
Conservação e recuperação de Áreas de Preservação Permanente

Cristiano Oliveira, Bruno Fazolo Repposi, André Geaquinto Ferri, Gabriel Permanhane da Silva, Loruama Geovanna Guedes Vardiero, Guilherme Andrião Trugilho, Danillo Sartório Rangel, Geisa Corrêa Louback, Luiz Flávio Vianna Silveira, Maurício Novaes Souza

<http://doi.org/10.4322/mp.978-65-84548-04-6.c3>

Resumo

As Áreas de Preservação Permanente (APP) são fundamentais à manutenção dos corpos hídricos. São protegidas por lei e sua existência interfere diretamente na disponibilidade e qualidade das águas superficiais. Uma nascente, para que seja considerada conservada e, ou, preservada, deve apresentar vegetação ciliar em todo o seu entorno, bem como possuir suas áreas de recarga, os topos de morro, protegidos e vegetados. Nessas áreas acontece a infiltração das águas das chuvas que reabastecerão os lençóis de toda a bacia hidrográfica, fornecendo água às nascentes, córregos e rios. As mudanças das classes de uso do solo, por exemplo, para pastagens e áreas urbanizadas, vêm mudando drasticamente esse padrão de funcionamento dos ecossistemas. O Novo Código Florestal ampara a proteção da vegetação ciliar que margeia diretamente os corpos hídricos. No entanto, este esforço de recuperação, que fica a cargo do proprietário da área, deve levar em conta as especificidades de cada área a ser restaurada, como as condições edafoclimáticas e a fitofisionomia local, de forma a programar o modelo correto de recuperação. Reforça-se, então, a importância de veiculação de informações referentes aos aspectos legais envolvidos na definição de APP, bem como a necessidade de desenvolvimento e divulgação de modelos específicos para diferentes contextos ambientais, minimizando as chances de fracasso de projetos de recuperação devido à adoção de metodologias genéricas. Há de se contemplar uma grande diversidade de espécies e de grupos funcionais, levando em consideração a função a ser desempenhada por cada componente no processo de sucessão natural da área.

Palavras-chave: APP. Área de Recarga. Legislação Ambiental. Preservação. Recuperação.

1. Introdução

A classificação de espaços como as Áreas de Preservação Permanente (APP), relaciona-se, na maior parte dos casos, à sua fragilidade natural:

proximidade de ecossistemas aquáticos, tais como as nascentes, córregos e rios (BRASIL, 2012; LEHFELD et al., 2013). Dada a sensibilidade desses sistemas, o Novo Código Florestal ampara a proteção da vegetação ciliar que margeia diretamente os corpos hídricos. Também, contempla espaços que não estão imediatamente próximos aos corpos hídricos, mas que atuam na sua manutenção, como os topos de morro: fundamentais para a recarga dos aquíferos que compõem a microbacia hidrográfica (BRASIL, 2012; BAGGIO et al., 2013).

A cobertura florestal nas APP exerce efeitos positivos sobre os sistemas hídricos (PERMANHANE et al., 2020). Além de mitigar impactos da ocupação humana, atuando na redução e filtragem do escoamento superficial e do carreamento de sedimentos para os corpos hídricos (WAMMES *et al.*, 2007; SOUZA, 2015), sua manutenção é fundamental para a interceptação, infiltração e manutenção da umidade do solo, promovendo a recarga dos aquíferos (BLINI; YOSO SAKAMOTO, 2013).

As raízes das árvores e a serapilheira produzida pelas demais espécies das florestas permitem a absorção de cerca de 70% do volume das chuvas, normalizando a vazão dos corpos hídricos (SBPC; ABC, 2012). A baixa densidade do solo florestal, poroso e rico em matéria orgânica, cumpre um importante papel na taxa de infiltração de água (SOUZA; LEITE; BEUTLER, 2004; MINOSSO et al., 2017) e na estabilização de agregados (SIX et al., 2000); no sombreamento e na diminuição da temperatura (VALENTE; GOMES, 2005); e na redução da evaporação (MINOSSO et al., 2017).

A substituição da cobertura original dessas áreas, pela agropecuária e, ou, pela matriz urbana, condiciona alterações no ciclo hídrico local que podem comprometer a quantidade e qualidade das águas superficiais disponíveis (DAVIDE et al., 2002). Solos sob pastagem de manejo extensivo tendem a apresentar maior densidade devido ao tráfego do gado, dificultando a infiltração da água no solo (PINHEIRO et al., 2009). Apesar de permitir taxas mais altas de infiltração que as pastagens, devido à presença de cobertura vegetal e solo menos denso, lavouras perenes expõem os cursos hídricos à presença constante de agroquímicos, além de não oferecer os mesmos benefícios que a cobertura florestal (MINOSSO et al., 2017).

