valores culturales.
- A través de grupos de discusión, debates y otras herramientas de participación vigentes en el país, enlistar los vínculos entre los valores culturales y otras funciones del bosque que haga necesario protegerlos y restaurarlos.
- Junto con las partes interesadas, establecer objetivos para la protección y restauración de los valores culturales identificados.
- Desarrollar enfoques adaptados localmente, como agroforestería rica en biodiversidad, para restaurar los valores culturales y otros valores forestales en el paisaje.
- Promover el conocimiento tradicional en el área local a través de las escuelas locales y otros foros cívicos locales (extraído de Joseph y Mansourian, 2007).

8.3 Estrategias de restauración que facilitan la participación social: la agroforestería y la agroecología

En las zonas tropicales cuesta mucho convertir la conservación en realidad, ya que los problemas económico-sociales como la pobreza rural, la desigualdad, las demandas de un mercado que no reconoce criterios de sustentabilidad y la ilegalidad, entre otros elementos, contribuyen a la elevada tasa de desaparición de los ecosistemas naturales.

De este modo, las acciones orientadas a la restauración de sitios degradados en gran parte de las zonas rurales tropicales deben tratar de encontrar la manera de conciliar la necesidad de mantener los arreglos naturales del paisaje para garantizar los procesos ecológicos intrínsecos de éstos, con las necesidades humanas que conllevan a la extracción de los recursos naturales y con los servicios ambientales que los ecosistemas deben ofrecer a estas poblaciones (Pinilla y Ceccon, 2008).

Por tanto, es necesario, primero, desarrollar alternativas que viabilicen económicamente la restauración asegurando su sostenibilidad ecológica y económica. En este contexto, la restauración busca beneficios para la población local y utiliza técnicas aceptables y realizables por los campesinos, por lo que puede ser considerada la opción más viable, sobre todo para regiones tropicales, por su potencial para aumentar el nivel de sustentabilidad en el uso de la tierra, en lo que se refiere a aspectos agronómicos, sociales, económicos y ecológicos (Fernandes y Serrão, 1992; Serrão y Homma, 1993; Weidelt, 1993). La mayor similitud de estos sistemas productivos con los sistemas naturales, su mayor biodiversidad y aceleración del proceso sucesional, pueden contribuir para la restauración, así como la producción diversificada y escalonada garantizarán una renta que incentive la toma de decisiones por parte de los pobladores locales.

Los niveles de complejidad de los diseños varían desde las estrategias agroforestales más simples (asociación de dos especies, una agrícola y otra forestal) hasta sistemas más complejos, como los ecosistemas agroforestales asociados a manejos agroecológicos con dinámica y diversidad semejantes a los ecosistemas naturales (Vieira *et al.*, 2009). Estos sistemas pueden ser empleados como estrategia metodológica de restauración y sus costos se reducen a través de la producción de productos agrícolas y/o forestales que compensan los gastos iniciales. Como ejemplo citamos la restauración de la permeabilidad de fragmentos forestales o de bosques ribereños, que llegan a presentar una mayor viabilidad

económica si en los primeros años se asocia a los árboles con cultivos agrícolas (Viana *et al.*, 1997).

Otro aspecto importante dentro del enfoque agroecológico, como ya fue dicho anteriormente, es garantizar la participación del agricultor en un mejor desarrollo del proceso productivo al aplicar su conocimiento ancestral. Los sistemas tradicionales de cultivo comúnmente presentan un alto grado de diversidad de especies vegetales en forma de policultivos y/o modelos agroforestales (Gliessman, 1998) y son estrategias que reducen al mínimo los riesgos mediante la plantación de varias especies de plantas y variedades de cultivos al estabilizar los rendimientos a largo plazo, promover la diversidad en la dieta y optimizar la rentabilidad, incluso con bajos niveles de tecnología y recursos limitados (Harwood, 1979).

Es importante resaltar que la agroecología es reconocida como un medio de mejorar la capacidad de recuperación y la sostenibilidad de los sistemas alimentarios y cuenta más recientemente con el respaldo de un gran número de investigadores (Wezel *et al.*, 2009), de organismos y organizaciones internacionales como la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), el PNUMA (Altieri y Nicholls, 2005) y Biodiversidad Internacional (SARD, 2007). En algunos países como Estados Unidos, Brasil, Alemania y Francia, la agroecología ya ocupa un espacio relevante tanto en la ciencia como en el desarrollo (Wezel *et al.*, 2009).



Cerca viva de *Tectona grandis* cerca de Rishikesh, India (foto izquierda). Huerto mixto en la Isla de Bali, Indonesia (foto derecha). Fotos: Eliane Ceccon.

8.3.1 La agroecología

Al mismo tiempo que la agroecología es una ciencia, es también un conjunto de prácticas en que convergen tanto la agronomía como la ecología. Altieri (2007) define la agroecología como la “aplicación de la ciencia ecológica al estudio,

el diseño y la gestión de agroecosistemas sostenibles”. En lo que se refiere a las prácticas agrícolas, lo que se busca es mejorar los sistemas de explotación agrícola imitando los procesos naturales, creando sinergias e interacciones biológicas favorables entre los diversos componentes del agroecosistema.

En la agroecología, las estrategias de diversificación de cultivos deben complementarse con aplicaciones regulares de abonos orgánicos (residuos de cosechas, estiércol de animales y composta) para mantener o mejorar la calidad del suelo y la productividad. Hoy día ya se tiene mucho conocimiento sobre los beneficios del uso de múltiples especies en rotaciones, cultivos de cobertura, sistemas agroforestales y cultivos intercalados (Francis, 1986). Menos conocidos son los efectos multifuncionales de los abonos orgánicos más allá de los efectos documentados, como la mejoría en la estructura del suelo y el contenido de nutrientes.

Como ejemplo, se ha encontrado que los abonos orgánicos pueden también servir como fuente de sustancias estimulantes del crecimiento como el ácido indol-3-acético y ácidos húmicos y fúlvicos. Los efectos beneficiosos de los ácidos húmicos en el crecimiento de las plantas están mediados por una serie de mecanismos similares a aquellos derivados de la aplicación directa de los reguladores del crecimiento vegetal (Magdoff y Van Es, 2000).

En lo que se refiere a la integración de la población local, la agroecología no existe de manera aislada, ya que es una ciencia integradora, que añade conocimientos de otras ciencias, además de agregar los saberes populares y tradicionales oriundos de las experiencias de agricultores familiares de comunidades indígenas y campesinas (Caporal y Caporal, 2011).



Sistema agroecológico/agroforestal de *Acacia cochliacantha* (inoculada con *Sinorhizobium americanum*) asociada con maíz fertilizado en parte con *Azospirillum brasilense* (bacteria de vida libre que fija nitrógeno), implantado de manera tradicional, en Cuentepec, Morelos, México (Fotos: Ricardo Vázquez-Perales).

8.3.1.1. Algunas técnicas agroecológicas conocidas

ASOCIACIÓN Y ROTACIÓN DE CULTIVOS

La asociación de cultivos es una práctica que consiste en sembrar dos o más especies en el mismo terreno para beneficio mutuo. Se ha demostrado que la combinación tradicional de maíz-leguminosas presenta un rendimiento superior al rendimiento del monocultivo de maíz (Vandermeer, 1981). En la rotación de cultivos se trata de ocupar la tierra con cultivos diferentes que se van sucediendo en el tiempo con la finalidad de mantener la fertilidad del suelo y controlar las plagas (Altieri, 1983; Vázquez *et al.*, 1995).

LA VARIABILIDAD GENÉTICA DE LAS SEMILLAS

Hoy en día, el rendimiento de las semillas hibridizadas no es el esperado y se depende de dosis de fertilizantes cada vez más altas para su desarrollo satisfactorio. Estas semillas mejoradas y su paquete tecnológico (conocido como revolución verde) han hecho que desaparezcan las semillas autóctonas y que ocurra una fuerte erosión genética* y una mayor cantidad de plagas y enfermedades (Ceccon, 2008a). Por tanto, la agroecología constata la necesidad de crear un banco de semillas ecológicas en las comunidades locales (*in situ*) y no depender de la producción que proviene de los laboratorios con sus respectivos paquetes tecnológicos, que son muchas veces impagables para los campesinos.

MANEJO INTEGRADO DE PLAGAS Y ENFERMEDADES

Son sistemas que permiten reducir la reincidencia de plagas y enfermedades en los cultivos. Un principio fundamental de la agroecología es el de crear las condiciones de un suelo sano para obtener una planta sana. Si la planta mantiene esta resistencia durante su desarrollo y crece en un agroecosistema equilibrado, ésta será menos atacada por insectos, plagas y enfermedades. Para garantizar esta sanidad, es importante verificar los siguientes puntos (Núñez, 2000):

- Elección del lugar, revisión de las condiciones agroecológicas de producción e historia productiva del sitio.
- Manejo ecológico del suelo: hacer sustentable la relación suelo-planta.

- Utilización de abonos orgánicos, uso de materia prima no contaminada.
- Asociación y rotación de cultivos para tratar de disminuir los ataques de plagas y de otras enfermedades.
- Elección de cultivos para conocer y estudiar los ciclos vegetativos de los cultivos de la zona, los mejorados y los introducidos.

También se recomiendan algunos métodos cuando los cultivos ya están atacados por las plagas, como la aplicación del extracto de algunas plantas con propiedades insecticidas o fungicidas y bajos niveles residuales. Entre los más conocidos están el neen (*Azadirachta indica*), tabaco (*Nicotiana tabacum*, L.) y guamo (*Brugmansia* sp.). Otra manera es poner trampas atrayentes (de luz y color amarillo), repelentes, esterilizantes, de alimentos y de feromonas. Altas temperaturas también son utilizadas para eliminar algunos tipos de plagas, la esterilización del suelo con vapor de agua entre 10-20 mm sirve para eliminar organismos como el *Fusarium* (70°C), el virus del mosaico del tabaco (90°C) y también insectos que viven en el suelo, como el gusano cortador (50°C). Otro método térmico es el uso de flameadores de gas, pues desinfectan el suelo y controlan las malezas (Núñez, 2000).

Otra herramienta muy importante de la agroecología es el control biológico, que fue originalmente definido en los años sesenta como “la acción de parásitos, depredadores o patógenos que mantienen poblaciones de otros organismos a un nivel más bajo de lo que pudiera ocurrir en su ausencia” (DeBach, 1964). Lo que más distingue el control biológico de otras formas de control de plagas, es que este método recurre a la denso-dependencia como eje principal, esto es, los enemigos naturales se incrementan en intensidad y destruyen una gran porción de la población de plagas cuando la densidad de esta población se incrementa y viceversa (DeBach y Rosen, 1991). Por tanto, el control biológico es el uso de parasitoides, depredadores, patógenos, antagonistas y poblaciones competidoras para suprimir una población de plagas, reduciéndola y, por tanto, volviéndola menos dañina (Van Driesche y Bellows, 1996). En el control biológico clásico, los enemigos naturales son importados de una región a otra con el propósito de suprimir una plaga de origen exótico. La eficacia aumenta con la liberación de individuos criados en insectario (Ehler, 1990).

EL CONTROL DE MALEZAS

Las malezas pueden ser de utilidad en la agroecología porque, entre otras cosas, al cubrir el suelo proporcionan rápida protección tanto al suelo como a los

microorganismos y llegan a controlar la erosión al aportar materia orgánica y reciclar nutrientes (Kolsman y Vásquez, 1996). Cuando las malezas compiten con los cultivos por agua, luz solar, nutrientes del suelo y dióxido de carbono, y afectan su rendimiento, el control puede ser realizado por el uso de abonos verdes y cultivos de cobertura, control manual (áreas pequeñas) o aplicación de calor (agua caliente o fuego con mechero) (Núñez, 2000).

8.3.2 *La agroforestería*

La agroforestería involucra una reconceptualización de las prácticas productivas, una manera distinta de gestionar los sistemas de producción, que en lugar de maximizar la productividad de un único elemento del sistema y privilegiar un estilo de producción homogéneo, promueve la optimización de la producción al subrayar la sostenibilidad ambiental, lo que aumenta la redituabilidad económica, a través de la diversidad productiva y el fortalecimiento de la participación social en los procesos productivos, también defiende la diversidad cultural de los sistemas actualmente existentes (Somarriba, 1992, entre otros).

En la agroforestería, las especies arbóreas hacen un enlace entre una fase de la sucesión y sostienen a las especies agrícolas asociadas, suministrándoles fertilizantes naturales, a través de la fijación de nitrógeno, materia orgánica y facilitan la absorción de fósforo. Además, se pueden potenciar los efectos positivos de los árboles por medio de la poda y así obtener leña para el hogar, o forraje para los animales (Ibrahim y Camargo, 2001) (capítulo 6.1.5.1).

EL EFECTO DE LA AGROFORESTERÍA EN EL SUELO

Algunos sistemas agroforestales pueden mejorar la fertilidad del suelo debido principalmente a una mayor producción de fitomasa. Varios estudios han demostrado los efectos de estos sistemas en la fertilidad del suelo. Parámetros tales como C orgánico, N total, P disponible, aumentan significativamente en un rango de condiciones de clima y suelo. Sin embargo, la magnitud de estos efectos cambia según las especies y el manejo (Lal, 1989; Kang y Ghuman, 1991; Kang, 1997, entre otros).

EL PAPEL DE LA AGROFORESTERÍA EN LA DIVERSIDAD DE ESPECIES

El incremento de diversidad y la generación de fitomasa dentro del propio sistema pueden consistir en puntos determinantes en la recuperación de un área degradada, ya que el flujo de agua que pasa por el mantillo es un importante mecanismo de transferencia de nutrientes hacia el suelo. El mantillo, a la vez, es descompuesto y se vuelve disponible para ser reabsorbido por la raíces. La introducción de una mezcla de especies forestales nativas puede ser más eficiente que un monocultivo, ya que aumenta la eficiencia en el ciclaje de nutrientes (Montagnini *et al.*, 1994; Gama-Rodrigues *et al.*, 1997; capítulo 6.1.5.1). Diferentes especies, con variadas estrategias y comportamientos fenológicos, proporcionan además una disipación de los inóculos de enfermedades y focos de plagas, lo que reduce los problemas fitosanitarios.

A lo largo de los años, muchos ecologistas han llevado a cabo experimentos para probar la teoría de que la disminución de la diversidad de plantas en los agroecosistemas conduce a una mayor abundancia de insectos herbívoros (Risch *et al.* 1983; Altieri, 1992; Altieri, 1994). Muchos de estos experimentos han demostrado que la mezcla de ciertas especies de plantas que son atacadas por un determinado herbívoro especializado, da un resultado bastante consistente. Herbívoros especializados generalmente presentan mayor abundancia en monocultivos que en los sistemas de cultivos diversificados (Altieri, 1994).

Para confirmar la importancia de la diversidad, Risch *et al.* (1983) documentaron 150 estudios publicados sobre los efectos de la diversificación de los agroecosistemas en la abundancia de plagas de insectos. Cerca de 198 especies de herbívoros fueron examinadas en estos estudios y se encontró que 53% de las especies fue menos abundante en el sistema más diversificado, 18% fue más abundante en el sistema diversificado, 9% no mostró ninguna diferencia y 20% mostró una respuesta variable.

EL PAPEL DE LA AGROFORESTERÍA EN LOS FLUJOS DE AGUA

En lo que se refiere a la cantidad y calidad del agua, los árboles en los sistemas agroforestales influyen en el ciclo hidrológico al incrementar la intercepción de la lluvia, y al modificar la transpiración y retención del agua en el suelo, lo que disminuye la escorrentía e incrementa la infiltración (Ceccon, 2003), previniendo la pérdida de nutrientes por lixiviación, ya que pueden reciclar los nutrientes

en forma conservadora (Imbach *et al.*, 1989), reduciendo así la contaminación de las aguas freáticas por nitratos u otras sustancias dañinas para el medio ambiente (Cecon, 2003). En Costa Rica, las pérdidas de nitratos por lixiviación fueron más altas en plantaciones de café sin árboles asociados que en cafetales con árboles de sombra (Babbar y Zak, 1995). Por tanto, las microcuencas con buena cobertura del suelo (forestal o de agroforestal) producen agua de alta calidad (Stadtmüller, 1994, en Beer *et al.*, 2003).

LAS LIMITACIONES DE LA AGROFORESTERÍA

Además de los beneficios anteriores, los sistemas agroforestales ayudan a aumentar la sustentabilidad de los medios de subsistencia que deben apoyarse en muchas dimensiones: ambiental, social, económica e institucional. Sin embargo, estos sistemas tienen ciertas limitaciones para ser adoptados por los agricultores, pues muchas veces, en su implantación, algunos de éstos requieren inversiones sustanciales, que la mayoría de los pequeños agricultores no poseen. Al mismo tiempo, por involucrar el componente árbol, algunos sistemas tardan algunos años en generar ganancias.

La agroforestería es un sistema más complejo de uso de la tierra y por esto exige un mayor conocimiento. Por tanto, educación y extensión son indispensables cuando se desea su implantación. En algunos sistemas, es difícil y algunas veces imposible aplicar la mecanización (OTS/CATIE, 1986). A pesar de estas limitaciones, se ha encontrado que algunos agricultores en Brasil presentaron una gran receptividad a la aplicación de sistemas agroforestales desde que fueron insertados en un programa de entrenamiento, con un financiamiento previo (Cecon, 1999). Por tanto, es necesario que las agencias gubernamentales y las autoridades de manejo y captación de recursos, primero reconozcan si es aceptable para los campesinos de la zona realizar la restauración, tanto para la conservación como para obtener beneficios tangibles. Al mismo tiempo, para establecer formas de financiamiento, es necesario dibujar una separación clara entre los bosques que posiblemente se usen para la producción y aquellos con fines exclusivos para la conservación. Sin embargo, hay que reconocer que también existen muchas sinergias potenciales como el uso de madera del desbaste ecológico, de madera muerta y de las aperturas de pequeños claros con fines de aumentar la diversidad, por ejemplo.

8.3.2.1 Algunas técnicas agroforestales conocidas

EL CULTIVO EN CALLEJONES

El cultivo en callejones es la siembra de cultivos anuales en los espacios o callejones entre las líneas de los árboles. Generalmente son de crecimiento rápido y fijadores de nitrógeno, proveen biomasa que surte de nutrientes a los cultivos y suprime el crecimiento de las malezas (Kang y Wilson, 1987). Se podan a intervalos regulares para evitar competencia con los cultivos. El sistema presenta la asociación simultánea de barbecho mejorado y cultivo en el mismo terreno (figura 9). Los mayores beneficios de este sistema en términos productivos son un mejor desarrollo del cultivo, debido a la adición de nutrientes y materia orgánica al sistema suelo-planta, una reducción del uso de fertilizantes químicos y una mejora en la naturaleza física del suelo. Al mismo tiempo, la presencia de árboles y arbustos contribuye para el ciclaje de nutrientes, obstaculiza la reducción de los nutrientes en el suelo, estimula el aumento de actividad de la fauna del suelo, controla la erosión e incrementa la fertilidad natural del suelo (Kang, 1997).

LAS CERCAS VIVAS Y CORTINAS ROMPEVIENTOS

La siembra de leñosas perennes como postes para la delimitación de potreros o propiedades (cercas vivas) es una práctica tradicional en América tropical (Ivory, 1990). En los últimos años, el sistema de cercas vivas ha tomado mayor relevancia económica y ecológica, ya que su establecimiento significa un ahorro de 54% con respecto al costo de las cercas convencionales (Holmann *et al.*, 1992) y constituye una forma de reducir la presión sobre el bosque para la obtención de postes y leña, además, representa una forma de introducir árboles en los potreros (técnicas de nucleación; capítulo 7.1.2).

Por otra parte, las cortinas rompevientos son cualquier tipo de barrera para proteger del viento y están asociadas con barreras vivas de diferentes especies. Los daños producidos por el viento se manifiestan sobre la producción agrícola, principalmente en fruticultura y horticultura, y en la ganadería, sobre todo en zonas altas del trópico. Los beneficios de la implementación de cortinas rompevientos no sólo se hacen sentir en la reducción de los daños producidos por el viento, sino que además generan un microclima propicio para el desarrollo vegetal. Harvey *et al.* (1998) encontraron que la siembra de cortinas rompevientos (ej.: *Cupressus lusitanica*) se asocia con un aumento en la producción de leche y una reducción de la mortalidad de terneras en las zonas altas de Costa Rica.

Figura 9. Diseño esquemático de un sistema de cultivo en callejones en sus diversas fases



Fuente: ors/CATIE, 1986.



Sistema de cultivo en callejones de *Glicidia sepium* con maíz en el CATIE en Turrialba, Costa Rica. En la foto de la izquierda las ramas y hojas de la *G. sepium* fueron podadas y tiradas al suelo. En la foto de la derecha, después de ocho meses, la *G. sepium* ya rebrotó y el maíz plantado en los callejones fue cosechado. Foto: Eliane Ceccon.

Como ya se dijo anteriormente, tanto los cercos vivos como las cortinas rompevientos pueden tener funciones de biocorredores, importantes en paisajes agrícolas caracterizados por ecosistemas fragmentados (capítulo 8). La conexión de diferentes fragmentos de bosque en forma de corredor influye sobre el movimiento de los animales y la dispersión de las plantas (Burel, 1996). En Monteverde, Costa Rica, 25% de las 400 especies de aves estimadas de la región encontró su hábitat adecuado en las cortinas rompevientos ubicadas en pastos *Cynodon lemfuensis* usados para la producción lechera. Las 89 aves (de diferentes especies) usaron las cortinas como hábitat y fungieron como los vectores más importantes para la diseminación de las semillas de estas especies, especialmente cuando la cortina estaba conectada con el bosque (Harvey *et al.*, 1998). En Nicaragua se encontraron más de 160 especies entre pájaros, murciélagos, escarabajos y mariposas que visitaron los cercos vivos (Harvey *et al.*, 2005). Estos sistemas silvopastoriles proveen un apoyo potencial considerable para la conservación de especies forestales dentro de este paisaje agrícola (Harvey y Faber, 1999; Harvey, 2000).



Cerca viva de *Spondia purpurea* (foto izquierda) y de *Erythrina americana* (foto derecha) en Buena Vista del Monte, Morelos, México. Fotos: Eleonora Ramírez.

SISTEMA TAUNGYA

El nombre *Taungya* es originario de la palabra birmana *taung* (colina) y *ya* (cultivo), hace referencia a la práctica de introducir cultivos agrícolas junto con especies forestales usualmente en los 2 o 3 primeros años del establecimiento de la plantación forestal. Es considerado un sistema “roza-tumba y quema” mejorado (Gold y Hanover, 1987).

Este tipo de sistema normalmente permite el uso más intensivo del suelo (para bosques y agricultura), reduce el costo de implantación de los cultivos (porque la fertilización puede servir para ambos) y disminuye el costo de mantenimiento de la plantación forestal (tareas de limpieza) (Gold y Hanover, 1987). Con este sistema, las plantaciones forestales se hacen más atractivas para los agricultores, ya que también les brinda alimentos. Muchas plantaciones forestales han sido establecidas con este método en las zonas tropicales (Lamprecht, 1989; MacDicken, 1990; Ceccon *et al.*, 1999; Ceccon, 2005b, 2008b; Vázquez-Perales *et al.*, 2005, entre otros).

En Brasil, este método ha sido muchas veces aplicado para reducir los costos de la restauración en pequeñas propiedades, ya que el agricultor obtiene alimentos y renta por la venta de los productos agrícolas introducidos en los callejones de las especies arbóreas. Además, los agricultores usan especies arbóreas nativas que tienen un alto valor agregado por producir frutos de alto valor en el mercado como la “pupunha” (*Bractis gasipaes*), el palmito que produce el fruto conocido en Brasil como açai (*Euterpe oleraceae*) y el árbol de nuez de Brasil (*Bertholletia excelsa*), entre otras (Santos, 2000; Silva, 2000; Bentes-Gama, *et al.*, 2005; Ronconi *et al.*, 2008).



Sistema Taungya de *Eucalyptus camladulensis* con frijol (foto derecha) y *Eucalyptus urophylla* con frijol (foto izquierda), en Claudio, Minas Gerais, Brasil. Fotos: Eliane Ceccon.

ÁRBOLES MULTIPROPÓSITOS ASOCIADOS A CULTIVOS PERENNES O EN PASTIZALES

Son sistemas que utilizan árboles frutales, productores de madera, forraje, leña o fijadores de nitrógeno que son introducidos sistemáticamente o al azar en plantaciones principalmente de café, cacao o pastos. Los sistemas que utilizan cacao (*Theobroma cacao* L.) y café (*Coffea* sp.), bajo la sombra de especies de *Eritrina* spp. e *Inga* spp. son muchas veces citados como modelos de agroforestería sustentable (Nair, 1990; Fassbender *et al.*, 1991).

Una de las mayores ventajas de estos sistemas es que el ciclaje de nutrientes es facilitado por la caída natural de las hojas desde el dosel de los árboles o por las podas periódicas. Sumado a este efecto, la asociación de algunas especies de árboles como bacterias fijadoras y hongos micorrízicos, también pueden aumentar el aporte de nitrógeno y fósforo en el sistema y la disponibilidad de éstos para la absorción de otras plantas (Snoeck y Vaast, 2004). Por ejemplo, plantaciones de café bajo sombra de *Cordia alliodora* y *Erythrina poeppigiana* pueden aportar de 15.7-17.2 t/ha/año de biomasa en forma de hojarasca y residuos oriundos de la poda de los árboles. Este aporte de biomasa significa en términos nutricionales, un promedio de 348 kg/ha/año de nitrógeno, 26 kg/ha/año de fósforo, 213 kg/ha/año de potasio y 285 kg/ha/año de calcio (Glover y Beer, 1986). Otra ventaja es que la cantidad de nutrientes removida del sistema es baja durante la cosecha de estos cultivos, y por tanto, hay una gran acumulación de materia orgánica y una reducción de la erosión. La presencia de los árboles evita la deforestación para la obtención de leña en las zonas rurales. Por tanto, la introducción de árboles complementarios en los cafetales puede contribuir para la fertilización, recuperación y conservación de suelos, así como en la reducción de costos de producción relacionados a la compra de fertilizantes.

Al mismo tiempo, la diversificación de cafetales contribuye en el incremento de la calidad del café (componentes aromáticos) y en la protección y conservación de la biodiversidad (Saito, 2004; Sosa *et al.*, 2004). La similitud estructural con los bosques naturales presentada por los cafetales multiestratos proporciona una mayor polinización, control biológico de plagas y enfermedades, así como la conservación de hábitat para especies amenazadas por la extinción (Salvesen, 1996; Moguel y Toledo, 2004).

El sistema puede ser aún más sustentable si se prioriza el manejo orgánico donde se hace el mantenimiento de la cobertura del suelo, si se usan barreras vivas o muertas, o contar con la presencia de árboles leguminosos para fertilización, elaboración y aplicación de abonos orgánicos, controlar manualmente la

maleza, hacer control biológico de plagas y enfermedades, entre otras (Sosa *et al.*, 2004). Uno de los aspectos más importantes en el manejo orgánico es la reposición al suelo de los nutrientes exportados con la cosecha del café, a través del aporte de materia orgánica proveniente de la poda de los árboles en el sistema (Sosa *et al.*, 2004).

Estudios realizados sobre los efectos de diferentes sistemas de manejo sobre la calidad del suelo han demostrado que el sistema de producción orgánica presentó mayores cambios positivos en las características químicas del suelo que el sistema convencional, disminuyendo la acidez y el Al intercambiable del suelo e incrementando los niveles de Ca, Mg, K, P, Zn, B y la CIC* (Theodoro *et al.* 2003). Por tanto, el manejo orgánico presenta un mayor potencial de mantenimiento de la capacidad productiva del suelo a largo plazo.

Al mismo tiempo, es posible aumentar las fuentes de ingresos (venta y auto-consumo) cuando se optimizan los efectos ecológicos y benéficos, proporcionados por la asociación del café con especies maderables y frutales, los cuales representan un recurso extra durante épocas de precios bajos del café (Salvesen, 1996; Muschler, 2001; Saito, 2004).



Sistema de *Grevillea robusta* (madera) con café en Arusha, Tanzania. Sistema de clavo (*Syzygium aromaticum*) con yuca (*Manihot esculenta*) en Zanzibar, Tanzania. Fotos: Eliane Ceccon.

8.3.3 ¿Cómo evaluar el éxito de un sistema agroecológico o agroforestal?

La evaluación de un sistema cualquiera tiene como meta principal llegar a entender la relación existente entre la estructura y la función de éste para alcanzar ciertos objetivos. La estructura de un determinado sistema se compone de un conjunto de interacciones y arreglos internos y estables que, de manera

articulada, determina la función que cumplen los elementos dentro de la totalidad del sistema (Harnecker, 1982; Hart, 1985). Cabe señalar que el factor más importante es el arreglo entre los componentes (Hart, 1985), por lo que debe hacerse mayor énfasis en este aspecto.

Al mismo tiempo, la función del sistema se caracteriza por los procesos que realiza para cumplir con sus objetivos. Esta función se puede caracterizar a través de la producción (cantidad de salidas); eficiencia (la salida dividida por la entrada) y la variabilidad (cambios en la producción según diversos factores) (Hart, 1985). Por tanto, los indicadores productivos, los parámetros de producción y los rangos de la producción en los sistemas modales son la base para efectuar la evaluación de este tipo de sistemas.

La evaluación de un proyecto de restauración que tenga como objetivo el beneficio de la población local de manera tangible, implica un esfuerzo multidisciplinario e integrador y debe contar con la participación activa de productores, investigadores y otros involucrados, ya que facilita la identificación de las contradicciones internas y, en determinadas circunstancias, estas mismas contradicciones pueden conducir a un cambio cualitativo del sistema y a su evolución (Parra, 1982). El análisis debe abarcar tanto aspectos socioeconómicos como ecológicos y con indicadores tanto cualitativos como cuantitativos. Por tanto, el papel de la evaluación es obtener nuevos retos, compromisos y metodologías, ya que en proyectos participativos, los compromisos son fundamentalmente con los productores, y se plantean demandas para satisfacer problemas reales y concretos de la producción.

A continuación se presentan dos ejemplos de evaluación, uno que trata específicamente de la evaluación de la productividad de sistemas multiestratos (RET) y el otro, más integrador, donde se analiza una serie de criterios para finalmente evaluar la sustentabilidad de un sistema determinado (MESMIS).

8.3.3.1 La relación de equivalencia de la tierra (RET)

La relación de equivalencia de la tierra (RET) o LER (*land equivalente ratio* en inglés) fue utilizada inicialmente para medir la eficiencia de la asociación de cultivos agrícolas en relación con los monocultivos (Wiley, 1979) y ha sido una herramienta eficaz para medir las ventajas de los experimentos tanto agroecológicos como agroforestales (Vandermeer, 1981; Ceccon, 2005b, 2008b). La RET se calcula con la siguiente fórmula:

$$RET = RCA / RCM$$

Donde:

RET= relación de equivalencia de la tierra.

RCA= rendimiento del cultivo asociado.

RCM= rendimiento de cultivo solo.

El valor resultante indica la cantidad de área necesaria para el crecimiento de ambos cultivos juntos (pueden ser árboles y cultivos) comparada con la cantidad de área necesaria para el crecimiento de los monocultivos de ambos. Una RET mayor que uno indica una ventaja sobre los cultivos asociados, y menor que uno, una desventaja. Por ejemplo, una RET igual a 2.0 significa que el cultivo asociado puede producir dos veces más que el monocultivo en una misma cantidad de área.

En caso de sistemas agroforestales, se puede hacer la suma de las RET, por ejemplo:

$$RET_{total} = RET_{cultivos} + RET_{árboles} = RCA / RCM + RAA/RAM$$

Donde:

RCA = rendimiento del cultivo intercalado con los árboles.

RCM= rendimiento del cultivo en monocultivo.

RAA = rendimiento de los árboles intercalados con cultivos.

RCM= rendimiento de los árboles en monocultivos.

Como ejemplo, Ceccon (2008b) (tabla 4) encontró un valor para la RET de un sistema de *Eucalyptus urophylla* asociado con frijol después de 16 meses del inicio de la plantación forestal de 1.92, lo que significa que se requeriría casi el doble de área en monocultivo para tener el mismo rendimiento que se obtuvo con la asociación. En un sistema Taungya, como el estudiado por Ceccon (2008b), donde la especie arbórea es el elemento más importante del sistema, la asociación con cultivos, además de proporcionar alimentos durante los primeros años de la plantación forestal, ofrece casi el doble de rendimiento que el monocultivo en la misma cantidad de terreno. Por tanto, es muy ventajosa para un pequeño agricultor que dispone de poco terreno para cultivar.

Tabla 4. Relación de equivalencia de la tierra de un sistema intercalado, utilizando como base el volumen cilíndrico (m³/ha) de *E. urophylla* de 16 meses y la productividad de frijol (kg/ha)

Componente del sistema	Monocultivo	Asociado	RET Parcial
Frijol (kg/ha)	2100	1000	1000/2100=0.476
<i>Eucalyptus urophylla</i> (m ³ /ha)	9	13	13/9=1.44
RET total			0.476+1.44= 1.92

Fuente: Ceccon, 2008b.

8.3.3.2 El Marco de Evaluación de Sistemas de Manejo Incorporando Indicadores de Sustentabilidad (MESMIS)

El Marco de Evaluación de Sistemas de Manejo Incorporando Indicadores de Sustentabilidad (MESMIS) surgió por primera vez en México en la publicación *Sustentabilidad y Manejo de Recursos Naturales*, en 1999, como una iniciativa de la organización de la sociedad civil Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiable (GIRA) (Masera *et al.*, 1999).

El MESMIS, desde su creación, se destina a todos los tipos de proyectos rurales (agrícolas, forestales o pecuarios) y se pretende que no sea solamente un instrumento “calificador” de opciones, sino que además sirva para hacer realmente operativo el concepto de sustentabilidad en las comunidades rurales (Astier *et al.*, 2000).

En este contexto, el concepto de sustentabilidad se define a partir de siete atributos generales de los agroecosistemas o sistemas de manejo, que son: *a*) productividad; *b*) estabilidad; *c*) confiabilidad; *d*) resiliencia; *e*) adaptabilidad; *f*) equidad, y *g*) autodependencia (autogestión).

La evaluación de sustentabilidad que se realiza es muy específica para un determinado tipo de manejo, en un local y escala espacial determinados y bajo un contexto social y político específico (Astier *et al.*, 2000). Para lograr esta meta, el MESMIS propone una estructura cíclica y flexible, adaptada a diferentes niveles de información y capacidades técnicas. Tiene una orientación práctica y se basa en un enfoque participativo mediante el cual se promueve la discusión y retroalimentación entre evaluadores y evaluados. Intenta, además, brindar una visión interdisciplinaria para entender los factores limitantes y las posibilidades para realizar la sustentabilidad de los sistemas de manejo.

Otro aspecto interesante del MESMIS es que propone la comparación entre los sistemas de manejo vigentes y sistemas alternativos, permitiendo evaluar en qué medida los sistemas alternativos son efectivamente más sustentables e identificar los puntos críticos para efectuar la sustentabilidad (López-Ridaaura *et al.*, 2002).

Para aprender a utilizar el método adecuadamente, existe una página electrónica que permite descargar, de forma gratuita, la plataforma: <<http://mesmis.gira.org.mx/mesmis-interactivo>>.

El marco MESMIS posee numerosos atributos (facilidades y adaptabilidad) para ser aplicado en proyectos de restauración para el beneficio de la población local. Para su mejor utilización, se recomienda leer los artículos expuestos en la página electrónica <<http://mesmis.gira.org.mx/es/products#pg122>>, principalmente el documento de trabajo: “El marco de evaluación MESMIS y su aplicación en un sistema agrícola campesino en la región purépecha, México”, de Astier *et al.* (2000), para facilitar su aplicación en la práctica.

9. ¿CÓMO FINANCIAR LA RESTAURACIÓN?

En el campo de la ecología de la restauración existen numerosos artículos sobre cómo enfrentar los obstáculos ecológicos en la restauración de ecosistemas degradados, sin embargo, poco se ha escrito con respecto a la cuestión de cómo la sociedad va a pagar para el establecimiento de estas estrategias (Benayas, 1991). A pesar de los pocos documentos en la literatura, los costos de la restauración normalmente son muy altos y la obtención de fondos suficientes para pagar por ello es el obstáculo más común (Edwards y Abivardi, 1998).

La ausencia de información sobre los costos de la restauración en la literatura puede ser consecuencia de una serie de factores. En primer lugar, algunos grupos involucrados en la restauración ecológica acreditan en el valor inherente de los ecosistemas intactos, y se oponen a la cuantificación de los valores ambientales en términos económicos. La cuantificación puede ser interpretada por este grupo como poner un precio a la destrucción del ecosistema. En segundo lugar, los economistas y ecólogos tradicionalmente se acercan al mundo desde diferentes perspectivas disciplinarias, y aplican diferentes modelos y lenguajes (Hall, 1996). Por último, la restauración y la economía a menudo son vistas como fuerzas opuestas.

Sin embargo, algunos autores han tratado de realizar algunos acercamientos de cómo estimar los costos de implantación y de cómo crear algunos modelos de valoración de los beneficios tangibles e intangibles producidos por las actividades de restauración en la búsqueda de cómo financiar esta tarea que serán presentados a continuación:

9.1 ¿Cómo calcular los costos de la implantación?

Los costos de implantación son los más elementales para asignar recursos para la restauración. Sin embargo, aún hacen falta modelos que reduzcan el costo de implantación y que sean aplicables a una mayor diversidad de situaciones

económicas. De una revisión de más de 2 mil estudios de restauración, realizado por el TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2009), se encontró que menos de 5% de ellos presentó datos significantes de costos y ninguno presentó un análisis de costo/beneficio. Esta escasa información puede ser preocupante, ya que los responsables por las políticas en la materia toman como base para sus decisiones las evaluaciones de costo-beneficio.

Existe una herramienta interesante para estimar los costos de implantación, conocido como índice de costos (Holl y Quiros-Nietzen, 1999; Martínez-Ramos y García-Orth, 2007).

