

RESTAURAÇÃO FLORESTAL: DO DIAGNÓSTICO DE DEGRADAÇÃO AO USO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA O MONITORAMENTO DAS AÇÕES

Luiz Fernando Duarte de Moraes¹, Eduardo Francia Carneiro Campello² & Avílio Antonio Franco³

¹ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), Superintendência do Estado do Rio de Janeiro, Divisão de Proteção Ambiental, Praça XV de Novembro 42, 4o andar, Centro, Rio de Janeiro, Brasil, CEP: 20010-010.

² Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Centro Nacional de Pesquisa em Agrobiologia, Rodovia Rio-São Paulo, BR 465, Km 47, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil, CEP: 23890-000.

³ Financiadora de Estudos e Projetos (Finep/MCT) Praia do Flamengo, 200, 5º Andar, Flamengo, Rio de Janeiro, Brasil, CEP: 22210-030.
E-mails: luiz.moraes@ibama.gov.br, campello@cnpab.embrapa.br, afranco@finep.gov.br

RESUMO

O planejamento de ações para a restauração ecológica deve, como primeiro passo, incluir a realização de um diagnóstico detalhado para verificar qual o grau de degradação do sítio. É a partir desse diagnóstico que será possível definir o objetivo do projeto (restabelecer funções, recuperar estrutura ou processos ecológicos). O objetivo proposto e seu horizonte temporal devem indicar se uma ação de reparação de uma floresta degradada deve ser categorizada como uma ação de recuperação, reabilitação ou restauração. As técnicas utilizadas na execução de ações propostas com o uso de cada um desses termos podem ser as mesmas, sem motivo para que uma prevaleça sobre a outra, ainda que a restauração exija um amplo conhecimento dos ecossistemas florestais e sua dinâmica. Ainda na fase de planejamento, é fundamental estabelecer com antecedência quais os parâmetros ambientais que serão utilizados para monitorar o sucesso ou não da restauração. A escolha da ação de restauração mais adequada requer a identificação correta e precisa de conceitos relacionados à dinâmica do ecossistema degradado e ao histórico de uso do solo, não havendo um modelo pré-estabelecido que seja válido para todos os sítios e situações. Esta revisão pretende abordar conceitos e práticas que favoreçam a reflexão no processo de avaliação de uma floresta degradada e na definição da melhor estratégia para sua restauração.

Palavras-chave: Estabilidade; áreas degradadas; restauração ecológica; indicadores.

ABSTRACT

FOREST RESTORATION: FROM THE DIAGNOSTIC OF DEGRADATION TO THE SELECTION OF ECOLOGICAL INDICATORS TO THE MONITORING OF ACTIVITIES. Planning ecological restoration activities requires, first of all, a diagnostic study should address the site degradation, in order to establish the goals of the restoration project (e.g., ecosystem structure or function recovery, ecological process reestablishment). Both goals and temporal scale proposed may indicate if a project designed to recover a degraded forest site should be considered a recovery, a rehabilitation or a restoration project. Approaches may be the same for the three concepts, and one should not prevail over the two others, despite ecological restoration demands information on the ecosystem dynamics. The selection of environmental parameters as indicators of ecological restoration success should be done during the planning of activities. Choosing the most adequate restoration practices also requires information on the past land use history, which suggests distinct approaches to both distinct sites and situations. This review proposes to focus concepts and approaches which may support diagnostic studies on degraded forests, as well as the selection of the most adequate strategies for their restoration.

Key words: Ecosystem stability; degraded sites; ecological restoration; indicators.

RESUMEN

RESTAURACIÓN FORESTAL: DEL DIAGNÓSTICO DE LA DEGRADACIÓN AL USO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA EL MONITOREO DE LAS ACCIONES. La planeación de

acciones para la restauración ecológica debe, como primer paso, incluir la realización de un diagnóstico detallado para verificar el grado de degradación del lugar. A partir de este diagnóstico será posible definir el objetivo del proyecto (restablecer funciones, recuperar estructura o procesos ecológicos). El objetivo propuesto y su horizonte temporal deben indicar si una acción de reparación de un bosque degradado debe ser categorizada como una acción de recuperación, rehabilitación o restauración. Las técnicas utilizadas en la ejecución de las acciones propuestas bajo el uso de cada uno de estos términos pueden ser las mismas, sin motivo para que una prevalezca sobre la otra, aunque la restauración exija un amplio conocimiento de los ecosistemas forestales y su dinámica. Aún en la fase de planeación, es fundamental establecer con antelación los parámetros ambientales que serán utilizados para monitorizar el éxito o no de la restauración. La selección de la acción de restauración más adecuada requiere la identificación correcta y precisa de conceptos relacionados con la dinámica del ecosistema degradado y con la historia de uso del suelo, sin que haya un modelo preestablecido para todos los lugares y situaciones. Esta revisión pretende abordar conceptos y prácticas que favorezcan la reflexión en el proceso de evaluación de un bosque degradado y en la definición de la mejor estrategia para su restauración.

Palabras clave: Estabilidad; áreas degradadas; restauración ecológica; indicadores.

DEGRADAÇÃO DO ECOSISTEMA

O termo degradação ambiental se refere à redução temporária ou permanente da capacidade produtiva de um sítio como resultado de ação antrópica (FAO 2000), e pode também expressar perdas na estrutura, produtividade e diversidade de espécies nos ecossistemas (Lamb & Gilmour 2003). A degradação de um ecossistema florestal não implica, necessariamente, em desmatamento. Uma área degradada pode conter árvores, mas não exibir integridade ecológica, que pode ser descrita como a capacidade do ecossistema de sustentar e manter uma comunidade em equilíbrio, incluindo ainda questões como saúde do ecossistema, biodiversidade e estabilidade (Andreasen *et al.* 2001). A degradação seria, assim, uma interferência nessa integridade. A degradação da qualidade do solo, por exemplo, pode resultar da crescente quebra de macro-agregados, na perda da comunidade microbiana e na perda de matéria orgânica causadas por queimadas, desmatamento, intensivo preparo do solo e erosão intensa (Islam & Weill 2000).

Em escala global, a degradação já atingiu níveis de irreversibilidade em extensas áreas do planeta, algo como 21% das áreas agriculturáveis (FAO 2000). Esses dados são resultados do Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), realizado pela FAO na década de 1990, que não conseguiu, entretanto, qualificar o tipo ou grau de degradação, se havia processo erosivo em curso, ou queda nos conteúdos de nutrientes, por exemplo. Por outro lado, os dados apresentados pelo GLASOD permitem estimar que a recuperação dessas áreas degradadas através de

revegetação, a despeito do seu alto custo, poderia significar um aumento nos teores de carbono do solo da ordem de 30 a 50ton.ha⁻¹. Estimativas indicam que o carbono do solo pode acumular a taxas de 1,30Mg.ha⁻¹.ano durante os primeiros 20 anos de um reflorestamento nos trópicos úmidos (Silver *et al.* 2000).

A degradação dos ecossistemas passa por vários estágios. Existe, portanto, a possibilidade de que existam limites de transição entre estágios, um primeiro controlado por interações bióticas e um posterior por interações abióticas (Whisenant 1999), a partir do qual o ambiente degradado se caracteriza por um alto grau de limitações físicas. Tais limites indicam dificuldades para o ambiente em retornar naturalmente a uma condição de menor degradação sem a adoção de ações específicas de caráter técnico (Hobbs & Harris 2001).