Além de contribuir para a normalização da vazão dos corpos hídricos, a cobertura florestal proporcionada pelas vegetações ciliares presta importantes serviços ecossistêmicos em benefício da biodiversidade - resgata todos os benefícios ofertados pela cobertura florestal em um sítio de APP: deve-se pôr em prática a reconstrução gradual da floresta, resgatando sua biodiversidade, funções ecológicas e autossustentabilidade em longo prazo.

Além disso, proporciona um ambiente heterogêneo para o estabelecimento das espécies terrestres (VALENTE; GOMES, 2005), forma corredores ecológicos naturais, minimizando a fragmentação dos habitats (COLWELL; CODDINGTON, 1994; KEARNS et al., 1998; KEVAN, 1999; SPELLERBERG; SAWYER, 1999), contribui para o estoque de nutrientes no ambiente aquático, por intermédio do depósito de material orgânico, além de favorecer a formação de habitat adequado para a fauna aquática pela formação de raízes (LEHFELD et al., 2013).

Entre 1985 e 2017 foi observada uma perda de 9.6 Mha de cobertura florestal, apenas no bioma Mata Atlântica. Neste mesmo período, houve um ganho de 12.2Mha em áreas florestadas no bioma, levando a saldo positivo de florestamento. Souza et al. (2020) atribuem grande parte deste ganho à crescente adequação ambiental de zonas ciliares, sublinhando a importância das iniciativas de preservação e recuperação de APP para a floresta.

Porém, visando resgatar todos os benefícios ofertados pela cobertura florestal em um sítio de APP, deve-se pôr em prática e reconstrução gradual da floresta, resgatando sua biodiversidade, funções ecológicas e autossustentabilidade em longo prazo. Há de se contemplar uma grande diversidade de espécies e de grupos funcionais, levando em consideração a função a ser desempenhada por cada componente no processo de sucessão natural da área (RODRIGUES et al., 2020).

Diante desse fato, o presente capítulo oferece subsídio teórico para iniciativas de conservação e recuperação de APP. São apresentados os aspectos legais mais relevantes para a tomada de decisões no seu manejo, os princípios ecológicos fundamentais para o planejamento de ações de recuperação, além de uma breve apresentação dos principais modelos de recuperação, contemplando exemplos praticados em experiências anteriores.

2. APP no Código Florestal Brasileiro

O primeiro código florestal brasileiro surgiu no ano 1934, por meio do decreto nº 23.793 (BRASIL, 1934), sofrendo alterações apenas em 1965, quando se torna a lei nº 4.771 (BRASIL, 1965). Por último, já no ano de 2012, foram implementadas novas mudanças e atualizações, resultando na lei nº 12.651, conhecida como “Novo Código Florestal Brasileiro”, que vigora atualmente (BRASIL, 2012).

O vigente Código Florestal Brasileiro dá grande destaque às chamadas Áreas de Preservação Permanente (APP), justificando a proteção da vegetação nestes espaços pelas suas funções ambientais de preservação dos recursos hídricos, da paisagem, da estabilidade geológica, da biodiversidade e do bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). A vegetação situada nas APP deverá ser mantida pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado. As APP são submetidas a um regime especial de proteção, sendo que a intervenção ou a supressão de sua vegetação nativa somente ocorrerá nas hipóteses de utilidade pública, de interesse social ou de baixo impacto ambiental (BRASIL, 2012).

O Código Florestal define onze categorias de APP (BRASIL, 2012):

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

- a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
- b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;

III - as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros;

V - as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive;

VI - as restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;

VII - os manguezais, em toda a sua extensão;

VIII - as bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais;

IX - no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação;

X - as áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação;

XI - em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado (BRASIL, 2012).

Nota-se, que o enquadramento de todos os espaços referidos como APP, justifica-se devido à sua função ambiental de conservação e, ou, preservação dos cursos d'água correntes ou de água parada. A função ambiental prioritária das APP, nestes casos, relaciona-se com a manutenção do leito, prevenindo a sua extinção, a queda de barrancos e encostas, bem como o assoreamento (LEHFELD et al., 2013; SOUZA, 2015).

De acordo com esses mesmos autores, o sentido de “permanência”, expresso pela adoção do termo APP, transmite a imprescindibilidade da manutenção da vegetação local. Segundo Machado (2004), representa um território em que a vegetação deve estar presente: caso não esteja, deverá ser plantada. Estas áreas não estão, portanto, passivas de perder a sua vocação florestal, ainda que a floresta pereça, ou seja, removida. Desta forma, a vegetação, e a própria área, não são objeto de preservação própria, mas devido às suas funções protetoras intrínsecas.