Para el cálculo del índice de costos (IC) se manejan las siguientes variables:

- *Costo de la producción de plántulas (CC)*: abarca fuerza de trabajo, infraestructura, transporte y materiales empleados.
- *Costo de manutención por planta transplantada (CT)*: abarca la mejoría en las condiciones del suelo, protección contra herbívoros y patógenos, remoción de malezas y plantas con potencial de competencia.
- *Número de plántulas transplantadas (N)*.
- *Probabilidad de supervivencia de plántulas transplantadas sin cuidado (S_{tras})*: se evaluó después de un determinado periodo (por ejemplo, un año después del trasplante).
- *Probabilidad de supervivencia de plántulas transplantadas con máximos cuidados ($S_{máx}$)*: se evaluó después de un determinado periodo (por ejemplo, un año después del trasplante).

El cálculo de realiza a través del siguiente modelo:

$$IC = (N * S_{máx} / N * S_{tras}) * [N * CC / N * (CC + CT)] \dots (1)$$

Cuya forma reducida es:

$$IC = (S_{máx} / S_{tras}) * [CC / (CC + CT)] \dots (2)$$

Con el cociente $S_{máx} / S_{tras}$ se establece en qué proporción el cuidado incrementa la supervivencia de plántulas. El aumento de costos que implica este cuidado es medido por el cociente $CC / (CC + CT)$. Cuando el valor del IC es > 1 , es recomendable tener el cuidado máximo con las plántulas en el campo, principalmente cuando $S_{máx} / S_{tras}$ es mucho mayor que uno y los costos de manutención son bajos [$CC / (CC + CT) = 1$].

Se ha utilizado el IC para cuatro especies de plántulas introducidas en un pastizal abandonado que sufrieron herbivoría por conejos y presentaron una mortalidad promedio de 60%. Se ha encontrado que el uso de una malla alrededor de cada plántula era rentable solamente para una especie, que presentó un IC=1.05, en las demás especies el IC fue menor que 0.48, inviabilizando económicamente la protección (Holl y Quiros-Nietzen, 1999).

Son pocos los estudios en áreas tropicales donde explícitamente se comparan costos de diferentes modelos de implantación. En el estado de São Paulo, Brasil, se ha encontrado el valor de 4 854 dólares estadounidenses para el uso de la estrategia de implantación, 1 430 para la estrategia de regeneración natural y 1 793 para la estrategia de siembra directa de semillas (datos transformados de reales a dólares actuales) (Martins, 2009).

También en el estado de São Paulo se compararon los costos de la técnica de nucleación (implantación de solamente 500 árboles en núcleos de cinco en forma de cruz) con la estrategia convencional de implantación (1 667 árboles espaciamento 3x2 m) y se encontró una sensible reducción de costos en el sistema de nucleación (1 211 dólares estadounidenses) en relación con el convencional (1 716 dólares estadounidenses) (Ducatti *et al.*, 2010).

En el estado de Paraná (Brasil), en proyectos de restauración financiados por bonos de carbono, se evaluaron los costos de dos sistemas de implantación. En el primero se utilizaron tubos de PVC para la reproducción de plántulas en invernadero y la implantación fue ejecutada por máquinas agrícolas adaptadas (arado en fajas), este método se denominó de “mecánico”. En el segundo, se usaron bolsas de plástico de polietileno en invernadero, la plantación fue manual y se denominó de método “manual”. El costo total a partir de la producción de plántulas en invernadero del método mecánico fue de 2 106 dólares estadounidenses/ha (522 en la producción de plántulas, 833 en la plantación y 691 en el mantenimiento). El costo del método manual fue cerca de un tercio más alto (2 820 dólares estadounidenses/ha), esto se debió a un costo mucho más alto en la producción de las plántulas (1 820 dólares estadounidenses/ha), a pesar de que el costo de manutención fue nulo y la plantación un poco más cara (1 000 dólares estadounidenses/ha). A pesar de la diferencia en costos, el desarrollo de las plántulas fue similar en ambos sistemas, lo que demuestra una clara ventaja para el sistema mecanizado (Bruel *et al.*, 2010).

9.2 ¿Cómo valorar los servicios ecosistémicos?

Es *vox populi* que los ecosistemas forestales intactos proporcionan gran parte del capital natural del planeta, incluyendo el aire limpio y el agua, de la que toda vida

humana y todas las economías dependen en última instancia. Sin embargo, la habilidad para medir los servicios ecosistémicos se ve restringida por la complejidad de la naturaleza en sí misma. La “función de producción” de la naturaleza es tan compleja, y poco comprendida en algunas fases, que muchas veces es difícil obtener estimaciones confiables de todos los servicios ecosistémicos. Un aspecto que ilustra esta complejidad es la abundancia de “producciones conjuntas” que son inherentes a la mayoría de los procesos de la naturaleza. Un ejemplo de ello son los árboles que ejercen funciones de ciclaje de nutrientes, regulación de sistemas hidrológicos y del clima. A la hora de calcular su valor económico es preciso que se consideren todas estas “producciones conjuntas” (Turner *et al.*, 2003).

Al mismo tiempo, es probable que la disminución de los servicios ecosistémicos tenga una gran impacto negativo sobre el futuro del bienestar humano, ya que más de 70% de los 1.1 millones de personas por debajo de la línea de pobreza, viven en zonas rurales y son directamente dependientes de los recursos naturales para su supervivencia (Sachs y Reid, 2006). Por tanto, hay un consenso entre los especialistas sobre la necesidad de investigar el valor de la naturaleza para el bienestar humano como una estrategia para lograr el desarrollo sostenible (Holl *et al.*, 2000; Balmford *et al.*, 2002, entre otros).

9.2.1 *El sistema de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM)*

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio define los servicios ecosistémicos como “los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas”. Este concepto incluye tanto procesos ecológicos (por ejemplo, el ciclo de nutrientes, la polinización o la regulación de agua) como beneficios para los seres humanos (por ejemplo, alimentos, agua o medicamentos) y se ha constatado que 63% de tales beneficios se encuentra en grave deterioro a escala mundial (MEA, 2005).

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio considera los servicios ecosistémicos de acuerdo con tres categorías: de apoyo, de aprovisionamiento y de regulación (figura 10). Algunos autores consideran esta clasificación muy útil como herramienta educacional y política, sin embargo, no son aptos para el propósito de la evaluación económica (Boyd y Banzhaf, 2007; Wallace, 2007), principalmente por la mezcla de los procesos (medios) y beneficios (fines), ya que son propensos a una doble contabilización. Por ejemplo, el proceso de regulación “de purificación de agua” proporciona valores adicionales a los que este proceso señala, incluyendo agua potable, alimento (agua de riego y ríos de agua limpia para pesca) y beneficios culturales (por ejemplo, beneficios estéticos, espirituales y de

turismo) en agua limpia. La valoración por separado “de purificación de agua” y “agua potable”, “alimentos” y “culturales” resulta en un conteo doble de la purificación del agua.

9.2.2 Valor Económico Total o VET

En el paradigma de valor utilitarista antropocéntrico, del que se derivan los métodos de valoración económica, generalmente se clasifica a los bienes y a los servicios ecosistémicos de acuerdo con cómo éstos son utilizados. Sin embargo, estos bienes y servicios pueden poseer un valor desigual para diversos individuos y grupos de personas. Lo que hace el Valor Económico Total es agregar estos distintos valores marginales por debajo de algún tipo de umbral mínimo (Penna y Cristeche, 2008).

El Valor Económico Total es un marco bien establecido para clasificar el valor de la naturaleza que facilita las políticas públicas, ya que permite elegir un costo de oportunidad al aplicar un denominador común y facilita la integración de las cuentas económicas con las ambientales (Pearce y Turner, 1990; Pearce y Moran, 1994). Este marco clasifica a los servicios ecosistémicos de la siguiente manera (DEFRA, 2007; Cristeche y Penna, 2008):

Figura 10. Clasificación de los servicios ecosistémicos según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	
APOYO •Ciclaje de nutrientes •Formación de suelos •Productividad primaria	APROVISIONAMIENTO •Madera y fibra •Alimento •Agua •Combustible
	REGULACIÓN •Climática •De flujo •Enfermedades •Purificación del agua
	CULTURAL •Recreativo •Estético •Espiritual •Educativo

Fuente: MEA, 2005.

- *Valores de uso directo destructivo*: son aquellos valores obtenidos cuando los elementos del ecosistema tienen un uso previsto por la extracción de recursos. Por ejemplo, el pastoreo en áreas naturales, la pesca (incluye pesca recreativa), la recolección de productos de animales silvestres (incluye la caza recreativa), la recolección de fibras de plantas silvestres y de plantas medicinales.
- *Valores de uso directo no destructivo*: son aquellos en que las personas hacen usos actuales o previstos de un ecosistema sin extraer ningún elemento de ella. El turismo y otras formas de recreación al aire libre, o relacionadas con la naturaleza, son consideradas tradicionalmente como dentro de esta categoría (por ejemplo, Röckel y Kealy, 1991). Sin embargo, hay que reconocer que estas actividades pueden causar un gran impacto en el ecosistema, aun sin extraer ningún producto.
- *Valores de uso indirecto*: se refieren a situaciones en las que los individuos se benefician de procesos de los ecosistemas que se basan en la prestación de beneficios directos. Por ejemplo, la polinización de cultivos no es aplicada como un beneficio en sí, sino como un proceso de mayor prestación a los rendimientos de los cultivos. De igual forma se incluyen en esta categoría: el control biológico en los cultivos, la conservación de suelos de calidad para la producción de cultivos, el suministro y la regulación de agua dulce, la regulación del clima global, y la regulación de los riesgos naturales.
- *Los valores de opción*: se refieren al bienestar que experimentan las personas por el hecho de preservar la oportunidad de utilizar en el futuro los bienes y servicios del ecosistema, ya sea por parte de las generaciones presentes (valor de opción) o de las generaciones futuras (valor de legado). Pueden considerarse como una forma de seguro, sin embargo, existen divergencias en la literatura económica sobre si los valores de opción son componentes reales del VET (Freeman, 1993). Algunos consideran que debe ser tratado como un concepto separado relacionado con una orientación de la política de precaución. Un ejemplo sería la manutención de la diversidad genética de los cultivos y del ganado, que son una forma de seguro en el caso de una futura necesidad de añadir la diversidad genética a las actuales variedades de cultivos o razas de ganado, en el supuesto caso de que apareciera una nueva plaga o enfermedad.
- *Valores de no uso*: se deriva del conocimiento de que hay que mantener el medio ambiente natural. Este valor también es conocido como “Valor de Existencia”, “Valor de Conservación” o “Valor de Uso Pasivo”. De alguna forma, este concepto se superpone parcialmente con otras fuentes de valor

no utilitarias. El paradigma utilitario en sí mismo no cuenta con una noción de valor intrínseco, pero es una realidad que para muchas personas los ecosistemas sí lo poseen. Es el tipo de valor más complejo de estimar, debido a que en muchos casos, no se refleja en el comportamiento de las personas y es casi inobservable, lo cual hace que sea imposible de capturar su valor a través de las preferencias que los individuos revelan en el mercado. En este sentido, a la hora de estimar el “Valor de No Uso” o “Valor de Existencia”, se realizan encuestas que intentan revelar, por ejemplo, la *disposición a pagar* de las personas para conservar especies en peligro de extinción o ecosistemas remotos de los que ellos no hacen uso directo. Se puede dividir en tres componentes principales:

- *Valor de legado*: donde las personas valoran el hecho de que un determinado recurso natural sea transmitido a las generaciones futuras.
- *Valor altruista*: donde los individuos asignan valores a la disponibilidad de un determinado recurso natural a otros en la generación actual.
- *Valor de existencia*: que los individuos valoran simplemente la existencia de un recurso, a pesar de que el individuo no tiene ningún uso real o previsto sobre éste.

Para aprender a utilizar detalladamente el VET, se necesita consultar el libro *Métodos de valoración económica de los servicios ambientales* de Cristeche y Penna (2008).

9.3 El financiamiento de la restauración con los pagos por servicios ecosistémicos

La restauración de ecosistemas es una inversión para recuperar el capital natural que ha disminuido debido a décadas de degradación (Aronson *et al.*, 2007). De este modo, en la obtención de los fondos para los proyectos de restauración debería estar implícito que la salud de los ecosistemas es altamente valorada por la sociedad y no negociada por consideraciones económicas.

De hecho, debería ser creado un marco económico e institucional que tomara en consideración el mercado aún inexistente de servicios ecosistémicos para reconocer el valor de los ecosistemas intactos y para guiar los trabajos de restauración. Sin embargo, existe una dificultad sustancial de la economía ambiental al encarar la valoración del medio ambiente, pues hay que definir, antes que nada,

quién le asigna valor a éste, especificar cuáles son los derechos de los usuarios de bienes y servicios ambientales, y cuáles los de los no usuarios. Este último punto es sumamente complejo porque, en numerosas ocasiones, aquellos que provocan un efecto nocivo sobre el ecosistema son distintos de aquellos que lo padecen, y tal hecho es extensivo tanto a comunidades como a regiones o países. Además, en la determinación de quiénes son los afectados, considerar únicamente a las personas que ven modificados los valores de uso inmediatos del ecosistema puede resultar en un error (Della Sala *et al.*, 2003).

En lo que se refiere al papel de la restauración en suministrar servicios ecosistémicos, Benayas *et al.* (2009) realizaron un meta-análisis con 89 trabajos de restauración ecológica. De ellos se extrajeron 526 medidas cuantitativas de variables relacionadas con la biodiversidad y servicios ecosistémicos en una amplia gama de tipos de ecosistemas en todo el mundo. Se encontró que la restauración ecológica aumentó la biodiversidad y el suministro de servicios ecosistémicos en 44 y en 25%, respectivamente. Estos valores, aunque fueron considerados más bajos que los ecosistemas de referencia intactos, tuvieron una correlación positiva entre el aumento de biodiversidad y el aumento de los servicios ecosistémicos, lo que ofrece la posibilidad de una solución promisoría en términos de combinar la conservación de la biodiversidad con los objetivos de desarrollo socioeconómico.

Por tanto, los pagos por servicios ecosistémicos pueden ser considerados una forma socio-económicamente atractiva para el establecimiento de proyectos tanto de restauración ecológica como productiva, ya que es un mecanismo de compensación económica en donde los usuarios del servicio hacen un pago a los proveedores del servicio (aquellos que realizan la restauración). Estos servicios pueden ser muy concretos, como la manutención de las buenas condiciones de un río de agua dulce o el aprovisionamiento de leña. En otros casos, pueden ser más abstractos o referirse a un ámbito global, como la captura de carbono. El pago recibido debe servir al proveedor para mejorar las prácticas de manejo, para mantener o aumentar la calidad del servicio ambiental o para compensar el costo de oportunidad de una actividad productiva o extractiva que pone en riesgo el servicio ambiental (Mayrand y Paquin, 2004).

El mecanismo de compensación varía desde un pago periódico directo a los proveedores individuales, hasta el establecimiento de un fondo fiduciario manejado por un director con participación de los proveedores, usuarios, sector privado, sociedad civil y el Estado. El pago no necesariamente debe ser monetario, pues puede realizarse a través de un mejoramiento de infraestructura (obras públicas),

servicios (servicios médicos, escuelas, etc.) o perfección de las prácticas rurales (talleres, equipo agrícola, semillas) (Mayrand y Paquin, 2004).

Sin embargo, no se puede conceptualizar a los servicios ecosistémicos sin entenderlos desde la perspectiva regional que involucra los espacios tanto de los proveedores como de los beneficiarios. El concepto de región está también ligado a la escala de los mercados de los servicios ambientales, y a la localización de los proveedores y de los beneficiarios. La definición de la región varía según el servicio ambiental del que se trata, ya que una misma zona forestal que provea múltiples servicios podrá ser regionalizada de diferentes maneras.

Otra manera de abordar el vínculo entre región y servicios ecosistémicos es la de la gestión ambiental regional y la sustentabilidad de la región, un caso emblemático en este sentido es la cuenca hidrográfica. Por tanto, cuando se vislumbra el pago de servicios ecosistémicos, se deben tomar en cuenta estas complejidades sociales que involucran a múltiples niveles institucionales, diferentes escalas territoriales y los diferentes actores que operan en cada escala, el número de instituciones que actúan en el mismo espacio y las diferentes interacciones entre estos actores para garantizar además de la sostenibilidad de los recursos, la sostenibilidad de los acuerdos (MEA. 2005).

9.3.1 *Los créditos de carbono*

La gran masa de materia en el planeta es agua, el resto está compuesto principalmente de moléculas basadas en carbono (95% o más), incluyendo compuestos usados en la transferencia y almacenamiento de energía. Esta energía acumulada se disipa cuando los compuestos de carbono se oxidan a dióxido de carbono por reacciones metabólicas en todos los niveles de la cadena alimenticia. Este dióxido de carbono atmosférico se recicla en compuestos de carbono más complejos a través de las plantas y otras formas de vida autotróficas. Este carbono no es reciclado en su totalidad, ya que otra parte se almacena en los océanos y en la tierra como biomasa acumuladora de carbono. Los bosques, por ejemplo, tienen la capacidad de acumularlo en grandes cantidades en formas durables (IGBP, 1998).

Cerca de la mitad del peso de un árbol maduro es carbono, y mientras un árbol esté vivo y productivo, removerá más carbono de la atmósfera que el que regresa, lo que hace de los bosques unos magníficos sumideros de carbono. Por tanto, la siembra de árboles puede contribuir a la absorción del carbono atmosférico, pero un almacenamiento de carbono a largo plazo requerirá de un sistema en el que se pueda acumular material vegetal viejo con el paso del tiempo (IGBP, 1998).

Por otro lado, las actividades humanas han incrementado la concentración de carbono atmosférico (CO₂) en los últimos 150 años, debido principalmente a la generación de energía y otras emisiones de combustibles fósiles y por el cambio en el uso de la tierra que está transformando los bosques (sumideros de carbono) en zonas agrícolas y urbanas que tienden a ser fuentes de emisión de carbono (cuadro 19). El aumento de la concentración del CO₂ en la atmósfera puede alterar la temperatura del planeta, debido a que este gas deja pasar libremente la radiación solar, pero absorbe la radiación infrarroja emitida desde la Tierra. Por tanto, cuanto mayor sea la concentración de CO₂ y otros gases en la atmósfera, mayor será la cantidad de energía recibida por la Tierra desde el Sol, que se quedará atrapada en la atmósfera en forma de calor. Esta excesiva conservación de calor calienta la atmósfera y desestabiliza el clima (con un aumento de eventos climáticos extremos). Este fenómeno se conoce como “efecto invernadero” (IPCC, 1996; Tyler-Miller, 2002).

Cuadro 19. Efecto del cambio climático en los ecosistemas

El efecto del cambio climático en los ecosistemas puede ser medido a través de un análisis de vulnerabilidad. Estos análisis en los ecosistemas forestales más importantes del mundo se presentan en la siguiente publicación de la WWF: “Manual del usuario para la construcción de una resistencia y resiliencia al cambio climático en los sistemas naturales” (Hansen *et al.*, 2003, disponible en: <www.panda.org/climate/pa_manual>).

El CO₂ es el gas con mayor contribución relativa al efecto invernadero intensificado (65%) según estimaciones del IPCC (1996). El metano (CH₄) es el segundo gas en importancia en relación con el efecto invernadero (20%) (IPCC, 1996). La concentración de este gas ha aumentado 140% en los últimos dos siglos (IPCC, 1996), y ha sido fundamentalmente causado por las actividades humanas, por la descomposición de basura, los sistemas energéticos basados en petróleo y gas natural, la actividad agropecuaria (fermentación entérica y producción de arroz), las minas de carbón, el tratamiento de aguas residuales y algunos procesos industriales (US EPA, 2000).

Para resolver este serio problema global, el 11 de diciembre de 1997, en la ciudad de Kyoto (Japón), fue firmado por los países industrializados el Protocolo de Kyoto¹ sobre el cambio climático, que es un tratado internacional con compromisos

¹ <<http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/es/lead/toolbox/Grazing/KyotoPro.pdf>>.

más rígidos para la reducción de las emisiones de los gases que agravan el efecto invernadero (Naciones Unidas, 1998).

El Protocolo de Kyoto reconoce el uso de actividades forestales y sumideros de carbono como herramientas para tratar el problema de la acumulación de carbono atmosférico y reconoce el papel potencial de los bosques plantados como un medio eficiente para secuestrar carbono. Para estimular la retribución financiera de estos beneficios por reducción en las emisiones de carbono y actividades que contrarrestan su acumulación, se introdujeron herramientas como los permisos de emisiones negociables (PEN*) y los créditos de carbono* o compensaciones negociables de carbono. Por tanto, el secuestro de carbono tiene un valor monetario y la reposición de bosques plantados o su conservación puede realizarse ahora para la obtención de los productos madereros por sí mismos y también por los servicios de secuestro de carbono.

Hoy día, ya existen diversos estudios sobre la cantidad de secuestro de carbono que determinadas estrategias de restauración pueden realizar, principalmente en estrategias de restauración productiva (sistemas agroecológicos y agroforestales), donde los créditos de carbono serían un beneficio agregado de este tipo de sistema (ej.: cuadro 20).

Por ejemplo, Albrecht y Kandji (2003) encontraron que el secuestro potencial de carbono en los sistemas agroforestales en general puede variar entre 12 y 228 Mg/ha con un valor medio de 95 Mg/ha. Varios autores (Villanueva e Ibrahim, 2002; Ibrahim y Camargo, 2001; Ávila *et al.*, 2001) consideran que los sistemas silvipastoriles desempeñan un papel muy importante en el secuestro de carbono (en el suelo, en los pastos y en los árboles). Sus estudios muestran que el carbono total producido por estos sistemas varían entre 95 y 205 Mg/ha con la mayoría del carbono almacenado en el suelo. Esta variación se debe a la(s) especie(s) de árbol/arbusto, la densidad y distribución espacial de los árboles, y la tolerancia de las especies herbáceas a la sombra (Jackson y Ash, 1998). En Ecuador, los suelos bajo *Inga* sp. conservaron 20 Mg de carbono/ha a más en los 15 cm superiores que el pasto abierto (Rhoades *et al.*, 1998).

9.3.3.1 Estrategias locales para la obtención de créditos de carbono

En Costa Rica, Nicaragua y Colombia, el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) está desarrollando una estrategia para pagos de servicios ecosistémicos para la adopción de los sistemas silvipastoriles en propiedades

ganaderas (Gobbi e Ibrahim, 2004). Algunos estudios en estos países han mostrado que los ganaderos pueden incrementar sus ingresos en más de 10% cuando 20% de los pastos abiertos se transforma en sistemas silvipastoriles (p. ej.: bancos de forraje y árboles dispersos en pastos) y en bosque secundario. Este análisis económico, efectuado en terrenos de ganadería de doble propósito, sugiere que el ingreso potencial neto generado por el C almacenado en los troncos de los árboles de un área de 70 ha podría ser de 253 dólares por año (el precio del C es de 7 dólares por tonelada) (Pomareda, 1999, en Beer *et al.*, 2003).

Por tanto, la restauración tanto ecológica como productiva puede contribuir para alcanzar un modo de vida más sustentable y reducir la pobreza en las comunidades. Sin embargo, es necesario ser realista sobre lo que se puede lograr, y lo más importante es ayudar a los pobladores de las zonas rurales a buscar mayores recompensas por sus esfuerzos al manejar sistemas más sustentables, en lugar de aumentar la productividad en actividades de bajo potencial. Se requiere tener cuidado para asegurar que las alternativas en realidad ofrezcan mejores perspectivas de crecimiento económico.

9.3.2 El financiamiento de la restauración a través de la vinculación entre la investigación y las comunidades campesinas: el modelo de estación de restauración ambiental en México

En México, desde hace largo tiempo, se perfila una autocrítica entre los investigadores y docentes en áreas ambientales sobre cuánto han beneficiado directamente sus trabajos de investigación, tanto al medio ambiente como a las poblaciones involucradas. Esta reflexión y la presencia de un Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) en Morelos, fueron los principales motores para la creación de la Estación de Restauración Ambiental del Río Tembembe (ERART) en 2003.

El principal objetivo de la creación de la ERART fue establecer un vínculo entre la Universidad y la comunidad indígena de Cuentepec, a través de la elaboración de proyectos de investigación en restauración en un área muy degradada de 96 ha de propiedad de la comunidad, posteriormente cedida en comodato por 30 años para la UNAM. En este caso, las actividades de implantación deberían ser financiadas por los proyectos de investigación, que son financiados a la vez por instituciones que tradicionalmente apoyan la investigación en la Universidad (Ceccon *et al.*, 2008; Ceccon, 2011).

La idea principal de gestión se resumía en que la UNAM, a través de la ejecución de proyectos de investigación y docencia, pudiera restaurar el área otorgada en comodato y realizar proyectos productivos y participativos en las áreas aledañas a la ERART. Para esto, se establecieron inicialmente cuatro programas: restauración ecológica, rehabilitación productiva (agroforestería), saneamiento ambiental y educación ambiental (Cecon y Hernández, 2009).

Cuadro 20. El modelo de restauración con pagos por servicios ecosistémicos de la Sociedad para la Protección de la Vida Salvaje (SPVS)

Un buen ejemplo de pagos de servicios ecosistémicos para actividades de restauración es el trabajo realizado por la Sociedad para la Protección de la Vida Salvaje (SPVS) en el sur de Brasil. Desde 1999, esta ONG combina la conservación con la implementación de proyectos de secuestro de carbono a través de la restauración ecológica. El proyecto de restauración posee una asociación con la ONG internacional “The Nature Conservancy” y es financiado por las compañías American Electric Power, General Motors y Chevron Texaco con los pagos de créditos de carbono. Primero, las ONG adquirieron 19 mil ha de áreas de bosque tropical, muy degradadas por el pastoreo de búfalos, pero de gran valor biológico en la región de Guaraqueçaba, en el estado de Paraná. Enseguida planearon la restauración por medio de un sistema de información geográfica, después de una evaluación del estado de degradación de las áreas, para seleccionar el mejor método de restauración. Luego iniciaron la producción de plántulas experimentando diversas técnicas y aplicando diferentes sistemas de implantación (plántulas o estacas, mecanizado o manual). También desarrollaron un sistema de mantenimiento y aplicaron fertilización orgánica y limpieza de los terrenos plantados en los tres primeros años. Hasta septiembre de 2004, ya habían introducido 500 mil plántulas de especies nativas y planeaban introducir otras 300 mil hasta 2008 (extraído de Ferretti y Brites, 2006).



Restauración realizada por la SPVS en la Reserva Río Cachoeira en Guaraqueçaba, Paraná, Brasil (foto izquierda). Vivero de plántulas de la SPVS destinadas a la restauración (foto derecha). Fotos: Eliane Cecon.

Se avanzó considerablemente en los proyectos de implantación de especies arbóreas en el área y en relación con el conocimiento físico-biológico del ecosistema tropical estacionalmente seco, según el informe de trabajo del Macroproyecto Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano 2005-2007. A nivel de los avances socio-ambientales en la comunidad, se construyeron cisternas demostrativas domiciliarias y públicas para la captura de agua de lluvia, además, se gestionó y elaboró el proyecto ejecutivo para la construcción de 52 cisternas más y un biofiltro de materia particulada para el tratamiento de 6 litros por segundo. Se inició un programa de educación ambiental en las escuelas secundaria y preparatoria en la comunidad de Cuentepec, donde se terminó el diagnóstico de percepción y pertenencia con los maestros. En este diagnóstico se encontró una firme disposición en iniciar un programa de educación ambiental y se encontraron cuáles son los puntos críticos ambientales en las escuelas y en la comunidad (Cecon y Flores-Rojas, 2008).

En los proyectos de restauración productiva, el primer avance fue evaluar el consumo y mercado de leña en Cuentepec, donde se conoció la importancia de los biocombustibles como energéticos rurales (Vázquez-Perales, 2005) y se caracterizaron los impactos ambientales sobre los recursos forestales derivados del consumo y extracción intensiva de la leña, al identificar especies arbóreas amenazadas localmente y zonas en las que la presión antropogénica se hacía más intensa (Vázquez-Perales, 2005; Cecon y Hernández, 2009). Se establecieron proyectos de restauración productiva en los terrenos de los ejidatarios, bajo un sistema de manejo agroforestal y agroecológico (Vázquez-Perales *et al.*, 2005).

Sin embargo, después de siete años del establecimiento de la ERART, solamente una pequeña parte de la población conocía y participaba en los proyectos implementados (Cecon y Flores-Rojas, 2008). El conflicto inicial por recursos (agua y pastos) existente con la comunidad de Ocuilan, bien descrito por Paz (2005), nunca fue resuelto. Como consecuencia, los investigadores y estudiantes de la UNAM a menudo eran víctimas de hostilidades por parte de los frecuentadores del área y los experimentos sufrían daños físicos, como robos, quemas, entre otros. Estos hostigamientos poco a poco fueron desalentando a varios científicos en cuanto a continuar con los experimentos en la zona.

Al mismo tiempo, se observaron algunos puntos críticos en los sistemas de restauración productiva establecidos en las tierras ejidales que eran importantes para el funcionamiento del modelo, por ejemplo, el deterioro al interior de la organización comunitaria. También se encontró cierta resistencia al cambio de paradigma en las prácticas agrícolas por parte de los ejidatarios

debido a la complejidad del sistema agroecológico, así como por la inexistencia de un mercado sólido para sus productos agrícolas (Vázquez-Perales, 2005).

En 2011, después de muchos percances, se cerró el comodato con la UNAM. Un aspecto fundamental para el cierre de la ERART fue la existencia previa de un conflicto social por recursos en las áreas ofrecidas por la comunidad de Cuentepec en comodato que nunca pudo ser resuelto. Por tanto, la amplia aceptación social del modelo, que debería ser una condición básica para su aplicación, tampoco pudo ser concretada.

Por otra parte, no hubo participación de gran parte de los habitantes en los diferentes proyectos, debido a la polarización que en la misma comunidad existía y a las limitaciones de la actividad científica, que estaba más concentrada en “realizar” proyectos de investigación que en vincularlos con la sociedad. Posiblemente faltó invitar a participar en las actividades de vinculación de la ERART a las organizaciones de la sociedad civil, para que fortalecieran los vínculos entre la investigación y la comunidad, además de que ayudaran a resolver el conflicto social pendiente (papel que ciertamente ultrapasaba el ámbito de trabajo de los investigadores).

A pesar del cierre de la ERART, el modelo planteado de una Estación de Restauración en tierras comunitarias y financiado con proyectos de investigación puede ser una propuesta interesante para realizar la restauración de tierras comunales degradadas, en países con las mismas características agrarias, el grado de deterioro ambiental y tasas de emigración como México. En este país, como en varios otros, existen muchas tierras que se encuentran en un grave estado de degradación que de manera paulatina están siendo abandonadas por falta de alternativas económicamente viables y socialmente aceptables. Sin embargo, la participación activa de la comunidad involucrada debe ser una premisa fundamental.



Restauración en la Estación de Restauración Ambiental del Río Tembembe, ERART (foto izquierda). Parte del área de la ERART (foto derecha). Fotos: Alejandro Morales.

9.3.3 La viabilidad económica de la restauración productiva

Como se ha visto en el apartado 8.2, los sistemas agroforestales o agroecológicos ofrecen alternativas productivas que ayudan en los procesos de reversión de la degradación de los ecosistemas y contribuyen para el aumento de la biodiversidad. Algunos estudios han encontrado que este tipo de restauración, además de las ventajas ambientales, proporciona importantes beneficios económicos.

En la amazonia brasileña, se encontró que todos los sistemas agroforestales adoptados en su estudio presentaron un valor presente neto positivo, lo que los hace viables económicamente. Sin embargo, el sistema multiestratos (uso de 12 especies en una misma área que incluye entre ellas arroz, *Passiflora edulis*, *Swietenia macrophylla*), con una baja aplicación de insumos fue el que presentó el mejor desempeño económico en relación con otros sistemas, debido principalmente al gran potencial comercial de las especies adoptadas, de las cuales 71% posee mercado garantizado en la región, y las demás (29%) fueron utilizadas como forrajeras (Campos dos Santos, 2000).

9.3.3.1 Las posibilidades económicas para el mercado de la producción de café sustentable

En el caso específico de los sistemas agroforestales con café, citados en el capítulo 8.2.2.1, aunque el mercado de cafés especiales (orgánico, comercio justo y amigable con las aves) es incipiente y representa cerca de 1% de las 5 104 000 toneladas exportadas por la Organización Internacional del Café (oic) en 2003 (Giovannucci y Ponte, 2005), hay un creciente interés en la producción orgánica. De hecho, existe un número significativo de consumidores dispuestos a pagar altos sobrepagos por un producto de mayor calidad que cause un menor impacto ambiental, y que también fortalezca el modo de vida de los pequeños productores en los países en desarrollo (Sosa *et al.*, 2004).

Para este tipo de productos, existe el sistema de “comercio justo”, que es impulsado por organizaciones internacionales conocidas como “sombrillas de comercio justo” (Cecon-Rocha y Cecon, 2010). La principal finalidad de estas organizaciones es la de promover una red de comercio alternativo que fomente el consumo de productos que tengan en cuenta tanto el criterio del pago de un precio justo a los productores, como la promoción de valores sociales y de respeto al medio ambiente.

Estas mismas organizaciones certifican los productos y garantizan su origen dentro de las normas del comercio justo. Este sistema esquivo el peso completo de las fuerzas del mercado sobre la venta de los productos a través de redes de comercialización alternativas (Krier, 2001).

Para obtener la certificación,² de entre las normas establecidas se distinguen los “requisitos mínimos” que se deben cumplir para obtener la certificación de comercio justo, y los “requisitos de progreso” que alientan a los productores para mejorar constantemente las condiciones de trabajo y la calidad del producto, fomentar las prácticas respetuosas para el medio ambiente e invertir en la organización y en sus asociados. En el caso del café, alrededor de 45% del área de comercio justo certificado ha sido de producción orgánica (Ceccon-Rocha y Ceccon, 2010).

El mercado de café orgánico ha crecido a una tasa constante (30 000 ha en el inicio de la década de 1990 a 150 000 ha en 2002) (Kilian *et al.*, 2006). En México, en 2004 se cultivaban 71 000 ha de café orgánico, que representaba 10% del café producido en el país y 33% de la producción orgánica (Willer y Yussifi, 2004).

A pesar de que la productividad del café orgánico es más baja que el convencional (alrededor de 23% menor) (Zúñiga, 2000; Lyngbaek *et al.*, 2001), el sobreprecio del café orgánico contribuye, en la mayoría de los casos, para la mayor rentabilidad financiera de la producción orgánica (Rice y Ward, 1997; Saito, 2004). El precio por saco de 46 kg del café orgánico puede alcanzar un sobreprecio de 40% (130 dólares estadounidenses) relativo al café convencional (52 dólares estadounidenses) (Sosa *et al.*, 2004).

Según el estudio del CIMS (2004) sobre el precio del café Premium* bajo diferentes certificaciones de café sustentable, en diversos países de América Latina, el precio más alto, de hasta 150 centavos de dólar estadounidense/libra³ (a nivel FOB*), fue pagado para cafés orgánicos certificados. Los cafés Premium de más alto precio del sistema de comercio justo, alcanzaron 106 centavos de dólar estadounidense por libra de café.

Se ha reportado que la rentabilidad de la producción convencional de café en Costa Rica fue negativa, dejando pérdidas de 42 dólares/ha, mientras que

² El sistema de certificación de los productos de comercio justo se inició en los Países Bajos en 1989, y el café fue el primer producto con esa etiqueta. La marca holandesa que se conoce como “Max Havelaar”, adoptó el nombre de uno de los libros de mayor venta en el siglo XIX, que trataba básicamente sobre la dura vida de los trabajadores en las plantaciones de café en Java, explotados por empresarios holandeses colonialistas (FLO, 2004).

³ 1 libra= 0.4536 kg.

para el sistema orgánico la rentabilidad fue positiva, estimada en 35.4 dólares estadounidenses/ha. En el mismo estudio, cuando se incluyeron los costos provocados por externalidades ambientales, el sistema convencional de producción presentó una pérdida total de 103.5 dólares estadounidenses/ha (Boyce *et al.*, 1994).

Por otra parte, se ha realizado una comparación entre las ganancias netas del sistema orgánico certificado contra un sistema convencional. Los sistemas de producción convencionales correctamente manejados fueron capaces de producir café con bajos costos (alrededor de 51 centavos de dólar estadounidense/libra), alcanzando ingresos netos positivos. Sin embargo, sistemas convencionales manejados inadecuadamente tuvieron costos promedio de alrededor de 77 centavos de dólar estadounidense/libra, lo que llevó a una pérdida de ingresos de 17 centavos de dólar estadounidense/libra de café que se produjo. En el caso de las propiedades orgánicas, la brecha identificada entre las propiedades correcta e incorrectamente manejadas es aún mayor. Mientras sistemas orgánicos más eficientes en Costa Rica fueron capaces de producir café orgánico por poco más de 1 dólar estadounidense/libra con un beneficio neto de 18 centavos de dólar estadounidense por libra, en sistemas menos eficientes el costo es de casi 1.60 centavos de dólar estadounidense por libra y, por tanto, hubo una pérdida de ingresos de 35 centavos de dólar estadounidense por libra de café (Kilian *et al.*, 2006).

Otra manera de valoración de producción del café sustentable surgió desde los años noventa, cuando el Instituto Smithsonian empezó a impulsar el sello “café amigable con las aves”, que certifica plantaciones de café con diversas especies de árboles y libres de agroquímicos y agrotóxicos. Algunos estudios han encontrado que muchas aves migratorias utilizan estos sistemas como residencia temporal, para alimentación, descanso y protección (Van der Root y Greenberg, 1995). Los cafetales que cumplan con estos principios son premiados con un sobreprecio, lo que reduce la relación costo-beneficio del sistema orgánico-agroforestal. Vale resaltar que estos sistemas también ameritan los pagos por servicios ambientales. En México, desde 2004 se publicó la convocatoria para el Programa de Servicios Ambientales (CABSA; captura de carbono, biodiversidad y sistemas agroforestales), en donde se menciona que por el café en sistemas agroforestales se pueden pagar hasta 500 dólares estadounidenses por ha si además se acredita la producción bajo métodos orgánicos. También se puede acceder a los apoyos para la formación de técnicos comunitarios y asistencia técnica (Anta-Fonseca, 2006).