Se a degradação do ecossistema se restringir a fatores bióticos (estágios iniciais), como a presença de espécies invasoras, os esforços de restauração devem se concentrar no manejo desse componente biótico que atua como agente de degradação; em estágios intermediários de degradação (estágios intermediários), onde houve mudanças no componente abiótico, as ações deverão ser a de retirar o agente degradador e reparar o ambiente físico e/ou químico; finalmente, nas situações mais extremas (estágios finais), há a necessidade de resolver primeiro as questões abióticas, como a recuperação da fertilidade do solo.

A degradação em ecossistemas florestais, por uma série de razões, tem merecido atenção especial da parte de conservacionistas e governantes, em

particular na discussão de questões relacionadas ao aquecimento global. A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, na sigla em inglês) define a degradação florestal pela ocorrência de alterações que afetam a estrutura e a função das florestas, diminuindo sua capacidade de suprir produtos ou serviços (Lamb & Gilmour 2003). A degradação de ecossistemas florestais pode ser atribuída a vários fatores naturais e antrópicos, como eventos climáticos extremos, extração seletiva de madeira de espécies arbóreas, e uso intenso do solo (Hüttl & Schneider 1998).

A perda de estabilidade é característica de um ecossistema degradado (Engel & Parrotta 2003). O manejo conservacionista e, em particular, as ações de restauração ecológica, dependem crucialmente, portanto, de uma avaliação da estabilidade e da capacidade do ecossistema em responder a perturbações.

Na Tabela 1, listamos os conceitos relacionados à estabilidade, como resistência a perturbações, resiliência (tempo de retorno após o distúrbio) e variabilidade (grau de estabilidade temporal) (Pimm 1984, Tilman 1999, McCann 2000). As variações na densidade de plantas ao longo de uma sequência temporal, expressas pelo coeficiente de variação (CV), são um exemplo de variabilidade que indica estabilidade: menores valores de CV indicam maior estabilidade.

A maioria dos estudos de resiliência parte da premissa de que ecossistemas estáveis retornam a uma condição de equilíbrio após um distúrbio: ecossistemas com alta resistência a perturbações e alta resiliência seriam, portanto, mais estáveis e potencialmente mais fáceis de serem restaurados (Mitchell et al. 2000).

O conceito de estabilidade ecossistêmica, no entanto, não é unânime. Por ser dinâmico, é possível

questionar o estado estável (steady state) ou estado de equilíbrio de um ecossistema, sobretudo quando se tem em vista que o seu entorno é um ambiente em constante alteração. A estabilidade do ecossistema depende, assim, da escala adotada, e escalas humanas espaciais e temporais influenciam fortemente o que entendemos como estável (Mitchell et al. 2000).

Alguns ecossistemas podem ter mais de um estágio de equilíbrio estável e podem se ‘mover’ entre esses estágios após distúrbios ou em um processo de degradação (Gunderson 2000). A existência de estágios estáveis múltiplos e a transição entre eles já foram descritas em vários ecossistemas. Em zonas áridas da China, verificou-se que em uma vegetação de transição entre deserto e oásis as taxas de evapotranspiração apareciam em estado de multiequilíbrio durante períodos de baixa umidade relativa do ar, isto é, a evapotranspiração da cobertura vegetal na zona de transição ora assumia valores de oásis ora de deserto (Xiaoling & Jiping 2003). O mais importante é verificar a manutenção das funções do ecossistema, independentemente do estágio de equilíbrio atingido.

O conceito de resiliência apresentado acima, com o ecossistema retornando a uma determinada condição de equilíbrio, é também denominado ‘resiliência de engenharia’; a possibilidade da existência de múltiplos estágios de estabilidade estaria mais adequada a um conceito de ‘resiliência ecológica’ (Peterson et al. 1998, Gunderson 2000).

A estabilidade em um sistema edáfico é um fator-chave que influencia propriedades e processos do ecossistema (Orwin & Wardle 2004). Se uma função biológica em um sistema edáfico permanece estável frente a perturbações, tem-se a estabilidade funcional, que se diferencia da estabilidade relativa a propriedades químicas ou a estruturas físicas por

Tabela 1. Definições de estabilidade.

Table 1. Definitions of stability.

Termo	Definição
Estabilidade do equilíbrio	Medida discreta que considera um sistema estável se ele retorna ao seu equilíbrio após uma pequena perturbação.
Resiliência do equilíbrio	Assume que a estabilidade do sistema aumenta à medida que o tempo necessário para o retorno ao equilíbrio diminui após um distúrbio.
Resistência	Uma medida do grau para o qual uma variável muda após um distúrbio. Frequentemente usada como uma medida discreta que estima a capacidade da comunidade em resistir à invasão (se uma espécie invasora falha, a comunidade resiste à invasão).
Variabilidade	A variância nas densidades populacionais ao longo do tempo, geralmente expressa como coeficiente de variação.

Fonte: Modificado de McCann (2000).

Source: Modified from McCann (2000).

estar associada a processos ecossistêmicos (Griffiths *et al.* 2001).

A diversidade de espécies, por abrigar mecanismos ecológicos variados, pode sim aumentar a estabilidade do ecossistema, conferindo-lhe capacidade de reação a distúrbios (McCann 2000). Por isso mesmo, em caso de extinção de espécies, o mais importante não é saber quantas espécies são perdidas, mas quais espécies. A simples remoção (ou mesmo adição, como será discutido a seguir) de uma única espécie-chave pode ter impacto pronunciado sobre a dinâmica e a persistência das espécies (McCann 2000).

Algumas hipóteses já foram propostas a respeito do papel funcional da diversidade de espécies nos ecossistemas. Segundo a hipótese da diversidade-estabilidade, o aumento no número de espécies aumenta igualmente a produtividade e a resiliência no ecossistema; a hipótese da redundância prediz que certas espécies são capazes de expandir suas funções como compensação pelo desaparecimento de espécies vizinhas; finalmente, a hipótese da idiosincrasia propõe que, embora as funções do ecossistema se alterem de acordo com alterações na diversidade de espécies, não é possível estabelecer a magnitude e a direção dessas mudanças (Johnson *et al.* 1996).

A hipótese da redundância reconhece que diferentes tipos de funcionalidade ecológica são necessários para gerar estabilidade, mas que a redundância de funções resultante do surgimento de novas espécies não causa um aumento proporcional na estabilidade (Peterson *et al.* 1998). Esse entendimento difere da hipótese da diversidade-estabilidade, segundo a qual a estabilidade cresce de modo linear com o aumento no número de espécies.

Um importante aspecto relacionado à diversidade é a disponibilidade de recursos no sistema. Um sistema com alta diversidade, onde há pequena limitação de recursos, favorece a agregação da comunidade e a resistência à invasão (McGrady-Steed 1997, Tilman 1999). As invasões, por sua vez, são processos de introdução de espécies exóticas no sistema que fogem ao controle (McCann 2000) e podem até mesmo resultar na formação de novos sistemas (Hobbs *et al.* 2006), os quais são resultado da interferência antrópica em ecossistemas naturais.