Apesar disso, o Código Florestal estabelece disposições transitórias, por meio das quais autoriza a continuidade de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em parte do espaço das APP rurais, as quais sejam consolidadas até 22 de julho de 2008. No entanto, tal quadro deverá ser informado ao Cadastro Ambiental Rural (CAR), para que seja possível o seu monitoramento e, ainda, competirá ao proprietário a adoção de técnicas de conservação do solo e da água, a fim de mitigar o impacto ambiental ocasionado pela execução de tais atividades, sendo estas técnicas estabelecidas no Programa de Restauração Ambiental (PAR) de cada unidade federativa (BRASIL, 2012).

Tais regras transitórias estabelecem as dimensões mínimas nas quais a vegetação deve ser recomposta nas APP de uso consolidado, com vistas a garantir a oferta de serviços ecossistêmicos a elas associados. Os critérios utilizados para a determinação dessas dimensões são o bem ambiental objeto de proteção (cursos d'água, veredas, nascentes), a sua extensão (ou dimensão) e a área do imóvel rural em que se localiza (BRASIL, 2012) (Tabela 1).

Legalmente, tal recomposição poderá ser feita aplicando, isolada ou conjuntamente, os seguintes métodos:

I - condução de regeneração natural de espécies nativas;

II - plantio de espécies nativas;

III - plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas;

IV - plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% (cinquenta por cento) da área total a ser recomposta, no caso dos imóveis rurais familiares (BRASIL, 2012).

Tabela 1. Relação de módulos fiscais com a área a ser preservada

Módulos Fiscais ⁸	Faixa a ser recomposta (m)			
	Curso d'água	Nascente	Veredas	Lagos e Lagoas naturais
Até 1	5	15	30	5
1 a 2	8	15	30	8
2 a 4	15	15	30	15
4 a 10	20 a 100	15	50	30
Acima de 10	30 a 100	15	50	30

Fonte: Brasil (2012).

3. Recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APP)

A recuperação da vegetação nativa em uma APP não deve obedecer a um padrão pré-definido, podendo seguir os mais diversos modelos, de acordo com a realidade local (SOUZA; MORAES; RIBEIRO, 2005). Apesar disso, o que se observa, no Brasil, é uma tendência à elaboração de receitas generalizadas: este procedimento é, muitas vezes, a causa do fracasso de muitos projetos de recuperação ambiental (ALMEIDA, 2016; SOUZA, 2018). Para maximizar as chances de sucesso, o cronograma de recuperação de uma área deve obedecer

⁸ Módulo fiscal é uma unidade de medida, em hectares, cujo valor é fixado pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). No Brasil, varia de acordo com o município do imóvel rural, podendo ser de 5 a 110 hectares; no Estado do Espírito Santo varia de 7 a 60 hectares.

às condições físicas dos solos e aos tipos de vegetação existentes (SOUZA, 2004; CAMPANILI; SCHAFFER, 2010; SOUZA, 2015; 2018; 2021a; 2021b).

A recomposição da comunidade arbórea local dar-se-á com maior ou menor dificuldade, de acordo com o estado de degradação ou alteração a qual a área tenha sido submetida. O histórico de manejo e exploração de um determinado sítio pode afetar a resiliência ecológica local, composta por: I) a memória ecológica da área; e II) a qualidade e disponibilidade de recursos naturais para o desenvolvimento da floresta. Desta forma, o estabelecimento das espécies e o processo sucessional local podem ser comprometidos, levando a estados alternativos de estabilidade, que não ofereçam os benefícios ecossistêmicos esperados de uma floresta madura (CHAZDON, 2014; SOUZA, 2015; 2018).

A perturbação ambiental, provocada pela remoção da cobertura florestal de uma área sob uso antrópico contínuo, pode suprimir a memória ecológica local, extinguindo as chances de rebrota de troncos e raízes, da regeneração de mudas e propágulos juvenis presentes no local, e inviabilizar a germinação e estabelecimento do banco de sementes. Em último caso, a fragmentação severa da floresta pode acarretar ainda em grande dificuldade de colonização por chuva de sementes, devido à longa distância entre os fragmentos (VIEIRA; SCARIOT, 2006; CHAZDON et al., 2009; NORDEN et al. 2009; MAGNAGO et al., 2012; CHAZDON, 2014).