9.3.3.2 La sociedad civil como financiadora de la restauración productiva: el modelo de las Asociaciones de Reposición Forestal en Brasil

El modelo de Asociaciones de Reposición Forestal (ARF) fue creado en Brasil, en los años ochenta, y 10 años más tarde fue llevado a Nicaragua. En Brasil, funciona respaldado legalmente por los gobiernos federal y estatal, y es considerado un eficiente modelo para el financiamiento de la restauración productiva en pequeñas propiedades. En Nicaragua, las ARF no cuentan con un respaldo jurídico oficial y todavía no funcionan de forma adecuada (Ceccon y Miranda, 2012; Miranda *et al.*, 2012).

La base histórica de la creación de las ARF empezó en Brasil desde 1965, cuando el gobierno brasileño aprobó la Ley Forestal (No. 4771) que exigía que todos los sectores consumidores de materia prima forestal debían usar solamente madera producida de manera sostenible. Por cada metro estéreo⁴ utilizado, cualquier consumidor de materia prima forestal debería plantar cinco árboles. Al mismo tiempo, se establecieron estímulos fiscales para el desarrollo de grandes plantaciones.

Los pequeños consumidores, que utilizaban menos de 12 mil metros estéreos por año, en lugar de plantar, deberían pagar un impuesto de reposición forestal al gobierno, para que éste, con el dinero recaudado incentivase la reforestación en pequeñas y medianas propiedades y éstas suministrasen madera a los pequeños consumidores de su región.

No obstante, el dinero pagado por el impuesto de reposición forestal se perdía en la burocracia federal y jamás se aplicaba en reforestación. Los consumidores locales a menudo enfrentaban la escasez de madera plantada en el mercado y sufrían la represión de los fiscales del gobierno que buscaban evitar el consumo de madera de bosques nativos (Ceccon y Miramontes, 2008).

En 1986, un grupo de consumidores de leña (principalmente ceramistas y ladrilleros) del municipio de Penápolis, en el estado de São Paulo, Brasil, inconformes con esta situación decidieron que, en lugar de pagar el impuesto de reposición forestal al gobierno federal, aplicaría este dinero en una asociación civil sin fines de lucro, creada por ellos mismos. Estas Asociaciones de Reposición Forestal producirían plántulas de alta calidad y las ofrecerían gratuitamente a los pequeños y medianos productores locales junto con una asistencia técnica adecuada con el propósito de promover la reforestación y aumentar la oferta de materia prima forestal.

⁴ 1 m estéreo=1 m³ de madera apilada o 2/3 de 1 m³.

Al inicio, el gobierno federal condenó legalmente la iniciativa y trató de cerrar las ARF, pero el Departamento de Recursos Forestales del Estado de São Paulo reglamentó su actuación en 1990 (Ceccon y Miranda, 2012). De 1985 a 1995 se crearon 13 asociaciones en el estado y más de 20 mil ha de plantaciones fueron establecidas, con más de 3 mil agricultores involucrados. En 1993, las ARF fueron reconocidas por el gobierno federal y la recolección del impuesto de reposición forestal por las ARF fue autorizada; con ello, se fundó oficialmente la primera asociación denominada “Asociación de Reposición Forestal del Tietê Medio” y muchas otras se crearon en todo el país, incluso estimuladas por el propio gobierno federal.

Hoy día, las ARF ejercen otras importantes actividades en sus respectivas regiones, tales como educación ambiental para niños y adolescentes, la enseñanza de manejo de invernadero forestal para adolescentes de escasos recursos, proyectos de restauración ecológica de cuencas hidrográficas, donación de plántulas de especies nativas para restauración de bosques riparios en las propiedades de los asociados y la venta de plántulas de varias especies para no asociados.

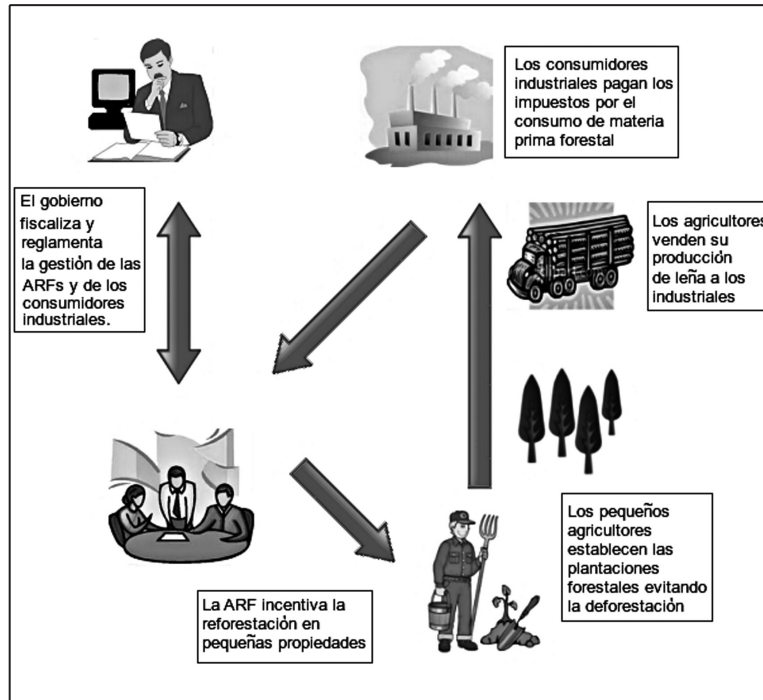
El concepto básico de las ARF se puede resumir de la siguiente manera (figura 10):

- Los consumidores de madera están obligados por ley a realizar la reposición forestal.
- Para los pequeños consumidores, la reposición se hace a través del pago de una tasa de reposición (valor-árbol) a una ARF local, cuyo valor se calcula con base en el consumo estimado.
- La ARF invierte en la producción de plántulas de árboles de rápido crecimiento y de alta calidad genética, y las proporciona gratuitamente a los pequeños y medianos agricultores de la región con su debida asistencia técnica (en algunos casos también proporciona fertilizantes y alambre para cercas). Por tanto, reduce el costo inicial de implantación para los agricultores y aumenta sus ganancias.
- Los agricultores tienen plena propiedad de los árboles adultos y son libres de disponer de ellos, además tienen un mercado garantizado por los consumidores que están asociados a la asociación.
- El gobierno supervisa el funcionamiento de las ARF, así como el pago de las tasas de reposición por parte de los consumidores.

¡Como resultado de estas gestiones, de 1993 a 2007 solamente 11 ARF de São Paulo, habían plantado la increíble suma de más de 91 823 090 árboles! Algunos analistas incluso concluyen que la reducción de las tasas de deforestación en los

últimos 10 años en este estado se debe principalmente a la actuación de las ARF (Cecon y Miramontes, 2008).

Figura 10. Diagrama del funcionamiento de las ARF



Fuente: extraído de Cecon y Miranda, 2012; Miranda *et al.*, 2012.



Plantación de *Eucalyptus* sp. con plántulas de la ARF Aciflora en una pequeña propiedad en Bauru, São Paulo, Brasil (foto izquierda). Área de educación ambiental de la ARF Flora Tietê, en Penápolis, São Paulo, Brasil (foto derecha). Fotos: Eliane Cecon.

9.3.3.3 La iniciativa privada como financiadora de la restauración productiva: el modelo empresario forestal/agroforestal en Brasil

Como ya fue dicho en el capítulo anterior, en Brasil cualquier empresa consumidora de una gran cantidad de madera debe realizar la reposición forestal de la misma cantidad consumida. Una gran parte de las grandes industrias consumidoras (de siderurgia y de pulpa y papel) poseen extensas plantaciones propias del género *Eucalyptus* sp., sin embargo, un grupo significativo de empresas busca también asociarse con pequeños y medianos agricultores en el establecimiento de estas pequeñas plantaciones forestales (Ceccon y Miramontes, 2008).

Entre las principales razones para que las empresas busquen establecer este tipo de relación con los pequeños y medianos agricultores, está la presión ejercida por la sociedad civil organizada, que considera las grandes plantaciones poco viables tanto ambiental como socialmente. Por otra parte, muchas veces las áreas que poseen las empresas para realizar plantaciones se encuentran muy lejos de las plantas consumidoras, lo que encarece demasiado el transporte. También los impuestos pagados por los empleados son muy altos y eso encarece la actividad forestal en Brasil (Ceccon y Miramontes, 2008).

Por su parte, como ya se dijo con anterioridad, los pequeños agricultores no disponen de capital para invertir en plantaciones arbóreas, toda vez que el retorno de la inversión es a largo plazo (mínimo 5 años). A pesar de que recientemente existe una mayor disponibilidad de créditos por las nuevas políticas implementadas, estos agricultores prefieren utilizarlos en actividades agrícolas, donde el retorno es a corto plazo (Ceccon y Miranda, 2012).

El contrato entre el agricultor y la empresa ocurre de la siguiente manera: un técnico en comunicación de la empresa visita al agricultor que vive cerca de la planta consumidora y le propone una sociedad para plantar al menos un hectárea de *Eucalyptus* sp. bajo un contrato firmado. En este contrato, la empresa normalmente aporta para el establecimiento de la plantación los siguientes insumos (Ceccon, 1999):

- Plántulas de alta calidad (en términos genéticos y de producción).
- Fertilizantes.
- Técnicos de apoyo.

Por su parte, el agricultor debe aportar:

- Tierra para la plantación.
- Fuerza de trabajo.
- Combate a las hormigas y otras plagas y mantenimiento de la plantación.

Finalmente, el contrato define que al final de siete años, cerca de 18% de la madera debe ser entregado a la empresa para cubrir sus inversiones iniciales, y la madera que queda (82%) pertenece al agricultor, que puede venderla a quien le ofrezca el mejor precio.

En este tipo de sociedad, los dos sectores implicados obtienen ventajas considerables. La empresa, por su parte, percibe las siguientes ventajas (Ceccon, 1999):

- Menor costo del transporte de la madera hasta la fábrica (los agricultores socios se encuentran en las cercanías de la planta consumidora).
- No tendrán que pagar impuestos de empleados.
- Ganarán más simpatía de la sociedad, ya que estarán implementando un sistema de producción de madera social y ecológicamente más aceptables.

El agricultor obtiene las siguientes ventajas en este contrato:

- Rendimiento 1 000 a 2 000 dólares estadounidenses por ha después de siete años.
- Aprovechamiento de tierras abandonadas y sin uso.
- Financiamiento de la producción libre de deudas.
- Posibilidad de establecer sistemas agroforestales y obtener alimentos en los tres o cuatro primeros años de la plantación (sistema taungya; capítulo 8.2.2.1).
- Posibilidad de obtener leña y madera para sus gastos domésticos.
- Mercado garantizado para su madera al final de siete años.

Obviamente, este tipo de sociedad ofrece algunos riesgos y dificultades tanto para la empresa como para el agricultor. Para la empresa, la relación social con el agricultor es totalmente diferente a la de un empleado, pues en este caso, el agricultor es un socio, y por tanto, la empresa no puede “obligarlo” a cumplir su parte en el contrato. Así, existe un riesgo de fracaso y pérdida de la inversión inicial. También el agricultor puede no desear vender su producción final a la empresa, ya que el contrato no lo obliga. Para evitar estos posibles fracasos, la empresa debe contar con funcionarios muy capacitados en comunicación

rural y en técnicas forestales/agroforestales. De acuerdo con Cecon (1999), durante el crecimiento de la plantación el agricultor adquiere mucha confianza en el técnico de la empresa que lo visita periódicamente, y al final es una práctica común vender gran parte de su producción a la empresa con la cual mantuvo la sociedad.

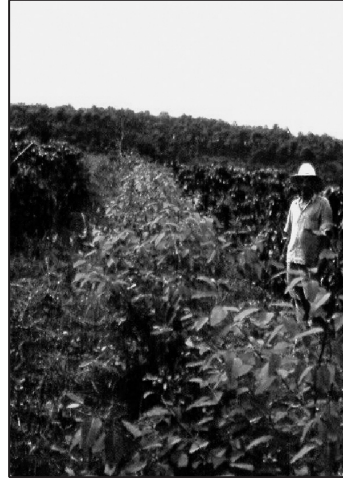
Para el agricultor, el factor negativo de la sociedad es el compromiso de obtener un rendimiento en la plantación, lo que produce un cierto temor a no poder cumplirlo por la presencia de plagas o sequías. Por otra parte, como la época de introducción de las plantaciones en zonas de clima estacional coincide con la época de introducción de los cultivos agrícolas, puede haber carencia de fuerza de trabajo y de tractores para rentar, lo que puede llevar a un fracaso de la plantación. Un retraso en la introducción de las plántulas en el campo puede llevar a una muy baja supervivencia (Cecon y Miramontes, 2008).

De acuerdo con una investigación realizada por Cecon (1999), el uso de sistemas agroforestales en este tipo de sociedad ofrece una serie de ventajas a los agricultores:

- Permite la obtención de cultivos alimenticios hasta los tres o cuatro años de crecimiento de la plantación.
- La tasa de crecimiento de los árboles es más alta (mayor rendimiento), pues aprovechan el fertilizante utilizado en los cultivos (Cecon, 2005b, 2008).
- Se hace una sola operación de limpieza para las dos actividades (agrícola y forestal).
- Si no se dispone de fertilizante para los cultivos, se puede aprovechar algo de la fertilización de la plantación ofrecida por la empresa.
- Después de cuatro años, se puede establecer actividades de apicultura en las plantaciones (edad de floración del *Eucalyptus* sp.) y obtener un producto de venta y consumo adicional.

Al utilizar una especie exótica (*Eucalyptus* sp.) en estas pequeñas plantaciones (normalmente de 1 ha) que puede causar ciertos impactos ambientales (véase Cecon y Martínez-Ramos, 1999), probablemente jamás se alcance en el área una restauración completa (Lamb, 1998), sin embargo, la presencia de árboles puede disponibilizar algunos servicios sustanciales al ecosistema, tales como (Bauhus *et al.*, 2010):

- Reducción de la presión de deforestación de los bosques nativos por la mayor oferta de madera.



Plantaciones de *Eucalyptus urophylla* asociado con yuca (*Manihot esculenta*; foto izquierda) y con café (*Coffea arabica*, foto derecha) en un programa de empresario agroforestal de la empresa de siderurgia Pains Forestal con pequeños agricultores en la región de Claudio, Minas Gerais, Brasil. Foto: Eliane Ceccon.

- Captura de carbono.
- Puntos de conexión en paisajes agrícolas fragmentados (capítulo 6.1.2).
- Retención de flujos y absorción del agua del suelo por las raíces profundas de los árboles y la presencia de hojarasca, lo que aumenta el agua en el manto freático y evita la erosión del suelo.
- Mayor oferta de recursos alimenticios para polinizadores (principalmente cuando se deja el sotobosque a partir del cuarto año) aumentando su diversidad.

La oferta de servicios ecosistémicos puede variar mucho dependiendo del tipo de manejo realizado en la plantación (Ceccon y Martínez-Ramos, 1999).

A pesar de las muchas ventajas ofrecidas por este sistema, para su establecimiento, el modelo requiere de una base legal (obligatoriedad de reposición forestal con su posterior fiscalización) y de un mayor compromiso social y ambiental por parte de las empresas consumidoras.

10. ¿CÓMO EVALUAR EL ÉXITO DE UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN?

El valor potencial de la restauración ecológica como una prueba básica para la teoría ecológica ya ha sido destacado en capítulos anteriores (Bradshaw, 1987; Harper, 1987; Jordan, *et al.*, 1987). Harper (1987) sugirió que la ciencia de la ecología se beneficiaría de los intentos de los restauradores para diseñar y crear nuevas comunidades, asimismo, poner a prueba ideas o responder preguntas fundamentales de la ecología. Michener (1997) considera que a pesar de la multitud de manejo de recursos y oportunidades científicas que se ha otorgado por la restauración ecológica, sólo una pequeña fracción de los cientos de miles de “experimentos” de restauración que se realizan cada año se beneficia de los esfuerzos combinados de los profesionales y científicos. Para los gestores de recursos, los organismos de financiamiento internacional, los políticos y los científicos, la restauración ecológica es más un “arte” que una “ciencia”, y a menudo se basan en la intuición en lugar de basarse en conocimientos bien documentados para planificar los proyectos de restauración.

Al mismo tiempo, son escasos los estudios que poseen apoyo financiero para evaluar los esfuerzos de restauración y normalmente el monitoreo de un proyecto no se lleva a cabo por más de cinco años (Ruiz-Jaen y Aide, 2005). Una de las principales dificultades es que en repetidas ocasiones el conocimiento de la estructura básica y función de varios ecosistemas son muy rudimentarios y requieren estudios de largo plazo, de manera paralela, muchos ecólogos prescriben una solución hasta que un experimento no haya sido replicado muchas veces y en diferentes lugares. Por otra parte, los resultados obtenidos por la comunidad científica en incontables veces no sirven para los restauradores en la práctica, porque existe mucha dificultad en “controlar” todas las variables de un experimento de restauración (Michener, 1997).

Debido a los problemas anteriormente expuestos, existe una lista de nueve atributos de los ecosistemas para servir como guía para medir el éxito de un proyecto de restauración (SER, 2004):

1. Poseer una estructura y composición de la comunidad vegetal similares con un sitio de referencia.
2. Presencia de especies nativas.
3. Presencia de grupos funcionales necesarios para la estabilidad a largo plazo.
4. Capacidad del medio ambiente físico para sostener la reproducción de las poblaciones.
5. Funcionamiento normal.
6. Integración con el paisaje.
7. Eliminación de amenazas potenciales.
8. Resiliencia a las perturbaciones naturales.
9. Auto-sustentabilidad.

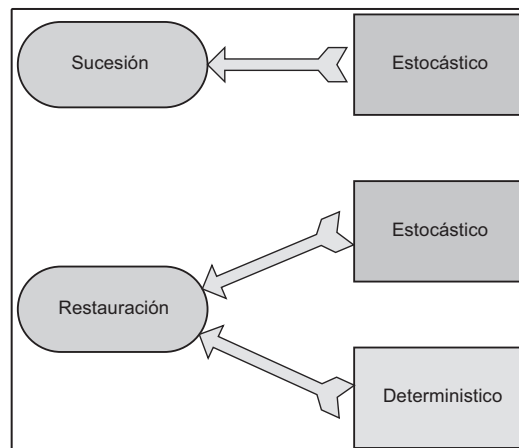
Al mismo tiempo, existen varios artículos que de manera individual utilizan ciertos atributos biológicos del ecosistema para medir el éxito de la restauración, tales como la evaluación de la estructura de las comunidades de invertebrados terrestres (Jansen, 1997), el cambio en la densidad de lombrices (Zhou y Gonzalez, 1997), la recuperación de la mesofauna (100 micrometros a 2mm) (Koehler, 2000), las características físico-químicas de los suelos y los microorganismos asociados (Benthán *et al.*, 1992), las comunidades de insectos, hormigas, reptiles e invertebrados (Majer, 1997; Tucker y Murphy, 1997), las aves y murciélagos (Parrotta *et al.*, 1997) y comunidades de peces para zonas riparias (Paller *et al.*, 2000).

En este sentido, de una revisión de todos los artículos en los 11 volúmenes de la revista “Restoration Ecology” que evaluaban el éxito de proyectos de restauración, se encontró que la diversidad o estructura de la vegetación fueron las variables más evaluadas (Ruiz-Jaen y Aide, 2005). La principal razón para el uso de dichas variables es porque las normas ambientales siempre requieren un monitoreo de la vegetación (Allen, 1992), por otra parte, se asume que la recuperación de la fauna y los procesos ecológicos siempre serán una consecuencia del reestablecimiento de la vegetación (Toth *et al.*, 1995; Young, 2000). Sin embargo, la comparación entre un bosque originado por estrategias de implantación, en términos de estructura y diversidad de la vegetación, contra un sitio de referencia originado por la sucesión natural, puede presentar muchas diferencias, ya

que la visión clásica de Clements de la sucesión como un proceso determinístico no es universalmente aplicable (Connell y Slatyer, 1977). Más bien, es ampliamente aceptado por la ecología que la trayectoria de los cambios ecológicos es influenciada por las condiciones del sitio (suelos, topografía, geografía), por las interacciones entre las especies y por factores aún más estocásticos, como la disponibilidad de colonizadores, la existencia o la distancia de una fuente de semillas (Aronson *et al.*, 2006b). Por su parte, el proceso sucesional en la restauración, en su inicio, es directamente afectado por un factor determinístico, ya que las especies primero son introducidas y no están presentes de manera aleatoria. Sólo después de algún tiempo es cuando los procesos estocásticos comienzan a operar (Leitão *et al.*, 2010), pero de todos modos, el área restaurada nunca tendrá la misma disponibilidad de propágulos, la misma conformación del sitio de referencia o los mismos colonizadores (figura 11).

De hecho, la naturaleza impredecible de la sucesión impone barreras a los restauradores para establecer objetivos claros en su trabajo. Debido a esto, la meta de la restauración debería ubicarse en un marco ecológico, económico y socialmente realista (Hobbs y Norton, 1996). En este contexto, se deben tomar en cuenta cuatro condicionantes biológicas y sociológicas para el éxito de la restauración (Jackson *et al.*, 1995):

Figura 11. Diagrama de los procesos que afectan la sucesión y la restauración



- Cómo es valorada la naturaleza por la sociedad.
- El grado de compromiso social con la restauración.
- Las circunstancias ecológicas bajo las cuales la restauración es realizada.
- La calidad de los criterios de los restauradores sobre cómo alcanzar la restauración.

Según las circunstancias anteriores y la viabilidad, el objetivo puede que sea restaurar el ecosistema original (restauración *sensu stricto*) o crear un sistema alternativo (por ejemplo, la restauración productiva o *latu sensu*; capítulo 5).

Sin embargo, es necesario mejorar las metodologías para el monitoreo y evaluación del bienestar humano bajo el contexto de la restauración y tener presente que existe también la necesidad de establecer un procedimiento unificado para el monitoreo de los programas de restauración a pequeña y a gran escala (Vallauri *et al.*, 2007).

10.1 ¿Cómo diseñar los experimentos de restauración?

Para una buena evaluación de un proyecto de restauración es importante, antes que nada, plantear un diseño adecuado del experimento. Un verdadero experimento proporciona un análisis de seguimiento de las actividades de restauración, y evalúa si han ocurrido cambios después de la restauración, así como si ese cambio se debe a la actividad misma de restauración (Ostle, 1983). Los principios básicos en el diseño de un experimento de restauración son los mismos para cualquier experimento: la replicación, la asignación al azar y los controles. Tanto la asignación al azar como la replicación proporcionan un marco para estimar la variabilidad en las unidades experimentales (Eberhardt y Thomas, 1991). El control es un refinamiento del diseño experimental y reduce la magnitud del error experimental (Ostle, 1983).

Una vez que el diseño general del experimento se establece, varios aspectos del muestreo deben ser abordados e incluyen: la definición de la población objetivo, la selección de las unidades de muestreo o parcelas, la delimitación de la parcela (tamaño y forma), las metodologías de campo usadas, y el calendario con la frecuencia de recolección de datos. Después de definida la población objetivo y los tamaños de las áreas de muestreo, se decide dónde ubicarla dentro de la parcela (debe ser al azar). Para establecer el tamaño y el formato de las unidades de muestreo deben tomarse en cuenta los efectos de borde, la distribución de las

poblaciones de la especie estudiada, la biología de las especies, y la logística en la colecta de datos con la finalidad de minimizar la variabilidad de muestreo. Algunos de los diseños básicos incluyen el muestreo aleatorio simple, el sistemático aleatorio,* el aleatorio estratificado,* por conglomerados de una etapa* y dos etapas y estimadores de razón* (Cochran, 1977; Thompson, 1992).

Sin embargo, con frecuencia los ecólogos de la restauración deben enfrentar las siguientes situaciones (Michener, 1997):

- las unidades experimentales son heterogéneas;
- los tratamientos no son uniformes;
- hay múltiples tratamientos, en lugar de uno solo, y se aplican iterativamente;
- las “réplicas” verdaderas son difíciles o imposibles;
- las perturbaciones extrínsecas e intrínsecas pueden ser comunes, pero sus efectos sobre sistemas ya antropogénicamente perturbados pueden ser mal entendidos; y
- la variabilidad en las respuestas del sistema y su significancia ecológica son de mayor interés que las respuestas mismas.

Otra pieza clave de cualquier diseño de experimento es la programación de la recopilación de datos y la longitud de tiempo durante el cual los datos deben ser colectados. Por ejemplo, en ecosistemas estacionalmente secos, donde hay un periodo de sequía de aproximadamente seis meses, ninguna variable que esté relacionada con el crecimiento debe ser medida en el periodo de sequía, pues en esa época las especies de dichos ecosistemas no tienen agua disponible para su crecimiento, incluso la mayoría de ellas pierde sus hojas (Cecon *et al.*, 2006). Por tanto, ninguna variable aumentará en magnitud en este periodo, y algunas de ellas incluso se reducirán por la merma de agua como el diámetro del cuello, DAP*, área de copa (por la pérdida de hojas), entre otras.

Por otra parte, la duración del estudio se refiere al tiempo que un estudio debe ser seguido para estimar el parámetro de interés. Por tanto, una consideración primordial para el monitoreo de experimentos de restauración deben ser las características temporales del parámetro ecológico que se está midiendo, las cuales incluyen la frecuencia, magnitud y regularidad de los parámetros que están influenciados por factores bióticos y abióticos que operan de manera estocástica y determinista (Franklin, 1989). Por ejemplo, estudios de carácter fenológico en las selvas bajas deben perdurar mínimo dos años, porque la

cantidad de precipitación en estos ecosistemas, además de la estacional (variable dentro del año) puede cambiar mucho entre años (Ceccon *et al.*, 2006), y los años de menor precipitación afectan de manera importante algunas variables fenológicas.

Existen varias alternativas para llevar a cabo estudios a largo plazo (Micheener, 1997), tales como estudios retrospectivos (Davis, 1989), en el que se sustituye el espacio por tiempo (Pickett, 1989), al utilizar sistemas con una dinámica rápida como analogías para aquellos con dinámica lenta (Strayer *et al.*, 1986), y el modelaje (Shugart, 1989). Cada una de estas alternativas tiene sus ventajas y limitaciones que deben ser entendidas antes de que sea aplicado como una alternativa al monitoreo a largo plazo.

Por otra parte, cuando se diseñan experimentos agroforestales (árboles asociados a cultivos, por ejemplo), para comparar los tratamientos es necesario hacer por lo menos tres tratamientos distintos: uno del árbol con el cultivo asociado intercalado, otro de los árboles en monocultivo, y otro del monocultivo agrícola, porque así se podrá comparar el efecto de la asociación en la productividad de ambos, cultivos y árboles (cuadro 21).

10.1.1 Los análisis de los datos

Ejemplos de algunos métodos que pueden ser usados, son los de logística o logística múltiple (para múltiples variables independientes), de regresión, que son adecuados para situaciones en las que la variable dependiente es categórica, dicotómica o policotómica (Trexler y Travis, 1993). En los estudios de germinación de semillas y supervivencia de plantas son los ejemplos de enfoques de regresión logística los que pueden ser adecuados para el modelado. Los modelos lineales generalizados (GLIMS) representan una clase especial de modelos que son apropiados para datos de recuento no normal (por ejemplo, especies raras) (McCullagh y Nelder, 1983). Otros modelos potencialmente relevantes incluyen:

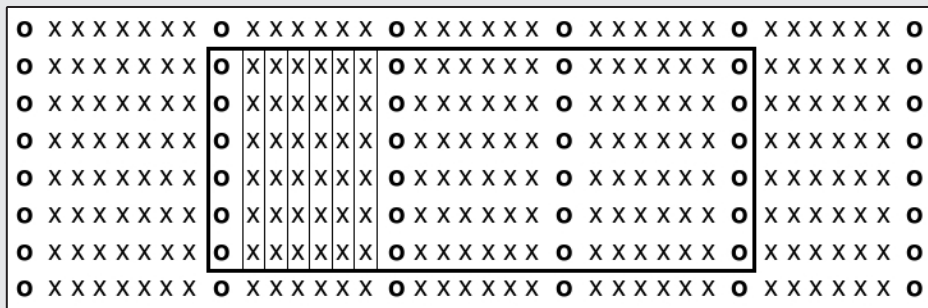
- modelos de medidas repetidas sobre la base de MANOVA (Von Ende, 1993);
- modelos de medidas repetidas con matrices de covarianza estructuradas o “modelos mixtos” (Von Ende, 1993);
- regresión no lineal (Box y Draper, 1987), y

- modelos matemático-estadísticos más complejos que pueden acomodar interacciones en el espacio tiempo (Haas, 1995).

Cuadro 21. Modelo de colecta de datos en un experimento agroforestal

En experimentos agroforestales, es importante durante la colecta de datos del cultivo agrícola en los callejones, tomar los datos de cada línea de cultivo, porque las líneas de cultivos más próximas de los árboles (principalmente después del primer año) pueden ser más afectadas en su rendimiento que las líneas centrales, causando un elevado error estándar en el promedio general. Por otra parte, cuando se evalúa el crecimiento de árboles en plantaciones con espaciamientos reducidos (ej. 3 x 2m), los árboles del borde de cada parcela no deben ser tomados en cuenta (en plantaciones más antiguas), pues éstos reciben más luz que los demás y posiblemente tendrán una mayor tasa de crecimiento, provocando a veces un mayor error estándar dentro de la muestra (figura 11).

Figura 5. Área de muestreo de un sistema agroforestal



o = árboles, x = cultivos agrícolas. El cuadro más amplio representa el área de muestreo de los árboles, eliminando el efecto de borde, y los rectángulos representan el muestreo en las líneas de cultivo agrícola.



Experimento de un sistema agroforestal con *Eucalyptus camaldulensis* y frijol, en Claudio, Minas Gerais, Brasil. Foto: Eliane Ceccon.

UNA BREVE CONCLUSIÓN

Se puede considerar que la definición exacta de restauración, que sería el regreso a las condiciones primitivas exactas de los ecosistemas, es imposible de alcanzar debido principalmente a la naturaleza dinámica de estos ecosistemas. Por tanto, lo que se debe considerar cuando se piensa en realizar un proyecto de restauración es el reestablecimiento de la integridad ecológica, la biodiversidad y la estabilidad a largo plazo, asociado a la viabilidad social y económica. Esto puede significar muchas veces iniciar o direccionar la sucesión, aceptando al final el producto que la naturaleza nos va ofrecer a medio o largo plazos. La tendencia mundial actual es adoptar el término restauración con la explícita definición de sus objetivos, principales retos y limitaciones de orden ecológica, técnica, económica y social. Otro gran desafío es evaluar la efectividad y el éxito de los proyectos realizados, pues muchos de estos objetivos sólo serán alcanzados a largo plazo. Esfuerzos recientes se han concentrado en definir criterios que a corto y mediano plazos se puedan ofrecer, con una perspectiva más clara de que el ecosistema restaurado será viable a futuro. Al mismo tiempo, se debe reconocer que programas de educación ambiental y acción participativa son fundamentales para la implantación y la conclusión satisfactoria de muchas de las estrategias de restauración.

Se puede concluir que aún son necesarios más avances en la restauración para garantizar que los bosques restaurados lleguen a ejercer el papel de mantenedores de la biodiversidad junto con los bosques remanentes. El gran reto es que estos bosques restaurados asuman gradualmente características cercanas a los bosques naturales, ejerciendo una amplia gama de servicios ambientales, como la protección de nacientes y ríos, la preservación de pendientes y principalmente la conexión de los fragmentos en el paisaje. Estos avances deben incluir también la restauración de las diferentes formas de vida, los microorganismos, la diversidad genética, las redes de interacciones, los grupos funcionales

y los ciclos biogeoquímicos. Al mismo tiempo, hay que avanzar en la sustentabilidad económica de estas iniciativas de restauración y aún con mayor velocidad en la vertiente social. No hay que olvidarse de que hay más de 250 millones de seres humanos que viven en las zonas forestales del mundo y que dependen de los bosques para su quehacer diario (Kaimowitz y Angelsen, 1998).

En este momento es fundamental que haya una gran cooperación de todos: personas, legisladores, instituciones de investigación, enseñanza y gubernamentales, para que se fortalezcan las iniciativas que busquen soluciones concretas para la crisis ambiental y de desarrollo rural del mundo. Es necesaria la unión de personas e instituciones para sumar esfuerzos, complementar las funciones y para hacer eco a la voz que clama por el derecho a la vida y al futuro del planeta.

GLOSARIO

Alógamas: son plantas que realizan preferencialmente polinización cruzada (más de 95%). En este caso, la fertilización ocurre cuando el polen de una planta fertiliza el estigma de la flor de otra planta. Las plantas alógamas no transmiten sus genotipos para la siguiente generación (<http://www.bespa.agrarias.ufpr.br/paginas/livro/capitulo%2011.pdf>).

Atractores: una manera de visualizar el movimiento caótico, o cualquier tipo de movimiento, es hacer un diagrama de fases del movimiento. En tal diagrama el tiempo es implícito y cada eje representa una dimensión del estado. Por ejemplo, un sistema en reposo será dibujado como un punto, y un sistema en movimiento periódico será dibujado como un círculo. Algunas veces, el movimiento representado con estos diagramas de fases no muestra una trayectoria bien definida, sino que ésta se encuentra errada alrededor de algún movimiento bien definido. Cuando esto sucede se dice que el sistema es atraído hacia un tipo de movimiento, es decir, que hay un atractor. De acuerdo con la forma en que sus trayectorias evolucionen, los atractores pueden ser clasificados como periódicos, casi-periódicos y extraños. Estos nombres se relacionan exactamente con el tipo de movimiento que provocan en los sistemas. Un atractor periódico, por ejemplo, puede guiar el movimiento de un péndulo en oscilaciones periódicas; sin embargo, el péndulo seguirá trayectorias erráticas alrededor de estas oscilaciones debidas a otros factores menores (http://es.wikipedia.org/wiki/Teor%C3%ADa_del_caos).

Brezales: comunidad arbustiva, de una altura media, en la que los brezos (*Erica* ssp.), tienen una relevancia notable. Son especies que pueden sobrevivir a perturbaciones severas, como el fuego o la roza, ya que rebrotan a partir de yemas situadas en órganos subterráneos o cepas. El hecho de soportar el fuego les da una enorme ventaja sobre otro tipo de vegetación que tenga que florecer y germinar. Naturalmente sucumben si los fuegos son muy reiterativos,

entre otros factores, por el empobrecimiento de la tierra (<http://es.wikipedia.org/wiki/Brezal>).

Café premium: el término en inglés *premium class* imprime un nivel más alto al producto anunciado, y se considera un café que atiende al gusto sofisticado de una élite.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC): es la capacidad que tiene un suelo para retener y liberar iones positivos, en función de su contenido de arcillas y materia orgánica. Las arcillas están cargadas negativamente, por tanto, los suelos con mayores concentraciones de arcillas poseen capacidades de intercambio catiónico mayores. Un mayor contenido de materia orgánica en un suelo también aumenta su CIC (http://es.wikipedia.org/wiki/Capacidad_de_intercambio_cati%C3%B3nico).

Cárcava: las cárcavas son socavones producidos en los suelos de lugares con pendiente a causa de las avenidas de agua de lluvia. Se concentran normalmente en abarrancamientos formados en los materiales blandos por el agua de arroyada que, cuando falta una cobertura vegetal suficiente, ataca las pendientes excavando largos surcos de bordes vivos (<http://es.wikipedia.org/wiki/C%C3%A1rcava>).

Créditos de carbono: es una medida encaminada a compensar la liberación de gases de efecto invernadero, a través del almacenaje o de evitar las emisiones de una cantidad determinada de dióxido de carbono (toneladas métricas) en la atmósfera para compensar las emisiones de terceros y/o en otros lugares. Los créditos de carbono deben demostrar adicionalidad, es decir, que el proyecto conduzca a la reducción o eliminación de emisiones de gases de efecto invernadero en adición a las que hubieran ocurrido en su ausencia (no es parte del escenario normal ni es de cumplimiento obligatorio) (http://www.careclimatechange.org/files/CARE_docs/CARE_Going_Carbon_Neutral_SP.pdf).

DAP: Diámetro a la altura del pecho (1.30 m).

Determinístico (proceso): es un modelo matemático donde las mismas entradas producirán invariablemente las mismas salidas, sin contemplar la existencia del azar ni el principio de incertidumbre. En este caso, la determinación de los resultados finales se hace a partir de las condiciones iniciales sin recurrir a elementos probabilísticos.

Detritus: en biología, los detritus son los residuos sólidos que provienen de la descomposición de fuentes orgánicas (vegetales y animales). A pesar de ser considerada materia muerta, aún es materia orgánica en descomposición y existen numerosos seres vivos que se alimentan de ella degradándola aún más, también es conocida como mantillo (<http://es.wikipedia.org/wiki/Detrito>).

Dormancia (latencia) de semillas: las semillas durmientes son aquellas que, más allá de que estén vivas y sobre condiciones de ambiente que normalmente favorecen el proceso de germinación, no germinan por causa de alguna restricción interna, la cual impide el desarrollo del embrión. La germinación solamente ocurrirá cuando tal restricción sea superada, lo que en la naturaleza puede llevar días, meses o años, dependiendo de la especie. Ésta es una estrategia adaptativa de supervivencia frente a condiciones ambientales desfavorables. El establecimiento de la latencia está regulado por factores hereditarios que determinan los mecanismos fisiológicos endógenos de las plantas, los cuales interactúan con factores ambientales en el que las plantas crecen; esto da lugar, a la larga, a cambios evolutivos en las plantas. Entre las condiciones ambientales más importantes se encuentran las variaciones climáticas de temperatura y humedad, las variaciones microclimáticas derivadas de aspectos fisiográficos y bióticos, como la calidad espectral de la luz y el termoperiodo, así como las características específicas del lugar a las que las plantas se han adaptado para establecerse y crecer. Las variaciones micro y macroclimáticas, así como las condiciones hormonales y nutricionales de la planta progenitora, tienen gran influencia en el establecimiento de la latencia de sus semillas durante su desarrollo, por lo cual pueden existir variaciones entre cosechas de semillas de una especie, según la época y el lugar de producción. Es importante distinguir entre dormancia y quiescencia. Una semilla “quiescente” es aquella que inicia y completa el proceso germinativo cuando existen factores exógenos favorables (como agua, calor y oxígeno) y no germina si encuentra algún factor ambiental que limite sus necesidades. Por otra parte, una semilla “durmiente” no germina en condiciones ambientales normalmente consideradas favorables, pues presenta algún bloqueo interno que debe ser superado por medio de un proceso conocido como “quiebra de dormancia”, para que la semilla esté apta a germinar (<http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/oeco.2009.1304.06/168>).

