

# *Manejo de fragmentos florestais degradados*



The Nature  
Conservancy   
Proteger a natureza é preservar a vida.



Láis Santos de Assis, Marina Campos e Vanessa Jó Girão (org.)

# *Manejo de fragmentos florestais degradados*

**Campinas, São Paulo**  
The Nature Conservancy  
**2019**



Créditos

## Institucionais

FUNDAÇÃO JOSÉ PEDRO DE OLIVEIRA

**Fundação José Pedro de Oliveira**

*Sinval Durigon*

*Presidente da Fundação José Pedro de Oliveira*

*Sabrina Kelly Batista Martins*

*Diretora do Departamento Técnico Científico*

**The Nature Conservancy Brasil**

*Rubens de Miranda Benini*

*Gerente Nacional de Restauração TNC*

# EXPEDIENTE

## REALIZAÇÃO

**Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO)**  
**The Nature Conservancy (TNC)**

## ORGANIZADORES

- **Lais Santos de Assis**
- **Marina Campos**
- **Vanessa Jó Girão**

## AUTORES

- **Alessandra dos Santos Penha**
- **Ana Paula Liboni**
- **Andréia Alves Rezende**
- **Berta Lúcia Pereira Villagra**
- **Cinthia Montibeller**
- **Cristina Yuri Vidal**
- **Débora Cristina Rother**
- **Fabiano Turini Farah**

## FICHA CATALOGRÁFICA

### Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

M274 Manejo de fragmentos florestais degradados / Organizadoras  
Lais Santos de Assis, Marina Campos, Vanessa Jó Girão. –  
Campinas (SP): The Nature Conservancy, 2019.  
172 p. : 20 x 26 cm

Bibliografia: p. 147-171  
ISBN 978-85-60797-32-5

1. Biodiversidade. 2. Ecologia florestal. 3. Florestas –  
Conservação. I. Assis, Lais Santos de. II. Campos Marina. III.  
Girão, Vanessa Jó.

CDD 333.75

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

- **Felipe Nery Arantes Mello**
- **Guaraci Belo de Oliveira**
- **Julia Raquel de Sá A. Mangueira**
- **Laís Santos de Assis**
- **Milton C. Ribeiro**
- **Rafael Barreiro Chaves**
- **Renata Giassi Udulutsch**
- **Renata L. Muylaert**
- **Ricardo Augusto Gorne Viani**
- **Ricardo Gomes César**
- **Ricardo Ribeiro Rodrigues**
- **Vanessa Jó Girão**
- **Veridiana de Lara Weiser**
- **Vinicius Rodrigues Tonetti**

#### COLABORADORES

- **Augusto de Oliveira Brunow Ventura**
- **Aurélio Padovezi**
- **Camila de Sousa Medeiros Torres Watanabe**
- **Cristiano Krepsky**
- **Cynira Any Jovilhana da Silva Gabriel**
- **Georgia Nunes Medeiros**
- **Gilcimar Santana**
- **Lucas Coutinho Magnin**
- **Patrik de Oliveira Aprígio**
- **Pedro Henrique Delamain Pupo Nogueira**
- **Sabrina Kelly Batista Martins**
- **Thomaz Henrique Barrella**

#### REVISORA

- **Natália Macedo Ivanauskas**

#### REVISÃO ORTOGRÁFICA E GRAMATICAL

- **Mônica Saddy Martins**

#### DIAGRAMAÇÃO

- **Link Editoração**

#### GRÁFICA

- **Athalaia Gráfica e Editora**

#### FOTOGRAFIA

- **Ana Paula Liboni** (Figuras 3.1, 3.2 e 3.3)
- **Cristiano Marques Barbosa** (Figura 6.6)
- **Edu Fortes** (Capa)
- **Fabiano Farah** (Figuras 5.1 e 5.4)
- **Felipe Nery Arantes Mello** (Figuras 6.4 e 6.5)
- **Gilcimar Santana** (Figura 6.1)
- **Júlia Raquel Mangueira** (Figura 5.3)
- **Renata L. Muylaert** (Figuras 2.3 e 2.5)
- **Ricardo Augusto Gorne Viani** (Figuras 6.2, 6.3, 6.7 e 6.8)

#### PARCEIROS



# PALAVRA FJPO

**E**sta publicação reforça o papel institucional da Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO), cuja missão é promover a conservação e a recuperação da natureza, a produção de conhecimento e a educação ambiental na região de Campinas. Criada em 1981, com o objetivo de administrar a Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra, o maior fragmento florestal da Região Metropolitana de Campinas, hoje, a FJPO vem se consolidando como referência na gestão de áreas protegidas, principalmente na prática de manejo e recuperação de fragmentos florestais.

Fruto de várias discussões realizadas entre técnicos da FJPO e da The Nature Conservancy com especialistas e pesquisadores da Biologia da Conservação, esta publicação aborda questões fundamentais para a realização do manejo de fragmentos florestais, que vão desde aspectos teóricos até ferramentas práticas de manejo, como a legislação, a fragmentação de habitat, os diagnósticos ambientais, a fitossociologia, o manejo de trepadeiras e os métodos de restauração.

Este documento será uma ferramenta importante de planejamento e gestão de áreas protegidas e contribuirá para o direcionamento e o aprimoramento da tomada de decisões dos órgãos gestores, sejam eles públicos, privados ou do terceiro setor, visando à melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos florestais, bem como das estratégias de conservação.

Assim, espera-se que as informações dispostas neste livro *Manejo de fragmentos florestais degradados* possibilitem uma gestão mais efetiva das áreas protegidas e contribuam para o desenvolvimento de políticas públicas voltadas ao manejo e à conservação dos fragmentos florestais.

Boa leitura!

**Sabrina Kelly Batista Martins**

*Diretora do Departamento Técnico-Científico  
Fundação José Pedro de Oliveira*

# PALAVRA TNC

Quando falamos em restauração e conservação da vegetação nativa, é essencial olharmos para toda a paisagem. É muito importante que observemos os remanescentes florestais, sua possível conectividade e, claro, seu grau de degradação.

Remanescentes florestais são essenciais como fonte de propágulos e fundamentais para o sucesso da restauração de paisagens; no entanto, muitas vezes, estão fadados a desaparecer, principalmente em razão da presença de espécies exóticas invasoras e também do desequilíbrio de lianas.

Especialmente no bioma Mata Atlântica, a degradação dos fragmentos florestais tem colocado em dúvida a sustentabilidade da paisagem florestal. O desenvolvimento de estratégias, metodologias e tecnologias para a restauração desses fragmentos, considerando o contexto da conectividade, tem se mostrado uma tendência entre pesquisadores e especialistas.

The Nature Conservancy é uma das instituições mais experientes em restauração florestal e trabalha para a construção de tecnologias e métodos mais eficientes de restauração, contribuindo efetivamente para a consolidação de uma agenda de restauração mais sólida no Brasil.

Este documento é fruto da estruturação e do trabalho conjunto de um grupo de instituições envolvidas no tema da restauração florestal. Denominado *Manejo de fragmentos florestais degradados*, ele é apresentado como o primeiro documento técnico estruturado com a pretensão de proporcionar os conceitos, as metodologias e as recomendações de manejo nas diferentes situações ambientais em que se podem encontrar esses importantes remanescentes de florestas.

É uma ação inovadora, de grande relevância, que demonstra os desafios e árduos trabalhos necessários para o efetivo sucesso na conservação e restauração florestal.

Boa leitura!

**Rubens Benini**

Gerente da Estratégia de Restauração  
The Nature Conservancy

# APRESENTAÇÃO

**E**m 2013, iniciou-se um diálogo entre a equipe técnica da Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO), órgão gestor da Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra (ARIE MSG), e outros gestores de parques e unidades de conservação sobre o manejo de trepadeiras em fragmentos florestais, notando-se que se tratava de uma preocupação recorrente e com pouco amparo técnico e científico. Diante da notícia de estudos recentes sobre manejo florestal, foram procurados os pesquisadores da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP) que desenvolvem essas pesquisas e, posteriormente, outras instituições,<sup>1</sup> como ONGs e setores governamentais, e identificou-se a necessidade de reunir o conhecimento atual sobre o tema e aplicá-lo aos desafios reais de manejo, a fim de diminuir a lacuna entre a pesquisa e as tomadas de decisão.

A ARIE MSG é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (FES) do bioma Mata Atlântica situado no mu-

nicipio de Campinas/SP. Seus 251,77 ha têm 9 km de perímetro. O efeito de borda, as áreas com predomínio de trepadeiras hiperabundantes e o isolamento tornam-se grandes problemas para a manutenção das funções ecológicas desse remanescente florestal. Desde 2001, projetos de restauração têm sido implantados na ARIE MSG, consistindo no manejo de trepadeiras concomitantemente com o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas, tendo em vista a recuperação de sua estrutura e de suas funções ecológicas.