Após a interrupção das fontes de perturbação em um sítio agrícola, a colonização por espécies iniciais da flora local pode ser significativamente inibida, por muitos anos, por espécies cultivadas persistentes na área (MYSTER, 2004). Em pastagens abandonadas, gramíneas africanas podem formar “moitas” superiores a três metros de altura, criando uma barreira muito densa para o estabelecimento de mudas e propágulos juvenis (AIDE et al., 1995). Em pastagens degradadas e íngremes, a erosão severa do solo acomete a abundância e a diversidade dos esporos de fungos micorrízicos, necessários para a assimilação de nutrientes do solo pela maior parte das espécies arbóreas (CARPENTER et al., 2001). Além disso, ciclos repetidos de cultivo podem reduzir a disponibilidade de nutrientes no solo durante o período de pousio (AWETO, 2013).

Levando em consideração o estágio de depauperamento das condições ambientais de cada área, e também a disponibilidade de tempo e recursos, podem-se adotar iniciativas com diferentes níveis de sofisticação e intervenção humana (CHAZDON, 2008; SOUZA, 2021a; 2021b). Segundo Almeida (2016), os modelos mais comumente utilizados são a regeneração natural, a recuperação com espécies pioneiras, as ilhas de diversidade, o plantio em linhas alternadas e o plantio em módulos. Martins (2001) sugere, entre outros modelos, o plantio em linha com duas espécies, o plantio em linha com várias espécies, o plantio em quincôncio e o plantio adensado.

4. Modelos de Recuperação

O passo inicial a ser seguido quando se pretende recuperar ambientalmente uma área, deve-se associar o planejamento aos processos naturais de sucessão, além de considerar sempre as interferências externas presentes nos ecossistemas que fazem com que as sequências sucessionais possam tomar diferentes caminhos. Dessa forma, a tentativa será a de reproduzir o processo natural: por meio do histórico da área, será obtido o máximo de informações a seu respeito, visando acelerar as mudanças das comunidades na busca de se atingir o estágio mais desenvolvido e um novo equilíbrio, mesmo que este originalmente não seja alcançado.

De acordo com Almeida (2016), nos dias atuais, entende-se por recuperação ambiental uma expressão que representa um processo mais amplo, mais holístico, que envolve recuperação do meio biótico e do meio físico. Para isso, deve-se promover a sucessão de todos os elementos (solo, microflora, flora e fauna), o que conferirá a área maior resistência e resiliência⁹.

4.1. Regeneração natural

Este modelo consiste no favorecimento da recuperação de uma área perturbada, lançando mão do mínimo de intervenção humana possível. Leva em conta que a regeneração natural ocorre espontaneamente sobre áreas nas quais práticas de pecuária e agricultura foram interrompidas, desde que sejam oferecidas algumas condições mínimas para que se estabeleça a sucessão (GUERRA et al., 2020).

⁹ Capacidade de voltar a um estado de equilíbrio.

A medida primordial para que se proceda a regeneração natural, é a remoção das fontes de perturbação: envolve, necessariamente, o cercamento das áreas de forma a isolar o acesso aos animais e pessoas, que possam suprimir o desenvolvimento da vegetação - assim, propágulos de espécies pioneiras podem iniciar seu desenvolvimento. Medidas como construção de aceiros, controle de formigas, plantas invasoras e erosão, também devem ser levadas em consideração, a fim de proporcionar condições favoráveis para o desenvolvimento das plântulas (ANDRADE NETTO et al., 2015) (Figura 01).



Figura 1. Área recuperada por regeneração natural (ao fundo) e por modelos diversos (parte frontal) no IF Sudeste de Minas - campus Rio Pomba (MG).
Fonte: Arquivo Maurício Novaes (2013).

A principal justificativa para a adoção deste modelo é a redução de custos do projeto, por requerer menor intervenção humana, eliminando custos atrelados à produção de mudas, insumos, manutenção e mão de obra (MAGNAGO et al., 2012). A semeadura direta e o plantio de mudas nativas têm custo superior a aproximadamente dez vezes que abordagens de restauração menos intensivas, como a regeneração natural. A maioria destes custos está vinculada a fase de implementação, relacionando-se, principalmente, ao isolamento da área (BRANCALION et al., 2019).

No entanto, Zahawi et al. (2014) chamam a atenção para três potenciais riscos, que podem ocasionar custos adicionais, em longo prazo, no monitoramento desse tipo de projeto:

I. Processo lento da recuperação, que pode levar à rescisão de contratos e abandono do projeto por parte dos proprietários das terras.

II. Áreas isoladas, em pousio, tendem a ser vistas como terras abandonadas, propiciando a incidência de gado e invasões, requerendo visitas frequentes, por períodos longos.

III. Mesmo na ausência dos dois primeiros conflitos, são necessários muitos suprimentos para cercas e mão de obra para reparos periódicos, devido à lentidão do processo.