Endogamia: en biología, la endogamia se refiere al cruzamiento entre individuos de una misma raza dentro de una población aislada, tanto geográfica como genéticamente. Uno de los efectos más peligrosos de la endogamia es la seria probabilidad de que genes perjudiciales recesivos acaben presentándose en homocigosis y, por tanto, expresándose fenotípicamente (<http://www.canariostimbrados.es/indexw.htm>).

Erosión genética: pérdida o reducción de riqueza genética o de germoplasma, es decir, pérdida de genes de una población dada de seres vivos. El proceso de domesticación y la selección artificial de especies impuesto por los seres humanos ha contribuido para la reducción de la riqueza genética.

Estimadores de Razón: es un sistema basado en la relación existente entre dos variables y y x que se miden en el mismo conjunto de elementos. Como en la regresión lineal, el estimador de razón usa información sobre una variable x para estimar y .

Estocástico (proceso): la teoría de los procesos estocásticos se centra en el estudio y modelización de sistemas que evolucionan a lo largo del tiempo, o del espacio, de acuerdo con leyes no determinísticas, esto es, de carácter aleatorio.

Fenología temporalmente agregada: es cuando gran parte de los árboles presentan la floración en la misma época del año.

FOB: siglas del término en inglés *Free On Board* (*franco a bordo, puerto de carga convenido*) se refieren a un incoterm o cláusula de comercio internacional que se utiliza para operaciones de compraventa en que el transporte de la mercancía se realiza por barco (mar o vías de navegación interior). Se debe utilizar siempre seguido de un puerto de carga. El incoterm FOB-puerto de carga convenido es uno de los más utilizados (http://es.wikipedia.org/wiki/Free_on_board).

Fotoblásticas (semillas): son semillas que requieren de la presencia de la luz para germinar.

Fotoperiodo: se denomina fotoperiodo al conjunto de procesos de las especies vegetales mediante los cuales regulan sus funciones biológicas (por ejemplo, su reproducción y crecimiento) usando como parámetros la alternancia de los días y las noches del año y su duración según las estaciones y el ciclo solar.

Gametófitos: en las pteridofitas, el esporófito corresponde a la planta “adulta” con tallo y hojas, mientras que el gametófito se encuentra reducido a un “protalo”, una planta muy simple y generalmente subterránea.

Homeostasis: en ecología, se refiere al hecho de que las poblaciones tienden a autorregularse, a permanecer más o menos constantes, pero sólo si el ecosistema en que viven está en equilibrio (http://www.profesorenlinea.cl/ecologia_ambiente/Poblacion_y_Comunidad.html).

Humus: es una sustancia compuesta por algunos productos orgánicos, de naturaleza coloidal, que proviene de la descomposición de los restos orgánicos por hongos y bacterias. Se caracteriza por su color negruzco debido a la gran cantidad de carbono presente. Se encuentra principalmente en las capas superficiales de los suelos con actividad orgánica. Los elementos orgánicos que componen el humus poseen un grado de descomposición tan elevado que ya no se descomponen más y no sufren transformaciones considerables (<http://es.wikipedia.org/wiki/Humus>).

Mata Atlántica: es una formación vegetal tropical brasileña, paraguaya y argentina. Acompañaba la zona litoral de Brasil del sur al norte, en las regiones sur y sureste llegaba hasta a Argentina (Provincia de Misiones) y Paraguay. Debido a la deforestación histórica, hoy día se encuentra extremadamente reducida, siendo una de las selvas tropicales más amenazadas del globo, sin embargo, aún abriga una de las mayores biodiversidades del planeta <http://es.wikipedia.org/wiki/Mata_Atl%C3%A1ntica>.

Metanogénicas (bacterias anaerobias): representan filogenéticamente un único grupo de organismos de nueve especies. Cada una posee forma y estructura celular diferente, sin embargo, todas presentan un metabolismo energético similar y peculiar, ya que son bacterias formadoras de metano. Son inmóviles, Gram-negativas, no esporulantes, de desarrollo lento y anaeróbicas obligatorias. Para su desarrollo necesitan de sales nutritivas, CO_2 un agente reductor, un sustrato oxidable y una fuente de N, generalmente NH_3^+ , excepto la *Methanobacillus someliensis*, que es capaz de fijar el N atmosférico (<http://www.scribd.com/doc/51769248/2/BACTERIAS-METANOGENICAS>).

Metapoblación: consiste en una población formada por subpoblaciones o poblaciones locales. El concepto fue desarrollado en 1970 por Richard Levins a través de un modelo matemático elaborado para prever la dinámica poblacional de plagas de insectos en la agricultura. La metapoblación persiste solamente cuando ocurre un balance entre las tasas de recolonización de hábitats y las tasas de extinciones de poblaciones locales, aunque cada población local no se encuentre en equilibrio (<http://pt.wikipedia.org/wiki/Metapopula%C3%A7%C3%A3o>).

Muestreo aleatorio estratificado: la población se divide en grupos en función de un carácter determinado y después se muestrea cada grupo aleatoriamente, para obtener la parte proporcional de la muestra. Este método se aplica para evitar que por azar algún grupo esté menos representado que los otros. Lo anterior debe tomarse en cuenta cuando se está planeando estratificar o no una población o decidiendo en qué forma se definirán los estratos.

Muestreo aleatorio por conglomerados: se divide la población en varios grupos de características parecidas entre ellos y luego se analizan completamente algunos de los grupos, descartando los demás. Dentro de cada conglomerado existe una variación importante, pero los distintos conglomerados son parecidos. Requiere una muestra más grande, pero suele simplificar la recogida de muestras. A menudo, los conglomerados se aplican a zonas geográficas.

Muestreo sistemático aleatorio: en este caso, se elige el primer individuo al azar y el resto viene condicionado por aquél. Este método es muy simple de aplicar

en la práctica y tiene la ventaja de que no hace falta disponer de un marco de encuesta elaborado. Puede aplicarse en la mayoría de las situaciones, la única precaución que debe tenerse en cuenta es comprobar que la característica que estudiamos no tenga una periodicidad que coincida con la del muestreo.

Ortofoto: es una presentación fotográfica de una zona de la superficie terrestre en la que todos los elementos presentan la misma escala, libre de errores y deformaciones, con la misma validez de un plano cartográfico. Una ortofotografía se consigue mediante un conjunto de imágenes aéreas (tomadas desde un avión o satélite) que han sido corregidas digitalmente para representar una proyección ortogonal sin efectos de perspectiva, y en la que, por tanto, es posible realizar mediciones exactas, al contrario que sobre una fotografía aérea simple, que siempre presentará deformaciones causadas por la perspectiva desde la cámara, la altura o la velocidad a la que se mueve la cámara. A este proceso de corrección digital se le llama ortorrectificación. Así, una ortofotografía (u ortofoto) combina las características de detalle de una fotografía aérea con las propiedades geométricas de un plano (<http://es.wikipedia.org/wiki/Ortofotograf%C3%ADa>).

PEN (Permiso de Emisión Negociable): a través de este sistema se crea el derecho a emitir sustancias contaminantes. Cada permiso habilita a su poseedor a emitir una unidad del material residual indicado (un kilogramo, una tonelada o cualquier unidad de medida). Por lo general, los poseedores de permisos tendrán un número determinado de ellos en cada momento, de forma que el número total de permisos distribuidos entre los distintos contaminadores impone un límite superior al total de emisiones. Los permisos son negociables, es decir, todos los que tengan licencia para participar en el mercado de permisos pueden comprarlos y venderlos al precio que convenga a los participantes (www.eumed.net/rev/delos/07/ajag.pdf).

Penetrómetro: aparato que mide el grado de compactación de un suelo. Posee un sensor ultrasónico de profundidad de suelo y toma lecturas en incrementos de 2.5 cm mientras que la celda de carga mide la resistencia a la penetración.

Producción primaria neta: es la energía total fijada por fotosíntesis por las plantas menos la energía gastada en la respiración. La productividad primaria neta es la tasa de energía realmente incorporada a los tejidos de la planta. Es la cantidad de biomasa producida por los organismos primarios autótrofos, que forman la base de la cadena trófica (http://es.wikipedia.org/wiki/Productividad_%28biolog%C3%ADa%29).

Quelatación: la quelatación es la habilidad de un compuesto químico para formar una estructura en anillo con un ion metálico resultando en un compuesto

con propiedades químicas diferentes a las del metal original (el quelante impide que el metal siga sus reacciones químicas normales). Los micronutrientes quelatados son generalmente la fuente más efectiva de micronutrientes. La importancia primaria de los quelatos metálicos solubles en el suelo se debe a su capacidad de incrementar la solubilidad de los cationes metálicos agregados o indígenas. Como consecuencia, la movilidad de estos metales se incrementa, tanto por difusión como por movimiento de masa, aumentando así la disponibilidad del metal para las raíces de las plantas (http://www.drcaledronlabs.com/Publicaciones/Cartilla_Quelatos.pdf).

Resiliencia: se define como la capacidad de un sistema para retornar a las condiciones previas a la perturbación. Para calcularla en un intervalo determinado de tiempo, se realiza el cociente entre las medidas antes y después de la perturbación de cualquier variable descriptora del ecosistema.

Termoblásticas (semillas): son semillas que requieren de calor para germinar.

Totipotencialidad: término utilizado en biología para referirse a células que poseen la capacidad de dar origen a varios tipos celulares, incluso pudiendo una sola de estas células dar origen a millones de células, tejidos, órganos, incluso hasta embriones. Término que hace referencia a las células de crecimiento de las plantas. Éstas permiten que las plantas rebroten tras sufrir alguna herida o trauma (http://www.infoagro.com/diccionario_agricola/traducir.asp?i=1&tid=468).

Tricomas: son excrescencias de origen epidérmico y de formas muy variables, pueden ser glandulares o no. Se hallan vivos o muertos a su madurez y tienen caracteres suficientemente constantes en distintas especies como para llegar a tener mucho valor en la identificación de plantas (<http://es.wikipedia.org/wiki/Tricoma>).

Umbral: puntos en los que incluso pequeños cambios en las condiciones ambientales (variable de control subyacente) dará lugar a grandes cambios en la variable de estado del sistema (Hobbs, 2006).

BIBLIOGRAFÍA

- Abbott, I., C. A. Parker e I. D. Sills (1979), “Changes in the Abundance of Large Soil Animals and Physical Properties of Soils Following Cultivation”, *Journal of Soil Research*, 12: 261-266.
- Agriculture Intensification Model, PNAS, 107 (13): 5786-5791.
- Aguilar, A. L. (1998), “Caracterización microbiológica y fisicoquímica de suelos de islas de fertilidad de mezquite en un ecosistema semiárido”, tesis de licenciatura, Irapuato, Instituto de Ciencias Agrícolas, Universidad de Guanajuato.
- Aide, T. M., M. L. Clark, H. R. Grau, D. López-Carr, M. A. Levy, D. Redo, M. Bonilla-Moheno, G. Riner, M. G. Andrade-Núñez y M. Muñiz (2013), “Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010)”, *Biotropica*, 45 (2): 262-271.
- Aizen, M. A. y P. Feisinger (1994), “Forest Fragmentation, Pollination and Plant Reproduction in a Chaco Dry Forest, Argentina”, *Ecology*, 75: 330-351.
- Albrecht, A. y S. T. Kandji (2003), “Carbon Sequestration in Tropical Agroforestry Systems, Agriculture”, *Ecosystems and Environment*, 99: 15-27.
- Alcorn, J. (1995), “Big Conservation and Little Conservation: Collaboration in Managing Global and Local Heritage”, en Greg Dicum (ed.), *Local Heritage in the Changing Tropics: Innovative Strategies for Natural Resource Management and Control*, Connecticut, Yale University, pp.13-30.
- (1994), “Noble Savage or Noble State? Northern Myths and Southern Realities in Biodiversity Conservation”, *Etnoecologica*, 3: 7-19.
- Alemán-Santillán, T., B. G. Ferguson y F. J. Medina-Jonapá (eds.) (2007), *Ganadería, desarrollo y ambiente: una visión para Chiapas*, Chiapas, México, ECOSUR.
- Allen, E. B. (1992), “Evaluating Community-Level Processes to Determine Reclamation Success”, en J. C. Chambers, G. L. Wade (eds.), *Evaluating Reclamation Success: The Ecological Considerations*, General Technical Report

- NE 164, Radnor, Pennsylvania, Northeastern Forest Experimental Station, United States Department of Agriculture Forest Service, pp. 47-58.
- Allen, M. F., W. Swenson, J. I. Querejeta, L. M. Egerton-Warburton y K. K. Treseder (2003), "Ecology of Mycorrhizae: A Conceptual Framework for Complex Interactions among Plants and Fungi", *Annual Review of Phytopathology*, 41: 271-303.
- Allen-Diaz, B., J. W. Bartolome (1998), "Sagebrush-Grass Vegetation Dynamics: Comparing Classical and State-Transition Models", *Ecological Applications*, 8: 795-804.
- Alley, R. B., J. Marotzke, W. B. Nordhaus, J. T. Overpeck, D. M. Peteet, R. A. Pielke Jr., R. T. Pierrehumbert, P. B. Rhines, T. F. Stocker, L. D. Talley y J. M. Wallace (2003), "Abrupt Climate Change", *Science*, 299: 2005-(2010).
- Altieri, M. A. (2007), *Agroecology: The Science of Sustainable Agriculture*, 2a. ed., Boulder, Colorado, Westview Press.
- _____ (1999), "Applying Agroecology to Enhance the Productivity of Peasant Farming Systems in Latin America", *Environmental Development and Sustainability*, 1: 197-217.
- _____ (1994), *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*, Nueva York, Haworth Press.
- _____ (1992), "El rol ecológico de la biodiversidad en agroecosistemas", *Agroecología y Desarrollo*, 4: 2-11.
- _____ (1983), *Agroecología, bases científicas de la agricultura alternativa*, Valparaíso, Chile, Cetal.
- Altieri, M. A. y C. Nicholls (2005), *Agroecology and the Search for a Truly Sustainable Agriculture*, México, PNUMA.
- Altizer, S., D. Harvell y E. Friedle (2003), "Rapid Evolutionary Dynamics and Disease Threats to Biodiversity", *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 589-596.
- Álvarez-Sánchez, J. (2001), "Descomposición y ciclo de nutrientes en ecosistemas terrestres de México", *Acta Zoologica Mexicana* (n. s.), número especial, 1: 11-27.
- Anand, M. y B. L. Li (2002), "On Emergent Properties, Mathematical Artifacts and Power Laws", *Community Ecology*, 3: 249-251.
- Anand, M. y L. Orlóci (1996), "Complexity in Plant Communities: The Notion and Quantification", *Journal of Theoretical Biology*, 179: 179-186.
- Anderson, M. L. (1930), "A New System of Planting", *Scottish Forestry Journal*, 44 (2), disponible en: <<http://www.fao.org/docrep/x5367e/x5367e02.htm#spaced%20%20%20group%20planting>>, consultado el 2 de marzo de 2011.

- Andrade, A. P. A. (2008), “Avaliação da utilização de protetor físico de germinação e sementeira direta das espécies *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. em área degradada pela mineração”, maestría en Ciencias Forestales, Brasília, UNB.
- Andrade, A. C. S., M. B. Loureiro, A. D. O. Souza (1997), “Quebra de dormência de sementes de sucupira-preta”, *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 32 (5): 465-469.
- Andrén, H. (1995), “Effects of Landscape Composition on Predation Rates at Habitat Edges”, en L. Hansson, L. Fahrig y G. Merriam (eds.), *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*, Londres, Chapman and Hall, pp. 225-255.
- Anta-Fonseca, S. (2006), “El café de sombra: un ejemplo de pago de servicios ambientales para proteger la biodiversidad”, *Gaceta Ecológica*, 80: 19-31.
- Aronson, J. y E. Le Floch (1996), “Vital Landscape Attributes: Missing Tools for Restoration Ecology”, *Restoration Ecology*, 4: 377-387.
- Aronson, J. y E. Le Floch (1995), “On the Need to Select an Ecosystem of Reference, However Imperfect: A Reply to Pickett and Parker”, *Restoration Ecology*, 3: 1-3.
- Aronson, J., E. Le Floch, C. Ovalle y R. Pontanier (1993), “Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-arid Lands. II. Case Studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon”, *Restoration Ecology*, 3: 168-187.
- Aronson, J., J. N. Blignaut, S. J. Milton y A. F. Clewell (2006a), “Natural Capital: The Limiting Factor”, *Ecological Engineering*, 28 (1): 1-5.
- Aronson, J., E. Le Floch, C. Ovalle y R. Pontanier (2006b), “Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-arid Lands. I. A View from the South”, *Restoration Ecology*, 3: 8-17.
- Aronson, J., S. J. Milton y J. N. Blignaut (2007), “Restoring Natural Capital: Definition and Rationale”, en J. Aronson, S. J. Milton, J. N. Blignaut (eds). *Restoring Natural Capital: Science, Business, and Practice*, Washington, Island Press-SER.
- Arthur, M. A. y Y. Wang (1999), “Soil Nutrients and Microbial Biomass Following Weed-Control Treatments in a Christmas Tree Plantation”, *Soil Science Society of America Journal*, 63: 629-637.
- Askins, R. A., M. J. Philbrick y D. S. Sugeno (1987), “Relationship between Regional Abundance of Forest and the Composition of Forest Bird Communities”, *Biological Conservation*, 39: 129-52.
- Astier, M., O. Masera y Y. Galván-Miyoshi (coords.) (2008), *Evaluación de sustentabilidad: un enfoque dinámico y multidimensional*, España, SEAE, CIGA, CIECO, ECOSUR, GIRA, FIAES, Mundiprensa, Serie: Evaluación de sustentabilidad.

- Astier, M., S. López-Ridaura, E. Pérez Agis y O. R. Masera (2000), “El marco de evaluación MESMIS y su aplicación en un sistema agrícola campesino en la región purhépecha. México”, *Documento de Trabajo D35*, Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada, A. C.
- Atmar, W. y B. D. Patterson (1993), “The Measure of Order and Disorder in the Distribution of the Species in Fragmented Habitat”, *Oecologia*, 96: 373-382.
- Aubreville, A. (1938), “La foret coloniale: les forets de l’Afrique occidentale francaise”, *Annales Academie des sciences coloniales*, 9: 1-245.
- Ávila G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gómez y M. Ibrahim (2001), “Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica”, *Agroforestería en las Américas*, 8(30): 32-41.
- Ávila-Dorantes, J. A., V. H. Santoyo Cortés y A. Turrent-Fernández (2002), *El mercado de los fertilizantes en México: a finales del siglo xx*, México, Universidad Autónoma Chapingo, Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y de la Agricultura Mundial, Programa de Integración Agrícola-Industrial, División de Ciencias Económico Administrativas.
- Babbar, L., y D. R. Zak (1995), “Nitrogen Loss from Coffee Agroecosystems in Costa Rica: Leaching and Denitrification in the Presence and Absence of Shade Trees”, *Journal of Environmental Quality*, 24 (2): 227-233.
- Badgley, C., J. K. Moghtader, E. Quintero, E. Zakem, M. J. Chappell, K. R. Avilés-Vázquez, A. Samulon e I. Perfecto (2007), “Organic Agriculture and the Global Food Supply”, *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(2): 86-108.
- Baethgen, W. E. y D. L. Martino (2000), *Cambio climático, gases de efecto invernadero e implicancias en los sectores agropecuario y forestal del Uruguay*.
- Baguette, M. y H. Van Dyck (2007), “Landscape Connectivity and Animal Behavior: Functional Grain as a Key Determinant for Dispersal”, *Landscape Ecology* 22(8): 1117-1129.
- Baker, W. L. (1994), *Landscape Structure Measurements for Watersheds in the Medicine Bow National Forest using GIS Analysis. Final report to the Routt Medicine Bow National Forest*, Laramie, Department of Geography and Recreation, University of Wyoming.
- Balbinot, R. (2004), “Implantação de florestas geradoras de créditos de carbono: estudo de viabilidade no sul do estado do Paraná, Brasil”, tesis de maestría en Ingeniería Forestal, Curitiba, Universidade Federal do Paraná.
- Baleé, W. (2006), “The Research Program of Historical Ecology”, *Annual Review of Anthropology*, 35: 75-98.

- _____ (1998), “Historical Ecology: Premises and Postulates”, en W. Bal-
lée (ed.), *Advances in Historical Ecology*, Nueva York, Columbia University
Press, pp. 13-29.
- Ballantyne, P. (1995), “Information, Capacity Development and Environmen-
tal Policy-Making”, *Report from a Consultation on Information Capacities
and the Management of National Environmental Policy Agendas ECDPM
Working Paper*, núm. 7, disponible en: <[http://www.oneworld.org/ecdpm/
projects/eicon3.htm](http://www.oneworld.org/ecdpm/projects/eicon3.htm)>, consultado el 2 de agosto de 2011.
- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R. E. Green, M. Jen-
kins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro N. Myers, S. Naeem, J.
Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper y R. K.
Turner (2002), “Economic Reasons for Conserving Wild Nature”, *Science*,
297(5583): 950-953.
- Balmford, A., A. Rodríguez, Matt Walpole, P. Ten Brink, M. Kettunen, L. Braat,
y R. de Groot (2008), *Review on the Economics of Biodiversity Loss: Sco-
ping the Science. Final Report*, European Commission.
- Barbour, M. G., J. H. Burk, W. D. Pitts, F. S. Gilliam y M. W. Schwartz (1999),
Terrestrial Plant Ecology, Nueva York, Addison Wesley Longman.
- Barkin, D. (1998), *Riqueza, pobreza y desarrollo sustentable*, México, Jus-CE-
CODES-Centro Lindavista, disponible en: <[http://anea.org.mx/docs/Bar-
kin-Sostenibilidad.pdf](http://anea.org.mx/docs/Bar-
kin-Sostenibilidad.pdf)>, consultado el 25 de febrero de 2011.
- Barnett, J. P. y J. B. Baker (1991), “Regeneration Methods”, en L. Duryea, y P.
M. Dougherty (eds.), *Forest Regeneration Manual*, Dordrecht, Kluwer, pp.
35-50.
- Barradas, V. L. (1991), “Radiation Regime in a Tropical Dry Deciduous Forest
in Western Mexico”, *Theoretical Application Climatology*, 44: 57-64.
- Barrett, S. C. H., y J. R. Kohn (1991), “Genetic and Evolutionary Consequences
of Small Population Size in Plants: Implications for Conservation”, en D.
A. Falk y K. E. Holsinger (eds.), *Conservation of Rare Plants: Biology and
Genetics*, Oxford, Oxford University Press, pp: 3-30.
- Baskin, C. C. y J. M. Baskin (2004), “A Classification System for Seed Dorman-
cy”, *Seed Science Research* 14: 1-16.
- Baskin, C. C. y J. M. Baskin (1998), *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolu-
tion of Dormancy and Germination*, Academic Press, Nueva York.
- Basset, Y., V. Novotny, S. E. Miller y N. D. Springate (1998), “Assessing the
Impact of Forest Disturbance on Tropical Invertebrates: Some Comments”,
Journal of Applied Ecology, 35: 461-466.
- Bassett, I. E., R. C. N. Simcock, y D. Mitchell (2005), “Consequences of Soil
Compaction for Seedling Establishment: Implications for Natural Regene-
ration and Restoration”, *Austral Ecology*, 30(8): 827-833.

- Batten, K., K. Scow, K. Davies y S. Harrison (2006), "Two Invasive Plants Alter Soil Microbial Community Composition in Serpentine Grasslands", *Biological Invasions*, 8: 217-230.
- Bauer, W. D. y M. Teplitski (2001), "Can Plants Manipulate Bacterial Quorum Sensing?", *Austral Journal of Plant Physiology*, 28: 913-921.
- Bauhus, J., P. van der Meer y M. Kanninen (2010), *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests*, The Earthscan Forest Library.
- Bechara, F. C. (2006), "Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga", tesis de doctorado, Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".
- _____ (2003), "Restauração ecológica de Restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC", tesis de maestría, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Bechara, F. C., E. M. Campos Filho, K. D. Barretto, V. A. Gabriel, A. Z. Antunes y A. Reis (2007), "Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade", *Revista Brasileira de Biociências*, 5: 9-11.
- Beck, M. y P. Sánchez (1994), "Soil Phosphorus Fraction Dynamics During 18 Years of Cultivation on a Typic Paleudult", *Soil Science* 34: 1424-1431.
- Beer, J., C. Harvey, M. Ibrahim, J. M. Harmand, E. Somarriba, y F. Jiménez (2003), "Servicios ambientales de los sistemas agroforestales", *Agroforestería en las Américas*, 10 (37): 80-87.
- Begon, M., J. L. Harper, y C. R. Townsend (1996), *Ecology of Individuals, Populations and Communities*, 3a. ed., Oxford, Blackwell Science.
- Beier, P. y R. F. Noss (1998), "Do Habitat Corridors Really Provide Connectivity?", *Conservation Biology*, 12: 1241-1252.
- Benayas, J. M. R., J. M. Bullock y A. C. Newton (2008), "Creating Woodland Islets to Reconcile Ecological Restoration, Conservation, and Agricultural Land Use", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 329-336.
- Benayas, J. M. R., A. C. Newton, A. Diaz y J. M. Bullock (2009), "Meta-Analysis Services by Ecological Restoration: A Enhancement of Biodiversity and Ecosystem", *Science*, 325: 1121-1124.
- Benayas, J. M. (1991), *Aguas subterráneas y ecología. Ecosistemas de descarga de acuíferas en Los Arenales*, Madrid, ICONA, Colección Técnica.
- Benítez-Malvido, J., M. Martínez Ramos, J. L. Camargo y I. D. K. Ferraz (2005), "Responses of Seedling Transplants to Environmental Variations in Contrasting Habitats of Central Amazonia", *Journal of Tropical Ecology*, 21: 397-406.

- Benítez-Malvido, J., G. García-Guzmán e I. D. Kossmann-Ferraz (1999), “Leaf-fungal Incidence and Herbivory on Tree Seedlings in Tropical Rainforest Fragments: An Experimental Study”, *Biological Conservation*, 91: 143-150.
- Benítez-Malvido, J., M. Martínez-Ramos y E. Ceccon (2001), “Seed Rain vs. Seed Bank, and the Effect on Vegetation Cover on the Recruitment of Tree Seedlings in Tropical Succession Vegetation”, en J. Cramer y S. Lied (eds.), *Life Forms and Dynamics in Tropical Forests*, Stuttgart, Gebrueder Borntraeger Berlin, Dissertationes Botanicae Series 346, pp. 185-203.
- Bennett, A. F. (2003), *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, IUCN.
- Bennett, G., y K. J. Mulongoy (2006), *Review of Experience With Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones*, Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, CBD Technical Series núm. 23.
- Bentes-Gama, M. M., M. L. Silva, L. J. M. Vilcahuamán y M. Locatelli (2005), “Análise Econômica de Sistemas Agroflorestais na Amazônia Ocidental, Machado D’oeste- RO”, *Revista Árvore*, 29(3): 401-411.
- Bentham, H., J. A. Harris, P. Birch y K. C. Short (1992), “Habitat Classification and Soil Restoration Assessment Using Analysis of Soil Microbiological and Physico-Chemical Characteristics”, *Journal of Applied Ecology*, 29: 711-718.
- Berendse, F., D. Chamberlain, D. Kleijn y H. Schekkerman (2004), “Declining Biodiversity in Agricultural Landscapes and the Effectiveness of agri-environment Schemes”, *Ambio*, 33: 499-502.
- Berg, B. y C. McClaugherty (2008), *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*, 2a. ed., Berlin, Heidelberg, Nueva York, Springer-Verlag.
- Bernardo, A. L. (1995), “Crescimento e Eficiência nutricional de *Eucalyptus spp.* Sob Diferentes espaçamentos na região de cerrado de Minas Gerais”, tesis de maestría en Ciencia Forestal, Universidade Federal de Viçosa.
- Bertness, M. D. (1991), “Interspecific Interactions among High Marsh Perennials in a New England Salt Marsh”, *Ecology*, 72: 125-137.
- Bestelmeyer, B. T., J. E. Herrick, J. R. Brown, D. A. Trujillo y K. M. Havstad (2004), “Land Management in the American Southwest: A State-and-Transition Approach to Ecosystem Complexity”, *Environmental Management*, 34: 38-51.
- Bever, J. D., K. M. Westover y J. Antonovics (1997), “Incorporating the Soil Community into Plant Population Dynamics: The Utility of the Feedback Approach”, *Journal of Ecology*, 85: 561-573

- Binggeli, P. (1996), "A Taxonomic, Biogeographical and Ecological Overview of Invasive Woody Plants", *Journal of Vegetation Science*, 7(1): 121-124.
- Binkley, D. y C. Giardina (1998), "Why do Tree Species Affect Soils? The Warp and Woof of Tree-Soil Interactions", *Biogeochemistry*, 42: 89-106.
- Blackburn, W. H., R. W. Knight y M. K. Wood (1982), "Impact of Grazing on Watersheds: A State of Knowledge", Texas Agricultural Experiment Station, College Station.
- Bojórquez Tapia, L. A., L. A. Brower, G. Castilleja, S. Sánchez-Colón, M. Hernández, W. Calvert, S. Díaz, P. Gómez Priego, G. Alcantar, E. D. Melgarejo, M. J. Solares, L. Gutiérrez y M. L. Juárez (2003), "Mapping Expert Knowledge: Redesigning the Monarch Butterfly Biosphere Reserve", *Conservation Biology*, 17: 367-379.
- Bolin, B. y R. B. Cook (1983), *The Major Biogeochemical Cycles and Their Interactions*, Nueva York, John Wiley & Sons.
- Bond, W. J. y G. F. Midgley (2000), "A Proposed CO₂-Controlled Mechanism of Woody Plant Invasion in Grasslands and Savannas", *Global Change Biology*, 6: 865-869.
- Bond, W. J., G. F. Midgley y F. I. Woodward (2003), "The Importance of Low Atmospheric CO₂ and Fire in Promoting the Spread of Grasslands and Savannas", *Global Change Biology*, 9: 973-982.
- Bork, E. W., B. W. Adams y W. D. Willms (2002), "Resilience of Foothills Rough Fescue, *Festuca campestris*, Rangeland to Wildfire", *The Canadian Field-Naturalist*, 116: 51-59.
- Botelho, S. A. y A. C. Davide (2002), "Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares", *Simpósio Nacional de Recuperação de áreas degradadas*, 5, Belo Horizonte. Anais, pp. 123-145.
- Box, G. E. P. y N. R. Draper (1987), *Empirical Model-Building and Response Surfaces*, Nueva York, John Wiley & Sons.
- Boyce, J. K., A. Fernández Gonzalez, E. Fürst y O. Segura Bonilla (1994), *Café y desarrollo sostenible: del cultivo agroquímico a la producción orgánica en Costa Rica*, Heredia, Costa Rica, EFUNA.
- Boyd, J. y S. Banzhaf (2007), "What are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units", *Ecological Economics*, 63: 616-626.
- Boyd, J. y S. Banzhaf (2006), *What are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units*, Resources for the Future, Washington D. C.
- Bradbury, R. B., S. J. Browne, D. K. Stevens y N. J. Aebischer (2004), "Five-year Evaluation of the Impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on Birds", *Ibis*, 146 (2): 171-180.

- Bradshaw, A. (1997), “Restoration of Mined Lands-Using Natural Processes”, *Ecological Engineering*, 8(4): 255-269.
- Bradshaw, A. D. (1987), “The Reclamation of Derelict Land and the Ecology of Ecosystems”, en W. R. Jordan, M. E. Gilpin y J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, Inglaterra, Cambridge University Press, pp. 53-74.
- (1984), “Ecological Significance of Genetic Variation between Populations”, en R. Dirzo y J. Sarukhan (eds.), *Perspectives on Plant Population Ecology*, Sunderland, Massachusetts, Sinauer, pp. 213-228.
- Bradshaw, A. D. y M. J. Chadwick (1980), *The Restoration of Land. The Ecology. Reclamation of Derelict and Degraded Land*, University of California Press.
- Bradshaw, A. D., W. S. Dancer, J. F. Handley y J. C. Sheldon (1975), “The Biology of Land Revegetation and the Reclamation of the China Clay Wastes of Cornwall”, en M. J. Chadwick y G. T. Goodman (eds.), *The Ecology of Resource Degradation and Renewal*, pp. 363-384.
- Bradshaw, A. D. y M. S. Johnson (1992), “Revegetation of Metalliferous Mine Waste: The Range of Practical Techniques Used in Western Europe”, en *Minerals, Metals and the Environment*, Londres, Institute of Mining and Metallurgy.
- Brady, N. C. (1996), “Alternatives to Slash-and-Burn: A Global Imperative”, *Agriculture. Ecosystem and Environment*, 58: 3-11.
- (1990), *The Nature and Property of Soils*, 10a. ed., Nueva Delhi, Prentice Hall.
- Brançalion, P. H. S., R. R. Rodrigues, I. Iserhagen y S. Gandolfi (2009), “Plântio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal”, en R. R. Rodrigues, P. H. S. Brançalion e I. Iserhagen (orgs.), *Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*, São Paulo, Instituto BioAtlântica.
- Brierley, J. K. (1956), “Some Preliminary Observations on the Ecology of Pit Heaps”, *Journal of Ecology*, 44: 383-390.
- Briske, D. D., B. T. Bestelmeyer, T. K. Stringham y P. L. Shaver (2008), “Recommendations for Development of Resilience-Based State-and-Transition Models”, *Rangeland Ecol Manage*, 61: 359-367.
- Brooker, J. R., F. T. Maestre, R. M. Callaway, C. L. Lortie, L. A. Cavieres, G. Kunstler, P. Liancourt, K. Tielboerge, J. M. J. Travis, F. Anthelme, C. Armas, L. Coll, E. Corcket, S. Delzon, E. M. Forey, Z. Kikvidze, J. Olofsson, F. Pugnaire, C. L. Quiroz, P. Saccone, K. Schiffers, M. Sifan, B. Touzard y R. Michalet (2008), “Facilitation in Plant Communities: The Past, The Present, and The Future”, *Journal of Ecology*, 96: 18-34.

- Brosius, J. P. (1997), "Endangered Forest, Endangered People: Environmental Representations of Indigenous Knowledge", *Human Ecology*, 25(1): 47-69.
- Brown, S. y A. E. Lugo (1994), "Rehabilitation of Tropical Lands: A Key to Sustaining Development", *Restoration Ecology*, 2: 97-111.
- Bruel, B. O., M. C. M. Marques y R. M. Britez (2010), "Direct Seedling Planting Systems", *Restoration Ecology*, 18(4): 414-417.
- Budowisk, G. (1965), "Forest Species in Successional Process", *Turrialba*, 15(1): 2-40.
- Bulleri, F., J. F. Bruno y L. Benedetti-Cecchi (2008), "Beyond Competition: Incorporating Positive Interactions between Species to Predict Ecosystem Invisibility", *Plos Biology*, 6: 1136-1140.
- Bullock, J. M., R. E. Kenward y R. S. Hails (eds.) (2002), *Dispersal Ecology: The 42nd Symposium of the British Ecological Society (2001)*, Malden, Massachusetts, Blackwell Science.
- Bullock, S. H. (1986), "Climate of Chamela, Jalisco, and Trends in the South Coastal Region of Mexico", *Meteorology and Atmospheric Physics*, 36(3-4): 297-316.
- Bullock, S. H. y J. A. Solis Magallanes (1990), "Phenology of Canopy Trees of a Tropical Deciduous Forest in Mexico", *Biotropica*, 22: 22-35.
- Burdman, S., E. Jurkevitch y Y. Okon (2000), "Recent Advances in the Use of Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) in Agriculture", en N. S. Subba Rao y Y. R. Dommergues (eds.), *Microbial Interactions in Agriculture and Forestry*, vol. II, Estados Unidos, Science Publishers, pp. 229-250.
- Burel, F. (1996), "Hedgerows and their Role in Agricultural Landscapes", *Critical Reviews in Plant Sciences*, 15(2): 169-190.
- Busch, D. (1995), "Effects of Fire on Southwestern Riparian Plant Community Structure", *Southwest Naturalist*, 40: 259-267.
- Buschbacher, R., C. Uhl y E. Serrao (1988), "Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. II Nutrient Stocks in Soil and Vegetation", *Journal of Ecology*, 76: 682-699.
- Byrnes, W. R., J. H. Miller (1969), "Natural Revegetation and Cast Overburden Properties of Surface-mined Coal Lands in Southern Indiana", en R. Land, J. Hutnik y G. Davis (eds.), *Ecology and Reclamation of Devastated Land*, Nueva York, Gordon and Breach, pp. 285-306.
- Byron, N. y M. Arnold (1999), "What Futures for the People of the Tropical Forests?", *World Development*, 27 (5): 789-805.
- Cabin, R. J., S. G. Weller, D. H. Lorence, S. Cordell y L. J. Hadway (2002), "Effects of Microsite, Water, Weeding, and Direct Seeding on the Regene-

- ration of Native and Alien Species within a Hawaiian Dry Forest Preserve, *Biological Conservation* 104: 181-190.
- Cairns, J. (1987), "Disturbed Ecosystems as Opportunities for Research in Restoration Ecology", en W. R. Jordan, M. E. Gilpin, J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 307-320.
- Cale, P. G. (2003), "The Influence of Social Behaviour, Dispersal and Landscape Fragmentation on Population Structure in a Sedentary Bird", *Biological Conservation*, 109(2): 237-248.
- Callaway, R. M. (1997), "Positive Interactions in Plant Communities and the Individualistic-Continuum Concept", *Oecologia*, 112: 143-149.
- Camargo, J. L. C., I. D. K. Ferraz, A. M. Imakawa (2002), "Rehabilitation of Degraded Areas of Central Amazonia using Direct Sowing of Forest Tree Seeds", *Restoration Ecology*, 10: 636-644.
- Campos dos Santos, M. J. (2000), "Avaliação econômica de Quatro Sistemas Agroflorestais em Áreas Degradadas e/ou abandonadas na Amazônia Ocidental", tesis de maestría, Brasil. Universidade de São Paulo.
- Caporal, L. de F. R. y F. R. Caporal (2011), "Contribuição da educação a distância para a formação de extensionista rural agroecológico", *Resumos do VII Congresso Brasileiro de Agroecologia - Fortaleza/CE*, disponible en: <http://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:2-GYI4QPyrQJ:scholar.google.com/+carporal+2011+agroecology&hl=en&as_sdt=0,5>, consultado el 20 de enero de 2012.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley y V. H. Smith (1998), "Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen", *Ecological Applications*, 8: 559-568.
- Carrera, A. L., M. J. Mazzarino, M. B. Bertiller, H. F. del Valle y E. M. Carretero (2009), "Plant Impacts on Nitrogen and Carbon Cycling in the Monte Phyto-geographical Province, Argentina", *Journal of Arid Environments*, 73: 192-201.
- Carter, M. R. (1984), "Identification of the Inverse Relationship between Farm Size and Productivity: An Empirical Analysis of Peasant Agricultural Production", *Oxf Econ. Pap.*, 36: 131-145.
- Castro, J., R. Zamora, J. A. Hódar, J. M. Gómez y L. Gómez Aparicio (2004), "Benefits of Using Shrubs as Nurse Plants for Reforestation in Mediterranean Mountains: A 4-year Study", *Restoration Ecology*, 12: 352-358.
- Castro-Díez P., F. Valladares y A. Alonso (2004), "La creciente amenaza de las invasiones biológicas", *Ecosistemas*, 13(3): 61-68.
- Catinot, R. (1965), "Sylviculture tropicale en forêt dense africaine", *Revue Bois et Forêts des Tropiques*, 102: 3-16.