Com o objetivo de aproveitar a experiência adquirida nesses projetos de restauração e diante das lacunas sobre o tema, em 2013, foi realizado o I Seminário “Manejo de Lianas em Fragmentos Florestais”, organizado pela FJPO em parceria com o Laboratório de Silvicultura Tropical da ESALQ/USP. Esse evento reuniu especialistas de várias instituições com os objetivos de compartilhar as experiências em projetos correlatos e discutir metodologias de manejo de trepadeiras hiperabundantes em áreas de-

<sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos (UFSCar Araras); Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (USP, Piracicaba); Universidade Estadual Paulista; Universidade Federal da Fronteira do Sul; Laboratório da Biologia da Conservação da Universidade Estadual Paulista; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação; Laboratório de Silvicultura Tropical da Universidade de São Paulo.

gradadas, além de possíveis propostas de projetos de pesquisa a serem desenvolvidos na ARIE MSG.

Após as diversas discussões e os encaminhamentos determinados no primeiro seminário, visualizou-se a necessidade de aprofundar as discussões num segundo evento. Com o apoio de The Nature Conservancy (TNC), o II Seminário “Manejo de Lianas em Fragmentos Florestais” ocorreu em 2014, trazendo a proposta de desenvolver uma chave para tomada de decisões que apoiasse iniciativas de restauração de fragmentos florestais degradados, além de reunir subsídios para a elaboração de um documento teórico que buscasse fundamentar a implementação de projetos de restauração e apoiar o desenvolvimento de políticas públicas que permitam incorporar a restauração de fragmentos florestais degradados a uma prática conservacionista de larga escala.

Durante a elaboração desse documento teórico, em 2016, foi realizado o III Seminário “Manejo de Fragmentos Flores-

tais Degradados”. A alteração no nome do evento reflete a ampliação e o aprofundamento das discussões.

Diante desse histórico, foi produzido este documento técnico, que traz as experiências, discussões e contribuições de instituições e especialistas, assim como as pesquisas que fundamentam os projetos de restauração ecológica aplicados em fragmentos florestais degradados da fitofisionomia FES.

Assim, este livro *Manejo de fragmentos florestais degradados* apresenta-se como uma primeira tentativa de reunir as diferentes iniciativas em andamento na área de manejo de fragmentos florestais degradados de FES, no intuito de embasar políticas públicas e ações cujo objetivo seja a melhoria da conservação desses remanescentes florestais. Considerando que tem o objetivo de agregar experiências, pessoas e instituições, este documento nem sempre reflete posicionamentos e conclusões concordantes e/ou convergentes, o que contribui para elucidar as lacunas existentes no tema.

# SUMÁRIO

<b>18</b>	<b>1 ASPECTOS LEGAIS DO MANEJO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS PARA CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO</b>	<b>36</b>	<b>2.3 A fragmentação de habitat e a ecologia de paisagens</b>
<b>18</b>	<b>1.1 Manejo de trepadeiras em fragmentos de mata atlântica</b>	<b>41</b>	<b>2.4 Aplicações em ecologia de paisagens: estratégias de manejo</b>
<b>20</b>	<b>1.1.1 Sobre o controle de espécies exóticas invasoras</b>	<b>43</b>	<b>2.5 A fragmentação de habitat da perspectiva da legislação e das políticas públicas</b>
<b>21</b>	<b>1.1.2 Sobre o controle de espécies superabundantes</b>	<b>47</b>	<b>2.6 Considerações</b>
<b>25</b>	<b>1.2 Manejo de trepadeiras no âmbito de projetos de restauração ecológica em áreas desprovidas de vegetação nativa</b>	<b>48</b>	<b>3 DIAGNÓSTICO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS COMO SUBSÍDIO PARA O MANEJO ADAPTATIVO: PROPOSTA DE AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA PARA A FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL</b>
<b>27</b>	<b>1.3 Conclusão</b>	<b>49</b>	<b>3.1 Desafios para a conservação diante do cenário de degradação ambiental</b>
<b>28</b>	<b>2 FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT</b>	<b>50</b>	<b>3.2 A floresta estacional semidecidual</b>
<b>28</b>	<b>2.1 Contexto da fragmentação de habitat</b>		
<b>32</b>	<b>2.2 A fragmentação de habitat e a conservação da biodiversidade</b>		

54	<b>3.3 Fatores de degradação e efeitos do processo de fragmentação sobre a estrutura e a dinâmica florestal</b>	76	<b>4.1 Recomendações prévias ao manejo de trepadeiras</b>
60	<b>3.4 A avaliação do estado de conservação de fragmentos florestais</b>	77	4.1.1 Levantamento florístico
60	3.4.1 Aspectos a serem considerados no diagnóstico florestal	78	4.1.2 Levantamento fitossociológico
62	3.4.2 Avaliação ecológica rápida adaptada para a vegetação da floresta estacional semidecidual	79	4.1.3 Coleta de material reprodutivo e/ou vegetativo e incorporação a herbários
64	3.4.3 O método proposto	80	4.1.4 Coleta de lenho e incorporação a xilotecas
69	3.4.4 Exemplos de aplicação da avaliação ecológica rápida na tomada de decisão quanto ao manejo de fragmentos florestais	80	<b>4.2 Métodos de manejo de trepadeiras</b>
73	<b>3.5 Considerações sobre o método proposto</b>	86	<b>4.3 Subsídios para fundamentar o manejo de trepadeiras</b>
76	<b>4 CONSERVAÇÃO DE TREPADIÉIRAS NO CONTEXTO DE RESTAURAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS</b>	88	4.3.1 Riqueza
		91	4.3.2 Abundância
		93	4.3.3 Dominância
		93	4.3.4 Distribuição diamétrica
		94	4.3.5 Infestação e agressividade
		95	<b>4.4 Considerações</b>

**98** | **5 MÉTODOS DE MANEJO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS: REVISÃO DA LITERATURA E PROPOSTAS PARA ORIENTAR A PRÁTICA**

**98** | **5.1 Contextualização**

**100** | **5.2 Manejo de fragmentos: revisão da literatura**

**100** | *5.2.1 Retirada dos fatores de degradação dos fragmentos florestais degradados*

**101** | *5.2.2 Adensamento dos fragmentos florestais degradados: recuperação da estrutura da floresta*

**104** | *5.2.3 Enriquecimento dos fragmentos florestais degradados: recuperação da composição florística e funcional da comunidade*

**106** | *5.2.4 Controle de espécies nativas hiperabundantes*

**106** | *5.2.4.1 Manejo de trepadeiras*

**110** | *5.2.4.2 Manejo de bambus em fragmentos florestais degradados*

**111** | *5.2.5 Controle e eliminação de espécies exóticas em fragmentos florestais degradados*

**112** | *5.2.5.1 Controle de herbáceas invasoras em fragmentos florestais degradados*

**114** | *5.2.5.2 Controle de espécies arbóreas invasoras*

**115** | **5.3 Rendimento operacional e gargalos econômicos da prática de manejo de remanescentes florestais**

**117** | **5.4 Manejo adaptativo de remanescentes florestais: proposta para orientar a prática**

**121** | **5.5 Considerações**

124	<b>APÊNDICE</b>	137	6.4.1 <i>Fatores históricos de degradação</i>
126	<b>6 MONITORAMENTO ECOLÓGICO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS: UMA PROPOSTA INICIAL DE PROTOCOLO</b>	137	6.4.2 <i>Biodiversidade</i>
126	<b>6.1 Contextualização dos fragmentos florestais degradados</b>	139	6.4.3 <i>Estrutura</i>
131	<b>6.2 A degradação e seus efeitos sobre as florestas remanescentes</b>	140	6.4.4 <i>Funcionamento dos processos ecológicos</i>
134	<b>6.3 Os protocolos de monitoramento da restauração florestal são adequados para monitorar fragmentos florestais degradados?</b>	143	<b>6.5 Considerações</b>
136	<b>6.4 Uma proposta inicial de indicadores para monitoramento ecológico de fragmentos de floresta tropical degradados</b>	<b>144</b>	<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>
		<b>145</b>	<b>8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>

# INTRODUÇÃO

Um reflexo direto do crescimento da população humana e da expansão das áreas ocupadas por atividades agrícolas, industriais e urbanas é a diminuição e fragmentação de áreas ocupadas por ecossistemas nativos, com influência clara na conservação da biodiversidade dessas áreas, aumentando os riscos de extinção local e ameaçando as espécies de extinção global (SOULÉ, 1986; TURNER; CORLETT, 1996).

A fragmentação, o tamanho, o formato e o isolamento de remanescentes florestais são fatores que influenciam diretamente sua preservação, além de outros impactos antrópicos, como o corte seletivo de madeira e o fogo (ROZZA, 2003). Essas perturbações impactam negativamente os fragmentos florestais e, dependendo do grau de degradação do ecossistema, podem afetar sua capacidade de recuperação (ROZZA, 2003).