A relação diversidade-estabilidade em um ecossistema se diferencia também quanto aos efeitos

na população ou na comunidade. Na competição por recursos, aumentos na diversidade geram um aumento na estabilidade da comunidade devido a um aumento na diversidade funcional, mas reduz, em um primeiro momento, a estabilidade da população, com um maior número de indivíduos competindo pelos mesmos recursos (Tilman 1999). Essas informações são importantes, por exemplo, para definir com que densidade devem ser plantadas as espécies selecionadas para projetos de restauração. As comunidades vegetais diversificadas são potencialmente mais estáveis pela provável existência de mais e diversas respostas a processos básicos variáveis. As respostas diferenciais pelas populações vão, assim, se somando ao longo do tempo, criando comunidades estáveis (McCann 2000).

A questão central envolvida no debate diversidade-estabilidade é, novamente, o caráter funcional das espécies. A diversidade representa tanto a chance da presença de certas espécies (aspecto demográfico) quanto a variação das características das espécies (aspecto fenotípico) em um ecossistema (Tilman 1999, Díaz & Cabido 2001). Sendo assim, a composição de espécies é um importante componente da estabilidade, responsável pela manutenção de diversos processos ecológicos através de características diferenciadas das espécies, como o potencial para fixação de nitrogênio atmosférico (Tilman 1999, McCann 2000).

Composição e diversidade são, contudo, correlatos, tanto nos ecossistemas naturais quanto nos manejados, o que dificulta a tarefa de atribuir separadamente efeitos a uma ou a outra (Tilman 1999). O aumento na diversidade aumentaria a probabilidade de surgirem espécies com funções semelhantes que amortizariam as perturbações (Walker 1992, Tilman 1999, McCann 2000).

O crescente conhecimento sobre ecossistemas mais complexos dá a dimensão de como é importante conservar algum grau de riqueza de espécies em ecossistemas e restaurar a diversidade em sistemas degradados (McGrady-Steed *et al.* 1997). Sistemas mais complexos implicam em mais diversidade e em mais interconectividade, oferecendo ao ecossistema rotas alternativas de obtenção de energia quando há alguma interferência ou distúrbio (Pérez-España & Arreguín-Sánchez 1999).

A restauração de ecossistemas degradados deve visar portanto, ao restabelecimento de processos

ecológicos (funções do ecossistema) e ao aumento na diversidade de organismos (estrutura) a partir da aceleração da sucessão secundária, conferindo a esses sistemas implantados uma maior estabilidade. Produtos do final da sucessão tendem a ser sistemas maduros, mais complexos, com maiores teores de matéria orgânica do solo, maior diversidade de espécies, maior diversidade bioquímica e melhor conservação de nutrientes (Pérez-España & Arreguín-Sánchez 1999).

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

As várias ações destinadas à recuperação de áreas degradadas se distinguem menos pelas técnicas do que pelos termos adotados para denominá-las. Na literatura, pode-se encontrar desde o mais comumente usado, recuperação, até o mais recentemente proposto, restauração, passando por reabilitação, revegetação e recomposição. Esses termos são bastante utilizados para referir-se às práticas de recuperação e estão definidos na Tabela II, que também resume os objetivos de cada prática.

À parte das definições apresentadas, o que parece mais sensato é estabelecer, como meta da restauração, o restabelecimento da estabilidade e da integridade ecológica de um ecossistema degradado, não definindo previamente um ecossistema 'produto', até porque os rumos da sucessão secundária são imprevisíveis (Engel & Parrotta 2003). O que deve ser priorizado é o restabelecimento da estrutura e das funções do ecossistema, sem focar demasiadamente na composição de espécies.

A Figura 1 sugere que os termos que denominam as práticas são diferenciados pelos horizontes temporais (objetivos) de cada proposta, sendo que as técnicas adotadas para os três podem ser as mesmas, e que um sistema construído em uma proposta de recuperação de áreas degradadas pode originar um sistema restaurado com altos níveis de função e estrutura restabelecidos. Portanto, uma intervenção que proponha o uso inicial de espécies exóticas para restabelecer os teores de matéria orgânica e de nutrientes no solo, mas que no longo prazo vise a um ecossistema com estrutura e funções similares ao ecossistema original, pode ser classificada como uma restauração.

Exemplos dessa situação são os projetos que visam a revegetação em áreas degradadas por mineração de bauxita, nas quais horizontes férteis do solo foram perdidos e há necessidade de acondicionamento do substrato que vai receber os propágulos dos ecossistemas vizinhos (Campello, 1998). Nessas condições, o uso de espécies exóticas fixadoras de N₂ na recomposição da camada orgânica é imprescindível, o que caracterizaria um projeto de recuperação. Como o objetivo é, no longo prazo, a obtenção de um ecossistema com alta diversidade vegetal e estrutura semelhante à da floresta original, evidencia-se, de fato, uma proposta de restauração (Franco & Faria 1997, Campello 1998).

O termo restauração distingue-se dos demais, entre outros os aspectos, pelo seu objetivo principal, qual seja, o de respeitar as dimensões históricas do ecossistema e estabelecer um horizonte de longo prazo para se obter o resultado (Parker 1997, Engel &

Tabela II. Termos usados na recomposição de áreas degradadas.

Table II. Terms mostly used to refer to actions involving the recovery of degraded areas.

Termo	Objetivo
<i>Recuperação</i>	Restabelecimento da estrutura e da produtividade em uma área degradada usando espécies arbóreas nativas e exóticas. Nesse caso, os benefícios seriam mais de caráter socioeconômico ou teriam um aspecto mais funcional (função protetora do ecossistema), como o controle de processos erosivos em uma bacia hidrográfica.
<i>Reabilitação</i>	Restabelecimento da estrutura, da produtividade e de alguma, mas não necessariamente toda, diversidade vegetal e animal originalmente existente. Ressalte-se que por razões econômicas ou mesmo ecológicas podem ser usadas espécies exóticas. Ao longo do tempo, a função protetora e os serviços ecológicos da floresta original podem ser restabelecidos.
<i>Restauração</i>	Restabelecimento da estrutura, produtividade e diversidade de espécies da floresta original. No médio e longo prazo, processos e funções ecológicas devem se assemelhar aos da floresta original. Para tal, é necessária a existência de remanescentes que abriguem um número significativo de espécies animais e vegetais nativas e que funcionem como um sistema de referência para a área a ser restaurada.

Fonte: Modificado de Lamb & Gilmour (2003).

Source: Modified from Lamb & Gilmour (2003).