4.2. Recuperação com espécies pioneiras

Almeida (2016) recomenda este modelo para áreas degradadas que possuam em sua proximidade a presença de fragmentos florestais, estando passivas do recebimento de propágulos: porém, que apresentem condições edafoclimáticas limitantes para o estabelecimento desses regenerantes (Figura 2).



Figura 2. Área degradada: Sítio Alto Água Limpa, Mimoso do Sul, ES - Propriedade Arlete Machado. Fonte: Arquivo Cristiano Oliveira (2020).

Neste caso, procede-se o plantio utilizando 100% de espécies pioneiras, de forma a alcançar um rápido recobrimento. Elimina-se a competição por recursos com as gramíneas invasoras, oferecendo as condições necessárias para o estabelecimento de espécies secundárias e clímax, que devem chegar à área espontaneamente, ao longo do tempo.

Modelos nessa linha foram desenvolvidos para encostas situadas no estado do Rio de Janeiro, para áreas cobertas com capim colômbio (*Panicum maximum*), onde o plantio adensado (1 planta m⁻²) foi adotado visando obter rápido recobrimento e sombreamento do solo, reduzindo os custos de manutenção. Recomenda-se a utilização de 90 a 100% de pioneiras para os casos em que haja problemas de controle de plantas invasoras (ALMEIDA, 2016).

4.3. Recuperação com ilhas de diversidade

A fim de reduzir os custos atrelados às iniciativas de plantio de mudas em uma área total, mostra-se uma alternativa a implantação de “ilhas de diversidade”. Neste método, o plantio de mudas ocorre em alguns pontos no terreno. Reis et al. (1999) sugerem que nestes pontos, sejam implantadas as ilhas de diversidade ou núcleos, os quais devem conter uma alta diversidade, em termos de táxons, grupos sucessionais e formas de vida vegetais.

Espera-se, com isso, que tais núcleos biodiversos contribuam para a colonização das áreas adjacentes, por meio da dispersão de propágulos, replicando a situação que ocorre na natureza (ALMEIDA, 2016).

As ilhas de diversidade devem ocupar de 15 a 30% da área. Devem conter espécies dos três grupos ecológicos (pioneiras, secundárias e clímax), e têm a missão de servir como um trampolim ecológico, atraindo dispersores de sementes, que as distribuirão por toda a área (AZEVEDO et al., 2011) (Figura 03).



Figura 3. Ilhas de diversidade: sítio Rosário, Mimoso do Sul, ES - Propriedade Luiz Machado. Fonte: Arquivo Cristiano Oliveira (2020).

Martins (2001) considera que, apesar desse modelo de recuperação ter um custo relativamente baixo, a recuperação da vegetação nativa a partir de ilhas de diversidade tende a ser um processo lento. Souza (2018), por meio da utilização desse modelo, obteve bons resultados nos procedimentos de recuperação de uma área de vegetação ciliar alterada; há de se considerar que havia fragmentos florestais na proximidade.

4.4. Plantio em linhas alternadas

Esse modelo é considerado uma alternativa para facilitar a operacionalização do plantio de mudas, sendo, por isso, o mais utilizado em grandes áreas, principalmente em plantios mecanizados. Normalmente, planta-se uma linha de espécies pioneiras e outra linha com espécies não pioneiras, podendo, também, utilizar plantas pioneiras e não-pioneiras alternadas dentro da mesma linha (ALMEIDA, 2016). Segundo Martins (2001), este modelo se baseia na premissa de que a espécie pioneira fornecerá sombra para a não pioneira, que a substituirá ao longo do tempo (Figura 4).



Figura 4. Plantio em linhas alternadas em APP no IF Sudeste de Minas campus Rio Pomba. Fonte: Arquivo Maurício Novaes (2013).

De acordo com esses mesmos autores, neste modelo um item deve ser incorporado na seleção de espécies: a classificação com base na forma da copa. Deve-se utilizar nas linhas destinadas ao plantio de espécies pioneiras aquelas possuidoras de copa larga: esta estratégia vai proporcionar o fechamento mais rápido do dossel que está sendo formado na recuperação ecológica e, conseqüentemente, formar sombra.

Como resultado, será eliminada de forma mais rápida a vegetação competitiva rasteira, com destaque as gramíneas. Adicionalmente, esta medida tem importância na redução do custo financeiro da restauração ecológica - as plantas, normalmente competidoras, vão desaparecer em tempo mais reduzido do ecossistema, que adquirirá forma e característica florestal.

4.5. Plantio em módulos

Neste modelo, posiciona-se uma planta de forma central (secundária, tardia ou clímax), rodeada por quatro (4) espécies pioneiras (sombreadoras) (Figura 5).