As florestas tropicais abrigam cerca de dois terços de todas as espécies de animais e plantas da Terra (BIERREGAARD et al., 1992), e são detentoras de extraordinária biodiversidade e áreas prioritárias para a conservação. Atualmente, restam apenas 12%, aproximadamente, do bioma Mata Atlântica no território brasileiro. Destes 12%, 80% são fragmentos

florestais pequenos, áreas menores que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009). Dentre as fitofisionomias do bioma Mata Atlântica, a Floresta Estacional Semidecidual (FES) é a mais impactada. Restam apenas 7,1% de sua vegetação original, ao passo que as florestas ombrófilas densas do sul e do sudeste do Brasil ainda têm 36,5% de vegetação remanescente e apresentam fragmentos grandes e bem preservados, como os encontrados na região da serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009).

Na Floresta Atlântica, mesmo em paisagens agrícolas muito fragmentadas, ainda são encontradas inúmeras espécies e grupos funcionais importantes, como as espécies zoocóricas e de final de sucessão (MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, no prelo; VIDAL et al., 2016), dispersas em fragmentos degradados em diferentes estágios de sucessão. Apesar de a Floresta Atlântica ser considerada um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, apenas 2,6% de sua área estão protegidos por unidades de conservação, e esses fragmentos restantes ficam em propriedades particulares (RIBEIRO et al., 2009; SOARES-FILHO et al., 2014). Em razão das perturbações recorrentes sofridas por esses remanescentes florestais, vários autores já discutiram a necessidade urgente de ações de manejo para po-

tencializar a conservação da biodiversidade (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015a; BONGERS et al., 2015; BRANCALION et al., 2012a; GARDNER et al., 2009; TABARELLI et al., 2012; VIDAL et al., 2016). Todos esses estudos demonstraram que os remanescentes de floresta secundária e os remanescentes degradados de floresta madura, ainda que pequenos e dispersos na paisagem, desempenham papel importante não apenas na conservação da biodiversidade remanescente, mas também no aumento das chances de sucesso das ações de restauração (atuando como fonte de propágulos), no sequestro de carbono e na provisão de outros serviços ecossistêmicos.

A preservação desses remanescentes é de extrema importância do ponto de vista ecológico e, mais especificamente, da ótica da ecologia da paisagem, por sua função de depositários de algumas espécies de animais e plantas e pela contribuição decisiva para a presença dessas espécies em outros fragmentos do território (VIANI et al., 2015). Diante desse cenário, adeptos da ecologia da restauração têm defendido a importância da inserção dos fragmentos florestais degradados nos projetos de restauração florestal; porém, os estudos acadêmicos ainda são escassos nessa área (VIANI et al., 2015).

---

# 1 ASPECTOS LEGAIS DO MANEJO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS PARA CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO

**Rafael Barreiro Chaves<sup>1</sup>;  
Guaraci Belo de Oliveira<sup>1</sup>**

**N**este capítulo, serão abordados os diplomas integrantes do arcabouço legal e normativo paulista e brasileiro em que há interface com a temática desta publicação. Nosso objetivo, nesse sentido, é fornecer contribuições interpretativas potencialmente úteis à compreensão do manejo de trepadeiras no bioma Mata Atlântica, à luz da legislação vigente no estado e no país. Ambos os autores atuam na área de políticas públicas no estado de São Paulo e se valem de suas experiências profissionais para tecer as interpretações aqui apresentadas. Não obstante, esclarecem que nenhuma delas pode ser considerada como definição ou diretriz institucional, tratando-se exclusivamente de contribuições pessoais. Passemos ao objeto de análise.

## **1.1 Manejo de trepadeiras em fragmentos de mata atlântica**

Com a promulgação da Constituição Federal de 1988, a Mata Atlântica foi classificada como patrimônio nacional:

*Art. 225. (...) § 4º A Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais. (BRASIL 1988, grifo nosso)*

Essa determinação foi o que embasou a edição de um projeto de lei, o PL 3.285/1992 (BRASIL, 1992) específico sobre esse bioma, culminando na publicação da Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, conhecida como Lei da Mata Atlântica.

A conjuntura na data da promulgação, marcada pelo cenário de devastação crescente do bioma, acarretou a criação de uma norma de cunho preservacionista e restritivo, motivando, com base no princípio da precaução, alguns vetos ao texto original, incluindo trechos que se referiam à exploração sustentável.

Reproduzimos, abaixo, trecho da mensagem de veto da Lei da Mata Atlântica:

---

<sup>1</sup> Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN).

*Destaca-se, também, a insuficiência de conhecimentos científicos que possam garantir que o manejo comercial de espécies vegetais da Mata Atlântica seja realmente sustentável e não comprometa, ainda mais, o já ameaçado bioma. Além disso, a maioria das áreas remanescentes possuem extensão insuficiente para conter populações viáveis, capazes de garantir a sustentabilidade econômica do manejo comercial. (BRASIL 2006b, grifo nosso)*

Assim, o texto final da Lei 11.428 tratou em detalhes das limitações às práticas de corte e supressão de vegetação, atividades consideradas de maior impacto negativo na preservação do bioma, e apenas superficialmente de atividades de manejo comercial e recuperação da biodiversidade e da sanidade dos remanescentes, acabando por omitir algumas intervenções, como o controle ou o manejo de espécies superabundantes, ou por não detalhar outras, como o controle de espécies exóticas invasoras.

Até hoje, essa lacuna gera dúvidas sobre a possibilidade de realizar esse tipo de manejo e sobre a aplicabilidade de procedimentos de autorização. Embora essas atividades tenham sido pouco detalhadas, algumas menções, feitas na referida lei e no decreto que a regulamenta (Decreto Federal nº 6.660, de 21 de novembro de 2008), podem auxiliar na compreensão da intenção dos legisladores e sobre elas podemos nos apoiar para obter esclarecimentos e eventualmente subsidiar a elaboração de regulamentação que atinja os objetivos e princípios<sup>2</sup> da norma.

Mas quais trepadeiras poderiam constituir ameaça à conservação de fragmentos de vegetação nativa?

Tanto espécies exóticas invasoras quanto espécies nativas superabundantes podem se apresentar como fatores que inibem ou desaceleram o processo natural de sucessão ecológica, muitas vezes levando à degradação de fragmentos. No entanto, espécies superabundantes ocorrem dentro de sua área de distribuição natural, guardando sua importância no sentido da conservação

---

<sup>2</sup> “Art. 6o A proteção e a utilização do Bioma Mata Atlântica têm por objetivo geral o desenvolvimento sustentável e, por objetivos específicos, a salvaguarda da biodiversidade, da saúde humana, dos valores paisagísticos, estéticos e turísticos, do regime hídrico e da estabilidade social.

Parágrafo único. Na proteção e na utilização do Bioma Mata Atlântica, serão observados os princípios da função socioambiental da propriedade, da equidade intergeracional, da prevenção, da precaução, do usuário-pagador, da transparência das informações e atos, da gestão democrática, da celeridade procedimental, da gratuidade dos serviços administrativos prestados ao pequeno produtor rural e às populações tradicionais e do respeito ao direito de propriedade.

Art. 7o A proteção e a utilização do Bioma Mata Atlântica far-se-ão dentro de condições que assegurem:

I – a manutenção e a recuperação da biodiversidade, vegetação, fauna e regime hídrico do Bioma Mata Atlântica para as presentes e futuras gerações;

II – o estímulo à pesquisa, à difusão de tecnologias de manejo sustentável da vegetação e à formação de uma consciência pública sobre a necessidade de recuperação e manutenção dos ecossistemas;

III – o fomento de atividades públicas e privadas compatíveis com a manutenção do equilíbrio ecológico;

IV – o disciplinamento da ocupação rural e urbana, de forma a harmonizar o crescimento econômico com a manutenção do equilíbrio ecológico. (BRASIL, 2006a, grifo nosso)

da biodiversidade. Desse modo, é oportuno tratar os dois casos separadamente, assim como os legisladores aparentemente trataram.

### **1.1.1 Sobre o controle de espécies exóticas invasoras**

A Lei da Mata Atlântica, em seu artigo 3º, define: “IV – prática preservacionista: atividade técnica e *cientificamente fundamentada, imprescindível à proteção da integridade da vegetação nativa*, tal como controle de fogo, erosão, *espécies exóticas e invasoras*” (BRASIL 2006a, grifo nosso).

Portanto, o controle de espécies exóticas e invasoras *pode* ser uma prática preservacionista. Para tal, a atividade *deve ser cientificamente fundamentada e imprescindível à proteção da integridade da vegetação nativa*, conforme a definição constante da Lei 11.428/2006.

Ao longo de todo o texto dessa lei, nota-se que a fundamentação técnica e científica é um elemento caro ao legislador. O artigo 19 impõe ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) a obrigação de regulamentar o *corte de vegetação primária ou secundária nos estágios médio e avançado, para fins de práticas preservacionistas e condiciona esse corte à autorização do órgão competente*:

*Art. 19. O corte eventual de vegetação primária ou secundária nos estágios médio e avançado de regeneração do Bioma Mata Atlântica, para fins de práticas preservacionistas e de pesquisa científica, será devidamente regulamentado*

*pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente e autorizado pelo órgão competente do Sisnama. (BRASIL, 2006a, grifo nosso)*

O artigo 19, como se nota, refere-se a algumas atividades que implicam corte de vegetação nativa, tais como a construção de aceiro no entorno de um fragmento florestal. Nesses casos, é permitido excluir uma parte (pequena) da vegetação de determinada área em nome da preservação do fragmento como um todo. No entanto, o controle de espécies exóticas não pressupõe necessariamente o corte de vegetação nativa, mas justamente dos indivíduos que competem com a comunidade de espécies nativas, prejudicando-a. Não se trata, assim, da eliminação da vegetação de determinada área, mas do oposto: controle seletivo de exóticas invasoras para favorecer a vegetação nativa.