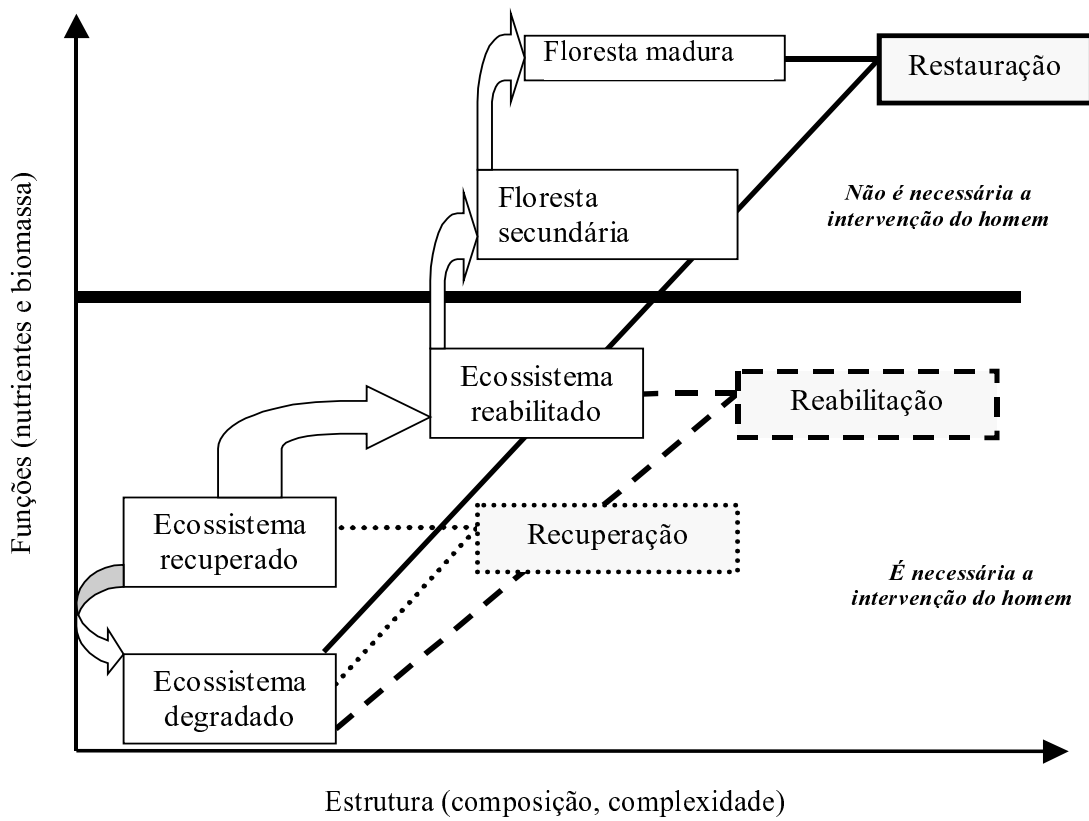


Figura 1. Esquema mostrando evolução dos ecossistemas de acordo com cada conceito e seus objetivos (simplificado de Engel & Parrotta 2003).

Figure 1. Model suggesting evolutive responses on ecosystems according to concepts and goals used in the planning of activities to recovery degraded areas. (simplified from Engel & Parrotta 2003).

Parrotta 2003). Em outras palavras, podemos alcançar uma determinada composição de espécies desejada no curto prazo, mas temos que assegurar, no longo prazo, que um conjunto de processos ambientais esteja operante (Parker 1997).

De acordo com a Sociedade de Restauração Ecológica (SER, 2009), a restauração ecológica é o processo de assistir a recuperação e o manejo da integridade ecológica, que inclui uma faixa crítica de variabilidade na biodiversidade, processos ecológicos e estruturas, contextos históricos e regionais, e a adoção de práticas culturais sustentáveis.

A ecologia da restauração passa a ser reconhecida como uma nova área da ciência que fornece a base conceitual para a restauração, como o conhecimento geral sobre o funcionamento de um ecossistema para a implantação das ações, implicando na necessidade de metodologias relacionadas a sítios e situações específicas (Hobbs & Harris 2001). A ecologia da restauração, que foca mais em estudos botânicos envolvendo populações, comunidades e ecossistemas, tem um crescente e importante papel na biologia

da conservação, que se volta mais para estudos demográficos e genéticos com fauna silvestre (Young 2000).

O conceito de restauração de ecossistemas parte de uma mudança no paradigma: de que os sistemas naturais não são fechados e estáticos, mas abertos e dinâmicos (Hobbs & Harris 2001). Nessa perspectiva, os ecossistemas estão naturalmente sujeitos a distúrbios, que podem ser entendidos como eventos naturais discretos (Engel & Parrotta 2003). Quando os distúrbios ganham outra magnitude e intensidade, a perda da capacidade de assimilar esses distúrbios significa a degradação do sistema e a perda da estabilidade.

As técnicas adotadas para direcionar o processo sucessional durante a restauração podem ser classificadas entre dois tipos extremos: (i) intervencionistas e (ii) não-intervencionistas (Mitchell et al. 2000). As técnicas não-intervencionistas, que se caracterizam basicamente por combater os agentes de degradação, são menos impactantes e dependem de remanescentes próximos ou de um banco de sementes

do solo com grande longevidade que possam fornecer elementos de regeneração para a área degradada, além de espécies cuja dispersão possibilite a comunicação entre os remanescentes. A intervenção requer ações mais diretas, como o fornecimento de propágulos (sementes, mudas) e a eliminação da barreira à regeneração. O nível de intervenção das técnicas adotadas tem, no entanto, uma larga faixa de variação, como mostrado na Tabela III (Rodrigues & Gandolfi 2000).

Essas ações, que podem ser implementadas de forma integrada, devem ser adotadas de acordo com o conhecimento existente sobre o sítio a ser restaurado (uso atual, histórico de degradação, características do ecossistema original) e com os recursos existentes. Um possível conflito entre técnicas não-intervencionistas com aquelas que requerem intervenção reside na possibilidade de, em se adotando as primeiras, haver dificuldades no estabelecimento de estágios sucessionais mais avançados (Mitchell et al. 2000). De qualquer forma, a observação de mecanismos da regeneração natural de um ecossistema pode indicar uma habilidade específica para a restauração, como é o caso da rebrota da vegetação lenhosa em florestas tropicais secas (Vieira & Scariot 2006).

O objetivo maior dos projetos de restauração ecológica deve ser o de restabelecer estruturas, funções e processos dos ecossistemas degradados (Block et al. 2001). Como os processos são dinâmicos em seus aspectos espaciais e temporais, as características de um sistema a serem consideradas precisam ser descritas sob uma perspectiva dinâmica (Parker 1997). Assim, em vez da composição em si, a taxa de mudança na composição total pode ser uma abordagem mais apropriada.

As bases conceituais para a restauração ecológica em florestas tropicais se concentram em três aspectos: (i) a sucessão secundária, (ii) a biodiversidade e (iii) a relação planta-animal. Qualquer ação para restaurar um ecossistema florestal deve ser tomada no sentido de acelerar a sucessão, propiciando o aumento da biodiversidade o mais rápido possível. A restauração deve buscar os meios mais adequados para aumentar a biodiversidade e realizar o manejo com o objetivo de assegurar persistência ao ambiente no logo prazo (Walker 1992).

Os plantios mistos de espécies arbóreas nativas, que representam a intervenção mais comum em áreas degradadas, devem atuar como catalisadores da sucessão ecológica (Kageyama & Castro 1989,

Tabela III. Ações propostas para a restauração de áreas degradadas, com diferentes níveis de intervenção.

Table III. Activities proposed to restore degraded areas, considering distinct levels of intervention.