- Cavendish, W. (1997), “The Economics of Natural Resource Utilisation by Communal Area Farmers of Zimbabwe”, tesis de doctorado, Economics, Social Studies Faculty, University of Oxford.
- Ceccon, E. (2011), “The Connection between University Research and Education/Teaching and a Rural Community in Mexico: The Case Study of the Barrancas Environmental Restoration Research Station, Morelos, Mexico. Box 10.9”, en A. C. Newton y N. Tejedor (eds.), *Principles and practice of forest Landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America*, Gland, Suiza y Cambridge, IUCN, pp. 339-342.
- Ceccon, E. (2008a), “La revolución verde: breve historia de una tragedia en dos actos”, *Revista Ciencias*, 91, UNAM, pp. 21-29.
- _____ (2008b), “Production of Bioenergy on Small Farms: A Two-year Agroforestry Experiment Using Eucalyptus Urophylla Intercropped with Rice and Beans in Minas Gerais, Brazil”, *New Forests*, 35(3): 285-298.
- _____ (2005a), “Se agota ‘el capital’ ambiental de la tierra: resultados de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio”, *El faro. La luz de la ciencia*, 50, UNAM, p. 7.
- _____ (2005b), “Eucalyptus Camaldulensis Dehn Intercropped with Beans (*Phaseolus vulgaris* L.) and Rice (*Oryza sativa* L.) in Minas Gerais, Brazil: a Two Years Experiment”, *New Forests*, 29: 261-272.
- _____ (2003), “El papel de los bosques riparios en la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas”, *Revista Ciencias*, 72, UNAM, México, pp. 46-53.
- _____ (1999), “Levantamento do nível tecnológico utilizado por parceiros no plantio de eucalipto de uma empresa reflorestadora na região de Divinópolis, Minas Gerais, Brasil”, *Revista Árvore*, 23(2): 8-15.
- Ceccon, E. y M. Martínez Ramos (1999), “Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México”, *Revista Interciencia*, 24(5): 352-359.
- Ceccon, E., M. A. P. Ramalho, A. F. B. Abreu, M. J. B. Andrade (1999), “Consorcio entre *Eucalyptus camaldulensis* Dehn., aos tres anos de idade, e diferentes cultivares de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.)”, *Revista Arvore*, 23(1): 9-14.
- Ceccon, E. y A. M. Cetto (2003), “Capacity Building for Sustainable Development: Some Mexican Perspectives”, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 10 (4): 345-352.
- Ceccon, E., P. Huante y J. Campo (2003), “Effects of Nitrogen and Phosphorous Fertilization on the Survival and Recruitment of Seedlings of Dominant Tree Species of Two Secondary Tropical Dry Forests in Yucatán, México”, *Forest Ecology and Management*, 182: 387-402.

- Ceccon, E., S. Sánchez y J. Campo (2004), “Tree Seedling Dynamics in Two Tropical Abandoned Dry Forests of Differing Successional Status in Yucatán, México: A Field Experiment with N and P Fertilization”, *Plant Ecology*, 170(2): 12-26.
- Ceccon, E., P. Huante y E. Rincón (2006), “Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forest Regeneration”, *Brazilian Archives of Biology and Technology-BABT*, 49(2): 305-312.
- Ceccon, E. y L. Flores-Rojas (2008), “Diagnóstico sobre percepción y pertinencia en la realización de un curso de educación ambiental para maestros de la escuela secundaria y bachillerato de la comunidad de Cuentepec”, *Informe Técnico*, México, CRIM, UNAM.
- Ceccon E. y O. Miramontes (2008), “Reversing Deforestation? Bioenergy and Society in Two Brazilian Models”, *Ecological Economics Journal*, 67(2): 311-317.
- Ceccon, E., I. Toledo, R. García-Barrios (2008), “Estación de restauración ambiental del río Tembembe: lecciones aprendidas”, *Memorias en extenso del IV Simposio Territorios y Sociedades en un Mundo en Cambio. Miradas Contrastadas en Iberoamerica*, Barcelona, España.
- Ceccon, E. y P. Hernández (2009), “Seed Rain Dynamics Following Disturbance Exclusion in a Secondary Tropical Dry Forest in Morelos, Mexico”, *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2): 257-269.
- Ceccon, E. y R. C. de Miranda (2012), *Sustainable Woodfuel Production in Latin America: The Role of Government and Society*, México, Copit-Arquivos-UNAM.
- Ceccon, E. y L. Flores-Rojas (2012), “Lecciones y vivencias ambientales en Morelos: el caso de las Organizaciones de la Sociedad Civil”, México, CRIM/UNAM.
- Ceccon, E., A. Almazo-Rogel, E. Martínez-Romero, e I. Toledo (2012), “Inoculation with Native Bacteria Improves the *Acacia farnesiana* Establishment”, *Revista CERNE*, 18(1).
- Ceccon-Rocha, B. y E. Ceccon (2010), “La red del Comercio Justo y sus principales actores”, *Revista de Investigaciones Geográficas*, 71: 88-101.
- Ceccon, E. y M. Marques (en elaboración), *It is the Direct Seeding Biologically Viable? A Meta-analysis*.
- Cervantes, M., E. Ceccon y C. Bonfil (2013), “Germination of Stored Seeds of Four Tree Species from the Tropical Dry Forest of Morelos, Mexico”, *Botanical Sciences*, en prensa.
- Chanway, C. P., R. Turkington, F. B. Holl (1991), “Ecological Implications of Specificity between Plants and Rhizosphere Micro-organisms”, *Advances in Ecology Research*, 21: 121-169.

- Chapin, F. S., P. A. Matson y H. A. Mooney (2002), *Principles of Terrestrial Ecosystems Ecology*, Estados Unidos, Springer.
- Chazdon, R. L. (2003), "Tropical Forest Recovery: Legacies of Human Impact and Natural Disturbances", *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1-2): 51-71.
- Chazdon R. L. (2008), "Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands", *Science*, 320 (5882): 1458-1460.
- Cheetan, P. S. J., y K. W. Blunt y C. Bucke (1979), "Physical Studies on Cell Immobilization using Calcium Alginate Gels", *Biotechnology and Bioengineering*, 21: 2155-2168.
- CIMS (Centro de Inteligencia sobre Mercados Sostenibles) (2004), *Prices of Sustainable Coffee from Latin America*, Alajuela, Costa Rica, disponible en: <http://www.cims-la.com/es/publicaciones_transaccion.asp?id=8&tipo=0&prot=0>, consultado el 5 de agosto de 2011.
- Clark, H. C. Pinares y C. de Klein (2005), "Methane and Nitrous Oxide Emissions from Grazed Grasslands", en D. McGiloway (ed.), *Grassland-A Global Resource*, Países Bajos, Wageningen Academic Publishers, pp. 279-293.
- Clergue, B., B. Amiaud, F. Pervanchon, F. Lasserre-Joulin y S. Plantureux (2005), "Biodiversity: Function and Assessment in Agricultural Areas, a Review", *Agronomy for Sustainable Development*, 25: 1-15.
- Cluzeau, D., F. Binet, F. Vertes, J. C. Simon, J. M. Riviere y P. Trehen (1992), "Effects of Intensive Cattle Trampling on Soilplant-Earthworms System in Two Grassland Types", *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 1661-1665.
- Cochran, W. G. (1977), *Sampling Techniques*, 3a. ed., Nueva York, John Wiley and Sons.
- Cole, R. J., K. D. Holl y R. A. Zahawi (2010), "Seed Rain Under Tree Islands Planted to Restore Degraded Lands in a Tropical Agricultural Landscape", *Ecological Applications*, 20(5): 1255-69.
- Coleto, J. M. (1995), *Crecimiento y desarrollo de las especies frutales*, Madrid, Mundi Prensa.
- Colville, J., M. D. Picker y R. M. Cowling (2002), "Species Turnover of Monkey Beetles (*Scarabaeidae: Hopleini*) along the Environmental Disturbance Gradients in the Namaqualand Region of the Succulent Karoo, South Africa", *Biodiversity and Conservation*, 11: 243-264.
- Connell, J. H., R. O. Slatyer (1977), "Mechanisms of Succession in Natural Communities and their Role in Community Stability and Organization", *American Naturalist*, 111: 1119-1144.
- Cooke, R. U. y R. W. Reeves (1976), *Arroyos and Environmental Change in the American South-West*, Oxford Research Studies in Geography series, Oxford, Clarendon Press.

- Corbin, J. D., C. M. D'Antonio y S. Bainbridge (2004), "Tipping the Balance in the Restoration of Native Plants: Experimental Approaches to Changing the Exotic: Native Ratio in California Grassland", en M. S. Gordon y S. M. Bartol (eds.), *Experimental Approaches to Conservation Biology*, Berkeley, CA, University of California Press, pp. 154-179.
- Cornia, G. A. (1985), "Farm Size, Land Yields and the Agricultural Production Function: An Analysis for Fifteen Developing Countries", *World Development*, 13: 131-145.
- Covington, W. W. (2000), "Helping Western Forests Heal", *Nature*, 408: 135-136.
- Cristeche, E. y J. A. Penna (2008), "Métodos de valoración económica de los servicios ambientales", Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Inta), *Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales 3*, disponible en <http://www.inta.gov.ar/ies/docs/otrosdoc/metodos_doc_03.pdf>, consultado el 10 de marzo de 2011.
- Crooks, K. R., A. V. Suárez y D. T. Bolger (2004), "Avian Assemblages along a Gradient of Urbanization in a Highly Fragmented Landscape", *Biological Conservation*, 115: 451-462.
- Croxton, W. C. (1928), "Revegetation of Illinois Coal-striped Lands", *Ecology*, 9: 155-175.
- Cuenca, G., Z. de Andrade y G. Escalante (1998), "Diversity of Glomalean Spores from Natural, Disturbed and Revegetated Communities Growing on Nutrient-poor Tropical Soils", *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6), Oxford, pp. 711-719.
- Cullen Jr., L. y C. P. Valladares (1999), "Onças como Detetives da Paisagem", *Revista Ciência Hoje*, 26(156): 54-57.
- Cunningham, M. A. (2005), "A Comparison of Public Lands and Farmlands for Grassland Bird Conservation", *Professional Geographer*, 57: 51-65.
- D'Antonio, C. M. (1993), "Mechanisms Controlling Invasion by the Alien Succulent *Carpobrotus Edulis*", *Ecology*, 74: 83-95.
- D'Antonio, C. M., W. Halvorson y D. Fenn (1992), *Revegetation of Devastated Areas and Iceplant Dominated Habitat on Santa Barbara Island, Channel Islands National Park*, Davis, California, U.S. National Park Service Technical Report NPSWRUC/NRTR-92/46.
- D'Antonio, C. M., J. Levine y M. Thomsen (2001), "Propagule Supply and Resistance to Invasion: A California Botanical Perspective", *Journal of Mediterranean Ecology*, 2: 233-245.
- D'Antonio, Carla y Laura A. Meyerson (2002), "Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis", *Restoration Ecology*, 10(4): 703-713.

- Daehler, C. C. (2003), "Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration", *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 183-211.
- Dahlgren, R. A. y C. T. Driscoll (1994), "The Effects of Whole-tree Clear-Cutting on Soil Processes at the Hubbard Brook Experiment Forest, New Hampshire", *Plant and Soil*, 158: 239-262.
- Daily, G. C., L. Pau y R. Ehrlich (1995), "Preservation of Biodiversity in Small Rainforest Patches: Rapid Evaluations Using Butterfly Trapping", *Biodiversity and Conservation*, 4(1): 35-55.
- Dalal, R. C., W. J. Wang, G. P. Robertson y W. J. Parton (2003), "Nitrous Oxide Emission from Australian Agricultural Lands and Mitigation Options: A Review", *Austral Journal of Soil Research*, 41: 165-195.
- Dalmacio, M. (1987), "Assisted Natural Regeneration: A Strategy for Cheap, Fast and Effective Regeneration of Denuded Forest Lands", Tacloban City, Filipinas, Philippines Department of Environment and Natural Resources, Region 8.
- Damschen, E. I., N. M. Haddad, J. L. Orrock, J. J. Tewksbury y D. J. Levey (2006), "Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales", *Science*, 313: 1284-1286.
- Davis, M. A., J. P. Grime y K. Thompson (2000), "Fluctuating Resources in Plant Communities: A General Theory of Invasibility", *Journal Ecology*, 88: 528-534.
- Davis, M. B. (1989), "Retrospective Studies", en G. E. Likens (ed.), *Long-term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*, Nueva York, Springer-Verlag, pp. 71-89.
- De Angelis, D. L., W. M. Post y C. C. Travis (1986), *Positive Feedback in Natural Systems*, Nueva York, Springer.
- De Bach, P. (1964), *Biological Control of Insects Pests and Weeds*, Londres, Chapman and Hall.
- De Bach, P. y D. Rosen (1991), *Biological Control by Natural Enemies*, 2a. ed., Cambridge, Cambridge University Press.
- De Graaf, N. R. (1986), *A Silvicultural System for Natural Regeneration of Tropical Rain Forest in Suriname*, Wageningen, Agricultural University.
- DEFRA (2007), *An Introductory Guide to Valuing Ecosystem Services*, Londres, Department of the Environment, Food and Rural Affairs, disponible en: <www.defra.gov.uk>, consultado el 10 de junio de 2011.
- Del Pozo A., E. R. Fuentes, E. R. Hajek y J. D. Molina (1989), "Zonación microclimática por efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central", *Revista Chilena de Historia Natural*, 62: 85-94.

- Delgado-Carranza, M. C. (1998), “La descomposición de las leguminosas y su relación con la fauna edáfica en la Milpa intensiva maya”, tesis de licenciatura, México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Della-Sala, D. A., A. Martin, R. Spivak, T. Schulke, B. Bird, M. Criley, C. Vvan Daalen, J. Kreilick, R. Brown y G. Aplet (2003), “A Citizens’ Call for Ecological Forest Restoration: Forest Restoration Principles and Criteria”, *Ecological Restoration*, 21: 14-23.
- Demo, P. (1994), “Investigación participativa: discutiendo éxitos y ambigüedades”, *La Piragua*, núm. 8, CEAAL (Consejo e Educación de Adultos de América Latina), pp. 111-116.
- Denslow, J. S. (1980), “Gap Partitioning among Tropical Rainforests Succession Trees”, *Biotropica*, 12 (suppl.): 47-55.
- Derr, H. J., W. F. Mann (1971), “Direct Seeding Pines in the South”, *Agricultural Handbook*, 391, Washington D. C., USDA.
- Diamond, J. M. (1975), “The Island Dilemma: Lessons of Modern Biogeographic Studies for the Design of Natural Reserves”, *Biological Conservation* 7(2): 129-146.
- Donald, P. F. (2005), “Climate Change and Habitat Connectivity; Assessing the Need for Landscape -Scale Adaptation for Birds in the UK”, *RSPB Research Report*, núm. 10, RSPB.
- Donald, P. F. y A. D. Evans (2006), “Habitat Connectivity and Matrix Restoration: The Wider Implications of Agri-environment Schemes”, *Journal of Applied Ecology*, 43: 209-218.
- Dos Anjos, L. (1991), “O ciclo annual de *Cyanocorax caeruleus* em floresta de araucária (*Passeriformes Corvidae*)”, *Ararajuba*, 2: 19-23.
- Dougherty, P. M. (1990), “A Field Investigation of the Factors Which Control Germination and Establishment of Loblolly Pine Seeds”, *Research Report*, 7, Georgia Forestry Commission.
- Drewry, J. J. y R. J. Paton (2000), “Effects of Cattle Treading and Natural Amelioration on Soil Physical Properties and Pasture Under Dairy Farming in Southland, New Zealand”, *Agriculture Research*, 4: 377-86.
- Ducatti, M., R. B. Caraméz y E. Vidal (2010), “Restauração ecológica através do plantio de núcleos monoespecíficos na Mata da Pedreira”, en *Anais do 17º Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP*, Pirassununga, ESALQ/USP.
- Dudley, N., S. Mansourian y D. Vallauri (2005), “Forest Landscape Restoration in Context”, en S. Mansourian, D. Vallauri y N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes. Beyond Planting Trees*, Estados Unidos, Springer Science.

- Duque, A., E. Álvarez, A. Lema y A. Cogollo (2004), “Modelando la riqueza de plantas vasculares en paisajes fragmentados de los andes de Colombia”, *Resúmenes VIII Congreso Latinoamericano de Botánica y II Congreso Colombiano de Botánica*, vol. 1, Universidad Nacional De Colombia, Unibiblos, pp. 478-478.
- Dwyer, D., J. M. Gregoire y J. P. Malingreau (1998), “A Global Analysis of Vegetation Fires using Satellite Images: Spatial and Temporal Dynamics”, *Ambio*, 27: 175-181.
- Earn, D. J. D., S. A. Levin y P. Rohani (2000), “Coherence and Conservation”, *Science*, 290: 1360-1364.
- Eberhardt, L. L. y J. M. Thomas (1991), “Designing Environmental Field Studies”, *Ecological Monographs*, 61: 53-73.
- Edwards, P. J. y C. Abivardi (1998), “The Value of Biodiversity: Where Ecology and Economy Blend”, *Biological Conservation*, 83: 239-246.
- Eggleton, P., D. E. Bignell, S. Hauser, L. Dibog, L. Norgrove, B. Madong (2002), “Termite Diversity Across an Anthropogenic Disturbance Gradient in the Humid Forest Zone of West Africa”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90: 189-202.
- Ehler, L. E. (1990), “Introduction Strategies in Biological Control of Insects”, en M. Mackauer, L. E. Ehler y J. Roland (eds.), *Critical Issues in Biological Control*, Andover, Intercept Press, pp. 111-135.
- Ehrenfeld, J. G. (2003), “Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes”, *Ecosystems*, 6: 503-523.
- Ehrenfeld, J. G. y L. A. Toth (1997), “Restoration Ecology and the Ecosystem Perspective”, *Restoration Ecology*, 5(4): 307-317.
- Elliott, S., P. Navakitbumrung, C. Kuarak, S. Zangkum, V. Anusarnsunthorn y D. Blakesley (2003), “Selecting Framework Tree Species for Restoring Seasonally Dry Tropical Forests in Northern Thailand Based on field Performances”, *Forest Ecology and Management*, 184: 177-191.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) (2010), “Guandu. Cajanus”, disponible en: <cajahttp://www.cnpqc.embrapa.br/publicacoes/ct/ct13/02guandu.html>, consultado el 10 de abril de 2011.
- _____ (2009), *Sistema Nacional de Parcelas Permanentes*, disponible en: <http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/sispp/SisPP.htm>, consultado el 5 de febrero.
- Espíndola, M. B., N. K. Vieira, A. Reis y K. V. Hmeljevski (2007), *Poleiros artificiais: formas e funções*, disponible en: <http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/Trabalhos/012.pdf>, consultado el 11 de abril de 2011.
- “Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales”, *Documento de Trabajo*, núm. 2, Ediciones INTA.

- Evans, K. (2000), “Methods for Assessing Mine Site Rehabilitation Design for Erosion Impact”, *Australian Journal of Soil Research*, 38: 231-247.
- Ewel, J. C. Berish, B. Brown, N. Price y J. Raich (1981), “Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site”, *Ecology*, 62: 816-829.
- Ewel, J. J., M. J. Mazzarino y C. W. Berish (1991), “Tropical Soil Fertility Changes under Monocultures and Successional Communities of Different Structure”, *Ecological Applications*, 1(3): 289-302.
- Ewel, J. J. y F. E. Putz (2004), “A Place for Alien Species in Ecosystem Restoration”, *Frontiers in Ecology and Environment*, 2: 354-360.
- Facelli, J. M. (1994), “Multiple Indirect Effects of Plant Litter Affect the Establishment of Woody Seedlings in Old Fields”, *Ecology*, 75(6): 1727-1735.
- Fagundes, N. B. y A. A. Fialho (1987), “Problemática de produção de mudas em essências florestais”, *Série Técnica IPEF*, 4(13), Piracicaba, pp. 25-27.
- Fahrig, L. (2007), “Non-Optimal Animal Movement in Human-Altered Landscapes”, *Functional Ecology*, 21(6): 1003-1015.
- Falck, G. L. (2005), “Recobrimento de sementes de *Pinus elliottii* Engelm como alternativa para semeadura direta em campo”, maestría en Ciência y tecnologia de semillas, Universidade Federal de Pelotas.
- FAO (2012), *FAO Statistical Yearbook*, disponible en: <<http://www.fao.org/economic/ess/ess-publications/ess-yearbook/yearbook2012/en/>>, consultado el 10 de enero de 2013.
- _____ (2008), *The State of Food and Agriculture. Biofuels: Prospects, Risk and Opportunities*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, disponible en: <<http://www.fao.org/docrep/011/i0100e/i0100e00.htm>>, consultado el 10 de enero de 2013.
- _____ (2007), *Comisión del Codex Alimentarius. Plan estratégico 2008-2011*.
- _____ (1999), *Agricultura organica*, disponible en: <<http://www.fao.org/docrep/meeting/X0075S.htm>>, consultado el 5 de mayo de 2011.
- Fassbender, H. W., J. Beer, J. Heuveland, A. Imbach, G. Enrique y A. Bonnemann (1991), “Ten-Year Balances of Organic Matter and Nutrients in Agroforestry Systems of CATIE, Costa Rica”, en P. G. Jarvis (ed.), *Agroforestry: Principles and Practice*, Amsterdam, Elsevier, pp. 173-183.
- Fearnside, P. M. (2000), “Global Warming and Tropical Land-use Change: Greenhouse Gas Emissions from Biomass Burning, Decomposition and Soils in Forest Conversion, Shifting Cultivation and Secondary Vegetation”, *Climatic Change*, 46 (1-2): 115-158.
- _____ (1997), “Roraima e o aquecimento global: balanço anual das emissões de gases do efeito estufa provenientes da mudança de uso da terra”, en R. I. Barbosa, E. J. Ferreira y E. G. Castellon (eds.), *Homem, Ambiente e*

- Ecologia no Estado de Roraima*, Manaus, Amazonas, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), pp. 337-359.
- Fehling-Fraser, T. C. (2010), “Sobrevivencia y crecimiento inicial de esquejes de *Erythrina americana* Mill. Tratados con ácido indolbutírico y fertilizante fosfatado, como herramienta para la restauración productiva”, tesis de licenciatura, Morelos, UAEM.
- Fehling Fraser, T. y E. Ceccon (2009), “Sobrevivencia y crecimiento vegetativo de estacas de *Erythrina americana* con diferentes tratamientos, como herramienta para la restauración productiva”, *VII Jornadas de Ciencias Biológicas y XXII Semana de la Investigación Escolar de la UAEM*.
- Ferguson, B. G. (1995), “Overcoming Barriers to Forest Regeneration in a Degraded Tropical Pasture: An Evaluation of Restoration Techniques”, tesis de maestría, University of Michigan.
- Fernandes, E. C. M. y E. A. S. Serrão (1992), “Protótipos e modelos agrossilvipastoris sustentáveis. Belém”, en SIMDA-MAZONIA, Seminário Internacional sobre Meio-Ambiente, Pobreza e Desenvolvimento da Amazônia, Belém. Anais... Belém, Prodepa, pp. 245-251.
- Ferreira, R. A. (2002), “Estudo da sementeira direta visando à implantação de matas ciliares”, tesis de doctorado en Fitotecnia, Universidade Federal de Lavras.
- Ferreira, R. A., P. L. Santos, A. G. de Aragão, T. I. Silva Santos, E. M. dos Santos Neto y A. M. da Silva Rezende (2009), “Sementeira direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe”, *Scientia Forestalis*, 37(81): 37-46.
- Ferretti A. R. y R. M. Britez (2006), “Ecological Restoration, Carbon Sequestration and Biodiversity Conservation: The Experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil”, *Nature Conservation*, 14(3-4): 249-259.
- Fiedler, P. I., P. S. White, R. A. Leidy, P. L. Fiedler, P. S. White, S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak y G. E. Likens (1997), “The Paradigm Shift in Ecology and its Implications for Conservation”, en S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak, G. E. Likens (eds.). *The Ecological Basis for Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*, Nueva York, Chapman and Hall.
- Fifield, S. J. (1997), *Field Manual for Effective Sediment and Erosion Control Methods*, Parker, CO, Hydrodynamics.
- Fine, P. V. A., D. C. Daly, G. V. Munoz, I. Mesones y K. M. Cameron (2005), “The Contribution of Edaphic Heterogeneity to the Evolution and Diversity of Burseraceae Trees in the Western Amazon”, *Evolution*, 59: 1464-1478.
- Finegan, B. (1984), “Forest Succession”, *Nature* (G.B.), 311: 109-114.

- _____ (1992), “The Management Potential of Neotropical Secondary Lowland Rain Forest”, *Forest Ecology and Management*, 47: 295-321.
- Fischer, J. B. D. B. Lindenmayer (2007), Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis”, *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
- Fisher, J. B. y K. Jayachandran (2002), “Arbuscular Mycorrhizal Fungi Enhance Seedling Growth in Two Endangered Plant Species from South Florida”, *International Journal of Plant Science* 163(4): 559-566.
- Fleming, R. L. y D. S. Mossa (1994), “Direct Seeding of Black Spruce in Northwestern Ontario: Seedbed Relationships”, *The Forest Chronicle*, 70(2): 151-158.
- FLO (Fairtrade Labelling Organizations International) (2004), FLO, disponible en: <<http://www.fairtrade.net/sites/aboutflo/aboutflo.html>>.
- Flores Ramirez, E. (2011), “Aspectos biológicos e implicaciones sociales de la reproducción por estacas de *Spondias purpurea* en la estación de restauración ambiental barrancas del río Tembembe, Morelos”, tesis de maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental), México, UNAM.
- Fontes, M. P. F. (1991), “Estudo pedológico reduz impactos da mineração Ambiente”, *Revista CETESB de Tecnologia*, 5(1): 58-62.
- Forman R. T. T. (1995), *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*, Cambridge University Press.
- Foster, S. A. (1986), “On the Adaptive Value of Large Seeds for Tropical Moist Forest Trees: A Review and Synthesis”, *Botanical Review*, 52: 260-299.
- Fowler, N. L. (1988), “What is a Safe Site? Neighbor, Litter, Germination Date, and Patch Effects”, *Ecology*, 69: 947-961.
- Fragoso, C., G. G. Brown, J. C. Patrón, E. Blanchart, C. Lavelle, B. Pashanasid, B. Senapati y T. Kumar (1997), “Agricultural Intensification, Soil Biodiversity and Agroecosystem Function in the Tropics: The Role of Earthworms”, *Applied Soil Ecology*, 6(1): 17-35.
- Fragoso, C., J. Kanyonyo, A. Moreno, B. K. Senapati, E. Blanchard, C. Rodriguez (1999), “A Survey of Tropical Earthworms: Taxonomy, Biogeography and Environmental Plasticity”, en P. Lavelle, L. Brussaard y P. Hendrix (eds), *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*, Nueva York, CABI Publishing, pp. 1-26.
- Francis, C. A. (1986), *Multiple Cropping Systems*, Nueva York, MacMillan.
- Franklin, J. F. (1989), “Importance and Justification of Long-term Studies in Ecology”, en G. E. Likens (ed.), *Long-Term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*, Nueva York, Springer-Verlag, pp. 3-19.
- Freeman, A. M. (1993), *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Resources for the Future*, Washington, D. C.,

- disponible en: <<ftp://ftp.fao.org/SD/SDA/SDAR/sard/SARD-agroecology%20-%20english.pdf>>, consultado el 10 de abril de 2011.
- Fujisaka, S., W. Bell, N. Thomas, L. Hurtado y E. Crawford (1996), "Slash-and-Burn Agriculture, Conversion to Pasture, and Deforestation in Two Brazilian Amazon Colonies", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 59: 115-130.
- Galicia, L. y F. García-Oliva (2004), "The Effects of C, N and P Additions on Soil Microbial Activity under Two Remnant Tree Species in a Tropical Seasonal Pasture", *Applied Soil Ecology*, 26: 31-39.
- Gama-Rodrigues, E. F., A. C. Gama-Rodrigues y N. F. Barros (1997), "Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais", *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21: 361-366.
- Gandolfi, S., R. R. Rodrigues y S. V. Martins (2007), "Theoretical Bases of the Forest Ecological Restoration", en R. R. Rodrigues, S. V. Martins, S. Gandolfi (eds.), *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas*, Nueva York, Nova Science Publishers.
- García D. y R. Zamora (2003), "Persistence, Multiple Demographic Strategies and Conservation in Long-Lived Mediterranean Plants", *Journal of Vegetation Science*, 14: 921-926.
- García-Barrios, R., E. Ceccon, C. Bonfil, I. Trejo, I. Toledo, E. Martínez Romero (2005), "Estación de restauración ambiental del río Tembembe: un modelo mexicano de vinculación universitaria con la comunidad", *VI Simposio Nacional e Congresso Latino-americano de Recuperação de Areas Degradadas*, Curitiba, Paraná, Brasil.
- García-Canclini, N. (1989), *Culturas híbridas: estrategias para entrar y salir de la modernidad*, México, Grijalbo.
- García-Oliva F., R. L. Sanford Jr. y E. Kelly (1999), "Effects of Slash-and-Burn Management on Soil Aggregate Organic C and N in a Tropical Deciduous Forest", *Geoderma*, 88 (1-2): 1-12.
- Gardner, J. (2001), "Rehabilitating Mines to Meet Land Use Objectives: Bauxite Mining in the Jarrah Forest of Western Australia", *Unasylva* 52, disponible en: <<http://www.fao.org/docrep/004/y2795e/y2795e00.htm>>, consultado el 2 de enero de 2011.
- Gascon, C., W. F. Laurence, T. E. Lovejoy (2001), "Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central", en I. Garay y B. Dias (eds.), *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais*, Editora Vozes, pp. 174-189.
- Gasque-Gómez, R. y M. A. Blanco-Ochoa (1998), *Sistema de Producción Animal 1*, Universidad Nacional Autónoma de México, FMVZ, SUA.
- Gentry, A. H. (1995), "Diversity and Floristic Composition of Neotropical Dry Forest", en S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 146-194.

- Giardina, C. P., R. L. Sanford, I. C. Dockersmith y V. J. Jaramillo (2000), “The Effects of Slash Burning on Ecosystem Nutrients During the Land Preparation Phase of Shifting Cultivation”, *Plant Soil*, 220: 247-260.
- Gill, J. A., W. J. Sutherland, A. R. Watkinson (1996), “A Method to Quantify the Effects of Human Disturbance on Animal Populations”, *Journal of Applied Ecology*, 33: 786-792.
- Gilpin, M. E. y M. E. Soulé (1986), “Minimum Viable Populations; Processes of Species Extinction”, en M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sunderland, MA, Sinauer, pp. 19-34.
- Giovannucci, D. y S. Ponte (2005), “Standards as a New Form of Social Construct? Sustainability Initiatives in the Coffee Industry”, *Food Policy*, 30(3): 284-301.
- Gliessman, S. R. (1998), *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. Chelsea, Michigan, Ann Arbor Press.
- Glover, N., J. W. Beer (1986), “Nutrient Cycling in Two Traditional Central American Agroforestry Systems”, *Agroforestry Systems*, 4: 77-87.
- Gobbi, J. y M. Ibrahim (2004), “Creating Win-Win Situations: The Strategy of Paying for Environmental Services to Promote Adoption of Silvopastoral Systems”, *Proceedings of II International Symposium on Silvopastoral Systems*, Mérida, México.
- Gold, M. A. y J. W. Hanover (1987), “Agroforestry Systems for the Temperate Zone”, *Agroforestry Systems*, 5: 109-121.
- Goldburg, R. J. (1992), “Environmental Concerns with the Development of Herbicide-Tolerant Plants”, *Weed Technology*, 6: 647-652.
- Gomes, J. M., I. Couto y R. C. G. Borges (1990), “Influência do tamanho da embalagem plástica na produção de mudas de Ipê, Copaiba e Angico Vermelho”, *Revista Árvore*, 14(1): 26-34.
- Gómez, M., D. García y R. Zamora (2003), “Impact of Vertebrate Acorn- and Seedling-Predators on a Mediterranean Quercus Pyrenaica Forest”, *Forest Ecology and Management*, 180: 125-134.
- Gómez-Mora, A. M., J. A. Anaya y E. Álvarez-Dávila (2005), “Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos”, *Revista de Ingenierías Universidad de Medellín*, 4(7): 13-27.
- Gómez, J. M., M. Verdú y F. Perfectti (2010), “Ecological Interactions are Evolutionarily Conserved Across the Entire Tree of Life”, *Nature*, 465 (17): 918-921.
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J. M. Gómez, J. A. Hódar, J. Castro y E. Baraza (2004), “Applying Plant Facilitation to Forest Restoration: A Meta-

- Analysis of the Use of Shrubs as Nurse Plants”, *Ecological Applications*, 14: 1128-1138.
- Gómez-Aparicio, L., M. A. Zavala, F. Bonet y R. Zamora (2009), “Are Pine Plantations Valid Tools for Restoring Mediterranean Forests? An Assessment along Abiotic and Biotic Gradients”, *Ecological Applications*, 19: 2124-2141.
- Gómez-Pompa, A. (1987), “On Maya Silviculture”, *Mexican Studies*, 3: 1-17.
- Gómez-Pompa, A., T. C. Whitmore y M. Hadley (1991), “Rain Forest Regeneration and Management”, *Man and Biosphere Series*, vol. 6. París, UNESCO.
- Gómez-Sal, A., J. A. Belmontes y J. M. Nicolau (2003), “Assessing Landscape Values: A Proposal for a Multidimensional Conceptual Model”, *Ecological Modelling*, 168: 319-341.
- Graves, S. D. y A. M. Shapiro (2003), “Exotics as Host Plants of the California Butterfly Fauna”, *Biological Conservation*, 110: 413-433.
- Griffith, J. J., I. E. Dias e I. Jucksch (1994), “Novas estratégias para a revegetação de áreas mineradas no Brasil”, *Simposio sul-americano, 1, Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2., Foz do Iguaçu. Anais...*, Curitiba, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, pp. 31-34.
- Grime, J. P. (1979), *Plant Strategies and Vegetation Processes*, Chichester, West Sussex, Wiley.
- Grime, J. P. (1977), “Evidence for Existence of Three Primary Strategies in Plants and its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory”, *American Naturalist*, 111: 1169-1194.
- Guarino, N. (1995), “Formal Ontology, Conceptual Analysis and Knowledge Representation”, *Internacional Journal of Human and Computer Studies*, 43(5/6): 625-640.
- Guevara, S. y J. Laborde (1993), “Monitoring Seed Dispersal at Isolated Standing Trees in Tropical Pastures: Consequences for Local Species Availability”, *Vegetatio*, 107: 319-338.
- Guevara, S., J. Meave, P. Moreno Casasola y J. Laborde (1992), “Floristic composition and Structure of Vegetation Under Isolated Trees in Neotropical Pastures”, *Journal of Vegetation Science*, 3: 655-664.
- Guevara, S., S. E. Purata y E. Van der Maarel (1986), “The Role of Remnant Trees in Tropical Secondary Succession”, *Vegetatio*, 66: 77-84.
- Gutiérrez, J. (2001), “Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas de la IV Región”, en F. A. Squeo, G. Arancio y J. R. Gutiérrez (eds.), *Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Coquimbo*, Chile, Ediciones Universidad de La Serena, pp. 253-260.
- Gutiérrez-Bonilla, F. de P. (2006), *Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos*, Instituto

- de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*, Bogotá, D. C.-Colombia, disponible en: <GYI4QPYYrQJ:scholar.google.com/+corporal+2011+agroecology&hl=en&as_sdt=0,5>, consultado el 20 de enero de 2012.
- Haas, T. (1995), “Local Prediction of a Spatio-temporal Process with an Application to Wet Sulfate Deposition”, *Journal of the American Statistical Association*, 90: 1189-1199.
- Haase R. (1999), “Litterfall and Nutrient Return in Seasonally Flooded and Non-Flooded Forest of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil”, *Forest Ecology and Management*, 117: 129-147.
- Haigh, M. (2000), “The Aims of Land Reclamation”, en M. Haigh (ed.), *Reclaimed Land. Erosion Control, Soils and Ecology*, Rotterdam, A. A. Balkema, pp. 1-20.
- Hall, B. H. (1996), “The Private and Social Returns to Research and Development”, en B. L. R. Smith y C. E. Barfield eds.), *Technology, R&D, and the Economy*, Washington, D. C., Brookings Institution and the American Enterprise Institute, pp. 140-83.
- Hamrick, J. L. y J. M. Lee (1987), “Effects of Soil Surface Topography and Litter Cover on Germination, Survival and Growth of Musk Thistle”, *American Journal of Botany*, 7: 4451-457.
- Hansen, L. J., J. L. Biringer y J. R. Hoffman (eds.) (2003), “Buying Time: A User’s Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems”, Washington, wwf, disponible en: <www.panda.org/Climate/pa_manual>, consultado el 11 de agosto de 2011.
- Hansky, I. y D. Simberloff (1997), “The Metapopulation Approach, its History, Conceptual Domain and Application to Conservation”, en I. Hansky y D. Simberloff (eds.), *Metapopulation Biology*, San Diego, California, Academic Press, pp. 5-26.
- Hardwick, K., J. Healey, S. Elliott, N. Garwood y V. Anusarnsunthorn (1997), “Understanding and Assisting Natural Regeneration Processes in Degraded Seasonal Evergreen Forests in Northern Thailand”, *Forest Ecology and Management*, 99: 203-214.
- Hardwick, K., J. R. Healey, S. Elliott y D. Blakesley (2004), “Research Needs for Restoring Seasonal Tropical Forests in Thailand: Accelerated Natural Regeneration”, *New Forests*, 27(3): 285-302.
- Harley, J. L. y S. E. Smith (1983), *Mycorrhizal Symbiosis*, Londres, Academic Press.
- Harnecker, M. (1982), *Los conceptos elementales del materialismo histórico*, México, Siglo XXI.
- Harper, J. L. (1987), “The Heuristic Value of Ecological Restoration”, en W. R. Jordan III, M. E. Gilpin y J. D. Aber (eds.) *Restoration Ecology: a Synthetic*

- Approach to Ecological Research*, Reino Unido, Cambridge University Press, pp. 35-45.
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs y J. Aronson (2006), "Ecological Restoration and Global Climate Change", *Restoration Ecology*, 14(2): 170-176.
- Harrison, R. L. (1992), "Toward a Theory of Inter-refuge Corridor Design", *Conservation Biology*, 6: 293-295.
- Hart, R. (1985), *Agroecosistemas: conceptos básicos*, Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Hartmann, H. T. y F. D. E. Kester (1997), *Plant Propagation-Principles and Practices*, vol. 1.
- Harvey, C. A. (2000), "Wind Breaks Enhance Seed Dispersal into Agricultural Landscapes in Monteverde Costa Rica", *Ecological Applications*, 10: 155-173.
- Harvey, C. A. y W. H. Faber (1999), "Remnant Trees and the Conservation of Biodiversity in Costa Rica Pastures", *Agroforestry Systems*, 44: 37-68.
- Harvey, C. A., W. A. Haber, F. Mejias y R. Solano (1998), "Remnant Trees in Costa Rican Pastures. Tools for Conservation?", *Agroforestry Systems*, 44(1): 37-68.
- Harvey, C. A., C. Villanueva, J. Villacís, M. Chacon, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Gomez, R. Taylor, J. Martinez, A. Navas, J. Saenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vilchéz, B. Hernández, A. Pérez, F. Ruiz, F. López, I. Lang, y F. L. Sinclair (2005), "Contribution of Live Fences to the Ecological Integrity of Agricultural Landscapes", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111(1-4): 200-230.
- Harwood, R. R. (1979), *Small Farm Development: Understanding and Improving Farming Systems in the Humid Tropics*, Boulder, CO, Westview Press.
- Heil, G. W. (2004), "Modeling of Plant Community Assembly in Relation to Deterministic and Stochastic Processes", en V. Temperton, R. Hobbs, T. Nuttle y S. Halle (eds.), *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap Between Theory and Practice*, Washington, Island Press.
- Helgason, T., T. J. Daniell, R. Husband, A. H. Fitter y J. P. W. Young (1998), "Ploughing up the Wood-Wide Web?", *Nature*, 394: 431.
- Henríquez, Carolina A. (2004), "Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la calidad de las semillas en *Lapageria rosea*", *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 177-184.
- Hess, G. R. (1994), "Conservation Corridors and Contagious Disease: A Cautionary Note", *Conservation Biology*, 8: 256-262.
- Heth, D. (1983), "Spot Sowing of Mediterranean Pines Under Shelter", *Tree Planters' Notes*, 34(4): 23-27.