Em uma análise sistemática da lei, observa-se que, quando a legislação se refere ao “corte de vegetação nativa” ou à “supressão de vegetação nativa”, não se trata de corte de indivíduos de modo seletivo. Nessas situações, as normas utilizam expressões como “supressão de espécies”, “manejo seletivo” ou “exploração seletiva”. Dessa forma, entendemos que o corte de exóticas, quando tem o objetivo de conservar a biodiversidade, não deve se submeter aos mesmos mecanismos previstos para a supressão de vegetação nativa, prática diametralmente oposta, que provoca dano à biodiversidade (mesmo que para fins ditos preservacionistas), justificando assim o grande cuidado do legislador.

Outro diploma importante a ser mencionado é a chamada Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998), cujos artigos 38, 38-A, 48 e 50-A preconizam ser crime:

*Art. 38. Destruir ou danificar floresta considerada de preservação permanente, mesmo que em formação, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção.*

...

*Art. 38-A. Destruir ou danificar vegetação primária ou secundária, em estágio avançado ou médio de regeneração, do Bioma Mata Atlântica, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção.*

.

*Art. 48. Impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação.*

..

*Art. 50-A. Desmatar, explorar economicamente ou degradar floresta, plantada ou nativa, em terras de domínio público ou devolutas, sem autorização do órgão competente. (BRASIL, 1998b, grifo nosso)*

Ora, entrar em um fragmento para controlar populações de trepadeiras, negligenciando as devidas precauções, poderia, sim, trazer prejuízo à floresta ou dano pontual à regeneração natural por pisoteio, mau uso de equipamentos ou falta de treinamento. No entanto, o ob-

jetivo de tal ação não seria justamente preservar o ecossistema com sua estrutura e todas as suas formas de vida, bem como facilitar ou acelerar a regeneração das espécies nativas?

Nesse sentido, é bem-vinda a presente iniciativa de compilação de dados de pesquisas e práticas realizadas até o momento, que constituem o estado da arte do manejo de trepadeiras, contribuindo para que as instituições competentes obtenham maiores informações sobre:

- a. Quais as situações em que o manejo é imprescindível para a proteção da integridade da vegetação nativa (quando manejar).
- b. Quais os cuidados necessários para que o manejo efetivamente atinja seu objetivo de preservação (como manejar).

### **1.1.2 Sobre o controle de espécies superabundantes**

Tratar de espécies nativas superabundantes exige mais cautela, uma vez que essas espécies ocorrem em seus ecossistemas de origem e integram a biodiversidade a ser preservada.

Não obstante, a ocorrência de superabundância está ligada com frequência a algum tipo de distúrbio. Um dos principais distúrbios, nos fragmentos de Mata Atlântica, é o efeito de borda. Dessa forma, são duas as abordagens de controle previstas nas normas sobre esse bioma. A primeira é a indireta, em que o foco não é a intervenção no fragmento, e sim a eliminação ou mitigação desse distúrbio por meio de plantios no seu entorno como estratégia de redução do efeito de borda. Justamente por não intervir di-

retamente no remanescente, a atividade independe de autorização.

Art. 10

...

§ 2º Visando a controlar o efeito de borda nas áreas de entorno de fragmentos de vegetação nativa, o poder público fomentará o plantio de espécies florestais, nativas ou exóticas. (BRASIL, 2006a)

A segunda abordagem, sobre a qual discorreremos mais detalhadamente, por se tratar do foco da presente publicação, é a da intervenção direta no fragmento. Nesse sentido, a lei prevê uma prática que vise acelerar a sucessão: o enriquecimento ecológico. Caso em que o controle das nativas superabundantes não é a atividade principal. No entanto, tal controle poderia ocorrer como meio de viabilizar o enriquecimento.

O enriquecimento ecológico foi definido no artigo 3º da Lei 11.428/2006 (BRASIL, 2006a, grifo nosso):

VI – enriquecimento ecológico: atividade técnica e cientificamente fundamentada que vise à recuperação da diversidade biológica em áreas de vegetação nativa, por meio da reintrodução de espécies nativas;

No capítulo III, o Decreto nº 6.660/2008, com algumas ressalvas,<sup>3</sup> permite a supressão de espécies nativas para efetuar o enriquecimento ecológico, e essa supressão dependerá de autorização somente quando o corte de vegetação nativa gerar produtos ou subprodutos comercializáveis.

Para fins de aplicação da dispensa de autorização, a supressão de espécies nativas que não gere produtos ou subprodutos comercializáveis foi definida no artigo 4º, § 1º (BRASIL 2008, grifo nosso):

Art. 4º O enriquecimento ecológico da vegetação secundária da Mata Atlântica, promovido por meio do plantio ou da semeadura de espécies nativas, independe de autorização do órgão ambiental competente, quando realizado:

I – em remanescentes de vegetação nativa secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração, sem necessidade de qualquer corte ou supressão de espécies nativas existentes;

II – com supressão de espécies nativas que não gere produtos ou subprodutos comercializáveis, direta ou indiretamente.

§ 1º Para os efeitos do inciso

<sup>3</sup> Art. 6º Para os efeitos deste Decreto, não constitui enriquecimento ecológico a atividade que importe a supressão ou corte de:

I – espécies nativas que integram a Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção ou constantes de listas dos Estados;

II – espécies heliófilas que, mesmo apresentando comportamento pioneiro, caracterizam formações climácicas;

III – vegetação primária; e

IV – espécies florestais arbóreas em vegetação secundária no estágio avançado de regeneração, ressalvado o disposto no § 2º do art. 20. (BRASIL, 2008)

*II, considera-se supressão de espécies nativas que não gera produtos ou subprodutos comercializáveis, direta ou indiretamente, aquela realizada em remanescentes florestais nos estágios inicial e médio de regeneração, em áreas de até dois hectares por ano, que envolva o corte e o manejo seletivo de espécies nativas, observados os limites e as condições estabelecidos no art. 20.*

*§ 20 O enriquecimento ecológico realizado em unidades de conservação observará o disposto neste Decreto e no Plano de Manejo da Unidade.*

Assim, o corte e o manejo seletivo de espécies nativas em remanescentes no estágio inicial, médio e avançado de regeneração, para fins de enriquecimento ecológico, em até dois hectares por ano, estão dispensados de autorização. Caso a intensidade do corte seja maior que esse limite, a atividade deverá ser previamente autorizada.

Ora, se o controle de uma espécie superabundante, respeitadas as respectivas ressalvas, independe de autorização quando ela impede potencialmente o crescimento de espécies plantadas com a finalidade de enriquecimento ecológico, qual seria a justificativa para não aplicar o mesmo raciocínio quando as espécies nativas já estão presentes no fragmento, mas trepadeiras superabundantes impedem seu crescimento por limi-

tar recursos como luz ou nutrientes? Salvo melhor juízo, tal dispositivo poderia amparar ambos os cenários.

Em nossa análise, concentramo-nos no manejo sem finalidade comercial, uma vez que o objetivo central do controle de espécies-problema nativas, como, por exemplo, o manejo de trepadeiras, é melhorar as condições de fragmentos de vegetação nativa. No entanto, julgamos adequado comparar, pontualmente, aspectos de coleta, comercial ou não, considerando que seria indesejável que as medidas de conservação encontrassem mais entraves burocráticos do que as medidas de coleta em um mesmo fragmento.

Há diversas interfaces entre a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, o manejo e a restauração de fragmentos florestais. Nos artigos 21 a 24, são estabelecidos mecanismos para a desburocratização da coleta de produtos florestais com relação às outras atividades de manejo florestal sustentável:

*Art. 21. É livre a coleta de produtos florestais não madeireiros, tais como frutos, cipós, folhas e sementes, devendo-se observar:*

*I – os períodos de coleta e volumes fixados em regulamentos específicos, quando houver;*

*II – a época de maturação dos frutos e sementes;*

*III – técnicas que não coloquem em risco a sobrevivência de indivíduos e da espécie coletada*

no caso de coleta de flores, folhas, cascas, óleos, resinas, cipós, bulbos, bambus e raízes.

Art. 22. O manejo florestal sustentável da vegetação da Reserva Legal com propósito comercial depende de autorização do órgão competente e deverá atender as seguintes diretrizes e orientações:

I – não descaracterizar a cobertura vegetal e não prejudicar a conservação da vegetação nativa da área;

II – assegurar a manutenção da diversidade das espécies;

III – conduzir o manejo de espécies exóticas com a adoção de medidas que favoreçam a regeneração de espécies nativas.