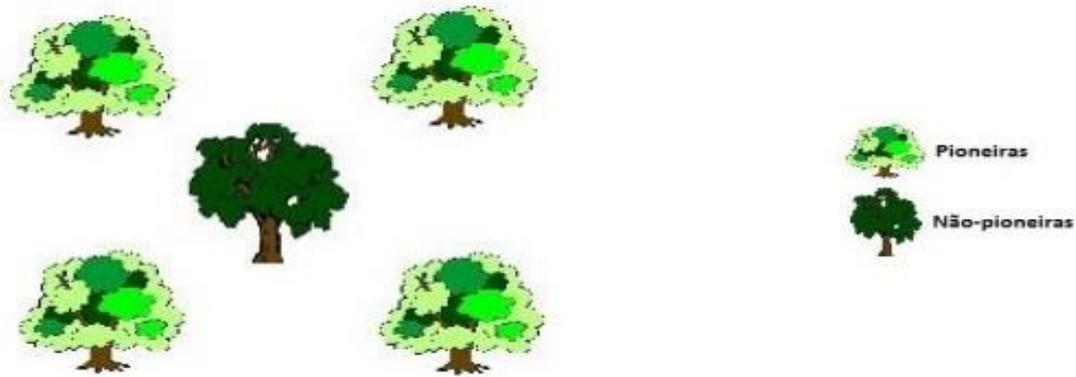


Figura 5. Plantio em quincôncio. Fonte: Martins (2007).

Estes módulos são dispostos por toda a área alvo da recuperação. Trata-se de um método mais adequado para áreas menores, devido à sua maior complexidade de implantação (ALMEIDA, 2016). Denomina-se esse modelo, também, de plantio em quincôncio. Como as espécies pioneiras apresentam crescimento rápido, em poucos meses devem fornecer o sombreamento necessário para a muda de espécies não pioneiras (MARTINS, 2001) (Figura 6).

Segundo Rodrigues et al. (2020), este modelo possibilita que as espécies pioneiras, que tem um crescimento mais rápido a pleno sol, preparem a área, fornecendo sombreamento e a deposição de biomassa no solo, aumentando os teores de matéria orgânica, favorecendo o posterior desenvolvimento das espécies secundárias e clímax.



Figura 6. Sítio Alto Água Limpa, Mimoso do Sul, ES - Propriedade Arlete Machado. Fonte: Arquivo pessoal Cristiano Oliveira (2020).

4.6. Plantio adensado

Este modelo foi proposto para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica, principalmente de encostas ocupadas por gramíneas invasoras; no entanto, perfeitamente viável sua aplicação em recuperação de matas ciliares (Figura 7).



Figura 7. Sítio Rosário Mimoso do Sul, ES - Propriedade Luiz Machado. Fonte: Isabela Machado de Oliveira (2020).

Utiliza-se o espaçamento 1,0 x 1,0 (10.000 plantas ha⁻¹), com linhas onde são intercaladas espécies pioneiras e não pioneiras. Devido à alta densidade de mudas a serem utilizadas, apresentam custos de implantação mais elevados (ALMEIDA, 2016).

Plantios adensados são indicados para áreas ciliares muito degradadas, requerendo cobertura rápida do solo para o controle da erosão; ou quando as espécies invasoras apresentam crescimento muito agressivo, competindo com as espécies arbóreas.

5. Sistemas de manejo

A recuperação da vegetação nativa arbórea em uma determinada área se dará com maior ou menor dificuldade, dependendo do estágio de degradação ou alteração que essa área tenha suportado. O reflorestamento com espécies nativas, em áreas ocupadas pelas gramíneas *Brachiaria* spp., tem encontrado

grandes dificuldades devido à capacidade de competição dessa gramínea com as espécies arbóreas.

Um experimento, realizado no IF Sudeste de Minas campus Rio Pomba, visou a recuperação de uma área de APP composta por vegetação ciliar. De acordo com Souza (2018), foi utilizada em um dos quatro (4) tratamentos, a cobertura do solo após a roçada da braquiária, com uma lona plástica de 0,5 m de largura para proteger a linha de mudas (Figura 8).

Sobre ela, foi depositada uma camada de aproximadamente 0,05 m do material roçado. Os resultados obtidos, apesar de não resolverem totalmente o problema, foram bastante satisfatórios. De acordo com esse mesmo autor, a largura da lona de proteção, em casos de áreas dominadas por gramíneas muito agressivas como a braquiária, a faixa de proteção deve ser de, pelo menos, 1 m de largura.



Figura 8. Utilização de lona plástica: impedir o desenvolvimento e reduzir a competição com a gramínea *Brachiaria Spp.* Fonte: Arquivo Maurício Novaes (2013).

6. Considerações finais

A classificação das Áreas de Preservação Permanente e a sua submissão a um regime especial de proteção, derivam diretamente das características físicas do próprio terreno, relacionando-as aos sistemas hídricos.