- Higgs, E. S. (1997), "What is Good Ecological Restoration?", *Conservation Biology*, 11(2): 338.
- Higgs, E. (2003), *Nature by Design: People, Natural Process, and Ecological Restoration*, MIT Press.
- Hill, M. O., D. B. Daniell, y K. Thompson (2002), "Hemeroby, Urbanity and Ruderality: Bioindicators of Disturbance and Human Impact", *Journal of Applied Ecology*, 39: 708-720.
- Hillel, D. (1971), *Soil and Water: Physical Principles and Processes*, Nueva York, Academic Press.
- Hobbie, S. E. (1992), "Effects of Plant Species on Nutrient Cycling", *Trends in Ecology and Evolution*, 7(10): 336-339.
- Hobbs, R. (2006), "Novel Ecosystems: Theoretical and Management Aspects of the New Ecological World Order", *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton (1996), "Toward a Conceptual Framework for Restoration Ecology", *Restoration Ecology*, 4: 93-110.
- Hobbs, R. J., J. A. Harris (2001), "Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium", *Restoration Ecology*, 9: 239-246.
- Hobbs, R. J., E. Higgs y J. A. Harris (2009), "Novel Ecosystems: Implications for Conservation and Restoration", *Trends in Ecology and Evolution*, 24(11): 599-605.
- Holanda, F. S. R., I. P. da Rocha y V. S. Oliveira (2008), "Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco", *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(6): 570-575.
- Hole, F. D. (1981), "Effects of Animals on Soil", *Geoderma*, 25: 75-112.
- Holl, K. D. (1999), "Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil", *Biotropica*, 31: 229-242.
- Holl, K. D. y E. Quiros-Nietzen (1999), "The Effect of Rabbit Herbivory on Reforestation of Abandoned Pasture in Southern Costa Rica", *Biological Conservation*, 8: 391-395.
- Holl, K. D. y R. B. Howarth (2000), "Paying for Restoration", *Restoration Ecology*, 8(3): 260-267.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin e I. A. Samuels (2000), "Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment", *Restoration Ecology*, 8: 339-349.
- Holl, K. D. (1998), "Effects of Above- and Below-Ground Competition of Shrubs and Grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) Seedling Growth in abandoned Tropical Pasture", *Forest Ecology and Management*, 109: 187-195.

- Holloway, J. D. y N. E. Stork (1991), “The Dimensions of Biodiversity: the Use of Invertebrates as Indicators of Human Impact”, D. L. Hawksworth (ed.), *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*, Wallingford, Reino Unido, CAB International, pp. 37-62.
- Holman, F., F. Romero, J. Montenegro, C. Chana, E. Oviedo, A. Baños (1992), “Rentabilidad de los sistemas silvopastoriles con pequeños productores de leche en Costa Rica: primera aproximación”, *Turrialba*, 42: 79-89.
- Holmes, T. e I. Scoones (2000), “Participatory Environmental Policy Processes: Experiences from North and South”, *Working Paper*, 113, Brighton, IDS.
- Holz, S. y G. Placci (2005), “Stimulating Natural Regeneration”, en S. Mansourian, D. Vallauri, N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes Beyond Planting Trees*, Estados Unidos, Springer, pp. 250-256.
- Hooper, D. U. y P. M. Vitousek (1997), “The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes”, *Science*, 277: 1302-1305.
- Hough, J. (1993), “Why Burn the Bush? Social Approaches to Bush-Fire Management in West African National Parks”, *Biological Conservation*, 65: 23-28.
- Huante, P. y E. Rincón (1998), “Responses to Light Changes in Tropical Deciduous Woody Seedlings with Contrasting Growth Rates”, *Oecologia*, 113: 53-66.
- Huante, P., E. Ceccon, A. Orozco-Segovia, Ma. E. Sánchez-Coronado, I. Acosta y E. Rincón (2012), “The Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Restoration of Seasonally Tropical Dry Forest in Chamela, Mexico”, *Revista Árvore*, 36(2): 279-289.
- Huenneke, L. F., S. P. Hamburg, R. H. Koide, A. Mooney, P. M. Vitousek (1990), “Effects of Soil Resources on Plant Invasions and Community Structure in Californian Serpentine Grassland”, *Ecology*, 71, 478-491.
- Hunter, A. F., L. W. Aarssen (1988), “Plants Helping Plants”, *Bioscience*, 38: 34-40.
- Hurlbert, S. (1971), “The Nonconcept of Species Diversity: A Critic and Alternative Parameters”, *Ecology*, 52: 577-586.
- Huston, M. A. (1994), *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*, Nueva York, Cambridge University Press.
- Hutchinson, T. C. y L. M. Whitby (1974), “Heavy-Metal Pollution in the Sudbury Mining and Smelting Region of Canada, I. Soil and Vegetation Contamination by Nickel, Copper, and Other Metals”, *Environmental Conservation*, 1: 123-132.
- IAP (Instituto Ambiental do Paraná) (2007), *Lista de espécies exóticas invasoras do Paraná*, manuscrito, Curitiba, PR.

- Ibarra, J. M. N. y M. Moreno de las Heras (2005), “Opencast Mining Reclamation”, en S. Mansourian, D. Vallauri, N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes, Beyond Planting Trees*, Estados Unidos, Springer Science.
- Ibrahim, M. y J. C. Camargo (2001), “Produtividade e Servicos Ambientais de Sistemas Silvopastoris: Experiencias do CATIE”, en M. M. Carvalho, M. J. Alvim y J. C. Carneiro, *Sistemas Agroflorestais Pecuários: opcoes de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais*. Ministerio da Agricultura Pecuária e Abastecimento, *Embrapa Gado De Leite*, Juiz da Fora, Brasil, FAO, pp. 331-347.
- Ibrahim, M., G. Canto y A. Camero (1998), Establishment and Management of Fodder Banks for Livestock Feeding in Cayo”, en M. Ibrahim y J. Beer (eds.) *Agroforestry Prototypes for Belize*, Costa Rica, CATIE /GTZ, pp. 15-39.
- IGBP Terrestrial Carbon Working Group (1998), “The Terrestrial Carbon Cycle: Implications for the Kyoto Protocol”, *Science*, 280: 1393-1394.
- Imbach, A. C., H. W. Fassbender, R. Borel, J. Beer y A. Bonnemann (1989), “Modeling Agroforestry Systems of Cacao (*Theobroma cacao*) with Laurel (*Cordia alliodora*) and *Erythrina poeppigiana* in Costa Rica; Water Balances, Nutrient Inputs and Leaching”, *Agroforestry Systems*, 8: 267-287.
- International Tropical Timber Organization (ITTO) (2002), *Guidelines for the Restoration, Management and Rehabilitation of Degraded and Secondary Tropical Forests*, Yokohama, Japón, ITTO.
- IPCC (1996), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Isa (2002a), *Estudio de prioridades de conservación de la biodiversidad en el Páramo de Santurbán*, Medellín.
- _____ (2002b), *Estudio de prioridades de conservación de la biodiversidad en las Serranías de Yariquíes*, Medellín.
- _____ (2002c), *Estudio de prioridades de conservación de la biodiversidad en el Oriente de Caldas*, Medellín.
- _____ (2002d), *Estudio de prioridades de conservación de la biodiversidad en ecosistemas los humedales del Magdalena Medio*, Medellín.
- _____ (2002e), *Estudio de prioridades de conservación de la biodiversidad en los ecosistemas costeros no marítimos de la Costa Atlántica Colombiana*, Medellín.
- ISO (2010), International Standardization Organization, disponible en: <<http://www.iso.org/iso/home.html>>, consultado el 10 marzo de 2011.
- Itzigsohn, R., S. Burdman, Y. Okon, E. Zaady, R. Yonatan y A. Perevolotsky (2000), “Plant-Growth Promotion in Natural Pastures by Inoculation with *Azospirillum brasilense* Under Suboptimal Growth Conditions, *Arid Soils Research. Rehabilitation*, 13:151-158.

- IUCN (2009) *IUCN Red List of Threatened Species, version 2009.1*, disponible en www.iucnredlist.org, consultado el 11 marzo de 2011.
- Ivory, D. A. (1990), "Major Characteristics, Agronomic Features and Nutritional Value of Shrubs and Tree Fodders", en C. Devendra (ed.), *Shrubs and Tree Fodders for Farm Animals, Proceedings of a Workshop Held in Denpasar, Indonesia*, 24-29 de julio de 1989, Ottawa, Canadá, IDRC, pp. 22-38.
- Jackson, J., A. Ash (1998), "Tree-Grass Relationships in Open Eucalypt Woodlands of Northern Australian: Influence of Trees on Pasture Productivity, Forage Quality and Species Distribution", *Agroforestry Systems*, 40: 159-176.
- Jackson, L. L., N. Lopoukhine y D. Hillyard (1995), "Ecological Restoration: A Definition and Comments", *Restoration Ecology*, 3: 71-75.
- Jackson, R. D. y J. W. Bartolomé (2002), "A State-Transition Approach to Understanding Nonequilibrium Plant Community Dynamics in Californian Grasslands", *Plant Ecology*, 162: 49-65.
- Jackson, S. T. y R. J. Hobbs (2009), "Ecological Restoration in the Light of Ecological History", *Science*, 325: 567-568.
- Jakobsson, A. (ed.) (2010), *Parque Nacional da tijuca - uma floresta na metrópole*, Río de Janeiro, Estúdio Andrea Jakobsson.
- Jamaludheen, V., M. B. Kumar (1999), "Litter of Multipurpose Trees in Kerala, India: Variations in the Amount Quality, Decay Rates and Release of Nutrients", *Forest Ecology Management*, 115: 1-11.
- Janos, D. P. (1980), "Vesicular-Arbuscular Mycorrhizae Influence Tropical Succession", *Biotropica*, 12 [Suppl]: 56-64.
- Jansen, A. (1997), "Terrestrial Invertebrate Community Structure as an Indicator of the Success of a Tropical Rainforest Restoration Project", *Restoration Ecology*, 5: 115-124.
- Janzen, D. (1970), "Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests", *The American Naturalist*, 104(940): 501-528.
- Jaramillo, V. J. y R. L. Sanford (1995), "Nutrient Cycling in Tropical Deciduous Forests", en S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 346-361.
- Jasper D. A., L. Abott y A. D. Robson (1991), "The Effect of Soil Disturbance on Vesicular Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Soils from Different Vegetation Types", *New Phytologist*, 118: 471-476.
- Jeffrey, D. W., M. Maybury y D. Levinge (1975), "Ecological Approach to Mining Waste Revegetation", en M. J. Jones (ed.), *Minerals and the Environment, Proceedings of an International Symposium*, Londres, Institution of Mining and Metallurgy, pp. 371-385.
- Jha, C. S. y J. S. Singh (1990), "Compositions and Dynamics of Dry Tropical Forest in Relation to Soil Texture", *Journal of Vegetation Science*, 1: 609-614.

- Johnson, F. L., D. J. Gibson, P. G. Risser (1982), “Revegetation of Unclaimed Coal Strip-Mines in Oklahoma”, *Journal of Ecology*, 19: 816-817.
- Johnson, M. S. y A. D. Bradshaw (1977), “Prevention of Heavy Metal Pollution from Mine Wastes by Vegetative Stabilisation”, *Transactions of the Institute of Mining and Metallurgy*, 86: 47-55.
- Jordan, W. (2000), “Restoration, Community, and Wilderness”, en P. H. Gobs-ter y R. B. Hull (eds.), *Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities*, Estados Unidos, Island Press, pp. 21-35.
- Jordan, W. (2000), “Restoration, Community, and Wilderness”, en P. H. Gobs-ter y R. B. Hull (eds.), *Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities*, Estados Unidos, Island Press, pp. 21-35.
- Jordan, W. R. III, M. E. Gilpin y J. D. Aber (1987), “Restoration Ecology: Eco-logical Restoration as a Technique for Basic Research”, en W. R. Jordan III, M. E. Gilpin y J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 3-22.
- Jordan, W. R., J. D. Aber y M. Gilpin (eds.) (1987), *Restoration Ecology -A Synthetic Approach to Ecological Research*, Cambridge, Cambridge Uni-versity Press.
- Joseph, G. y S. Mansourian (2007), “Restoring Landscape for Traditional Cul-tural Values”, en S. Mansourian, D. Vallauri y N. Dudley (eds.), *Forest Res-toration in Landscapes, Beyond Planting Trees*, Estados Unidos, Springer Science.
- Kageyama, P. Y., R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel y F. B. Ganda-ra (2003), *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*, Botucatu, Bra-sil, FEPAF.
- Kageyama, P. y F. B. Gandara (2004), “Recuperação de áreas ciliares”, en R. R. Rodrigues y H. F. Leitão-Filho (eds.), *Matas ciliares: conservação e recupe-ração*, São Paulo, EDUSP, pp. 249-269.
- Kageyama, P. Y. y F. B. Gandara (1994), “Dinâmica de populações de espé-cies arbóreas: implicações para o manejo e a conservação”, en S. Watanabe (coord.), *Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira: subsí-dios a um gerenciamento ambiental*, São Paulo 2, Aciesp, pp. 1-9.
- Kaimowitz, D. y A. Angelsen (1998), *Economic Models of Tropical Defores-tation: A Review*, Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Re-search.
- Kalkhan, M. A. y T. J. Stohlgren (2000), “Using Multi-Scale Sampling and Spatial Crosscorrelation to Investigate Patterns of Plant Species Richness”, *Environmental Monitoring and Assessment*, 64: 591-605.
- Kang, B. T. y G. F. Wilson (1987), “The Development of Alley Cropping as a Promising Agroforestry Technology”, en H. R. Steppler y P. K. R. Nair

- (eds.), *Agroforestry: A Decade of Development*, Nairobi, Kenya, International Centre for Research in Agroforestry, pp. 227-243.
- Kang, B. T. y B. S. Ghuman (1991), "Alley Cropping as a Sustainable System", en W. C. Moldenhauer, N. W. Hudson, T. C. Sheng y S. W. Lee (eds.), *Development of Conservation Farming on Hillslopes*, Ankeny, IA, Soil and Water Conservation Society, pp. 172-184.
- Kang, B. T. (1997), "Alley Cropping-Soil Productivity and Nutrient Recycling", *Forest Ecology and Management*, 91: 75-82.
- Karr, J. R. (1999), "Defining and Measuring River Health", *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
- Kauffman, J. B., D. Cummings, D. Ward y R. Babbitt (1995), "Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, Nutrient Pools and Losses in Slashed Primary Forests", *Oecologia*, 104: 397-408.
- Kauffman, J. B., R. Sanford Jr., D. Cummings, I. Salcedo y E. Sampaio (1993), "Biomass and Nutrient Dynamics Associated with Slash Fires in Neotropical Dry Forests", *Ecology*, 74: 140-151.
- Kauffman, J. B. y W. C. Krueger (1984), "Livestock Impacts on Riparian Ecosystems and Streamside Management Implications. A Review", *Journal of Range Management*, 37: 430-438.
- Keserbaum, K. C. (2007), "Modelling Nitrogen Dynamics in Soil-Crop Systems with HERMES", *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77(1): 39-52.
- Khurana, E., J. S. Singh (2001), "Ecology of Seed and Seedling Growth for Conservation and Restoration of Tropical Dry Forest: A Review", *Conservation Biology*, 28(1): 39-52.
- Kilian, B., C. Jones, L. Pratt y A. Villalobos (2006), "Is Sustainable Agriculture a Viable Strategy to Improve Farm Income in Central America?", *Journal of Business Research*, 59: 322-330.
- Kimmins, J. P. (1987), *Forest Ecology*, Nueva York, Macmillan.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit y N. Gilissen (2001), "Agri-environment Schemes do not Effectively Protect Biodiversity in Dutch Agricultural Landscapes", *Nature*, 413: 723-725.
- Kleijn, D. y W. J. Sutherland (2003), "How Effective are European Agri-environment Schemes in Conserving and Promoting Biodiversity?", *Journal of Applied Ecology*, 40: 947-969.
- Klein, J. (2005), "Utilização de protetores físicos na sementeira direta de timburi e canafístula na revegetação de matas ciliares", tesis de maestría en Agronomía, UNIOESTE, Marechal Cândido Rondon.
- Kleinman, P., D. Pimentel y R. Bryant (1996), "The Ecological Sustainability of Slash-and-Burn Agriculture", *Agriculture Ecosystem Environment*, 52: 235-249.

- Koehler, H. H. (2000), “Natural Regeneration and Succession -Results from a 13 Years Study with Reference to Mesofauna and Vegetation, and Implications for Management”, *Landscape and Urban Planning*, 51(2-4): 123-130.
- Kolsman, E. y D. Vásquez (1996), *Manual de agricultura ecológica*, Managua, Nicaragua, De Simas.
- Kopezinski, I. (2000), “Mineração X meio ambiente: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores”, Porto Alegre, Editora da Universidade.
- Kozłowski, T. T. (1999), “Soil Compaction and Growth of Woody Plants”, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14: 596-919.
- Krebs, C. J. (1989), *Ecological Methodology*, Nueva York, Harper Collins.
- Krier, J. M. (coord.) (2001), *Anuario EFTA. El desafío del Comercio Justo 2001-2003*, Bélgica, EFTA.
- Kruger, J., M. Rejmanek y M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, Nueva York, Wiley & Sons.
- Kunst, C. (1996), “Efectos del fuego sobre el suelo”, en INTA (ed.) *Fuego Prescripto*, Santiago del Estero, INTA, pp. 17-28.
- Kurihara, M., T. Magner, R. A. Hunter y G. J. McCrabb (1999), “Methane Production and Energy Partition of Cattle in the Tropics”, *British Journal of Nutrition*, 81: 227-234.
- Lagha H., C. Alix y A. Olivier (2000), “Metodología para evaluar el potencial de sistemas agrícolas y agroforestales en el norte de Honduras”, *Revista Agroforestería en las Américas*, 7(26), disponible en: <<http://web.catie.ac.cr/informacion/rafa/rev26/arti4-a.htm>>, consultado el 2 de marzo de 2011.
- Lal, R. (1989), “Conservation Tillage for Sustainable Agriculture”, *Advances in Agronomy*, 42: 85-197.
- _____ (1998), “Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality”, *Critical Review of Plant Science*, 17: 319-464.
- Lamb, D. (1998), “Large Scale Ecological Restoration of Degraded Tropical Forest Lands The Potential Role of Timber Plantations”, *Restoration Ecology*, 6: 271-279.
- Lamb, D., P. D. Erskine y J. D. Parrotta (2005), “Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes”, *Science*, 310: 1628-1632.
- Lambin, E. F. y P. Meyfroidt (2011), “Global Land use Change, Economic Globalization, and the Looming Land Scarcity”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9): 3465-3472.
- Lamont, B. B. (1978), “Biophysical Constraints to the Rehabilitation of Mine Wastes”, en J. E. D. Fox (ed.), *Rehabilitation of Mined Lands in Western Australia*, South Bentley, Western, Australian Institute of Technology, pp. 37-45.

- Lamprecht, H. (1989), "Silviculture in the Tropics: Tropical Forest Ecosystems and Their Tree Species: Possibilities and Methods for Their Long-Term Utilization", *Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit*, Alemania, Eschborn.
- Lamprecht, H. (1990), "Silvicultura en los trópicos", *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)*, Alemania.
- Landauer, K. y M. Brazil (eds.) (1990), *Tropical Homegardens*, United Nations University.
- Lande, R. (1998), "Extinction Times in Finite Metapopulation Models with Stochastic Local Dynamics", *Oikos*, 83: 383-389.
- Lander, E. (2000), *Ciencias Sociales: saberes coloniales y eurocentrismo en la colonialidad del saber: eurocentrismo y Ciencias Sociales. Perspectivas Latinoamericanas*, Venezuela, FACES/UCV-UNESCO.
- Landres, P. B., P. Morgan y F. J. Swanson (1999), "Overview of the Use of Natural Variability Concepts in Managing Ecological Systems", *Ecological Applications*, 9: 179-1188.
- Lassey, K. R. (2007), "Livestock Methane Emission and its Perspective in the Global Methane Cycle", *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48(2): 114-118.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, J. E. L. S. Ribeiro, J. P. Giraldo, T. E. Lovejoy, R. Condit, J. Chave, K. E. Harms y S. D'Angelo (2007), "Rapid Decay of Tree-Community Composition in Amazonian Forest Fragments", *PNAS*, 103(50).
- Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard (eds.) (1997), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago University of Chicago Press.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, P. M. Fearnside y J. E. L. S. Ribeiro (2006), "Rain Forest Fragmentation and the Proliferation of Successional Trees", *Ecology*, 87:469-482.
- Lavelle, P., D. Bignell y M. Lepage (1997), "Soil Function in a Changing World: The Role of Invertebrate Ecosystem Engineers", *European Journal of Soil Biology*, 33: 159-193.
- Lawton, J. H. (1993), "Range, Population Abundance and Conservation", *Trends in Ecology & Evolution*, 8(11): 409-413.
- Leff, E. (2006), "La ecología política en América Latina. Un campo en construcción", en H. Alimonda (comp.), *Los tormentos de la materia. Aportes para una ecología política latinoamericana*, Buenos Aires, Clacso.
- (2004), *Racionalidad ambiental. La reapropiación social de la naturaleza*, México, Siglo XXI.
- Leisman, G. A. (1957), "A Vegetation and Soil Chronosequence on the Mesabi Iron Range Soil Banks, Minnesota", *Ecological Monographs*, 27: 221-245.

- Leitão, F. H. M., M. C. Marques y E. Ceccon (2010), “Young Restored Forests Increase Seedling Recruitment in Abandoned Pastures in the Southern Atlantic Rainforest”, *Revista de Biología Tropical*, 58(4): 1271-1282.
- Leitão-Filho, H. F., R. R. Rodrigues, D. A. Satim y C. A. Joly (2002), *Vegetação florestal remanescente: inventarios, caracterizações, manejo e recuperação nas bacias dos rios Piracicaba e Capivari*, UNICAMP-NEPAN.
- Leles, P. S. S. (1995), “Crescimento alocação de biomassa e distribuição de nutrientes e uso de água em *E. camaldulensis* e *E. pellita* sob diferentes espaçamentos”, tesis de maestría en Suelos y Nutrición de Plantas, Viçosa, Universidade Federal de Viçosa.
- Leles, P. S. S., G. G. Reis, M. G. F. Reis y E. J. Morais (1998), “Relações hídricas e crescimento de árvores de *Eucalyptus camaldulensis* e *Eucalyptus pellita* sob diferentes espaçamentos na região de cerrado”, *Revista Árvore*, 22(1): 41-50.
- Leopold, A. C. (2004), “Living with the Land Ethic”, *BioScience*, 54(2): 149-154.
- Levine, J. M. (2000), “Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern”, *Science*, 288: 761-763.
- Levine, J. M. y C. M. D’Antonio (1999), “Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility”, *Oikos*, 87: 15-26.
- Levine, J. M., E. Pachepsky, B. E. Kendall, S. G. Yelenik y J. H. R. Lambers (2006), “Plant-Soil Feedbacks and Invasive Spread”, *Ecology Letters* 9: 1005-1014.
- Lieth H., M. Lohmann (eds.) (1993), *Restoration of Tropical Forest Ecosystems. Proceedings of the Symposium Held on October 7-10 (1991)*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Liley, D., R. T. Clarke (2003), “The Impact of Urban Development and Human Disturbance on the Numbers of Nightjar *Caprimulgus europaeus* on Heathlands in Dorset, England”, *Biological Conservation*, 2: 219-230.
- Linck, T. (2001), “El campo en la ciudad: reflexiones sobre ruralidades emergentes”, Universidad de Toulouse II, disponible en: <<http://www.clasco.edu.ar/~libros/rjave/paneles/linck.rtf>>, consultado el 4 de febrero de 2011.
- Lindig-Cisneros, R. (2011), “La Restauración Ecológica como una construcción social”, en Orlando Vargas Ríos y Sandra Paola Reyes B. (eds.), *La restauración ecológica en la práctica. Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*, Bogotá, Gente Nueva Editorial, Universidad Nacional de Colombia.
- Lindsay, E. A. y K. French (2005), “Litterfall and Nitrogen Cycling Following Invasion by *Chrysanthemoides Monilifera* ssp. *Rotundata* in Coastal Australia”, *Journal of Applied Ecology*, 42: 556-566.

- Linhart, B. y M. C. Grant (1996), "Evolutionary Consequence of Local Genetic Differentiation in Plants", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 237-27.
- Lockwood, J. L. (1997), "An Alternative to Succession: Assembly Rules Offer Guide to Restoration Efforts", *Restoration and Management Notes*, 15: 45-50.
- Long-Sharon, R. (1989), "Rhizobium-Legume Nodulation: Life Together in the Underground", 56(2): 203-214.
- Lonsdale, W. M., K. L. S. Harley y J. D. Gillett (1988), "Seed Bank Dynamics in *Mimosa Pigra*, an Invasive Tropical Shrub", *Journal of Applied Ecology*, 25: 963-976.
- Lonsdale, W. M. (1999), "Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility", *Ecology*, 80: 1522-1536.
- López-Ridaura, S., O. Maserá y M. Astier (2002), "Evaluating the Sustainability of Complex Socio-Environmental Systems the MESMIS Framework", *Ecological Indicators*, 2: 135-148.
- Lovejoy, T. E. (2006), "Protected Areas: A Prism for a Changing World", *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 329-333.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, A. Rylands, J. R. Malcolm, C. Quintela, L. Harper, K. Brown, A. Powell, G. Powell, H. Schubart y M. Soulé Hays (1986), "Edge and Other Effects of Isolation on Amazon Forest Fragments", en M. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sunderland, MA, Sinauer, pp. 257-285.
- Lull, H. W. (1959), *Soil Compaction on Forest and Range Lands*, U.S. Dep. Agric. Misc. Publ..
- Luyindula, N. y L. Karabaranga (1986), "Preliminary Studies on the Symbiotic Association between *Rhizobium* and *Leucaena Leucocephala* (Lam) De Witt, in Zaire. Workshop on Potentials of Forage Legumes in Farming Systems of sub-Saharan Africa, Addis Ababa (Ethiopia), 16-19 de septiembre de 1985, ILCA Addis Ababa.
- Lynch J. O. y K. Talbot (1995), *Balancing Acts: Community-Based Forest Managers and National Law in Asia and the Pacific*, Washington, World Resources Institute.
- Lynch, J. O. y J. B. Alcorn (1994), "Tenurial Rights and Community-Based Conservation", en D. Western y R. Michael Wright (eds.), *Natural Connections Perspectives in Community-Based Conservation*, Washington, Island Press, pp. 373-402.
- Lyngbaek, A. E., R. G. Muschler y F. L. Sinclair (2001), "Productivity and Profitability of Multistrata Organic Versus Conventional Coffee Farms in Costa Rica", *Agroforestry Systems*, 53: 205-213.

- Maass, J. M. (1995), "Conversion of Tropical Dry Forest to Pasture and Agriculture", en S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 399-422.
- Maass, J. M., C. F. Jordan y J. Sarukhan (1988), "Soil Erosion and Nutrient Losses in Seasonal Tropical Agroecosystems under Various Management Techniques", *Journal of Applied Ecology*, 25: 595-607
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson (1967), *The Theory of Island Biogeography*, Princeton, Princeton University Press.
- MacDicken, K. G. (1990), "Agroforestry Management in the Humid Tropics", en K. G. Mac Dicken y N. T. Vergara (eds.), *Agroforestry: Classification and Management*, Nueva York, John Wiley and Sons, pp. 98-149.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. A. Bazzaz (2000), "Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control", *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- Magdoff, F. y H. van Es (2000), *Building Soils for Better Crops. Sustainable Agriculture Network*, Handbook Series núm. 4, Beltsville, MA.
- Majer, J. D. (1997), "Invertebrates Assist the Restoration Process: An Australian Perspective", en K. M. Urbanska, N. R. Webb y P. J. Edwards (eds.), *Restoration Ecology and Sustainable Development*, Reino Unido, Cambridge University Press, pp. 212-237.
- Majid R. y V. Bawtree (1997), *The Post-Development Reader*, Londres, Zed Books.
- Malcolm, J. R. (1994), "Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments", *Ecology*, 75(8): 2438-2445.
- Manjares, M. J., A. Alarcón y R. Ferrera-Cerrato (2000), "Biotecnología de la producción de inóculo micorrízico arbuscular y su control de calidad", en A. Alarcón y R. Ferrera-Cerrato (eds.), *Ecología, fisiología y biotecnología de la micorriza arbuscular*, Montecillo, Colegio de Postgraduados, Mundi Prensa.
- Marchante, E., A. Kjoller, S. Struwe y H. Freitas (2008b), "Short-and Long-term Impacts of Acacia Longifolia Invasion on the Belowground Processes of a Mediterranean Coastal Dune Ecosystem", *Applied Soil Ecology*, 40: 210-217.
- Marmillon, E. (1986), "Management of Algarrobo (*Prosopis alba*, *P. flexuosa*, and *P. nigra*) in the Semiarid Regions of Argentina", *Forest Ecology and Management*, 16: 33-40.
- Maron, J. y P. Connors (1996), "A Native Nitrogen Fixing Plant Facilitates Weed Invasion", *Oecologia*, 105: 302-312.
- Martínez-Ramos, M. (1985), "Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales, y regeneración de las selvas altas perennifolias", en A. Gómez-Pompa, S. del

- Amo (eds.), *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*, vol. II, México, INIREB-Alhambra, pp. 191-293.
- Martínez-Ramos, M. y X. García-Orth (2007), “Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80 (suplemento): 69-84.
- Martínez-Yrizar, A. (1995), “Biomass Distribution and Primary Productivity of Tropical Dry Forests”, en S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 326-345.
- Martins, S. V. (2009), *Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, Voçorocas, Taludes Rodoviários e de Mineração*, Editora Aprenda, pp. 1-270.
- Martorell, C. y E. M. Peters (2005), “The Measurement of Chronic Disturbance and its Effects on the Threatened Cactus *Mammillaria pectinifera*”, *Biological Conservation*, 124: 199-207.
- Maruyama, M. y N. Morioka (1998), “The Impact of Deforestation in Brazilian Amazonia: The Indigenous People of Rondonia State”, *Journal of Forest Planning*, 4(2): 71-75.
- Masera, O., M. Astier y S. López-Ridaura (2011), “El marco de evaluación MESMIS”, en *Sustentabilidad y sistemas campesinos*, pp. 13-44, disponible en: <http://sites.google.com/Site/icaro0814/08.1CursoVIIIlecturalMesmis.pdf>, consultado el 10 de julio de 2011.
- Masera, O., M. Astier y S. López Ridaura (1999), *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS*, México, Mundi-Prensa, GIRA, UNAM, Serie: Evaluación de Sustentabilidad.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power y M. J. Swift (1997), “Agricultural Intensification and Ecosystem Properties”, *Science*, 277: 504-509.
- Mattei, V. L. (1997), “Avaliação de protetores físicos em semeadura direta de *Pinus taeda* L.”, *Ciência Florestal*, 7(1): 91-100.
- Mattei, V. L. (1995), “Preparo do solo e uso de protetor físico, na implantação de *Cedrela fissilis* V. e *Pinus taeda* L., por semeadura direta”, *Revista Brasileira de Agrociência*, 1(3): 127-132.
- Maun, M. M. (1981), “Early Growth and Development of White Luan (*Shorea contorta* Vidal) under Different Soil Covers”, *Forest Research*, 6(2): 39-48.
- May, R. M. (2001), *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton, NJ, Princeton University Press.
- Mayer, A. L. y M. Rietkerk (2004), “The Dynamic Regime Concept for Ecosystem Management and Restoration”, *BioScience*, 54(11): 1013-1020.
- Mayrand, K. y M. Paquin (2004), *Pago por servicios ambientales: Estudio y evaluación de esquemas vigentes*, Montreal, Unisfera, disponible en: <http://>

- www.cec.org/Storage/56/4896_PES-Unisfera_es.pdf>, consultado el 23 de agosto de 2011.
- McClanahan, T. R. y R. W. Wolfe (1993), “Accelerating Forest Succession in a Fragmented Landscape: The Role of Birds and Perches”, *Conservation Biology*, 7(2): 279-288.
- McCullagh, P. y J. A. Nelder (1983), *Generalized Linear Models*, Londres, Chapman & Hall.
- McDonnell, M. J. y S. W. Stiles (1983), “The Structural Complexity of Old Field Vegetation and the Recruitment of Bird-dispersed Plant Species”, *Oecologia*, 56: 109-116.
- McDougall, W. D. (1925), “Forests and Soils of Vermillion County, Illinois, with Special Reference to the ‘Striplands’”, *Ecology*, 6: 372-380.
- _____ (1919), “Plant Succession on Artificial Bare Areas in Illinois”, *Transactions of Illinois Academy of Science*, 11: 129-131.
- McGarigal, K. y S. Cushman (2002), “Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effects”, *Ecological Applications*, 12: 335-345.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington D. C., Island Press.
- Meentemeyer, V. (1978), “Macroclimate and Lignin Control of Litter Decomposition Rates”, *Ecology*, 59: 465-472.
- Meffe, G. y R. Carroll (1994), *Principles of Conservation Biology*, Sunderland, Mass, Sinauer.
- Meister, K. y F. Montagnini (2006), *Participatory Approaches to Ecological Restoration a Summary of a Forum Exploring Participatory Approaches to Ecological Restoration in Rural Communities of Mexico and Argentina*, disponible en: <environment.yale.edu/gisf/files/pdfs/yff.../participatory_Approaches.pdf>, consultado el 12 de julio de 2011.
- Mendez-Velarde, S. y E. Ceccon (2004), “Los efectos potenciales de los productos transgénicos sobre los ecosistemas naturales”, *Revista Agua y Desarrollo*, 11: 14-17.
- Mensing, D. M., S. M. Galatowitsch y J. R. Tester (1998), “Anthropogenic Effects on the Biodiversity of Riparian Wetlands of a Northern Temperate Landscape”, *Journal of Environmental Management*, 53: 349-377.
- Metzger, J. P. (2006), “How to Deal with Non-Obvious Rules for Biodiversity Conservation in Fragmented Areas”, *Natureza & Conservação*, 4: 125-137.
- _____ (2003), “Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas?”, en P. Y. Kageyama, R. E. de Oliveira, L. F. D. de Moraes, V. Lex Engel y F. B. Gandara, *Restauracao ecologica de ecosistemas naturais*, Botucatu, SP, FEPAF, pp. 49-70.