Art. 23. O manejo sustentável para exploração florestal eventual sem propósito comercial, para consumo no próprio imóvel, independe de autorização dos órgãos competentes, devendo apenas ser declarados previamente ao órgão ambiental a motivação da exploração e o volume explorado, limitada a exploração anual a 20 (vinte) metros cúbicos.

Art. 24. No manejo florestal nas áreas fora de Reserva Legal,

aplica-se igualmente o disposto nos arts. 21, 22 e 23. (BRASIL 2012a, grifo nosso)

A Lei da Mata Atlântica (BRASIL 2006a), por sua vez, permite a coleta de subprodutos florestais livremente, ou seja, sem necessidade de autorização, independentemente se comercial ou não, e cita como exemplo de coleta a retirada de frutos, folhas e sementes, respeitadas algumas condicionantes:

Art. 18. No Bioma Mata Atlântica, é livre a coleta de subprodutos florestais tais como frutos, folhas ou sementes, bem como as atividades de uso indireto, desde que não coloquem em risco as espécies da fauna e flora, observando-se as limitações legais específicas e em particular as relativas ao acesso ao patrimônio genético, à proteção e ao acesso ao conhecimento tradicional associado e de biossegurança.

A Lei 12.651/2012, no artigo 21, apresentado acima, também permite livremente a coleta, e inclui entre seus exemplos os cipós. Contudo, nenhuma dessas leis define o termo coleta. A resolução SMA 14, de 25 de fevereiro de 2014, procurando preencher essa lacuna, definiu “coleta de produtos florestais não madeireiros” em seu artigo 2º, inciso IV (SÃO PAULO, 2014a, grifo nosso):

Art. 2º

IV – Coleta de produtos florestais

*não madeireiros: atividade de exploração florestal sustentável para obtenção de produtos e subprodutos florestais, que não acarrete a morte do indivíduo, que não envolvam sua remoção total, exceto no caso de plântulas, e que não impliquem a supressão ou corte do indivíduo.*

Dessa forma, não parece razoável impor mais burocracia ao desenvolvimento de atividades não exploratórias.

Como já exposto, esses distúrbios ocorrem principalmente na Mata Atlântica, assim, tratamos as atividades de manejo de trepadeiras para restauração e conservação de fragmentos, até o momento, como uma intervenção em remanescentes desse bioma.

Porém, e quando essa intervenção se der em áreas degradadas ou alteradas, onde o manejo tem como objetivo a recomposição?<sup>4</sup>

Como as regras são diferentes nesses dois casos, apresentaremos, resumidamente, aspectos relevantes que integram as normas sobre restauração no estado de São Paulo, pois eles tangenciam o tema desta publicação.

### **1.2 Manejo de trepadeiras no âmbito de projetos de restauração ecológica em áreas desprovidas de vegetação nativa**

A Resolução SMA 32, de 3 de abril de 2014, estabeleceu como um de seus princípios norteadores que “a verificação de cumpri-

mento dos compromissos de restauração deve se basear nos resultados atingidos, e não nas ações planejadas”. Isso significa que, até que o ecossistema atinja parâmetros mínimos de estrutura e autossustentabilidade, o restaurador é responsável por tomar as providências necessárias contra os fatores de perturbação, o que inclui o controle de espécies invasoras, bem como a correta implantação da metodologia de restauração que será utilizada (CHAVES et al., 2015).

No artigo 11 dessa resolução, são descritos os quatro métodos de restauração ecológica. No caso de as ações de restauração a serem adotadas consistirem exclusivamente no controle de trepadeiras, no contexto da presente publicação, o objetivo de tais ações é auxiliar a colonização e o desenvolvimento dos indivíduos vegetais nativos presentes na área ou no entorno, de modo que o projeto se enquadre no método “condução da regeneração de espécies nativas” (SÃO PAULO, 2014b, art. 2º, inciso XI):

*XI – condução da regeneração de espécies nativas: técnicas que auxiliem a colonização e o desenvolvimento dos indivíduos vegetais nativos presentes na área, inclusive por meio de coroamento, controle de gramíneas exóticas, técnicas de nucleação, entre outros;*

Destaca-se que as medidas de proteção contra fatores de perturbação são parte

<sup>4</sup> “VIII – recomposição – restituição de ecossistema ou de comunidade biológica nativa degradada ou alterada a condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original” (BRASIL, 2012b, art. 20, inciso VIII).

integrante do projeto de restauração ecológica. A Resolução SMA 32/2014 aborda essa necessidade no artigo 14 e, mais especificamente para o controle de espécies exóticas, nos artigos 22 e 23:

*Artigo 14 – A etapa de implantação contempla o isolamento dos fatores de perturbação – tais como presença de gado, formigas cortadeiras, fogo, secas prolongadas, e o controle de espécies com potencial de invasão –, bem como as ações diretas relativas ao método escolhido.*

*Artigo 22 – Quando houver presença de espécies vegetais exóticas com potencial de invasão, sejam herbáceas, arbustivas ou arbóreas, o interessado deverá adotar medidas de controle de modo a não comprometer o ecossistema em restauração, devendo as medidas ser registradas no Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica - SARE.*

*Artigo 23 – Salvo disposição em contrário, as medidas de controle de espécies vegetais exóticas dispensam a autorização da*

*Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, desde que não comprometam o ecossistema em restauração e que tenham sido devidamente registradas no Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica - SARE.*

*Parágrafo único – Nas Áreas de Preservação Permanente, deverá ser solicitada autorização à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB nos casos em que a intervenção para controle e erradicação de espécies exóticas arbóreas ocorra em áreas com declividade superior a 25 (vinte e cinco) graus.*

Temos, portanto, no artigo 23, disposição acerca da dispensa de autorização por parte da Cetesb quando adotadas as medidas de controle de espécies vegetais exóticas, exclusivamente para os casos nos quais o projeto tenha sido registrado no Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica (Sare). Há, ainda, a ressalva de que tais medidas não devem comprometer o ecossistema em restauração.

No que tange às espécies nativas superabundantes, não há menção explícita na Resolução SMA 32/2014.

---

### **1.3 Considerações**

Interpretar diplomas legais e infralegais requer ponderação para extrair deles o cerne da intenção do legislador/regulamentador. A ciência e a prática da restauração ecológica, bem como as práticas de manejo de fragmentos com fundamentação legal, são jovens no Brasil. Felizmente, mais pesquisadores têm se engajado na tarefa de investigar soluções para problemas reais no campo da restauração e da conservação.

Esse processo é saudável, sem dúvida, uma vez que, dessa forma, o legislador/regulamentador pode contar sistematicamente com a evolução do conhecimento para embasar o cumprimento dos dispositivos legais. Por outro lado,

com o conhecimento disponível, é dever da pesquisa apontar incoerências na legislação, a fim de subsidiar alterações, especialmente nos diplomas de nível mais técnico, como instruções normativas e resoluções.

Por meio da análise desenvolvida neste capítulo, concluímos que, em um cenário de evidências científicas que apontem com clareza que o manejo de trepadeiras favorece a regeneração natural e promove a conservação da vegetação nativa, a legislação vigente ampara a realização dessas práticas. Daí a importância de desenvolver e divulgar o conhecimento sobre como e em que condições o manejo é recomendado; daí a relevância desta publicação.

---

## 2 FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT

VINICIUS RODRIGUES TONETTI<sup>1</sup>;  
RENATA L. MUYLEAERT<sup>1</sup>;  
MILTON C. RIBEIRO<sup>1</sup>

**N**este capítulo, são abordados alguns temas relacionados a uma das maiores ameaças à biodiversidade global: a fragmentação de *habitat*. Inicialmente, discutimos conceitos sobre fragmentação de *habitat*, apresentando algumas teorias ecológicas úteis para que se entendam as mudanças ambientais no tempo e no espaço, assim como algumas de suas implicações na conservação da biodiversidade. Os estudos citados enfocam a Mata Atlântica. Em seguida, apresentamos a ecologia de paisagens e alguns exemplos de suas aplicações como estratégias de manejo e criação de políticas públicas.

### 2.1 Contexto da fragmentação de *habitat*

O *habitat* pode ser entendido como o ambiente no qual um organismo vive e obtém recursos, como alimento, e encontra locais adequados para se reproduzir e evitar a predação. Desse modo, o *habitat* de uma ave florestal é a floresta, ao passo que o de um peixe pode ser um lago. Além dos ambientes naturais, existe uma infinidade de tipos de *habitat* nos quais os organismos obtêm recursos, como áreas urbanas e agrícolas, por exemplo. Dentro de um mesmo tipo de *habitat*, podem existir locais mais adequados que outros, é o que se denomina de manchas de *habitat*. Por exemplo, ao estudarem a ocorrência de uma ave endêmica da Mata Atlântica dentro de um enorme bloco de floresta na serra da Cantareira, Tonetti e Pizo (2016) constataram que os indivíduos daquela espécie preferem florestas próximas a rios e lagos. Essas manchas de *ha-*

*bitat* podem ser mais favoráveis para essas aves por apresentar maior disponibilidade de alimento (e.g., insetos), melhores sítios de nidificação e abrigo para fugir de predadores, como os gaviões. Fatores como, por exemplo, heterogeneidade da composição do solo, topografia e ciclos de inundação podem causar diferenças nos tipos de vegetação e fazer com que os ambientes sejam vistos como mosaicos naturais, de modo que áreas muito extensas e homogêneas são raras na natureza. Mais comuns são os citados mosaicos naturais, ou seja, *habitat* naturalmente fragmentados.