Desta forma, deve-se reforçar a imprescindibilidade da manutenção da vegetação nestes locais, visto que a vocação florestal é intrínseca a esses espaços: tanto legalmente, quanto para efeitos práticos sobre a normalização dos cursos hídricos.

Deve-se dar grande atenção, portanto, a obrigatoriedade da recuperação, ainda que parcial, da vegetação em áreas de APP, mesmo naquelas consideradas de uso consolidado.

Este esforço de recuperação fica a cargo do proprietário da área. Deve levar em conta as especificidades de cada área a ser recuperada, como as condições edafoclimáticas e a fitofisionomia local, de forma a programar o modelo correto de recuperação.

Reforça-se, então, a importância de veiculação de informações referentes aos aspectos legais envolvidos na definição de Áreas de Preservação Permanente, bem como a necessidade de desenvolvimento e divulgação de modelos específicos para diferentes contextos ambientais, minimizando as chances de fracasso de projetos de recuperação devido à adoção de metodologias genéricas.

7. Referências

- AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; HERRERA, L.; ROSARIO, M.; SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 77-86, 1995.
- ALMEIDA, D. S. D. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Ilhéus: Editus, 2016. 200 p.
- ANDRADE NETTO, D. S.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S. **Manual de restauração florestal de áreas de preservação permanente, Alto Teles Pires, MT**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2015. 129 p.
- AWETO, A. O. **Shifting cultivation and secondary succession in the tropics**. Boston: CAB International, 2013. 208 p.
- AZEVEDO, C. R.; PEREIRA, M. W. M.; PINTO, L. V. A. Utilização de ilhas de diversidade na recuperação ecológica/ambiental de áreas degradadas. **Anais... II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Londrina – PR. 2011.
- BAGGIO, A. J.; CARPANEZZI, A. A.; FELIZARI, S. R.; RUFFATO, A. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho, RS**. Brasília: Embrapa, Folheto, 2013. 25 p.

BLINI, R.; SAKAMOTO, A. Y. Análise ambiental do Córrego Arroz Doce Selviria/MS. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 2, p. 392-405, 2013.

BRANCALION, P. H. S.; MELI, P.; TYMUS, J. R. C.; LENTI, F. E. B.; BENINI, R. M.; SILVA, A. P. M.; ISERNHAGEN, I.; HOLL, K. D. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, p. 108-274, 2019.

BRASIL. **Decreto n. 23.793, de 23 de janeiro de 1934**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 1934. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-23793-23-janeiro-1934-498279-publicacaooriginal-78167-pe.html>>. Acesso em: 02 mar. 2022.

BRASIL. **Lei n. 4771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o Novo Código Florestal. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1960-1969/lei-4771-15-setembro-1965-369026-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em: 02 mar. 2022.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e a Lei nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art83>. Acesso em: 02 mar. 2022.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. (Org.). **Mata Atlântica – Patrimônio Nacional dos Brasileiros**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010. 408 p.

CARPENTER, F. L.; MAYORGA, S. P.; QUINTERO, E. G.; SCHROEDER, M. Land-use and erosion of a Costa Rican Ultisol affect soil chemistry, mycorrhizal fungi and early regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 144, n. 1-3, p. 1-17, 2001.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5.882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; STORK, N. E.; MILLER, S. E. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation biology**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CHAZDON, L. R. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: The University of Chicago Press, 2014. 472 p.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society**, v. 345, p. 101-118, 1994.

DAVIDE, A. C.; PINTO, L. V. A.; MONNERAT, P. F.; BOTELHO, S. A. **Nascente: o verdadeiro tesouro da propriedade rural—o que fazer para conservar as nascentes nas propriedades rurais.** Lavras: UFLA/CEMIG, Cartilha, 2002. 20 p.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. D. L.; DOS SANTOS, T. M. R.; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M.; LAURANCE, S. G. W.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 777-802, 2020.

KEARNS, C. A.; INOUE, D. W.; WASER, N. M. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 29, p. 83-112, 1998.

KEVAN, P.G. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 74, n. 3, p. 373-393, 1999.

LEHFELD, L. D. S.; CARVALHO, N. C. B. D.; BALBIM, L. N. **Código Florestal comentado e anotado: artigo por artigo.** Rio de Janeiro: Forense, São Paulo: Método, 2013. 352 p.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**, 12. ed. São Paulo: Malheiros, 2004. 1092 p.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Org.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2012, p. 69-100.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares.** Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 146 p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas.** Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2007. 255 p.