Ações de restauração	Princípios e condicionantes
Isolamento da área	evitar continuidade da degradação; resiliência local deve estar preservada
Retirada dos fatores de degradação	identificar corretamente agente de degradação; forte potencial de regeneração
Eliminação seletiva de espécies competidoras	quando há populações em desequilíbrio de espécies que inibem a regeneração natural
Enriquecimento de espécies com mudas ou sementes	plantio ou semeadura onde há baixa diversidade vegetal e pouca dispersão
Implantação de consórcio de espécies com uso de mudas ou sementes	plantio ou semeadura em sítios onde não há floresta ou banco de sementes remanescente
Indução e condução de propágulos autóctones	indução e condução dos propágulos existentes (chuva ou banco de sementes)
Transplante de propágulos alóctones	transferência de banco de sementes (serapilheira) ou de plântulas para sítio degradado
Uso de interações entre plantas e animais	atração de espécies animais dispersoras, com o objetivo de facilitar a sucessão ou plantio de espécies micorrizadas, por exemplo.
Plantio de espécies econômicas	uso de espécies com potencial econômico (madeireiro, melífero, frutífero), como alternativa de renda

Fonte: Adaptado de Rodrigues & Gandolfi (2000).

Source: Adapted from Rodrigues & Gandolfi (2000).

Parrotta et al. 1997), exercendo, por exemplo, a função de atrair a fauna dispersora através do uso de espécies com dispersão zoocórica e aumentar naturalmente a diversidade vegetal com a chegada de sementes de outras espécies trazidas por dispersores (Wunderlee 1997, Reis et al. 1999; Holl et al. 2000, Reis & Kageyama 2003, Silva 2003).

O aproveitamento na restauração de informações relacionadas à interação planta-animal se dá principalmente no incremento do processo de dispersão de frutos e sementes com o uso de espécies que atraem fauna dispersora, mas as relações das plantas com microrganismos também têm sido utilizadas para favorecer o estabelecimento de comunidades vegetais. Ensaios com espécies arbóreas leguminosas, nativas e exóticas têm obtido sucesso na revegetação de áreas com subsolo exposto, áreas degradadas por mineração e áreas cobertas por resíduos ácidos da mineração de bauxita (Franco et al. 2007). A capacidade das leguminosas em fixar N₂ atmosférico e disponibilizá-lo para as plantas pode auxiliar na manutenção da biodiversidade e na sustentabilidade de ecossistemas nos trópicos. As associações micorrízicas também têm um papel muito importante no aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, especialmente P, em solos ácidos (Franco & Faria 1997).

Os plantios de espécies arbóreas nativas na restauração de áreas degradadas foram adotados como uma forma de aumentar a probabilidade de restabelecer a sucessão secundária, ou mesmo para acelerar esse processo (Parrotta et al. 1997). Os plantios representam uma forma eficiente de regeneração artificial para a recuperação da forma e da estrutura do ecossistema (Kageyama et al. 1992a). O estabelecimento de espécies nativas lenhosas pode facilitar a restauração, seja pela dispersão de propágulos (Holl et al. 2000, Silva 2003), seja pelo sombreamento das gramíneas invasoras (Parrotta et al. 1997, Holl et al. 2000).

À questão ecológica o plantio agrega valores socioeconômicos, uma vez que plantios mistos de espécies nativas podem funcionar como fonte de renda para pequenos proprietários rurais, além de estimular e reter a restauração da biodiversidade (Bawa & Seidler 1998, Leopold et al. 2001).

O uso de conceitos relacionados à dinâmica das florestas tropicais, em particular, ao processo de

sucessão secundária (Gómez-Pompa 1971, Denslow 1980; Martinez-Ramos 1985), possibilitou a elaboração de um modelo de distribuição de mudas no campo que otimizasse o potencial das espécies na colonização de clareiras, conforme o grupo ecológico a que pertencem (Budowski 1965, Kageyama & Castro 1989). A sucessão secundária é o processo pelo qual as florestas se autorenovam através da cicatrização de locais perturbados que ocorrem a cada momento em diferentes pontos da mata (Gómez-Pompa 1971), ou mesmo o retorno da vegetação lenhosa após a devastação da floresta por atividades antrópicas (Guariguata & Ostertag 2001).

A categorização das espécies arbóreas em grupos ecológicos tem se mostrado uma ferramenta importante para a implantação de florestas mistas (Kageyama et al. 1992b). Os padrões de distribuição de espécies arbóreas da floresta tropical são definidos pelos padrões sucessionais (Budowski 1965). Espécies de estágios iniciais (pioneiras e secundárias iniciais) teriam, assim, uma distribuição mais ampla que as secundárias tardias e clímaxes.

Denslow (1980), por sua vez, classifica as espécies arbóreas, de acordo com suas estratégias reprodutivas, em especialistas de grandes clareiras (pioneiras), especialistas de pequenas clareiras (secundárias) e especialistas de sub-bosque (clímaxes, espécies tolerantes). Essa classificação é bastante útil para o planejamento de um plantio, pois indica quais espécies teriam maior potencial, por exemplo, para conduzir um processo de recolonização (ou regeneração artificial) de uma área degradada. Ao questionar o nível efetivo de especialização, Martins & Rodrigues (2002) sugerem que a maior parte das espécies arbóreas da floresta tropical estacional semidecídua se comporta de forma mais generalista na ocupação de clareiras.

Além do uso do conhecimento acumulado sobre a dinâmica das florestas tropicais, é preciso, antes de definir pela ação restauradora, identificar o grau de degradação do ecossistema, o histórico de uso do solo e o que efetivamente está impedindo que o sítio degradado regenere naturalmente (Engel & Parrotta 2003, Sayer et al. 2004). A intervenção selecionada pode exigir antes a diminuição ou a remoção de espécies ou de circunstâncias que possam impedir a regeneração natural, como a presença de espécies invasoras ou a ocorrência recorrente de incêndios (Parker 1997).

Os modelos sucessionais de plantio (Kageyama et al. 1992b, Gandolfi & Rodrigues 1996, Barbosa 2000, Moraes et al. 2006) podem favorecer a sucessão secundária através de modificações nas microcondições físicas e biológicas locais (Parrotta et al. 1997). Se por um lado o desenvolvimento da comunidade vegetal no processo de sucessão secundária possui certo grau de previsibilidade (Palmer 1997), quanto à sua estrutura, por exemplo, a recuperação das propriedades biofísicas e da vegetação é altamente dependente das interações entre fatores sítioespecíficos e o uso da terra, o que torna extremamente difícil prever as trajetórias sucessionais em um ambiente antropizado (Guariguata & Ostertag 2001).

Entre as questões de caráter investigativo em ecologia de ecossistemas que são essenciais para a ecologia da restauração estão as mudanças na ciclagem de nutrientes ao longo da sucessão ecológica (Ehrenfeld & Toth 1997). No planejamento da restauração deve-se prever como as mudanças na vegetação durante o processo sucessional afetariam as cadeias alimentares de subsuperfície, ou, mais amplamente, como mudanças na composição florística poderiam afetar os processos biológicos no solo relativos à decomposição da matéria orgânica. As comunidades vegetais e os processos biológicos do solo relacionados à sobrevivência devem ser considerados de forma integrada (Palmer et al. 1997).

A categorização das espécies em grupos sucessionais também pode fornecer informações importantes sobre a interação da vegetação com microrganismos do solo, a exemplo da formação de micorrizas. No início da sucessão, espécies pioneiras têm sementes pequenas com alta susceptibilidade para infecção e alta taxa de colonização por fungos, enquanto espécies tardias são mais dependentes de suas reservas nas sementes; com o avanço da sucessão, espécies tardias podem tornar-se micorriza-dependentes (Siqueira et al. 1998).