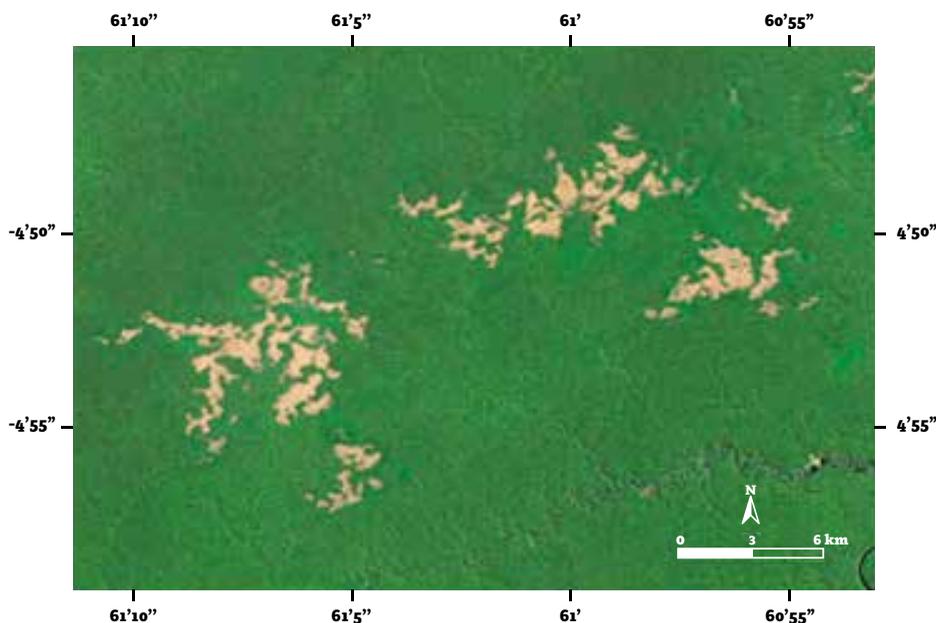
Vejamos um exemplo de *habitat* naturalmente fragmentado, as savanas amazônicas (Figura 2.1). Essas savanas podem ocorrer na forma de manchas de vegetação aberta, formadas por árvores baixas e espaçadas, envoltas por uma matriz de floresta densa. Nesse caso, a floresta corresponde à matriz,

---

<sup>1</sup> Universidade Estadual Paulista-Unesp, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, campus de Rio Claro, São Paulo.

por ser o tipo de ambiente mais extenso e conectado. Os fragmentos de savana estão isolados uns dos outros e aparecem em menor quantidade na paisagem (ver uma definição de paisagem no item 2.3). Alguns animais (como a onça-pintada) ocorrem tanto nas manchas de savana quanto na floresta, deslocan-

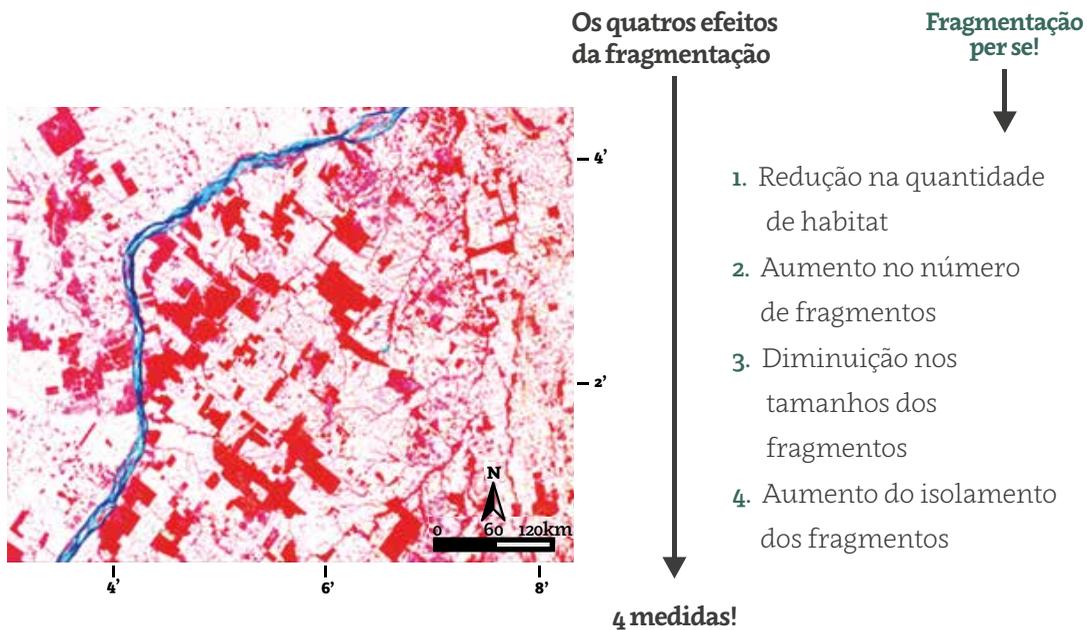
do-se livremente na matriz florestal, ao passo que outros, como uma espécie de anfíbio com alta especificidade de *habitat*, obtêm recursos em apenas um ambiente, ficando restrito a um dos dois tipos de vegetação. Dessa forma, o que define um *habitat* “bom” ou “ruim” é a espécie que o ocupa.



**Figura 2.1.** Exemplo de paisagem naturalmente fragmentada: manchas de savana (em marrom) inseridas em matriz florestal na Amazônia (verde). Fonte: Elaboração própria

A fragmentação de um *habitat* – processo de redução e isolamento de ambientes naturais – pode acontecer naturalmente, como visto no exemplo acima. No entanto, as atividades antrópicas são atualmente a sua principal causa. A necessidade humana de suprimir vegetação nativa para dar espaço à produção de alimentos, à construção de cidades e estradas, entre outras atividades intrínsecas ao modo de vida humano, são algu-

mas das principais ameaças às áreas naturais. A perda de um *habitat* em si não resulta obrigatoriamente em fragmentação, no entanto, a configuração espacial na qual essa perda geralmente ocorre faz com que fragmentos de ambientes naturais fiquem isolados uns dos outros e entremeados por matrizes de ambientes alterados (Figura 2.2). Essas matrizes são geralmente formadas por pastagens, lavouras ou áreas urbanas.



**Figura 2.2** – Exemplo de paisagem fragmentada pela ação humana, seguido de esquema mostrando de forma resumida alguns dos principais efeitos da fragmentação. A imagem de satélite (Landsat 8) mostra uma paisagem na divisa dos estados de Amazonas e Tocantins. Para facilitar a visualização, os fragmentos florestais estão representados em vermelho e a matriz, composta principalmente por pastagens, em branco. A figura em azul que cruza a figura é o rio Araguaia.

Algumas das primeiras noções sobre os efeitos da fragmentação de *habitat* na biodiversidade surgiram com a teoria da biogeografia de ilhas. Tal teoria foi criada em 1967 pelo ecólogo Robert H. MacArthur (1930–1972) e pelo biólogo Edward O. Wilson (1929–). Baseados em observações anteriores, de que as ilhas oceânicas têm menos espécies que os continentes, esses autores partiram de dois pressupostos fundamentais para tentar explicar essa diferença: (1) a chance de um organismo alcançar uma ilha é maior em ilhas próximas ao continente e menor em ilhas mais afastadas e (2) as espécies que alcançam as ilhas têm mais chance de serem extintas em ilhas pequenas do

que em ilhas grandes. Além disso, essas taxas de colonização e extinção são dinâmicas. Algumas espécies são frequentemente extintas e outras continuamente colonizam as ilhas. Assim, ilhas grandes e próximas ao continente abrigariam um número maior de espécies que ilhas menores e distantes.

Alguns anos após sua criação, em razão da crescente preocupação com os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade, a teoria da biogeografia de ilhas começou a ser aplicada a ambientes terrestres. Os fragmentos de vegetação natural começaram a ser vistos como “ilhas” de biodiversidade em “mares” de ambientes hostis e empobrecidos em espécies. Des-

se modo, analogamente à teoria de biogeografia de ilhas, fragmentos grandes e próximos a grandes blocos de áreas naturais teriam potencial para suportar mais espécies do que fragmentos pequenos e isolados (Figura 2.3). Perceba-se que, em muitos casos, fragmentos pequenos po-

dem estar isolados; isso ocorre porque o processo de fragmentação não se dá ao acaso. Entretanto, é possível encontrar diferentes combinações de aspectos da fragmentação, incluindo a perda de *habitat* sem fragmentação ou a fragmentação sem o aumento do isolamento.