- Metzger, J. P. y E. Muller (1996), "Characterizing the Complexity of Landscape Boundaries by Remote Sensing", *Landscape Ecology*, 11: 65-77.
- Michener, W. K. (1997), "Quantitatively Evaluating Restoration Experiments: Research Design, Statistical Analysis, and Data Management Considerations", *Restoration Ecology*, 5(4): 324-337.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005a), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, D. C., Island Press.
- _____ (2005b), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Washington, D. C., Island Press.
- _____ (2003), *Ecosystem and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, D. C., Island Press.
- Miller, P. M. (1999), "Effects of Deforestation on Seed Banks in a Tropical Deciduous Forest of Western Mexico", *Journal of Tropical Ecology*, 15: 179-188.
- Miramontes, O., O. de Souza, D. Hernández, E. Ceccon (2012), "Non-Lévy Mobility Patterns of Mexican Me'Phaa Peasants Searching for Fuelwood", *Human Ecology*, 40(2): 167-174.
- Miranda, R. C. de, S. Sepp y E. Ceccon (2012), *Commercial Woodfuel Production Experience from Three Locally Controlled Wood Production Models*, ESMASP-Knowledge Series 012/12, World Bank.
- Moguel, P. y V. M. Toledo (2004), "Conservar produciendo: biodiversidad, café orgánico y jardines productivos", *Biodiversitas*, 55: 1-7.
- Montagnini, F. (1990), *Ecology Applied to Agroforestry in the Humid Tropics*, en R. Goodland (ed.), *Race to Save the Tropics*, Washington, D. C., Island Press, pp. 49-58.
- Montagnini, F., A. Fanzeres y S. G. Da Vinha (1994), "Studies on Restoration Ecology in the Atlantic Forest Region of Bahia, Brazil", *Interciencia*, 19: 323-330.
- Montagnini, F. y F. Sancho (1990), "Impacts of Native Forests on Tropical Soils -A Study in the Atlantic Lowlands of Costa Rica", *Ambio*, 19: 386-390.
- Montagnini, F., F. Sancho, E. González y A. Moulart (1993), "Mixed-Tree Plantations with Indigenous Trees in the Atlantic Lowlands of Costa Rica", en J. A. Parrotta y M. Kanashiro (eds.), *Proc. Int. Symp. on Management and Rehabilitation of Degraded Lands and Secondary Forests in Amazonia. Santarem, Pará, Brazil*, 18-22 de abril de 1993, Puerto Rico, IITF, USDA Forest Service, pp. 161-169.
- Montes, C. (2007), "Del desarrollo sostenible a los servicios de los ecosistemas", *Ecosistemas*, 16(3): 1-3, disponible en: <<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=513>>, consultado el 3 de marzo de 2011.

- Mooney, H. A. y E. E. Cleland (2001), “The Evolutionary Impact of Invasive Species”, *PNAS*, 98(10), disponible en: <<http://www.pnas.org/content/98/10/5446.full.pdf>>, consultado el 3 de marzo de 2011.
- Moore, M. M., W. W. Covington y P. Z. Fulé (1999), “Reference Conditions and Ecological Restoration: A Southwestern Ponderosa Pine Perspective”, *Ecological Applications*, 9: 1266-1277.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo (1986), “Ecology of Tropical Dry Forest”, *Annual Review of Ecology and Systematic*, 17: 67-88.
- Muschler, R. G. (2001), “Shade Improves Coffee Quality in a Suboptimal Coffee-zone of Costa Rica”, *Agroforestry Systems*, 51: 131-139.
- Myers, N. (1983), “Tropical Moist Forests: Over-exploited and Under-utilized?”, *Forest Ecology and Management*, 6: 59-79.
- Naciones Unidas (1998), *Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de Las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*, disponible en: <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf>>, consultado el 23 de abril de 2010.
- Naeth, M. A., D. J. Pluth, D. S. Chanasyk, A. W. Bailey y A. W. Fedkenheuer (1990), “Soil Compacting Impacts of Grazing in Mixed Prairie and Fescue Grassland Ecosystems of Alberta”, *Canadian Journal Soil Science*, 70: 157-167.
- Nagendra, H., D. Munroe y J. Southworth (2004), “From Pattern to Process: Landscape Fragmentation and the Analysis of Land Use/Land Cover Change”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101: 111-115.
- Nair, P. K. R. (2003), *An Introduction to Agroforestry*, Kuwer Academic Press.
- _____ (1990), “The Prospects for Agroforestry in the Tropics”, *Technical Paper*, núm. 131, Washington, D. C., The World Bank.
- Naranjo, G. (2000), “Uso de Indicadores de Calidad Biótica a nivel de paisaje para la caracterización y selección de ruta de proyectos de transmisión de energía”, tesis para optar al título de magíster en Bosques y conservación ambiental, Medellín, Universidad Nacional de Colombia.
- Nelson, B. W. y M. N. Irmão (1998), “Fire Penetration in Standing Amazon Forests”, *Proceedings of the 9th Brazilian Remote Sensing Symposium Held in Santos SP*, septiembre, São José dos Campos, Brasil, INPE, pp. 13-18.
- Nepstead, D. C., C. Uhl y E. A. S. Serrao (1991), “Recuperation of a Degraded Amazonian Landscape: Forest Recovery and Agricultural Restoration”, *Ambio*, 20: 248-255.
- Nepstead, D. C., C. Uhl, C. Pereira, y J. M. C. A. da Silva (1996), “Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest of Eastern Amazonia”, *Oikos*, 76: 25-39.
- Nishita H. R. y M. Haug (1973), “Distribution of Different Forms of Nitrogen in Some Desert Soils”, *Soil Science*, 116: 51-58.

- Noble, I. R. (1989), "Attributes of Invaders and the Invading Process: Terrestrial and Vascular Plants", en J. A. Drake, H. A. Mooney, F. diCasti, R. H. Groves y R. F. Noss (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective (SCOPE)*, Nueva York, John Wiley, pp 301-313.
- Noss, R. F. (1990), "Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach", *Conservation Biology*, 4(4): 355-364.
- Núñez, M. Á. (2000), *Manual de técnicas agroecológicas*, México, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe.
- Nye, P. y D. Greenland (1960), "The Soil Under Shifting Cultivation", *Technical Communication*, núm. 51, Inglaterra, Commonwealth Agricultural Bureau.
- Öckinger, E. y H. G. Smith (2007), "Do Corridors Promote Dispersal in Grassland Butterflies and Other Insects?", *Landscape Ecology*, 23: 27-40.
- Olembó, R. (1991), "Importance of Microorganisms and Invertebrates as Components of Biodiversity", en D. L. Hawksworth (ed.), *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*, Wallingford, Reino Unido, CAB International, pp. 7-16.
- Oliveira-Filho, A. T., N. Curi, E. A. Vilela, D. A. Carvalho (1998), "Effects of Canopy Gaps, Topography, and Soils on the Distribution of Woody Species in a Central Brazilian Deciduous Dry Forest", *Biotropica*, 30: 362-375.
- Olyphant, G. A. y D. Harper (1995), "Effects of Direct Revegetation on the Hydrology, Erosion and Sediment Yield of an Abandoned Deposit of Coal-mine Refuse", *Geomorphology*, 11: 261-272.
- Opdam, P. (1990), *Dispersal in Fragmented Populations: The Key to Survival*, en R. G. H. Bunce, D. C. Howard (eds.), *Species Dispersal in Agricultural Habitats*, Londres, Belhaven Press, pp. 3-17.
- Opdam, P. y D. Wascher (2004), "Climate Change Meets Habitat Fragmentation: Linking Landscape and Biogeographical Scale Levels in Research and Conservation", *Biological Conservation*, 117: 285-297.
- Ostle, B. (1983), *Statistics in Research*, Ames, Iowa State University Press.
- OTS/CATIE (1986), *Sistemas agroforestales: principios y aplicaciones en los tropicos*, San José, OTS/CATIE.
- Packham, J. R., D. J. L. Harding, G. M. Hilton y R. A. Stuttard (1992), *Functional Ecology of Woodlands and Forests*, Londres, Chapman & Hall.
- Padilla, F. M. y F. I. Pugnaire (2006), "The Role of Nurse Plants in the Restoration of Degraded Environments", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4: 196-202.
- Padilla, F. M. y F. I. Pugnaire (2009), "Species Identity and Water Availability Determine Establishment Success under the Canopy of *Retama sphaerocarpa* Shrubs in a Dry Environment", *Restoration Ecology*, 17 (6): 900-907.

- Paller, M. H., M. J. M. Reichert, J. M. Dean y J. C. Seigle (2000), "Use of Fish Community data to Evaluate Restoration Success of a Riparian Stream", *Ecological Engineering*, 15: 171-187.
- Palmer, J. P. (1990), "Reclamation and Decontamination of Metalliferous Mining Tailings", *Mine Water and the Environment*, 9 (1-4): 223-235.
- Palmieri, V. (1985), "Flujos de energía y calidad de sitio en sistemas agrícolas de subsistencia", tesis de maestría, Turrialba, Costa Rica, Universidad de Costa Rica, CATIE.
- Panayiotopoulos, K. P., C. P. Papadopoulou y A. Hatjiioannidou (1994), "Compaction and Penetration Resistance of an Alfisol and Entisol and their Influence on Root Growth of Maize Seedlings", *Soil Tillage Research*, 31: 323-37.
- Parra, M. (1982), "Aspectos metodológicos en la investigación de sistemas pecuarios", *Memorias del primer seminario nacional sobre sistemas de producción pecuaria*, nov. 15-16/82, Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Parrota, J. A. (1992), "The Role of Plantation Forests in Rehabilitating Degraded Tropical Ecosystems", *Agricultural Ecosystems and Environment*, 41: 115-133.
- Parrotta, J. A., O. H. Knowles y J. M. Wunderle (1997), "Development of Foristic Diversity in 10-year-old Restoration Forest on a Saurite Mined Site in Amazonia", *Forest Ecology and Management*, 99: 21-42.
- Parrotta, J. A. y O. H. Knowles (1999), "Restoration of Tropical Moist Forest on Bauxite-mined Lands in Brazilian Amazon", *Restoration Ecology*, 7 (2): 103-116.
- Patrício, R. L. (2009), "Avaliação de métodos de revegetação de áreas degradadas utilizados na mineração de níquel em Niquelândia Goiás", maestría en Planeación y Gestión Ambiental, Universidade Católica de Brasília, Brasília.
- Paul, F. D. y A. D. Evans (2006), "Habitat Connectivity and Matrix Restoration: The Wider Implications of Agri-Environment Schemes", *Journal of Applied Ecology*, 43: 209-218.
- Paz, M. F. (2005), Cuentepec, Morelos. Reporte Técnico, Morelos, CRIM, UNAM.
- Pearce, D. W. y D. Moran (1994), "The Economic Value of Biodiversity", Londres, Earthscan.
- Pearce, D. W. y R. K. Turner (1990), *Economics of Natural Resources & the Environment*, Baltimore, The John Hopkins University Press.
- Peach, W. J., L. J. Lovett, S. R. Wotton y C. Jeffs (2001), "Countryside Stewardship Delivers Cirl Buntings *Emberizacirlus* in Devon, UK", *Biological Conservation*, 101: 361-373.

- Penna, J. y E. Cristeche (2008), *La Valoración de Servicios ambientales: Diferentes Paradigmas*.
- Pennings, S. C. y M. D. Bertness (2001), "Salt Marsh Communities", en M. D. Bertness, S. D. Gaines y M. Hay (eds.), *Marine Community Ecology*, Sunderland, Massachusetts, Sinauer.
- Perez, S. y A. Torralba (1997), "La fijación del nitrógeno por los seres vivos", Seminario Fisiología Vegetal, 21.01. Facultad Biología Oviedo.
- Perfecto I. y J. Vandermeer (2010), "The agroecological matrix as alternative to the landsparing".
- Peterson, G. D., S. R. Carpenter y W. A. Brock (2003), "Uncertainty and the Management of Multistate Ecosystems: An apparently Rational Route to Collapse", *Ecology*, 84: 1403-1411.
- Peterson, G., C. R. Allen y C. S. Holling (1998), "Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale", *Ecosystems*, 1: 6-18.
- Petrobras (1984), "Reabilitação de Area de exploração de xisto", São Mateus do Sul: Petrobras-six (informe técnico, 4).
- Pickett, S. T. A. (1989), "Space-for-time Substitutions as an Alternative to Long-term Studies", en G. E. Likens (editor), *Long-term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*, Nueva York, Springer-Verlag.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. H. Nilon, R. V. Pouyat, W. C. Zipperer y R. Costanza (2001), "Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial, Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 127-157.
- Pickett, T. A. y P. S. White (eds.) (1985), *The Ecology of Natural Disturbances and Patch Dynamics*, Nueva York, Academic Press.
- Pienimaki, M. y E. Leppakoski (2004), "Invasion Pressures on the Finnish Lake District: Invasion Corridors and Barriers", *Biological Invasions*, 6: 331-346.
- Pimbert, M. y J. Pretty (1995), *Parks, People and Professionals Putting "Participation" into Protected Area Management*, Geneva, The United Nations Research Institute for Social Development.
- Pimentel, D. (1980), *Handbook of Energy Utilization in Agriculture*, Boca Raton, FL, CRC.
- Pimentel, D., M. S. Hunter, J. A. LaGro, R. A. Efronymson, J. C. Landers, F. T. Mervis, C. A. McCarthy y A. E. Boyd (1989), "Benefits and Risks of Genetic Engineering in Agriculture", *BioScience*, 39: 606-614.
- Pimentel, D., U. Stachow, D. A. Takacs, H. W. Brubaker, A. R. Dumas, J. J. Meaney, J. A. S. O'Neil, D. E. Onsi y D. B. Corzilius (1992), "Conserving Biological Diversity in Agricultural Forestry Systems: Most Biological Diversity Exists in Human-managed Ecosystems", *Bioscience*, 42: 354-362.

- Pimentel, D., R. Zuniga y D. Morrison (2005), "Update on the Environmental and Economic Costs Associated with Alien-invasive Species in the United States", *Ecological Economics*, 52 (3): 273-288.
- Pinilla, C., y E. Ceccon (2008), "Nuevo paradigma en la restauración ecológica: integrar la conservación y la sociedad", *Revista Ciencia*, Academia Mexicana de Ciencias, 59 (4): 49-55.
- Platts, W. S. (1991), "Livestock Grazing", en W. R. Meehan (ed.), "Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats", *American Fisheries Society Special Publication*, 19, Bethesda, MD.
- Pompéia, S. (2005), "Recuperação da vegetação da Serra do Mar em áreas afetadas pela poluição atmosférica de Cubatão: uma análise histórica", en A. P. M. Galvão y V. Porfirio Da Silva (ed.), *Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso*, Colombo, Embrapa Florestas.
- Poorter, L., F. Bongers, F. J. Sterck y H. Wöll (2003), "Architecture of 53 Rain Forest Tree Species Differing in Adult Stature and Shade Tolerance", *Ecology*, 84: 602-608.
- Posey, D. A. (1985), "Indigenous Management of Tropical Forest Ecosystems: The Case of the Kayapó Indians of the Brazilian Amazon", *Agroforestry Systems*, 3: 139-158.
- Pradella, J. G. da C., A. D. Zangelmi, S. L. Pompéia, S. E. Martins y K. M. Diniz (1989), "Peletização de sementes em gel hidrofílico", *Revista Brasileira de Sementes*, 11 (1): 43-52.
- Pratec (1998), *Programa andino de tecnologías campesinas. La regeneración de los saberes en los andes*, Lima, Gráfica Bellido.
- Prescott, C. E. (2005), "Decomposition and Mineralization of Nutrients from Litter and Humus", en H. Bassiri Rad (ed.), *Nutrient Acquisition by Plants. An Ecology Perspective*, USA, Springer.
- Pretty, J. N. y P. Shah (1994), "Soil and Water Conservation in the 20th Century: A History of Coercion and Control", *Rural History Centre Research Series*, No. 1, Reading, MA, University of Reading.
- Pretty, J. N. y G. R. Conway (1998), "The Blue Baby Syndrome and Nitrogen Fertilisers: A High Risk in the Tropics?", *IIED. Gatekeeper series*, 5, U. K.
- Prieur, R., H. S. Lavorel, K. Grigulis, A. dos Santos (2000), "Plant Community Diversity and Invasibility by Exotics: Invasion of Mediterranean Old Fields by *Conyza bonariensis* and *Conyza canadensis*", *Ecology Letters*, 3: 412-422.
- Primavesi, M. A. (1982), *Manejo ecológico do solo*, quinta edición, Sao Paulo, Livraria Nobel.
- Prugh, L. R., K. E. Hodges, A. R. E. Sinclair y J. S. Brashares (2009), "Effect of Habitat Area and Isolation on Fragmented Animal Populations", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (52): 20770-20775.

- Putz, F. E. (1993), *Considerations of the Ecological Foundation of Natural Forest Management in the American Tropics*, Center for Tropical Conservation, Duke University.
- Radosevich, S. R., J. S. Holt, C. M. Ghera (2007), *Ecology of Weeds and Invasive Plants Relationship to Agriculture and Natural Resource Management*, 3° edición, Nueva Jersey, John Wiley & Sons.
- Rahnema, M. (1996), "Participation", en W. Sachs, *The Development Dictionary*, Londres, Zed Books.
- Raison, R. J., P. Khanna y P. Woods (1985), "Mechanisms of Element Transfer to the Atmosphere During Vegetation Burning", *Canadian Journal Forest Research*, 15: 132-140.
- Ramakrishnan, P. S. (1988), "Successional Theory: Implications for Weed Management in Shifting Agriculture, Mixed Cropping and Agroforestry Systems", en M. A. Altieri y M. Liebman (eds.), *Weed Management in Agroecosystems*, Boca Raton, Florida, CRC Press.
- Ramakrishnan, P. S., J. Campbell, L. Demierre, A. Gyi, K. C. Malhotra, S. Mehndiratta, S. N. Rai y E. M. Sashidharan (1994), "Ecosystem Rehabilitation of the Rural Landscape in South and Central Asia: An Analysis of Issues", en M. Hadley (ed.), *Special MAB Publication*, Nueva Delhi, UNESCO (ROSTCA).
- Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa y W. G. Linera (2001), "Anthropogenic Disturbance and Tree Diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico", *Forest Ecology and Management*, 154 (1-2): 311-326.
- Ramírez-Trejo, M. del R., B. Pérez-García y A. D. Orozco-Segovia (2007), "Helechos invasores y sucesión secundaria post-fuego", *Revista Ciencias*, UNAM, 85: 16-25.
- Ramos-Zapata, J. y P. Guadarrama (2004), "Los hongos micorrizógenos arbusculares en la restauración de comunidades tropicales", *Universidad y Ciencia*, número especial I: 59-65.
- Rawat, G. S. (1997), "Conservation Status of Forests and Wildlife in the Eastern Ghats, India", *Environmental Conservation*, 24: 307-315.
- Read, J. L. y A. N. Andersen (2000), "The Value of Ants as Early Warning Bioindicators: Responses to Pulsed Cattle Grazing at an Australian Arid Zone Locality", *Journal of Arid Environments*, 45: 231-251.
- Reeve, M. K. y T. R. Seastedt (1999), "Effects of Soil Nitrogen Reduction on Nonnative Plants in Restored Grasslands", *Restoration Ecology*, 7: 51-55.
- Reganold, J. P., J. D. Glover, P. K. Andrews y H. R. Hinman (2001), "Sustainability of Three Apple Production Systems", *Nature*, 410: 926-930.
- Reis, A., F. C. Bechara, M. B. Espindola, N. K. Vieira y L. López (2003), "Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos

- sucesionais”, *Natureza & Conservação*, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: 28-36 y 85-92.
- Reis, A., F. C. Bechara y D. R. Tres (2010), “Nucleation in Tropical Ecological Restoration”, *Sci. Agric.*, 67 (2): 244-250 (Piracicaba, Braz.).
- Reis A., D. R. Tres y F. C. Bechara (2006), “A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: ‘Espaço para o Imprevisível’”, *Simposio sobre Recuperação de Areas Degradadas e Matas Ciliares e Workshop Sobre Recuperação de Areas Degradadas no Estado de São Paulo: Avaliação da Aplicação e Aprimoramento da Resolução SMA 47/03*, Instituto de Botanica de São Paulo.
- Rejmánek, M. y D. M. Richardson (1996), “What Attributes Make Some Plant Species more Invasive?”, *Ecology*, 77 (6): 1655-1661.
- Reyes-Ruiz, J. (2006), “La participación social en la investigación de problemas ambientales”, en K. Oyama y A. Castillo (coords.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*, México, Siglo XXI.
- Rhoades, C. C., G. E. Eckert y D. C. Coleman (1998), “Effect of Pasture Trees on Soil Nitrogen and Organic Matter: Implications for Tropical Montane Forest Restoration”, *Restoration Ecology*, 6(3): 262-270.
- “Rican Coffee Plantations with *Cordia alliodora* Shade Trees”, *Agroforestry Systems*, 18: 69-82.
- Rice, K. J. y N. C. Emery (2003), “Managing Microevolution: Restoration in the Face of Global Change”, *Frontiers in Ecology and Environment*, 1: 469-478.
- Rice, R. A. y J. R. Ward (1997), *Coffee, Conservation, and Commerce in the Western Hemisphere*, Washington, D. C., Smithsonian Migratory Bird Center and Natural Resources Defense Council.
- Richards, P. W. (1996), *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*, segunda edición, Cambridge University Press.
- Richardson, D. M. y S. I. Higgins (1998), “Pines as Invaders in the Southern Hemisphere”, en D. M. Richardson (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*, Cambridge University Press.
- Rico-Gray, V. y J. García Franco (1992), “Vegetation and Soil Seed Bank on Successional Stages in Tropical Lowland Deciduous Forest”, *Journal of Vegetation Science*, 3: 617-624.
- Rietkerk, M. y J. van de Koppel (1997), “Alternate Stable States and Threshold Effects in Semi-arid Grazing Systems”, *Oikos*, 79: 69-76.
- Risch, S. J., D. Andow y M. A. Altieri (1983), “Agroecosystem Diversity and Pest Control: Data, Tentative Conclusions and New Research Directions”, *Environment Entomology*, 12: 625-629.
- Rives, C. S., M. I. Bajwa, A. E. Liberta y R. M. Miller (1980), “Effects of Topsoil Storage During Surface Mining on the Viability of Vesicular-arbuscular Mycorrhiza”, *Soil Science*, 129: 253-257.

- Roberts, E. H. (1973), "Predicting the Storage Life of Seeds", *Seed Science and Technology*, 1: 499-514.
- Rockel, M. L. y M. J. Kealy (1991), "The Value of Nonconsumptive Wildlife Recreation in the United States", *Land Economics*, 67 (4): 422-434.
- Rodelas, M. B. (2001), "Interacción *Rhizobium-Azospirillum* y *Rhizobium-Azotobacter*. Efecto sobre la nodulación y fijación simbiótica del dinitrógeno em Vicia faba", disponible en: <<http://www.monografias.com/trabajos12/fibi/fibi.shtml#azo>>, consultado el 10 de abril de 2011.
- Rodrigues, R. R., P. H. S. Brancalion e I. Isernhagen (2009), *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*, São Paulo, LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica.
- Rodrigues, R. R. y S. Gandolfi (2002), "Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares", en R. R. Rodrigues y H. F. Leitão Filho (eds.), *Matas Ciliares: conservação e recuperação*, São Paulo, Universidade de São Paulo/ FAPESP.
- Rodrigues, R. R. y S. Gandolfi (1998), "Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento", en L. E. Dias, J. W. V. de Mello (eds.), *Recuperação de áreas degradadas. Viçosa*, UFV.
- Rodrigues, R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave y C. M. Attanasio (2007), "Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP", *Pesquisa Florestal Brasileira*, 55: 7-21.
- Rodríguez, F. A. (1999), *El arte de cultivar plantas ornamentales tropicales*, La Habana, José Martí.
- Rogers-Martinez, D. (1992), "The Sinkyone Intertribal Park Project", *Restoration and Management Notes*, 10: 64-69.
- Rolstad, J. (1991), "Consequences of Forest Fragmentation for the Dynamics of Bird Populations: Conceptual Issues and the Evidence", *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 149-163.
- Ronconi, R. E., L. Cullen Júnior, A. V. Moscoliato y T. P. Beltrame (2008), "O uso do sistema agroflorestal taungya na restauração de reservas legais: indicadores econômicos", *Floresta*, 38 (3): 517-525.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon y E. C. Meslow (1997), "Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy", *Bioscience*, 47: 677-687.
- Rostagno, C. M. (1989), "Infiltration and Sediment Production as Affected by Soil Surface Conditions in a Shrubland of Patagonia, Argentina", *Journal of Range Management*, 42: 382-385.
- Ruiz-García, A. (2002), "Carbon Sequestration and Storage in Silvopastoral Systems and Economic Competitiveness in Maniguas, Nicaragua", tesis de maestría, Turrialba, Costa Rica, CATIE.

- Ruiz-Jaen, M. C. y T. M. Aide (2005), “Restoration Success: How is it Being Measured?”, *Restoration Ecology*, 13: 569-577.
- Rzedowski, J. (1972), “Contribuciones a la fitogeografía florística e histórica de México: 3. Algunas tendencias en la distribución geográfica y ecológica de las compositae mexicanas”, *Ciencia* 27, (4-5): 123-132.
- Sá, J. P. G. (1997), “Leucena Utilização na Alimentação Animal”, IAPAR, Londrina. Circular 96, disponible en: <http://www.iapar.br/arquivos/File/zip_pdf/cr96_leucena.pdf>, consultado el 15 de abril de 2011.
- Sachs, J. D. y W. V. Reid (2006), “Environment. Investments Toward Sustainable Development”, *Science*, 312: 1002.
- Saito, M. (2004), “Sustainable Coffee Production”, en J. N. Wintgens (ed.), *Coffee: Growing, Processing, Sustainable Production*, Alemania, Wiley-VCH Verlag GmbH.
- Salvesen, D. (1996), “The Grind over Sun Coffee”, *ZooGoer*, 25 (4):5-13.
- Santillán, T. A., B. G. Ferguson, J. F. J. Medina y D. Pezo (eds.) (2007), *Ganadería, desarrollo y ambiente: una visión para Chiapas*, ECOSUR, Chiapas.
- Santos Júnior, N. A., S. A. Botelho y A. C. Davide (2004), “Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar”, *Revista Cerne*, 10(1): 103-117.
- Santos, T. y J. L. Tellería (2006), “Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies”, *Ecosistemas*, 15 (2): 3-12, disponible en: <<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423>>, consultado el 10 agosto de 2011.
- Santos, M. J. C. (2000), “Avaliação econômica de quatro modelos agroflorestais em áreas degradadas por pastagens na Amazônia Ocidental”, Maestría en Ciencias Forestales, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.
- Santos, M. M. G. y V. P. Pillar (2007), “Influência de Poleiros Naturais e Artificiais na Expansão da Floresta com Araucária sobre os Campos, em São Francisco de Paula, RS”, *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, 5(1): 594-596.
- Santos, P. L. (2010), “Semeadura direta com espécies florestais nativas para recuperação de agroecossistemas degradados”, tesis de maestría, Brasil, Universidade Federal de Sergipe.
- Sanz, E. M. (2006), “Plantas alóctonas invasoras. Un nuevo problema ambiental”, *Ambienta*, 57, disponible en: <http://www.mapa.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_AM%5CAM_2004_54_56_61.pdf>, consultado el 3 de abril de 2011.
- SARD (Sustainable Agriculture and Rural Development) (2007), SARD and agroecology. Policy Brief 11, disponible en: <<ftp://ftp.fao.org/SD/SDA/SDAR/>>

- sard/SARD-agroecology%20-%20english.pdf.>, consultado el 10 de abril de 2011.
- Scheffer, M. y S. R. Carpenter (2003), “Catastrophic Regime Shifts in Ecosystems: Linking Theory to Observation”, *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 648-656.
- Scheffer, M., S. R. Carpenter, T. M. Lenton, J. Bascompte, W. Brock, V. Dakos, J. van de Koppel, I. A. van de Leemput, S. A. Levin, E. H van Nes, M. Pascual y J. Vandermeer (2012), “Anticipating Critical Transitions”, *Science*, 338 (6105): 344-348.
- Schafer, W. M. y G. A. Neilson (1978), “Soil Development and Plant Succession on 1- to 50-year-old stripmine Soils in southeastern Montana”, en M. K. Wali (ed.), *Ecology and Coal Resource Development*, Nueva York, Pergamon Press.
- Schiffman, P. M. (1994), “Promotion of Exotic Weed Establishment by Endangered Giant Kangaroo Rats (*Dipodomys ingens*) in a California Grassland”, *Biodiversity and Conservation*, 3: 524-537.
- Scholefield, D. y D. M. Hall (1986), “A Recording Penetrometer to Measure the Strength of Soil in Relation to the Stresses Exerted by a Walking Cow”, *Journal of Soil Science*, 37: 165-176.
- Sekercioglu, C. H., “Tropical Ecology: Riparian Corridors Connect Fragmented Forest Bird Populations”, *Current Biology*, 19(5): 210-213.
- Sen, A. (1962), “An Aspect of Indian Agriculture”, *Economic Weekly*, 69: 243-246.
- Sen, D. y P. Rajput (2002), “Ecophysiological Aspects of the Vegetative Propagation of Saltbush (*Atriplex* spp.) and Mulberry (*Morus* spp.)”, *Handbook of Plant and Crop Physiology*, 2ª edición, E. U., Marcel Dekker.
- SER (Society for Ecological Restoration) (2004), *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, disponible en: <<http://www.ser.org>>, consultado el 5 de julio de 2008.
- Serrão, E. A. S. y A. K. O. Homma (1993), *Sustainable Agriculture and the Environment in the Humid Tropics*, Washington, D. C., National Research Council, National Academy Press.
- Seymour, C. (1998), “Different Grazing Intensities in Arid Rangeland: Effects on Invertebrates on a Communal farm in the Succulent Karoo, South Africa”, tesis de maestría, Departamento de Zoología, University of Cape Town.
- Shanan, L. (1987), “The Impact of Irrigation”, en M. G. Wolman y F. G. A. Fournier (eds.), *Land Transformation in Agriculture*, SCOPE 32, Nueva York, John Wiley & Sons.

- Shepherd, G., M. Arnold y S. Bass (1999), “Forests and Sustainable Livelihoods. A Contribution to the World Bank Forest Policy Review Process”, disponible en: <<http://wbln0018.worldbank.org/essd/forestpole.nsf/Main-View>>, consultado el 10 de enero de 2013.
- Shiels, A. B. y L. R. Walker (2003), “Bird Perches Increase Forest Seeds on Puerto Rican Landslides”, *Restoration Ecology*, 11: 457-465.
- Shugart, H. H. (1989), “The Role of Ecological Models in Long-term Ecological Studies”, en G. E. Likens (ed.), *Long-term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*, Nueva York, Springer-Verlag.
- Silva, H. V. (1988), “Proposta para avaliar o impacto ambiental: primeira tentativa”, *Ambiente*, Rio de Janeiro, 2(2): 15-21.
- Silva, I. C. (2000), “Viabilidade agroeconômica do cultivo do cacaueteiro (*Theobroma cacao* L.) com açaizeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) e com pupunheira (*Bractris gasipaes* Kunth) em sistemas agroflorestais na Amazônia”, tesis de doctorado en Ingeniería Forestal, Curitiba, Universidade Federal do Paraná.
- Silva, J. B. C., I. T. Oliveira-Napoleão y L. L. Falcão (2001), “Desinfestação de substratos para produção de mudas, utilizando vapor de água”, *Horticultura Brasileira*, Brasília, 19 (2): 155-158.
- Simberloff, D. S. y P. Stiling (1996), “Risks of Species Introduced for Biological Control”, *Biological Conservation*, 78: 185-192.
- Simberloff, D. S., y B. von Holle (1999), “Positive Interactions of Non-indigenous Species: Invasional Meltdown”, *Biological Invasions*, 1: 21-31.
- Simberloff, D. S. y J. Cox (1987), “Consequences and Costs of Conservation Corridors”, *Conservation Biology*, 1: 63-71.
- Simberloff, D. S., J. A. Farr, J. Cox y D. W. Mehlman (1992), “Movement Corridors: Conservation Bargains or Poor Investments?”, *Conservation Biology*, 6: 493-504.
- Singh, J. S., A. S. Raghubanshi, R. S. Singh y S. C. Srivastava (1989), “Microbial Biomass Acts as a Source of Plant Nutrients in Dry Tropical Forest and Savanna”, *Nature*, 338: 499-500.
- Skov, F. y J. C. Svenning (2004), “Potential Impact of Climatic Change on the Distribution of Forest Herbs in Europe”, *Ecography*, 27: 366-380.
- Slocum, R. y B. Thomas Slatyer (1995), “Participation, Empowerment and Sustainable Development. Power, Process and Participation”, en R. Slocum, L. Wichhart, D. Rocheleau y B. Thomas-Slatyer (eds.), *Tools for Change*, Londres, Intermediate Technology Publications.
- Smith, D. M. (1986), *The Practice of Silviculture*, octava edición, Nueva York, John Wiley.

- Smith, R. A. H. y A. D. Bradshaw (1979), "The Use of Metal Tolerant Plant Populations for the Reclamation of Metalliferous Wastes", *Journal Application Ecology*, 16: 595-612.
- Smith, N. J. H., I. C. Falesi, P. de T. Alvim y E. A. S. Serrão (1996), "Agroforestry Trajectories among Smallholders in the Brazilian Amazon: Innovation and Resiliency in Pioneer and Older Settled Areas", *Ecological Economics*, 18 (1): 15-27.
- Smith, K. D., P. B. May y G. M. Moore (2001), "The Influence of Compaction and Soil Strength on the Establishment of Four Australian Landscape Trees", *Journal of Arboriculture*, 27: 1-7.
- Smith, S. y D. Read (1997), *Mycorrhizal Symbiosis*, segunda edición, San Diego, California, Academic Press.
- Snoeck, D. y P. Vaast (2004), "Importance of Organic Matter and Biological Fertility in Coffee Soils", en J. N. Wintgens (ed.), *Coffee - Growing & Processing*, Alemania, Wiley VCH.
- Snow, W. D. (1981), "Tropical Frugivorous Birds and their Food Plants: A World Survey" *Biotropica*, 13 (1): 1-14.
- Soares de Mello, J. C. C. B., E. G. Gomes, F. R. Let y R. B. V. Pessolani (2003), "Conceitos básicos do apoio multicritério à decisão e sua aplicação no projeto aerodesign", *Engevista*, 5 (8): 22-35.
- Solé, R. V. y J. Bascompte (2006), *Self-Organization in Complex Ecosystems*, Princeton Univewrsity Press.
- Solomon, A. M. y H. H. Shugart (eds.) (1993), "Vegetation Dynamics and Global Change", Nueva York, Chapman and Hall.
- Somarriba E. (1992), "Timber Harvest, Damage to Crop Plants and Yield Reduction in Two Costa".
- Sosa, L. M., E. P. Escamilla y S. C. Díaz (2004), "Organic Coffee", en J. N. Wintgens, *Coffee: Growing, Processing, Sustainable Production*, Weinheim, Wiley-UCH.
- Soulé, M. E. y M. E. Gilpin (1991), "The Theory of Wildlife Corridor Capability", en D. A. Saunders y R. J. Hobbs (eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, New South Wales, Surrey Beatty, Chipping Norton.
- Soulé, M. E. y J. Terborgh (eds.) (1999), *Continental Conservation*, Scientific Foundations of Regional Reserve Networks, Island Press.
- Sousa, W. P. (1984), "The Role of Natural Disturbance in Natural Communities", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Soyelu, L. O., S. A. Ajayi, O. B. Aluko y M. A. B. Fakorede (2001), "Varietal Differences in Development of Maize (*Zea mays* L) Seedlings on Compacted Soils", *Journal Agronomy and Crop Science*, 186: 157- 66.

- Squeo, F. A., N. Olivares, S. Olivares, A. Pollastri, E. Aguirre, R. Aravena, C. Jonquera y J. R. Ehleringer (1999), “Grupos funcionales en arbustos desérticos definidos en base a las fuentes de agua utilizadas”, *Gayana Botánica*, 56: 1-15.
- Stadtmüller, T. (1994), *Impacto hidrológico del Manejo Forestal en bosques naturales tropicales: medidas para mitigarlo*, Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Stella, A., P. Kageyama y T. L. Krugner (2000), *Adensamento de espécies arbóreas de ocorrência Natural rara em projetos de revegetação da CESP*. Informe de trabajo.
- Stern, M., M. Quesada y K. E. Stoner (2002), “Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest Following Intermittent Cattle Grazing”, *Revista de Biología Tropical*, 50 (3-4): 1021-1034.
- Stevens, S. (ed.) (1997), *Conservation Through Cultural Survival; Indigenous Peoples and Protected Areas*, Washington, Island Press.
- Stohlgren, T. J., D. Binkley, G. Chong, M. A. W. Kalkhan, L. D. Schell, K. A. Bull, Y. Otsuki, G. Newman, M. Bashkin y Y. Son (1999), “Exotic Plant Species Invade Hot Spots of Native Plant Diversity”, *Ecological Monographs*. 69: 25-46.
- Stohlgren, T. J., M. Lee, K. A. Bull, Y. Otsuki y C. A. Villa (1998), “Riparian Zones as Havens for Exotic Plant Species in the Central Grasslands”, *Plant Ecology*, 138: 113-125.
- Strayer, D., J. S. Glitzenstein, C. G. Jones, J. Kolas, G. Likens, M. J. McDonnell, G. G. Parker y S. T. A. Pickett (1986), “Long-term Ecological Studies: An Illustrated Account of their Design, Operation, and Importance to Ecology”, *Occasional Paper 2*, Nueva York, Institute for Ecosystem Studies, Millbrook.
- Stringham T. K., W. C. Krueger y P. L. Shaver (2003), “State and Transition Modeling: An Ecological Process Approach”, *J. Range Manage*, 56: 106-113.
- Suding, K. N., K. L. Gross y G. R. Houseman (2004), “Alternative States and Positive Feedbacks in Restoration Ecology”, *Trends Ecology and Evolution*, 19: 46-53.
- Sullivan, T. P. y D. S. Sullivan (1982), “Reducing Conifer Seed Predation by Use of Alternative Foods”, *Journal of Forestry*, 80: 499-500.
- Sun, D., G. R. Dickinson y A. L. Bragg (1995), “Direct Seeding of *Alphitonia petriei* (Rhamnaceae) for Gully Revegetation in Tropical Northern Australia”, *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 73(73): 249-257.
- Sundarapandian, S. M. y P. S. Swamy (1999), “Litter Production and Leaf-litter Descomposition of Selected Tree Species in Tropical Forests at Kodayar in Western Ghats, India”, *Forest Ecology and Management*, 123: 231-244.
- Swaine, M. D., D. Lieberman y J. B. Hall (1990), “Structure and Dynamics of a Tropical Dry Forest in Ghana”, *Vegetatio*, 88: 31-51.