Então, como temos argumentado, as ações para o restabelecimento dos serviços e funções dos ecossistemas exigem que a ecologia da restauração forneça aparato conceitual e ferramentas práticas para sua implementação (Ehrenfeld & Toth 1997, Hobbs & Harris 2001).

INDICADORES ECOLÓGICOS

Muito utilizados para a avaliação de condições ambientais, o uso de indicadores ecológicos representa uma análise científica, com a categorização numérica ou descritiva de dados ambientais, e é frequentemente baseado em informações parciais que refletem o status de extensos ecossistemas (Van Straalen 1998, Manoliadis 2002). O uso repetido de bioindicadores em programas de monitoramento pode auxiliar, por exemplo, na detecção de mudanças ambientais em estágios iniciais ou avaliar a eficiência de medidas tomadas para melhorar a qualidade ambiental (Van Straalen 1998).

O indicador selecionado deve representar uma síntese de quatro tipos de características: (i) o indicador 'pressão', que descreve a causa do problema ou impacto; (ii) o 'estado', que descreve algumas características ambientais físicas e mensuráveis que resultam da pressão; (iii) o 'impacto', semelhante ao indicador 'pressão', que deve monitorar os resultados no longo prazo; e (iv) o indicador 'resposta', representado pelas políticas, ações ou investimentos que são definidos para resolver o problema (Manoliadis 2002).

De acordo com Manoliadis (2002), os potenciais indicadores devem, de modo geral: (a) ter uma relação bastante estreita com os objetivos do projeto e os problemas ambientais abordados; (b) ser parte de um pequeno conjunto visando uma abordagem eficiente; (c) ser claramente definidos, a fim de evitar confusões no seu desenvolvimento ou interpretação; (d) ser práticos e realistas, o que supõe levar em consideração o seu custo de coleta; (e) ser de alta qualidade e confiabilidade; e (f) ser usados nas escalas espacial e temporal adequadas.

Alguns critérios gerais para orientar a seleção de indicadores para ecossistemas terrestres são recomendados: (a) ser de fácil mensuração; (b) ser sensível aos impactos no sistema e responder a esses impactos de forma previsível; (c) atuar de forma a prevenir impactos maiores; (d) prever mudanças que possam ser evitadas por ações de manejo; (e) estar integrado com as mudanças nas características dos parâmetros ao longo da paisagem (por exemplo, tipos de solo); (f) ter respostas conhecidas quando da ocorrência de impactos naturais ou mesmo antrópicos; e (g) ter respostas a impactos naturais de

baixa variabilidade (Andreasen et al. 2001, Dale & Beyeler 2001).

Os indicadores devem ainda compreender as seguintes características dos ecossistemas: (a) composição (espécies-focais, espécies-indicadoras, espécies-chaves, espécies invasoras); (b) estrutura (quantidade de habitat na paisagem, tamanho médio dos remanescentes de habitat (e respectiva variância), distância média entre os remanescentes (e respectiva variância), conectividade entre os fragmentos (remanescentes) na paisagem; e (c) função (predação, herbivoria, competição; intemperismo e regime hídrico; decomposição, distúrbios e sucessão). A escolha de indicadores eficientes é chave para o sucesso global de qualquer programa de monitoramento e deve ser feita com base em critérios consistentes com as mudanças no sistema (Andreasen et al., 2001).

Ainda de acordo com o tipo de resposta que um indicador ecológico apresenta, duas características devem ser consideradas: (i) especificidade (alta, se o indicador responde a um fator, e baixa, quando responde a muitos fatores) e resolução (baixa, quando o indicador responde a grandes mudanças, e alta, se responde a pequenos desvios) (Van Straalen 1998). No caso de espécies bioindicadoras, as características ideais seriam alta especificidade (ocorrência exclusiva) e alta fidelidade (abundância e ampla distribuição) ao ambiente monitorado (McGeoch & Chown 1998). Especificidade é comum para espécies raras, que possuem altas taxas de extinção (McKinney et al. 1996), e a presença delas pode indicar bom estado de conservação.

A escolha de parâmetros que possam funcionar como indicadores ecológicos está baseada na comparação entre sítios onde houve distúrbios e outros mais bem conservados que possam funcionar como referências para estudos comparativos. Perdas de diversidade vegetal e animal associadas a mudanças no uso do solo em ambientes tropicais têm motivado estudos comparativos entre os vários tipos de uso (Groffman et al. 2001).

Indicadores de integridade ecológica levam em consideração, portanto, os processos ecológicos, e devem refletir mudanças que ocorrem nos mais diversos níveis do ecossistema (Dale & Beyeler 2001), como a Tabela IV nos mostra.

Quaisquer que sejam os parâmetros selecionados como indicadores da restauração, eles devem ser

escolhidos com base em critérios que reflitam a viabilidade e a estabilidade do ecossistema no longo prazo (Mummey et al. 2002). Indicadores ecológicos podem ainda auxiliar na identificação do modo como as metas estabelecidas em um projeto de restauração, como a reprodução de certo nível de estrutura ou composição florística, relacionam-se com os processos sucessionais naturais (Hobbs & Harris 2001). Em outras palavras, é importante saber como se dariam as modificações sugeridas pelas metas do projeto de restauração naturalmente, sem intervenção antrópica. Nas ações conservacionistas e de restauração, a avaliação do ecossistema é parte inseparável do processo de planejamento ambiental, manejo e tomada de decisões (Engel & Parrotta 2003). Nesse contexto, os indicadores ecológicos devem ser estabelecidos no planejamento da restauração. Como os sistemas ecológicos são heterogêneos no espaço e no tempo, motivo pelo qual se exige um enfoque dinâmico dos sistemas e de suas características que devem ser avaliadas para determinar o sucesso da restauração (Parker 1997).

A diversidade biológica é um indicador em potencial e seu monitoramento pode contribuir para o estabelecimento de uma relação mais confiável entre diversidade e sustentabilidade, na medida em que seja possível definir qual o mínimo de diversidade capaz de ainda permitir o funcionamento dos ciclos dentro do ecossistema (Tótola & Chaer 2002).

Indicadores baseados na vegetação (proporção de espécies não-nativas, presença e proporção de espécies tolerantes a uma determinada condição de estresse) exigem uma integração entre conhecimentos taxonômicos e ecológicos, situação que pode restringir sua aplicabilidade (Moffatt & McLachlan 2004, Cohen et al. 2005). Em estudo onde a validade de alguns índices foi testada em ambientes severamente, medianamente e minimamente degradados, Cohen et al. (2005) concluíram que os índices que menos exigiram conhecimentos de especialistas em botânica (classificação de indivíduos arbóreos) apresentaram simplicidade de interpretação, especificidade ecológica e uma avaliação de reprodutibilidade padronizada. Em estudo que avaliou a reprodutibilidade e a implantação de um indicador para vegetação de floresta, os resultados sugeriram que a comunidade vegetal fornece uma ferramenta robusta e valiosa para avaliar a saúde da floresta (Gray & Azuma 2005).

Informações sobre a composição, diversidade e estrutura de espécies lenhosas são importantes indicadores do status de conservação da floresta e de alterações causadas pela mudança no uso do solo (Cousins & Lindborg 2004, Gray & Azuma 2005, Miller & Wardrop 2005) e podem, portanto, serem utilizadas como indicadores de restauração.