**Figura 2.3** – Fragmento florestal pequeno e isolado (“ilha”) no município de Luiz Antônio, SP. Note-se que, ao redor do fragmento, há um “mar” de cana-de-açúcar. Fotografia: R. L. Muiyler.

A teoria da biogeografia de ilhas motivou diversos estudos sobre fragmentação de *habitat* nas últimas décadas e uma de suas implicações, a de que ilhas maiores abrigam um número maior de espécies, foi até mesmo utilizada para determinar a configuração espacial das unidades de conservação. No entanto, sua aplicação a sistemas terrestres é controversa. A comparação entre as matrizes que circundam os fragmentos e os “ma-

res inóspitos” que os organismos precisam atravessar para alcançar novos ambientes é bastante irrealista. Como será visto com mais detalhes a seguir, as matrizes são, na verdade, ambientes diferentes das manchas de vegetação nativa e podem ser menos ou mais favoráveis ao fluxo e à permanência de indivíduos. Além disso, a teoria da biogeografia de ilhas não considera as diferenças entre as espécies, portanto, todas teriam

---

a mesma chance de colonização e extinção nas ilhas.

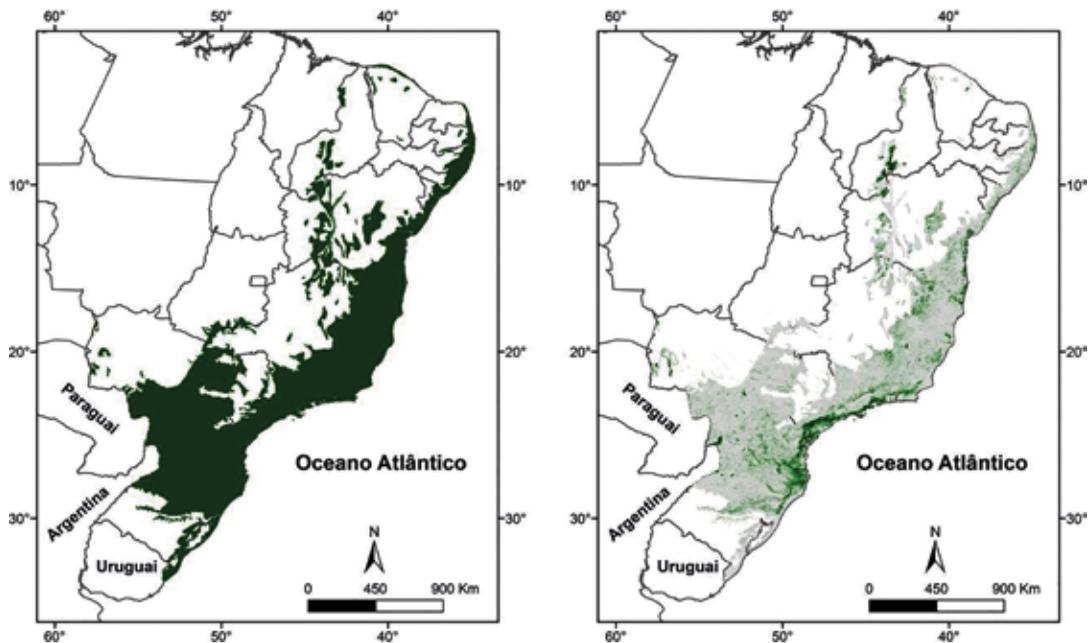
Paralelamente à teoria da biogeografia de ilhas, o ecólogo Richard Levins (1930–2016) propôs, em 1969, a teoria da dinâmica de metapopulações. De acordo com Levins, uma metapopulação pode ser entendida como grupos de pequenas subpopulações separadas espacialmente umas das outras, mas que formam uma população maior, por manter troca genética entre si no fluxo de indivíduos entre uma área e outra. A teoria das metapopulações, da maneira como foi formulada inicialmente, assume que mesmo as maiores subpopulações apresentam probabilidades altas de serem extintas. Assim, ao pensar na viabilidade de longo prazo de organismos que ocorrem em uma metapopulação, deve-se olhar além das taxas de nascimento e morte dentro de cada subpopulação, dando atenção às taxas de extinção e colonização entre as subpopulações. Uma das principais diferenças entre a teoria das metapopulações e a da biogeografia de ilhas é que a segunda geralmente considera escalas continentais, e até mesmo globais, ao passo que a primeira dá mais atenção a escalas menores, das paisagens, por exemplo, permitindo o manejo dessas áreas. Uma das principais implicações da teoria das metapopulações em ambientes fragmentados é que fragmentos pequenos que abriguem um número limita-

do de indivíduos podem ser de grande importância para a conservação da biodiversidade, caso contenham subpopulações que estejam inseridas em metapopulações.

## **2.2 A fragmentação de habitat e a conservação da biodiversidade**

A fragmentação de *habitat* causada pelo homem é um fenômeno observado na grande maioria dos ambientes naturais do planeta, senão em todos eles, e as florestas tropicais estão entre os ambientes que mais sofreram seus efeitos em um passado recente. Isso se deve, principalmente, às ondas de colonização humana, à exploração de novas terras nos últimos 520 anos e, mais recentemente, ao advento do agronegócio. Apesar da contínua perda e alteração de seus *habitat*, as florestas tropicais abrigam cerca de dois terços de todas as espécies de animais e plantas da Terra.

A Mata Atlântica e diversos outros ambientes naturais do planeta foram severamente fragmentados por ação humana no passado recente (NEWBOLD et al., 2015) (Figura 2.4). Tendo em vista que vivemos em um mundo em constante mudança, no qual ambientes prístinos são frequentemente reduzidos a manchas menores de vegetação, é de extrema importância entender as implicações da fragmentação de *habitat* na conservação da biodiversidade.



**Figura 2.4** – A Mata Atlântica brasileira em seu estado original, à esquerda, e hoje, à direita, segundo mapeamento recente (2014), realizado pela ONG SOS Mata Atlântica. A cobertura florestal está em verde. À direita, em cinza, estão as áreas do domínio que sofreram perda da vegetação original. Fonte: SOS Mata Atlântica, 2014.

Um dos efeitos mais imediatos da fragmentação de *habitat* nos remanescentes florestais é o “efeito de borda”, que acontece em razão de os ambientes interiores e exteriores ao fragmento serem distintos no que se refere a estrutura da vegetação, microclima, solo e/ou composição de espécies (Figura 2.5). Nas regiões próximas a suas bordas, as florestas ficam mais expostas à luz solar e ao vento do que em seu interior, fazendo com que as bordas dos fragmentos florestais sejam, em geral, mais quentes e menos úmidas. Algumas espécies de árvores, principalmente as mais sensíveis à incidência de luz solar e ao vento intenso, podem até mesmo morrer logo após a fragmentação, caso estejam na borda. Por outro lado, plantas que se beneficiam do aumento da luminosidade, como, por exemplo, trepadei-

ras e algumas espécies arbustivas, proliferam nas bordas.

As diferenças de microclima e estrutura de vegetação entre a borda e o interior dos fragmentos também causam diferenças na composição de espécies, tanto de plantas quanto de animais, assim como na interação entre elas. Mendes, Ribeiro e Galetti (2015) constataram que o consumo de sementes da palmeira-jerivá por esquilos é maior nos limites dos fragmentos de Mata Atlântica estacional do que no interior da floresta. Esse fenômeno provavelmente se deve ao fato de que alguns dos predadores naturais dos esquilos, como a jaguatirica, ocorrem em menor abundância nas bordas. O aumento da taxa de predação de sementes pode ter efeito direto em um processo ecológico fundamental: a dispersão das sementes.



**Figura 2.5** – Borda de um grande fragmento florestal em contato com uma plantação de cana-de-açúcar no município de Luiz Antônio, SP. O aceiro é usado por caminhões e também impede que as queimadas de um lado passem para o outro. Fotografia: R. L. Muylaert.

Além do efeito de borda, outra das consequências mais estudadas da fragmentação é a perda de espécies que dependem da floresta. As espécies generalistas podem até mesmo experimentar aumento de abundância, mas os organismos sensíveis às alterações ambientais que necessitam de áreas florestadas extensas para encontrar recursos e manter populações viáveis ao longo do tempo tendem a se extinguir rapidamente com a fragmentação. Essa perda de biodiversidade acontece tanto dentro de cada fragmento quanto em paisagens que sofrem com

a fragmentação. Na maioria das vezes, a diminuição no número de espécies ocorre de forma não linear, conforme a perda de *habitat* acontece. Um estudo que reuniu informações sobre a composição de mamíferos em diversos fragmentos de Mata Atlântica constatou que há uma queda abrupta no número de espécies de mamíferos de grande porte quando os fragmentos atingem tamanhos menores do que dois mil hectares (MAGIOLI et al., 2015). Outra queda abrupta foi observada em fragmentos menores que 60 hectares, porém, nesse caso, as espécies que

---

declinaram mais rapidamente foram as de mamíferos de porte médio.