- Swetnam, R. D., J. O. Mountford, S. J. Manchester y R. K. Broughton (2004), "Agri-Environmental Schemes: Their Role in Reversing Floral Decline in the Brue Floodplain, Somerset, UK", *Journal of Environmental Management*, 71: 79-93.
- Swift, M. J. y J. M. Anderson (1989), "Decomposition", en H. Leith y M. Werger (eds.), *Tropical Rain Forest Ecosystems. Ecosystems of the World*, Amsterdam, Elsevier.
- Swift, M. J., O. W. Heal y J. M. Anderson (1979), *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- Sydes, C. y J. P. Grime (1981), "Effects of Tree Leaf Litter on Herbaceous Vegetation in Deciduous Woodland. 1. Field Investigations", *Journal of Ecology*, 69: 237-248.
- Szott, L., M. Ibrahim y J. Beer (1999), *The Hamburger Connection Hangover: Cattle, Pasture Land Degradation and Alternative Land Use in Central America*, Costa Rica, CATIE, Serie técnica, Informe técnico N° 313.
- Tallmon, D. A., E. S. Jules, N. J. Radke y L. S. Mills (2003), "Of Mice and Men and Trillium: Cascading Effects of Forest Fragmentation", *Ecological Applications*, 13: 1193-1203.
- Tanaka, A. y G. Vieira (2006), "Autoecología das espécies florestais em regime de plantio de enriquecimento em linha na floresta primária da Amazônia Central", *Acta Amazonica*, 36(2): 193-204.
- Tardiff, S. E. y J. A. Stanford (1998), "Grizzly Bear Digging: Effect on Subalpine Meadow Plants in Relation to Mineral Nitrogen Availability", *Ecology*, 79: 2219-2228.
- TEEB (2009), TEEB Climate Issues update. September 2009, disponible en: <<http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=L6XLPaoaZv8%3d&tabid=1278&language=en-US>>, consultado el 1 octubre.
- Temperton, V. K., R. J. Hobbs, T. Nuttle y S. Halle (2004), *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap between Theory and Practice*, Washington, D. C., Island Press.
- Terborgh, J. (1992), *Diversity and the Tropical Rain Forest*, Nueva York, Scientific American Library.
- Tewksbury, J. J., D. J. Levey, N. M. Haddad, S. Sargent, J. L. Orrock, A. Weldon, B. J. Danielson, J. Brinkerhoff, E. I. Damschen y P. Townsend (2002), "Corridors Affect Plants, Animals, and their Interactions in Fragmented Landscapes", *Proceedings of National Academy of Sciences*, 99: 12923-62.
- Theodoro, V. C. A., J. G. Carvalho, J. B. Corrêa y R. J. Guimarães (2003), "Avaliação do estado nutricional de agroecossistemas de café orgânico no Estado de Minas Gerais", *Ciencia Agrotecnologica*, 27: 1222-1230.

- Thomas, C. D. (2000), “Dispersal and Extinction in Fragmented Landscapes”, *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 267: 139-145.
- Thompson, S. K. (1992), *Sampling*, Nueva York, John Wiley and Sons.
- Thurston, J. (1969), “The Effect of Liming and Fertilizers on the Botanical Composition of Permanent Grassland, and on the Yield of Hay”, en I. Rorison (ed.), *Ecological Aspects of the Mineral Nutrition of Plants*, Oxford, Blackwell Scientific.
- Tiedje, J. M., R. K. Colwell, Y. L. Grossman, R. E. Hodson, R. E. Lenski, R. N. Mack y P. J. Regal (1989), “The Planned Introduction of Genetically Engineered Organisms - Ecological Considerations Recommendations”, *Ecology*, 70(2): 298-315.
- Tilman, D. (1996), “Biodiversity: Population *versus* Ecosystem Stability”, *Ecology*, 77: 350-363.
- Tilman, G. D. (1997), “Community Invasibility, Recruitment Limitation and Grassland Biodiversity”, *Ecology*, 78: 81-92.
- Tilman, D. (1999), “Proc. Global Environmental impacts of Agricultural Expansion: The Need for Sustainable and Efficient Practices”, *Natl. Acad. Sci.*, 96: 5995-6000, Colloquium Paper.
- Tischendorf, L. y L. Fahrig (2000), “On the Usage and Measurement of Landscape Connectivity”, *Oikos*, 90: 7-19.
- Tivy, J. (1993), *Biogeography: A Study of Plants in the Ecosphere*. 3ra. edición, Harlow, Longman.
- Toledo, C. y A. Bartra (coords.) (2000), *Del círculo viciosos al círculo virtuoso. Cinco miradas al desarrollo sustentable de las regiones marginadas*, México, Semarnap.
- Tollner, E. W., G. V. Calvert y G. Langdale (1990), “Animal Trampling Effects of Soil Physical Properties of Two Southeastern U. S. Ultisols”, *Agriculture Ecosystem and Environment*, 33: 75-87.
- Tomazi, A. L., S. C. Grott, T. J. Cadorin y C. E. Zimmermann (2007), “Poleiros secos como estratégia de nucleação na restauração de áreas ciliares”, Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu-MG.
- Tordoff, G. M., A. J. M. Baker y A. J. Willis (2000), “Current Approaches to the Revegetation and Reclamation of Metalliferous Mine Wastes”, *Chemosphere*, 41: 219-228.
- Toth, L. A., D. A. Arrington, M. A. Brady y D. A. Muszick (1995), “Conceptual Evaluation of Factors Potentially Affecting Restoration of Habitat Structure within the Channelized Kissimmee River Ecosystem”, *Restoration Ecology*, 3: 160-180.

- Toy, T. y G. Foster (1998), “Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites and Reclaimed Lands”, Office of Surface Mining, Denver, CO.
- Trenbath, B. R. (1974), “Biomass Productivity of Mixtures”, *Advances in Agriculture*, 26: 177-210.
- Tres, D. R. y A. Reis (2007), “La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje”, *Seminário Internacional de Restauración Ecológica 2*, SER, Santa Clara, Villa Clara, Cuba.
- Tres, D. R. y A. Reis (2009), “Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil”, *Biomas*, 22 (4): 59-71.
- Trexler, J. C. y J. Travis (1993), “Nontraditional Regression Analyses”, *Ecology*, 74: 1629-1637.
- Trimble, S. W. y A. C. Mendel (1995), “The Cow as a Geomorphic Agent. A Critical Review”, *Geomorphology*, 13: 233-253.
- Tryon, E. H. y R. Markus (1953), “Development of Vegetation on Century-Old Iron-Ore Soil Banks”, *West Virginia University Agricultural Experiment Station Bulletin 360*, Morgantown, West Virginia.
- Tucker, N. y T. Murphy (1997), “The Effects of Ecological Rehabilitation on Vegetation Recruitment: Some Observations from the Wet Tropics of North Queensland”, *Forest Ecology Management*, 99: 133-152.
- Turner, R. K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy y S. Georgiou (2003), “Valuing Nature: Lessons Learned and Future Research Directions”, *Ecological Economics*, 46: 439-510.
- Tyler-Miller, G. (2002), *Ciencia ambiental: preservemos la Tierra*, quinta edición, Australia, Thomson.
- Ugalde, A. L. (2003), “Guía para establecimiento y medición de parcelas para el monitoreo y evaluación del crecimiento de árboles en investigación y en programas de reforestación con la metodología del sistema Mira-Silv”, Proyecto Monitoreo y Evaluación de las Plantaciones Forestales del Programa PINFOR en Guatemala, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, Costa Rica, disponible en: <[http://intranet.catie.ac.cr/intranet/posgrado/BB506%20Silv%20Bosques/Semana%203/Microsoft%20Word%20-%20METODOL-MEDIC%20PPM-30-07-\(2007\).pdf](http://intranet.catie.ac.cr/intranet/posgrado/BB506%20Silv%20Bosques/Semana%203/Microsoft%20Word%20-%20METODOL-MEDIC%20PPM-30-07-(2007).pdf)>, consultado el 20 de abril de 2010.
- Uhl, C., D. Nepstad, R. Buschbacher, K. Clark, B. Kauffman y S. Subler (1990), “Studies of Ecosystem Response to Natural and Anthropogenic Disturbances Provide Guidelines for Designing Sustainable Land-use Systems in Amazonia”, en A. B. Anderson (ed.), *Alternatives to Deforestation, Steps*

- Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*, Nueva York, Columbia Univ. Press.
- Urban, D. L. y H. H. Shugart, Jr. (1986), *Avian Demography in Mosaic Landscapes: Modeling Paradigm and Preliminary Results*, en J. Verner, M. L. Morrison y C. J. Ralph (eds.), *Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*, Madison, University of Wisconsin Press.
- U. S. E. P. A. (2000), Atlas of America's Polluted Waters. EPA 840-B-00-002, Office of Water (4503F), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C.
- Valiente-Banuet, A. y E. Ezcurra (1991), "Shade as a Cause of the Association between the Cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the Nurse Plant *Mimosa luisana* in the Tehuacan Valley, Mexico", *Journal of Ecology*, 79: 961-971.
- Vallauri, D. R., J. Aronson y M. Barbero (2002), "An Analysis of Forest Restoration 120 Years after Reforestation on Bandlands in the Southwestern Alps", *Restoration Ecology*, 10: 16-26.
- Vallauri, D., J. Aronson, N. Dudley y R. Vallejo (2007), "Monitoring and Evaluating Forest Restoration Success", en S. Mansourian, D. Vallauri y N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes. Beyond Planting Trees*, E. U., Springer Science.
- Van Andel, J. y J. Aronson (eds.) (2006), *Restoration Ecology: The New Frontier*, Oxford, Blackwell.
- Van der Heijden, M. G. A., T. Boller, A. Wiemken e I. R. Sanders (1998), "Different Arbuscular Mycorrhizal Fungal Species are Potential Determinants of Plant Community Structure", *Ecology*, 79: 2082-2091.
- Van der Root, M. y R. Greenberg (1995), "¿Por qué a las aves migratorias les fascina el café?", Washington, D. C., Smithsonian Migratory Bird Center, National Zoo.
- Van Driesche, R. G. y T. S. Bellows (1996), *Biological Control*, Nueva York, Chapman & Hall.
- Van Rhijn P. y J. Vanderleyden (1995), "The Rhizobium-Plant Symbiosis", *Microbiology and Molecular Biology Review*, 59(1): 124-142.
- Vandermeer, J. H. (1992), *The Ecology of intercropping*, Cambridge University Press, Press Syndicate of the University of Cambridge.
- _____ (1984), "The Interpretation and Design of Intercrop Systems Involving Environmental Modification by One of the Components: A Theoretical Framework", *Journal of Biological Agriculture and Horticulture*, 2: 135-156.
- _____ (1981), "The Interference Production Principle: An Ecological Theory for Agriculture", *Bioscience*, 31: 361-364.

- Vázquez, L. L., B. Bernal y E. Fernández (1995), “El manejo integrado de plagas: una alternativa de la agricultura urbana”, *Revista de Agricultura Orgánica*, 1 (3): 17-19.
- Vázquez-Perales, R. (2005), “Producción sustentable de energía de biomasa mediante una plantación energética en la cuenca del Río Tembembe: el caso de Cuentepec”. Reporte Técnico. Morelos, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez-Perales, R., J. Islas-Samperio, E. Martínez-Romero, I. Toledo y E. Ceccon (2005), “Initial Establishment of Two Energy Plantations Using Agroforestry Systems for Small Farmers: The Case of the Village of Cuentepec, in Mexico”, *Memorias en extenso 14th European Biomass Conference and Exhibition Biomass for Energy, Industry and Climate Protection. Palais des Congrès*, París, France.
- Vázquez-Yanes, C. (1987), “Los bancos de almacenamiento de semillas en la conservación de especies vegetales”, *Ciencia*, 38: 239-246.
- Vázquez-Yanes, C., A. Orozco-Segovia, E. Rincón, M. E. Sánchez-Coronado y P. Huante (1990), “Light Beneath the Litter in a Tropical Forest: Effect on Seed Germination”, *Ecology*, 71: 1952-58.
- Vencovsky, R. (1987), “Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasma de especies alogamas”, *ESALQ, USP. Piracicaba, Sao Paulo, Brasil, Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*, 35: 79-84.
- Verdú, M. y A. Valiente-Banuet (2008), “The Nested Assembly of Plant Facilitation Networks Prevents Species Extinctions”, *The American Naturalist*, 172: 751-760.
- Viana, V. M., A. A. J. Tabanez y J. L. F. Batista (1997), “Dynamics and Restoration of Forest Fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest”, en W. F. Laurance y R. O. Bierregard, Jr. (eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, Chicago, University of Chicago Press.
- Vickery, J. A., R. B. Bradbury, I. G. Henderson, M. A. Eaton y P. V. Grice (2004), “The Role of Agri-Environment Schemes and Farm Management Practices in Reversing the Decline of Farmland Birds in England”, *Biological Conservation*, 119: 19-39.
- Vieira, N. K. (2004), “O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm”, maestría en Biología Vegetal, Florianópolis, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Vieira, N. K., M. B. de Espíndola y A. Reis (2003), “Avaliação de Técnicas Alternativas de Restauração Ambiental”, *Reflorestamento e Recuperação Ambiental*, Ijuí-RS.

- Vieira, D. L. M., K. D. Holl y F. M. Peneireiro (2009), “Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery”, *Restoration Ecology*, 17 (4): 451-459.
- Vieira, I. C. G., C. Uhl, D. Nepstad (1994), “The Role of the Shrub *Cordia Multispicata* Cham as a ‘Succession Facilitator’ in an Abandoned Pasture, Paragominas, Amazonia”, *Vegetatio*, 115: 91-99.
- Villanueva, C. y M. Ibrahim (2002), “Assessment of the Silvopastoral Systems Impact on the Restoration of Degraded Pastures and the Contribution to Carbon Sequestration in Dairy Farms in Costa Rica”, *Agroforesteria en las Américas*, 9 (35-36): 69-74.
- Vitousek, P. M., C. M. D’Antonio y L. L. Loope (1996), “Westbrooks, Biological Invasions as Global Environmental Change”, *American Scientist*, 84: 468-478.
- Vitousek, P. M. y L. Walker (1989), “Biological Invasion by *Myrica Faya* in Hawaii: Plant Demography, Nitrogen Fixation, and Ecosystem Effects”, *Ecological Monographs*, 59: 247-265.
- Vitousek, P. M., L. Walker, L. Whiteaker, D. Mueller Dombois y P. Matson. (1987), “Biological Invasion by *Myrica Faya* Alters Ecosystem Development in Hawaii”, *Science*, 238: 802-804.
- Vivrette, N. J. y C. H. Muller (1977), “Mechanism of Invasion and Dominance of Coastal Grassland by *Mesembryanthemum crystallinum*”, *Ecological Monographs*, 47: 301-318.
- Vizcaino-Cook, M. (1983), “Patrones temporales y espaciales de producción de hojarasca en una Selva Baja caducifolia en la costa de Jalisco, México”, tesis de maestría, México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Von Ende, C. N. (1993), “Repeated-Measures Analysis: Growth and other Time-dependent Measures”, en S. M. Scheiner y J. Gurevitch (eds.), *Design and Analysis of Ecological Experiments*, Nueva York, Chapman & Hall.
- Von Platen, H., G. Rodriguez y J. Lagemann (1982), “Sistemas de finca en Acosta-Puriscal, Costa Rica”, Serie Técnica, Informe Técnico, Turrialba, Costa Rica, CATIE 30.
- Wackernagel, M. y W. Rees (1997), “Perceptual and Structural Barriers to Investing in Natural Capital: Economics from an Ecological Footprint Perspective”, *Ecological Economics*, 20 (1): 3-24.
- Walker, L. R. y R. del Moral (2003), *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*, Cambridge University Press.
- Walker, L. R., J. Walker y R. J. Hobbs (2007), *Linking Restoration and Ecological Succession*, Nueva York, Springer.

- Wallace, K. J. (2007), "Classification of Ecosystem Services: Problems and Solutions", *Biological Conservation*, 139: 235-246.
- Wang, Q. y W. Klassen (2005), "Influence of Summer Cover Crops on Conservation of Soil Water and Nutrients in a Subtropical Area", *Journal of Soil and Water Conservation*, 60: 59-63.
- Wardle, D. A. (2001), "Experimental Demonstration that Plant Diversity Reduces Invasibility: Evidence of a Biological Mechanism or a Consequence of Sampling Effect?", *Oikos*, 95: 161-170.
- Warner, K. (2000), "Forestry and Sustainable Livelihoods", *Unasylva*, 51 (3), FAO, Roma, disponible en: <<http://www.fao.org/////docrep/x7273e/x7273e00.htm>>, consultado el 5 de abril de 2011.
- Watt, A. D. (1998), "Measuring Disturbance in Tropical Forests: A Critique of the Use of Species-abundance Models and Indicator Measures in General", *Journal of Applied Ecology*, 35: 467-469.
- Webler T. y O. Renn (1995), "A Brief Primer on Participation: Philosophy and Practice", en O. Renn, T. Webler y P. Wiedemann (eds.), *Fairness and Competence in Citizen Participation: Evaluating Models for Environmental Discourse*, Dordrecht, Kluwer Academic.
- Weidelt, H. J. (1993), "Some Effects of Selective Logging on Forest Productivity and Ecology", en H. Lieth y M. Lohmann (eds.), *Restoration of Tropical Forest Ecosystems*, Amsterdam, Kluwer Academic.
- Weiher, E. y P. Keddy (1999), "Assembly Rules as General Constraints on Community Composition", en E. Weiher y P. Keddy (eds.), *Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*, Cambridge University Press.
- Wells, M. y K. Brandon (1992), "People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities", Washington, D. C., World Bank/World Wildlife Fund I.U.S., Agency for International Development.
- West, D. C., B. Daniel, H. Botkin y H. Shugart (1981), *Forest Succession: Concepts and Application*, Neetherlands, Springer-Verlag.
- Westoby, J. (1989), *Introduction to World Forestry*, Oxford, Basil Blackwell.
- Westoby, M., B. H. Walker e I. Noy-Meir (1989), "Opportunistic Management for Rangelands not at Equilibrium", *Journal of Range Management*, 42 (4): 265-273.
- Wezel, A., S. Bellon, T. Doré, C. Francis, D. Vallod y C. David (2009), "Agroecology as a Science, a Movement and a Practice. A Review", *Agronomy Sustainable Development*, 29: 503-515.
- Whisenant, S. (1999), *Repairing Damaged Wildlands*, Cambridge University Press.

- White, P. S. y A. Jentsch (2004), “Disturbance, Succession and Community Assembly in Terrestrial Plant Communities”, en V. M. Temperton, R. J. Hobbs, T. Nuttle, and S. Halle (eds.), *Assembly Rules in Restoration Ecology-bridging the gap between Theory and Practice*, Washington, D. C., Island Press.
- Whitmore, T. C. (1989), “Canopy Gaps and Two Major Groups of Forest Trees”, *Ecology*, 70: 536-538.
- Whitmore, T. C. (1983), “Secondary Succession from Seed in Tropical Rain Forest”, *Forestry Abstracts*, 44 (12): 767-779.
- Whitmore, T. C. (1990), *An Introduction to Tropical Rain Forest*, Oxford, Clarendon Press.
- Whitmore, T. C. (1998), “A Pantropical Perspective on the Ecology that Underpins Management of Tropical Secondary Rain Forests”, en M. R. Guariguata y B. Finegan (eds.), *Ecology and Management of Tropical Secondary Forest*, Turrialba, CATIE.
- Wiens, J. A. (1995), “Habitat Fragmentation: Island and Landscape Perspectives on Bird Conservation”, *Ibis*, 137 (supplement 1): 97-104.
- Wiley, R. W. (1979), “Intercropping - Its Importance and Research Needs. Part 1. Competition and Yield Advantages”, *Field Crop Abstracts*, 32 (1): 1-10.
- Willer, H. y M. Yussifi (2004), *The Word of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends*, Bonn, IFOAM.
- Williams, C. J. y S. A. Snyder (2005), “Restoring Habitat Corridors in Fragmented Landscapes using Optimization and Percolation Models”, *Environmental Modeling and Assessment*, 10: 239-250.
- Williams, R. y N. Martinez (2000), “Simple Rules Yield Complex Food Webs”, *Nature*, 404: 180-183.
- Williamson, A. y M. S. Johnson (1981), “Reclamation of Metalliferous Mine Wastes”, en N. W. Lepp (ed.), *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants*, vol. 2, Barking, Essex, Applied Science Publishers.
- Williston, H. L. y W. E. Balmer (1983), *Direct Seeding of Southern Pines: A Regeneration Alternative*, vol. 1, USDA Forest Service, Southern Region.
- Wilson, S. D. y A. K. Gerry (1995), “Strategies for Mixed-Grass Prairie Restoration: Herbicide, Tilling, and Nitrogen Manipulation”, *Restoration Ecology*, 3: 290-298.
- Winsa, H. y U. Bergsten (1994), “Direct Seeding of *Pinus sylvestris* Using Microsite Preparation and Invigorated Seed Lots of Different Quality: 2-year Results”, *Canadian Journal of Forest Research*, 24 (1): 77-86.

- Wolfenbarger, L. L. y P. R. Phifer (2000), "The Ecological Risks and Benefits of Genetically Engineered Plants", *Science*, 290: 2088-2093.
- Wong, M. H. y A. D. Bradshaw (2002), "China: Progress in the Reclamation of Degraded Land", en M. R. Perrow y A. J. Davy (eds.), *Handbook of Ecological Restoration, Restoration in Practice*, vol. 2, Cambridge University Press.
- WWF / IUCN (2000), *Minutes, Restoration Workshop*, Segovia (sin publicar).
- Yarranton, G. A. y R. G. Morrison (1974), "Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation", *Journal of Ecology*, 62: 417-428.
- Young, A. (1989), *Agroforestry for Soil Conservation*, Wallingford, CAB International.
- Young, T. P. (2000), "Restoration Ecology and Conservation Biology", *Biological Conservation*, 92: 73-83.
- Young, T. P., J. M. Chase y R. T. Huddleston (2001), "Succession and Assembly as Conceptual bases in Community Ecology and Ecological Restoration", *Ecological Restoration*, 19: 5-19.
- Young, T. P., D. A. Petersen y J. J. Clary (2005), "The Ecology of Restoration: Historical Links, Emerging Issues and Unexplored Realms", *Ecology Letters*, 8: 662-673.
- Zahawi, R. A. (2005), "Establishment and Growth of Living Fence Species: An Overlooked Tool for the Restoration of Degraded Areas in the Tropics", *Restoration Ecology*, 13: 92-102.
- Zahawi, R. A. (2009), "Comparing the Performance of Tree Stakes and Seedlings to Restore Abandoned Tropical Pastures", *Restoration Ecology*, 17: 854-864.
- Zamora, R., P. García Fayos y L. Gómez Aparicio (2004), "Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica", en F. Valladares (ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, Madrid, EGRAF.
- Zanini, L. y G. Ganade, "Restoration of Araucaria Forest: The Roles of Perches, Pioneer Vegetation and Soil Fertility", *Restoration Ecology*, 13: 507-514.
- Zedler, P. H. y G. A. Scheid (1988), "Invasion of *Carpobrotus Edulis* and *Salix Lasiolepis* after Fire in a Coastal Chaparral Site in Santa Barbara County, California", *Madroño*, 35: 196-201.
- Zhou, X. y G. Gonzalez (1997), "Changes in Earthworm Density and Community Structure During Secondary Succession in Abandoned Tropical Pastures", *Soil Biology and Biochemistry*, 29 (3-4): 627-629.
- Ziegler, A. D. y T. W. Giambelluca (1998), "Influence of Revegetation Efforts on Hydrologic Response and Erosion, Kaho'Olawe Island, Hawaii", *Land Degradation & Development*, 9:189-206.

- Ziller, S. R. A. (2000), “Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica”, tesis de doctorado, Curitiba, Universidade Federal do Paraná.
- Zúñiga, C. (2000), “Tipologías cafetaleras y desarrollo de enfermedades en los cafetales de la Reserva Natural Miraflores-Moropotente, Estelí, Nicaragua”, tesis de maestría, Turrialba, Costa Rica, CATIE, p. 68.

ANEXO 1. TÉCNICAS BÁSICA PARA LA IMPLANTACIÓN DE INVERNADERO

La instalación de un vivero

Para aplicar las técnicas silviculturales, la primera tarea es producir las plántulas, para esto se requiere una serie de conocimientos básicos que van desde el manejo de las semillas hasta su instalación en un vivero. Por tanto, el primer paso de estas técnicas silviculturales es la instalación de un vivero.

Los viveros forestales son áreas con un conjunto de edificios y utensilios, donde se emplean técnicas con el objetivo de obtener el máximo de la producción de plántulas. Lo primero que se requiere para que un vivero forestal pueda constituir un emprendimiento de éxito es atender especialmente la selección de las semillas, ya que la restauración es un proceso de mediano y largo plazos, por lo que el inicio de éste debe proveer una cierta seguridad en cuanto al éxito de las futuras plantaciones (Cervantes *et al.*, 2013).

La ubicación del vivero es importante; éste debe estar cerca de la plantación con la finalidad de reducir costos y daños a las plántulas durante el trayecto, además de garantizar condiciones climáticas más semejantes al área de implantación. Es recomendable que el terreno sea lo más plano posible (entre 0.2 a 2%), sin embargo, áreas demasiado planas pueden presentar problemas de drenaje. El suelo de preferencia debe ser profundo y bien drenado, de textura arenosa o areno-arcillosa, libre de malezas y microorganismos de difícil control. Es importante contar con disponibilidad de agua y energía eléctrica para accionar la bomba de irrigación todo el año. El local debe ser cercado para evitar el acceso de animales.

Se recomienda colocar alrededor del vivero árboles que funcionen como rompevientos para evitar daños por el viento. Otro punto importante a considerar es

la capacidad productiva en términos de la cantidad de plántulas en las diferentes épocas porque esto definirá el tamaño y la estructura del vivero. En el caso de un vivero de producción, hay que considerar que en los bosques estacionales toda la producción se dará en una misma etapa, pues el periodo de introducción de las plántulas en el campo es muy limitado (inicio de la época de lluvias). Se considera un vivero grande aquel que produce al menos 50 mil plántulas al mismo tiempo.

Anexo al vivero, se debe contar con un local para guardar materiales. También se recomienda cubrir todo el terreno con plástico y poner encima una camada de grava para evitar el crecimiento de malezas. Las mesas deben tener un metro de ancho de largura variable (en general, más de 10 m y menos de 30 m) y la distancia entre mesas debe ser de 70 cm, ambas medidas para facilitar el manejo de las plantas.

La siembra de semillas: la siembra de semillas, sobre todo de especies nativas, exige algunos cuidados para que la operación tenga éxito. Para varias especies, antes de la introducción de las semillas se hace un tratamiento pre-germinativo o la quiebra de dormancia. En este caso, hay que buscar en la literatura qué tratamiento utilizar para cada especie (tratamientos químicos, escarificación mecánica y tratamientos térmicos). La introducción de la semilla para germinar puede ser realizada de dos formas: en charolas o cajas de petri (con posterior trasplante a un recipiente) o directamente en los recipientes. Se recomienda la siembra en charolas cuando las semillas son muy pequeñas o excesivamente grandes, o cuando la germinación es muy irregular (caso de las pioneras) o cuando se desconoce cómo es su germinación. Las charolas de siembra pueden ser elaboradas en madera, plástico o cemento, con 0.30 m de profundo. Estas charolas se llenan con una porción de piedra picada, otra de arena gruesa y un sustrato por arriba. De preferencia, deben estar suspendidas a 0.80 m del piso por cuestiones ergonómicas y de protección contra depredadores. Por economía, se pueden utilizar charolas de plástico apoyadas en un soporte y en este caso no se usa piedra picada, ya que no habrá problemas de drenaje (las cajas tienen aperturas en la base). El sustrato deberá proporcionar buen drenaje y no tener microorganismos patógenos. Por tanto, se puede poner arena más subsuelo. Si se usa tierra de superficie, deberá ser tratada, para eliminar organismos patógenos y semillas de plantas invasoras. En general, las reservas que contienen las semillas son suficientes para la germinación y el primer estadio de desarrollo, no hay necesidad de aplicar fertilizantes. Algunos productores adicionan estiércol curtido al sustrato; en este caso, se puede efectuar la esterilización. El centro de investigación brasileño “Embrapa Hortaliças” creó un equipo que utiliza el vapor de agua de

baja presión para esterilizar el estiércol, el equipo tiene capacidad para evaporar 30 l/h de agua y para calentar el sustrato contenido en una caja metálica cilíndrica con capacidad de 2 000 L (Silva *et al.*, 2001).

Después de la siembra, las semillas se cubren con una capa delgada de sustrato y por último de material inerte (paja de arroz, pasto seco, acículas picadas, entre otros). La capa del sustrato debe tener el espesor del diámetro de las semillas, mientras que la del material inerte debe ser de aproximadamente 1 cm y sirve para mantener la humedad y evitar grandes cambios de temperatura. Para cubrir y proteger el vivero, los materiales deben ser manejados de forma que atiendan la exigencia de luz y calor de cada grupo de especies: el plástico transparente es adecuado para climas fríos, si el calor se incrementa hay que dejar abiertas las laterales. La malla de plástico reduce la luminosidad y temperatura. Las especies heliófitas se deben sembrar en pleno sol, sin cubierta; mientras que para las tolerantes a la sombra (especies del estadio final de la sucesión), es necesario el uso de una malla de 30 a 50% de sombra para la germinación.

El riego no debe efectuarse más de dos veces al día (mañana y tarde), para evitar el surgimiento de enfermedades. Después de la germinación, se trasladan las plántulas para recipientes, ésta es considerada una operación delicada y requiere de mucho cuidado. El trasplante se hace cuando las plántulas alcanzaron de 3 a 7 cm y presentan dos pares de hojas, dependiendo de la especie.

Instrucciones básicas de trasplante de plántulas

1. Mojar el semillero, para facilitar la extracción.
2. Extraer la plántula delicadamente agarrando por el cuello (entre la raíz y el tallo).
3. Poner las plántulas en un recipiente con agua.
4. Seleccionarlas con base en el vigor y forma, es recomendable podar las raíces para facilitar el trasplante.
5. Mojar los recipientes que abrigarán las plántulas.
6. Abrir un orificio en cada recipiente, con profundidad suficiente para acomodar las raíces.
7. Plantar, rellenando el orificio con sustrato tamizado, fino y seco, de manera que se evite la formación de bolsas de aire.
8. Jalar suavemente las plántulas hacia arriba para enderezar la raíz principal.
9. Armar un abrigo de malla y mantener las plántulas por 15 a 30 días. Cerca de diez riegos suaves y frecuentes deben ser realizados. En el caso de

especies heliófitas, 15 días después del trasplante se puede retirar del abrigo y mantenerlas en el sol, para las tolerantes a la sombra es aconsejable mantenerlas en el abrigo.



Instalaciones del vivero de la ONG ACIFLORA en Bauru, São Paulo, Brasil (lado izquierdo). Plántulas en tubetes listas para enviar al campo de la ONG Flora Tietê, en Penápolis, São Paulo, Brasil. Fotos: Eliane Cecon.

La siembra directa

Este método debe ser adoptado en la medida de lo posible, pues ofrece algunas ventajas tales como la reducción de operaciones, menor riesgo de daño a las raíces por el trasplante, acelera el proceso de producción de plántulas. Es recomendable para semillas de tamaño mediano de fácil manipulación y con un porcentaje de germinación conocido. En este caso, el número de semillas utilizado es más alto, pues se emplean en promedio dos semillas por recipiente para asegurar el aprovechamiento de al menos una planta (las demás son transplantadas o cortadas). Las semillas deben ser puestas en los recipientes o cubiertas con sustrato o material inerte. El espacio se protege con malla y/o plástico hasta 30 días después de la germinación.

Los recipientes

Las bolsas plásticas presentan la ventaja de no necesitar grandes inversiones en infraestructura. Los tubetes (tubos de plástico duro), por el contrario, requieren mayores inversiones, pero presentan un costo operacional mucho menor, tanto

en producción de plántulas como en el transporte, y reducen sustancialmente el costo final de la tarea de restauración. El tamaño recomendado para las bolsas plásticas depende de la especie. Para especies heliófitas nativas, son mejores las de 9 x 14 cm o de 8 x 15 cm, con 0.07 mm de espesor. Para especies que permanecen más tiempo en el vivero (tolerantes) pueden emplearse bolsas de hasta 11 x 25 cm, con espesor de 0.15 mm. Es aconsejable que las mesas con los recipientes se encuentren a 80 cm por encima del suelo para facilitar el manejo y la poda de raíces cuando sea necesaria.

Los tubetes más utilizados son los de formato cónico, con capacidad de 50 cm³ para plántulas de rápido crecimiento (eucaliptos, pinos y heliófitas nativas). Para las especies de crecimiento inicial más lento (tolerantes), los tubetes deben tener capacidad de 100 cm³, ya que las plántulas permanecerán más tiempo en el vivero. La densidad recomendada es de 1 100 tubetes por m² de bandeja y, para los más grandes, la densidad sería de 625 tubetes por m³ de bandeja. En el estadio final de crecimiento conviene reducir las densidades a la mitad.

El uso de tubetes para la producción de plántulas de pinos y eucaliptos es muy común. Para las especies nativas con fines de restauración, ya se manejan a gran escala por la SPVS en el sur de Brasil (Bruel *et al.*, 2010) y por Asociaciones de Reposición Forestal en São Paulo, Brasil (Ceccon y Miranda, 2012; Miranda *et al.*, 2012), y en Morelos, México, para investigación en restauración (Fehling-Fraser y Ceccon, 2009; Fehling-Fraser, 2010; Flores, 2011), principalmente porque su utilización reduce drásticamente el costo final por plántula (Bruel *et al.*, 2010). El sustrato más usado para las bolsas es tierra de subsuelo (70%) más compuesto orgánico o estiércol (30%). Para los tubetes, el tipo de sustrato más recomendado es vermiculita (30%), tierra de subsuelo (10%) y materia orgánica (60%). La materia orgánica puede componerse por restos de caña, cáscara de eucalipto y pinos en descomposición.

En términos generales, las ventajas de los tubetes sobre las bolsas son (Fagundes y Fialho, 1987; Gomes *et al.*, 1990):

- Menor diámetro, ya que ocupan un área menor en el vivero.
- Menor peso, que facilita las operaciones de producción de plántulas; la reducción en los costos de transporte de las plántulas para el campo y en la distribución y plantación en los hoyos.
- Posibilitan la formación de un sistema radical sin plegaduras y el crecimiento inicial es más rápido después de la implantación.
- En el transporte, la cantidad de plántulas por camión es 5 a 6 veces más alta que en el sistema con bolsa y el peso es de 2 a 2.5 veces más bajo y el rendimiento de la implantación es 3 veces más alto.

Irrigación y fertilización

La irrigación puede ser realizada manualmente, con regadores, mangueras, por aspersión o por micro-aspersión. El regador, cuando es usado, debe tener la salida muy delgada para evitar erosión en los recipientes. La microaspersión es el método más recomendado por la economía en mano de obra. Inicialmente, el riego debe ser más frecuente que en el estadio final (en este caso, la plántula debe ir acostumbrándose a una cierta escasez de agua). El riego debe ser realizado en el inicio o al final del día. Evitar el encharcamiento, pues dificulta la circulación de aire en el suelo e impide el crecimiento de las raíces, lixivia los nutrientes y propicia que aparezcan enfermedades. La fertilización de las plántulas en bolsas es necesaria debido a que el sustrato generalmente es pobre en nutrientes, se recomienda un análisis químico del sustrato antes de usarlo. En la ausencia de este análisis, se sugiere la aplicación de 2 kg de calcáreo, 1 kg de superfosfato simple y 0.5 kg de cloreto de potasio por m³ de sustrato. En el periodo de crecimiento se debe agregar 100 g de estos elementos en la fórmula 4-14-8, mezclados en 10 litros de agua, para cada 2 m² de área de vivero e inmediatamente regar con agua limpia para lavar las hojas y evitar la fitotoxicidad. Esto debe ser realizado aproximadamente cada 15 días. Se recomienda la aplicación de micronutrientes. Para los tubetes, se sugiere una solución de 4 kg de sulfato de amonio, 1 kg de clorato de potasio y micronutrientes quelatados en 100 litros de agua. Se utilizan 8 litros de solución para el riego de una bandeja con 1 000 tubetes. Para algunas especies, la presencia de micorrizas es indispensable. Se debe buscar ayuda técnica para identificar locales donde haya micorrizas naturalmente para transferirlas al vivero. El manejo de productos químicos en el combate de plagas y enfermedades requiere asistencia técnica. Para prevenir el ataque de enfermedades conviene esterilizar el suelo con bromuro de metilo (20 a 30 ml por m² de vivero).

El tamaño adecuado para enviar las plántulas al campo debe ser en promedio de 30 a 40 cm de longitud. El tiempo medio de estancia en el vivero para eucalipto y especies heliófitas es de 60 a 90 días, y para las especies de lento crecimiento 200 días o más.

RESTAURACIÓN EN BOSQUES TROPICALES:
FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS, PRÁCTICOS Y SOCIALES
se terminó de imprimir en el mes de XXXXX de 2013.
Tiraje: XXX ejemplares.