Serviços e funções ambientais realizados pelos ecossistemas florestais também têm sido usados como indicadores, em particular os relacionados à dinâmica da matéria orgânica do solo. A ciclagem de nutrientes é uma função do ecossistema bastante utilizada para estimar estabilidade (Mitchell et al. 2000).

Para a avaliação da qualidade do solo, os indicadores devem ter as seguintes características: (a) sensibilidade a mudanças no manejo; (b) clara relação com as funções benéficas do solo; (c) ser útil para esclarecer processos edáficos; (d) ser de fácil compreensão e útil para os usuários da terra; e (e) ser fácil e de mensuração viável economicamente (Doran & Zeiss 2000). Duas dimensões dos indicadores de qualidade do solo devem ser identificadas: (i) a função e importância de organismos do solo na oferta de produtos e serviços chave, e (ii) os impactos positivos e negativos de novas e já existentes tecnologias

agrícolas e práticas de manejo (Bunning & Jiménez 2003).

As taxas de mineralização da matéria orgânica do solo em áreas reforestadas por eucalipto no Norte da Espanha indicaram uma menor decomposição do húmus, reflexo provável de um controle dos processos biogeoquímicos causado por produtos presentes na serapilheira produzida pelo eucalipto que inibem a atividade microbiana (Zancada et al. 2003). Plantios de espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica apresentaram bom potencial para o restabelecimento de teores de matéria orgânica do solo no curto prazo, em área de ocorrência de floresta ombrófila densa no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Moraes et al. 2008).

Num estudo realizado por Peng et al. (2002) nas florestas temperadas e boreais na região de Ontário, Canadá, uma indicação clara, através de uma análise do histórico de mudanças no uso do solo ao longo de aproximadamente 70 anos, é que as emissões de CO₂ foram significativas nos períodos onde houve mais distúrbios ao ecossistema (fogo, infestações de pragas e doenças, desmatamento). Resultado semelhante foi observado por Spaccini et al. (2006) em solos da Etiópia, onde o desmatamento e o cultivo progressivo

Tabela IV. Exemplos de componentes e indicadores de integridade ecológica.
Table IV. Some components and indicators of ecological integrity.

Nível Hierárquico	Processo	Indicadores sugeridos
Organismo	Toxicidade ambiental	Deformações físicas
	Mutagenese	Lesões
		Carga de parasitas
Espécie	Expansão ou contração de faixa de ocorrência	Tamanho da faixa de ocorrência
	Extinção	Número de populações
População	Flutuação na abundância	Estrutura etária ou de tamanho
	Colonização ou extinção	Comportamento de dispersão
Ecossistema	Exclusão por competição	Riqueza de espécies
	Predação ou parasitismo	Raridade de espécies
	Fluxo de energia	Número de níveis tróficos
Paisagem	Distúrbios	Fragmentação
	Sucessão	Distribuição espacial de comunidades
		Persistência de habitats

Fonte: Dale & Beyeler (2001).

Source: Adapted from Dale & Beyeler (2001).

foram responsáveis pela diminuição na produção de substâncias húmicas.

Projetos para a restauração de florestas em áreas de pastagens e culturas agrícolas têm o potencial de servir como um mecanismo de estocar carbono tanto no solo quanto na biomassa vegetal aérea por um período que pode variar entre 40 e 80 anos ou até mais (Silver *et al.* 2000), embora a perda de carbono pelo desmatamento seja mais rápida que a restauração possa sequestrar o carbono (Montagnini & Porras 1998).

A comunidade de fauna edáfica, componente fundamental no processo de ciclagem de nutrientes, pode fornecer importantes indicadores para a estabilidade do ecossistema, por ser sensível a alterações no uso do solo (Correia 2002). As complexas relações dos invertebrados do solo com seus nichos ecológicos, o fato de que muitos têm um modo de vida preferencialmente sedentário, e a estabilidade da composição da comunidade em um sítio específico oferecem bons pontos de partida para bioindicar mudanças nas propriedades do solo e impactos antrópicos (Van Straalen 1998).

Dentro dessa visão integrada, entre os potenciais indicadores para ações de restauração florestal destacamos os parâmetros relacionados ao desenvolvimento de plantios de espécies arbóreas nativas (taxa de sobrevivência e desenvolvimento das mudas plantadas), os físico-químicos do solo (estrutura, fertilidade, teor de matéria orgânica), os microbianos (estoque de nutrientes na biomassa microbiana do solo), os relativos à fauna edáfica (densidade e diversidade de organismos) e os parâmetros que podem indicar um aumento na diversidade do sistema restaurado, relacionados à dispersão de frutos e sementes (chuva de sementes e banco de sementes do solo).

CONCLUSÃO

O presente trabalho teve por objetivo associar conceitos e práticas envolvidos com ações de restauração de florestas degradadas. A principal compreensão é a de que não há uma fórmula pré-estabelecida. Cada sítio degradado possui sua história de degradação, estando sujeito a um conjunto de características ecossistêmicas, merecendo assim uma estratégia específica. Na distinção entre os termos

mais comumente utilizados para conceituar as ações, o horizonte temporal para a obtenção do resultado deve prevalecer. De qualquer forma, estratégias que visem ao restabelecimento de processos ecológicos devem ser categorizadas como ações de restauração. A restauração, assim, requer um arcabouço conceitual bem definido, tanto em aspectos relacionados ao estado de degradação quanto à dinâmica das florestas.

A efetivação da restauração de extensas áreas de floresta degradadas, no entanto, supera a questão técnica. Indicadores para avaliar a sustentabilidade de áreas restauradas devem focar, além dos aspectos ecológicos abordados nesta revisão, aspectos econômicos e sociais, implicando na construção de indicadores para áreas onde há múltiplos usos da terra (Wiggering *et al.* 2006) e na participação dos usuários da terra em um modelo sustentável (Walter & Stützel 2009).

REFERÊNCIAS

- ANDREASEN, J.K.; O'NEILL, R.V.; NOSS, R. & SLOSSER, N.C. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1: 21-35.
- BARBOSA, L.M. 2000. Considerações Gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. *In*: R.R. Rodrigues & H. Leitão-Filho (eds. ou ors.g?). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP, São Paulo, SP. 320p.
- BAWA, K.S. & SEIDLER, R. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, 12: 46-55.
- BLOCK, W.M.; FRANKLIN, A.B.; WARD, J.P., Jr.; GANEY, J.L. & WHITE, G.C. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology*, 9: 293-303.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. *Turrialba*, 15: 40-42.
- BUNNING, S. & JIMÉNEZ, J.J. 2003. Indicators and assessment of soil biodiversity/soil ecosystem functioning for farmers and governments. *In*: OECD expert meeting on soil erosion and biodiversity, Roma, Itália. <http://www.fao.org/nr/land/sustainable-land-management/soil-biodiversity/en/>.