MINOSSO, J.; ANTONELI, V.; DE FREITAS, A. R. Variabilidade sazonal da infiltração de água no solo em diferentes tipos de uso na região sudeste do paraná. **Geographia Meridionalis**, v. 3, n. 1, p. 86-103, 2017.

MYSTER, R. W. Post-agricultural invasion, establishment, and growth of Neotropical trees. **Botanical Review**, v. 70, p. 381-402, 2004.

NORDEN, N.; CHAZDON, R. L.; CHAO, A.; JIANG, Y. H.; VÍLCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385-394, 2009.

PERMANHANE, G.; TAVARES, L. R.; MARTINS, M. P.; RABELLO, H. Avaliação do estado de conservação de nascentes e suas Áreas de Preservação Permanente em Prosperidade, Vargem Alta, ES. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 16, p. 59-73, 2020.

PINHEIRO, A.; TEIXEIRA, L. P.; KAUFMANN, V. Capacidade de infiltração de água em solos sob diferentes usos e práticas de manejo agrícola. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 188-199, 2009.

REIS, A.; NAKAZONO, E. M.; ZAMBONIN, R. M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 1999. 42 p.

RODRIGUES, A. B. M.; GIULIATTI, N. M.; JÚNIOR, A. P. Aplicação de metodologias de recuperação de áreas degradadas nos biomas brasileiros. **Brazilian Applied Science Review**, v. 4, n. 1, p. 333-369, 2020.

SBPC; ABC. **O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o Diálogo**. 2. ed. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência; Academia Brasileira de Ciências, 2012. 294 p.

SIX, J.; PAUSTRIAN, K.; ELLIOTT, E. T.; COMBRINK, C. Soil Structure and organic matter: distribution of aggregate size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Science Society American Journal**, v. 64, p. 681-689, 2000.

SOUZA, A. D.; MORAES, M. G. D.; RIBEIRO, R. D. C. L. F. Gramíneas do cerrado: carboidratos não-estruturais e aspectos ecofisiológicos. **Acta Botânica Brasílica**, v. 19, p. 81-90, 2005.

SOUZA, C. M. JR.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 273-315, 2020.

SOUZA, J. A.; LEITE, A. N.; BEUTLER, Z. M. Comportamento de atributos físicos de um Latossolo Amarelo sob Agroecossistemas do Amazonas. **Engenharia Agrícola**, v. 24, n. 3, p. 654-662, 2004.

SOUZA, M. N. **Degradação antrópica e procedimentos de recuperação ambiental**. Balti, Moldova, Europe: Novas Edições Acadêmicas, 2018, v.1000. 376p.

SOUZA, M. N. **Degradação e recuperação ambiental e desenvolvimento sustentável**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 2004.

SOUZA, M. N. **Dinâmica do uso dos recursos hídricos nas bacias do ribeirão Entre Ribeiros e do rio Preto, afluentes do rio Paracatu**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2008.

SOUZA, M. N. **Mudanças no uso do solo e da água e a gestão dos recursos naturais**. Frankfurt, Alemanha: Novas Edições Acadêmicas, 2015, v.5000. 376 p.

SOUZA, M. N. Recuperação ambiental ou recuperação de áreas degradadas: conceitos e procedimentos. p. 11-57. In: SOUZA, M. N. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas**. Vol. I. CANOAS: Mérida Publishers, 2021b.133 p.

SOUZA, M. N. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas**. VOL. I. CANOAS: Mérida Publishers, 2021a.133 p.

SPELLERBERG, I. F.; SAWYER, J. W. **An introduction to applied biogeography**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 257 p.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2005. 210p.

VIEIRA, D. L. M; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20, 2006.

WAMMES, E. V. S.; UHLEIN, A.; CASTAGNARA, D. D.; FEIDEN, A.; PERINI, L. J.; STERN, E.; ZANELATO, F. T.; VERONA, D. A.; ULIANA, M. R. B.; ZONIN, W. J.; SILVA, N. L. S. Importância ambiental das Áreas de Preservação Permanente e sua quantificação na microbacia hidrográfica da Sanga Mineira do município de Mercedes – PR. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 2, p. 1408-1411, 2007.

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden costs of passive restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284-287, 2014.

Autores

Cristiano Oliveira, Bruno Fazolo Repposi, André Geaquinto Ferri, Gabriel Permanhane da Silva, Loruama Geovanna Guedes Vardiero, Guilherme Andrião Trugilho, Danillo Sartório Rangel, Geisa Corrêa Louback, Luiz Flávio Vianna Silveira, Maurício Novaes Souza*

Professor do Instituto Federal do Espírito Santo e do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia do Campus de Alegre - Caixa Postal 47, CEP: 29500-000, Alegre-ES.

* Autor para correspondência: mauricios.novaes@ifes.edu.br