- CAMPELLO, E.F.C. 1998. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: L.E. Dias & J.W.V. Mello (eds.). Recuperação de áreas degradadas. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 251p.
- COHEN, M.J.; LANE, C.R.; REISS, K.C.; SURDICK, J.A.; BARDI, E. & BROWN, M.T. 2005. Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition. *Ecological Indicators*, 5: 189-206.
- CORREIA, M.E.F. 2002. *Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos-chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas*. Documentos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro Nacional de Pesquisa em Agrobiologia (Embrapa-CNPAB), Seropédica. 23p.
- COUSINS, S.A.O & LINDBORG, R. 2004. Assessing changes in plant distribution patterns – indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators*, 4: 17-27.
- DALE, V.H. & BEYELER, S.C. 2001. Changes in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10.
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica (Suppl.)*, 12: 47-55.
- DÍAZ, S. & CABIDO, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 646-655.
- DORAN, J.W. & ZEISS, M.R. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15: 3-11.
- EHRENFELD, J.G. & TOTH, L.A. 1997. Restoration Ecology and the ecosystem perspective. *Restoration Ecology*, 5: 307-317.
- ENGEL, V.L. & PARROTTA, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel, F.B. & Gandara (eds.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. FEPAP, Botucatu, SP. 340p.
- FAO. 2000. Land resource potential and constraints at regional and country scales. *World Soil Resource Report, 90*. Roma. 122p.
- FRANCO, A.A. & FARIA, S.M. 1997. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology & Biochemistry*, 29: 897-903.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M.; DIAS, L.E.; CASTILHO, A.F.; FORTES, J.L.O.; NETO, D.C.; CERQUEIRA, L.S.; MOREIRA, J.F. & RESENDE, A.S. 2007. Revegetação de áreas degradadas pela mineração e processamento de bauxita. In: J.M.F. Alba (orgs.). Recuperação de Áreas Mineradas: A Visão dos Especialistas Brasileiros. Embrapa Clima temperado, Pelotas, RS.
- GANDOLFI, S. & RODRIGUES, R.R. 1996. Recomposição de Florestas Nativas: algumas perspectivas metodológicas para o estado de São Paulo. In: III Curso de Atualização de Recuperação de Áreas Degradadas. Curitiba, PR. 141p.
- GÓMEZ-POMPA, A. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. 1971. *Biotropica*, 3: 125-35.
- GRAY, A.N. & AZUMA, D.L. 2005. Repeatability and implementation of a forest vegetation indicator. *Ecological Indicators*, 5: 57-71.
- GRIFFITHS, B.S.; BONKOWSKI, M.; ROY, J. & RITZ, K. 2001. Functional stability, substrate utilization and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology*, 16: 49-61.
- GROFFMAN, P.M.; McDOWELL, W.H.; MYERS, J.C. & MERRIAM, J.L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. 2001. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 1339-1348.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148:185-206.
- GUNDERSON, L.H. 2000. Ecological resilience - in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 425-439.
- HOBBS, R.J. & HARRIS, J.A. 2001. Restoration Ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9 (2): 239-246.
- HOBBS, R.J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J.S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V.A.; EPSTEIN, P.; EWEL, J.J.; KLINK, C.A.; LUGO, A.E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D.M.; SANDERSON, E.W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R. & ZOBEL, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8: 339-349.

- HÜTTL, R.F. & SCHNEIDER, B.U. 1998. Forest ecosystem degradation and rehabilitation. *Ecological Engineering*, 10: 19-31.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environments*, 79: 9-16.
- JOHNSON, K.H.; VOGT, K.A.; CLARK, H.J.; SCHMITZ, O.J. & VOGT, D.J. 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 372-377.
- KAGEYAMA, P.Y. & CASTRO, C.F.A. 1989. Sucessão Secundária, Estrutura Genética e Plantações de Espécies Arbóreas Nativas. *IPEF*, 41/42: 83-93.
- KAGEYAMA, P.Y.; REIS, A. & CARPANEZZI, A.A. 1992a. Potencialidades e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas. Pp. 1-7. *In: Anais do Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas*. Curitiba, PR.
- KAGEYAMA, P.Y.; FREIXÊDAS, V.M.; GERES, W.L.A.; DIAS, J.H.P & BORGES, A.S. 1992b. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. Pp. 527-533. *In: Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas*. São Paulo, SP.
- LAMB, D. & GILMOUR, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. *Issues in Forest Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland. 122p.
- LEOPOLD, A. C.; ANDRUS, R.; FINKELDEY, A. & KNOWLES, D. 2001. Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 143: 243-249.
- MANOLIADIS, O.G. 2002. Development of ecological indicators — a methodological framework using compromise programming. *Ecological Indicators*, 2: 169-176.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perenifolias. Pp. 191-239. *In: A. Gómez-Pompa & S. R. Del Amo (eds.)*. Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Alhambra Mexicana, México. 419p.
- MARTINS, S.V. & Rodrigues R.R. 2002. Gap-phase regeneration in Semi deciduous Mesophytic Forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 163: 51-62.
- McCANN, K.S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature*, 405: 228-233.
- McGEOCH, M.A. & CHOWN, S.L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 46-47.
- McGRADY-STEED, J.; HARRIS, P.M. & MORIN, P.J. 1997. Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*, 390: 162-165.
- McKINNEY, M.L.; LOCKWOOD, J.L. & FREDERICK, D.R. 1996. Does ecosystem and evolutionary stability include rare species? *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 127: 191-207.
- MILLER, S.J. & WARDROP, D.H. 2005. Adapting the floristic quality assessment index to indicate anthropogenic disturbance in central Pennsylvania wetlands. *Ecological Indicators*, 6: 313-326.
- MITCHELL, R.J.; AULD, M.H.D.; Le DUC, M.G. & MARRS, R.H. 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3: 142-160.
- MOFFATT, S.F. & McLACHLAN, S.M. 2004. Understorey indicators of disturbance for riparian forests along an urban-rural gradient in Manitoba. *Ecological Indicators*, 4: 1-16.
- MONTAGNINI, F. & PORRAS, C. 1998. Evaluating the role of plantations as carbon sinks: an example of an integrative approach from the humid tropics. *Environmental Management*, 22: 459-470.
- MORAES, L.F.D.; ASSUMPÇÃO, J.M.; LUCHIARI, C. & PEREIRA, T.S. 2006. Plantio de espécies arbóreas nativas para a restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57: 477-489.
- MORAES, L.F.D.; CAMPELLO, E.F.C.; PEREIRA, M.G. & LOSS, A. 2008. Características do solo na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. *Ciência Florestal*, 18: 193-206.
- MUMMEY, D.L.; STAHL, P.D. & BUYER, J.S. 2002. Microbial biomarkers as an indicator of ecosystem recovery following surface mine reclamation. *Applied Soil Ecology*, 21: 251-259.
- ORWIN, K.H. & WARDLE, D.A. 2004. *New indices for a process-oriented, landscape-scale approach*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 312p.
- WIGGERING, H.; DALCHOW, C.; GLEMNITZ, HELMING, K.; MÜLLER, K.; SCHULTZ, A.; STACHOW, U. & ZANDER, P. 2006. Indicators for multifunctional land use — linking socio-

economic requirements with landscape potentials. *Ecological Indicators*, 6: 238-249.

WUNDERLEE, J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99: 223-235.

XIAOLING, P. & JIPING, C. 2003. Theory of stability, and regulation and control of ecological system in oasis. *Global and Planetary Change*, 37: 287-295.

YOUNG, T. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92: 73-83.

ZANCADA, M.C.; ALMENDROS, G.; REISS, K.C. & BALLESTA, R.J. 2003. Humus quality after eucalypt reforestations in Asturias (Northern Spain). *The Science of the Total Environment*, 313: 245-258.

Submetido em 15/09/2009

Aceito em 04/03/2010