Partindo para a escala da paisagem e sem considerar apenas os fragmentos como unidade amostral, deve-se levar em conta o limiar de fragmentação na perda de espécies. Um limiar de fragmentação bastante empregado pondera que paisagens com menos de 30% de cobertura vegetal nativa sofrem perda severa de espécies. No entanto, sabe-se atualmente que esse número varia conforme o bioma e o grupo taxonômico. Em florestas do interior de São Paulo, Muylaert, Stevens e Ribeiro (2016) notaram uma diminuição drástica no número de espécies de morcegos quando a quantidade de floresta na paisagem diminuiu para menos de 50%, aproximadamente. Fenômeno semelhante foi observado para aves de sub-bosque na Mata Atlântica formada por florestas ombrófilas densas (MARTENSEN et al., 2012).

Concomitantemente às extinções, o processo de fragmentação causa a perda de interações ecológicas que evoluíram há milhões de anos. A maneira como os organismos interagem pode ser drasticamente afetada, mesmo quando o número de espécies é mantido. Isso acontece porque a abundância de alguns organismos, sobretudo os mais sensíveis às alterações ambientais, pode ser reduzida a um ponto em que eles sejam funcionalmente extintos. Em outras palavras, algumas espécies se tornam tão raras em regiões que sofrem com a fragmentação que a função que desempenham no ambiente se torna praticamente nula. Imaginemos que essas espécies sejam essenciais para a sobrevivência das espécies

com as quais interagem. Nesse caso, o que pode acontecer são extinções amplificadas no longo prazo. A extinção das interações ecológicas precede a extinção de espécies e seu efeito pode se estender para todas as comunidades. Por exemplo, a polinização pode ficar seriamente comprometida com a redução da abundância ou a extinção de polinizadores em consequência da fragmentação (FERREIRA; BOSCOLO; VIANA, 2013). A perda dessa interação animal-planta vem a ser bastante danosa à biodiversidade nos trópicos, onde a vasta maioria das plantas é polinizada por abelhas, borboletas e outros insetos, além de aves e morcegos. A polinização permite a troca de material genético entre indivíduos de uma mesma espécie de planta e sua ausência pode fazer com que espécies vegetais desapareçam nos fragmentos onde esse fenômeno já não acontece, o que, no longo prazo, pode acarretar mudanças consideráveis na estrutura da vegetação.

Tanto a teoria da biogeografia de ilhas quanto a teoria da dinâmica de metapopulações levam em consideração a movimentação dos organismos entre as manchas de *habitat*, e sabe-se que a matriz é um dos fatores que mais influenciam a capacidade de deslocamento das espécies. As matrizes podem ser de diversos tipos e apresentam diferentes permeabilidades para as espécies. Entende-se como permeabilidade da matriz a resistência que essa matriz impõe para ser atravessada. Os organismos se deslocam por distâncias maiores e permanecem mais tempo em matrizes mais permeáveis. Para exemplificar o efeito da permeabilidade

de da matriz, citamos o estudo feito por Da Silva et al. (2015), realizado com algumas espécies de primatas em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no sul do estado de Minas Gerais. Os autores constataram que os macacos conseguem se deslocar melhor pelos diferentes fragmentos florestais quando estes estão envolvidos por matrizes formadas por plantações de café do que quando os fragmentos estão inseridos em matrizes formadas por pastagens ou plantações de cana-de-açúcar. Isso se deve, provavelmente, ao fato de que as plantações de café são estruturalmente mais similares ao ambiente natural dessas espécies do que as pastagens e os canaviais. Além do tipo de matriz exercer uma forte influência sobre a capacidade de deslocamento, a maneira como cada espécie “percebe” as matrizes também varia grandemente. Algumas espécies conseguem atravessar mais facilmente do que outras uma mesma matriz, a fim de se deslocar entre os fragmentos. Por isso, quando falamos em *habitat*, devemos sempre levar em consideração a biologia da espécie à qual nos referimos.

### **2.3 A fragmentação de habitat e a ecologia de paisagens**

Estudar como os aspectos e processos ecológicos são influenciados pela configuração espacial dos diferentes ambientes é um dos principais objetivos da ecologia de paisagens. Para compreender o que é a ecologia de paisagens, é preciso primeiramente definir o que seja uma paisagem. Existem diversas definições na literatura e citar cada uma delas está além do escopo deste capítulo. A maior parte das definições, se-

não todas elas, relaciona a paisagem a uma noção de espaço. A definição que usamos aqui trata a paisagem como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (METZGER, 2001, p. 4). Esse conceito amplo permite que a paisagem seja definida de diferentes maneiras, segundo diferentes percepções e extensões. Uma paisagem pode ser definida pelos limites expressos na Figura 2.7 ou pode ser, também, um quadrado de 1 m x 1 m para um inseto em um jardim. Dessa forma, fica claro que a extensão da paisagem depende da biologia do organismo que estamos estudando. Usamos a ideia de paisagem como unidade de medida para o que nos interessa entender na natureza.

A paisagem é estudada por meio de diferentes ferramentas que isentam os pesquisadores de ir até o local de estudo e medi-lo “na mão”. Essas ferramentas são as ferramentas de sensoriamento remoto. Com elas, é possível saber o que está acontecendo na floresta amazônica sem ter de viajar até lá. Basta carregar imagens de satélite ou fotografias aéreas em um computador e investigar remotamente os diferentes *elementos da paisagem*, que podem ser fragmentos de floresta, cidades, plantações, rodovias ou corredores ecológicos (Figura 2.6). Essas imagens contêm informações sobre o posicionamento espacial no planeta (latitude, longitude) e também a cobertura da terra, representada pelos elementos da paisagem. Em sensoriamento remoto, podemos inferir o uso da terra pela observação de sua

cobertura. Por exemplo, quantos quilômetros quadrados tem uma determinada unidade de conservação? Qual largura de APP precisa ser restaurada em determinada região? Se um morcego consegue voar 10 km em uma noite, quantos fragmentos poderá visitar para dispersar sementes em uma dada paisagem? Todas essas perguntas podem ser respondidas com o auxílio do sensoriamento remoto e da ecologia de paisagens.

Ao utilizar as imagens de satélite ou fotografias aéreas nos estudos de ecologia de paisagem, o procedimento inicial, empregado na grande maioria dos casos, é classificar as unidades da paisagem em mapas formados por unidades categóricas

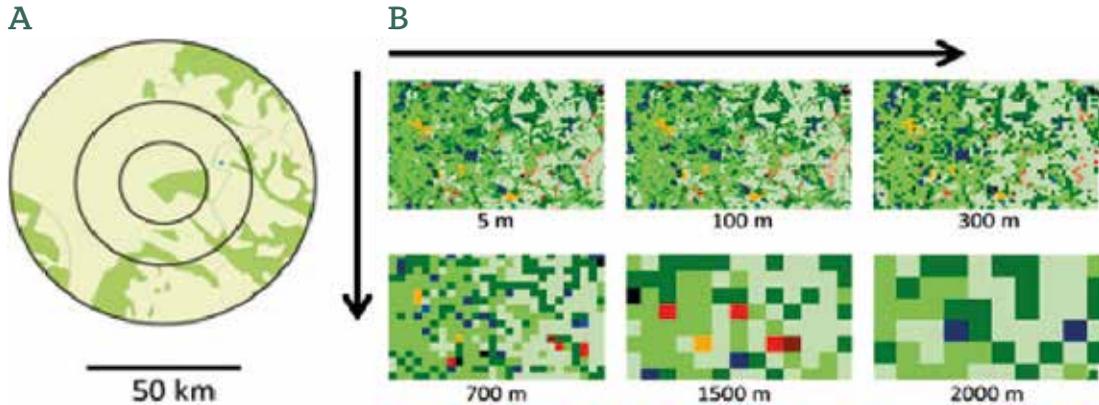
(Figura 2.6). O grau de detalhamento de cada um desses elementos vai depender da pergunta ecológica que se pretenda responder. Em alguns casos, separar a paisagem apenas em áreas de floresta/não floresta, por exemplo, pode ser suficiente. Em outras situações, é necessário saber de forma mais detalhada a que correspondem, mais especificamente, os ambientes não florestais e quantos tipos de ambientes florestais existem (uma vez que as florestas podem apresentar diferentes estágios de regeneração; Figura 2.6). O nível de detalhamento vai depender principalmente da sensibilidade dos organismos aos diferentes elementos, assim como da questão levantada.



**Figura 2.6** – Paisagem com os elementos separados em duas classes (A) e a mesma paisagem, considerando-se sete classes (B). Fonte: Elaboração própria.

Assim como determinar o nível de detalhamento das classes presentes na paisagem estudada, é necessário definir a extensão espacial adequada. Como citado em exemplos anteriores, a maneira como cada espécie “percebe” uma paisagem varia de acordo com sua necessidade de recursos e sua capacidade de deslocamento. Portanto, para estudar como a disposição espacial das áreas verdes de uma

cidade influencia a comunidade de formigas dentro de um bairro, não faz sentido mapear uma bacia hidrográfica inteira. O tamanho da paisagem mapeada deve ser aquele que melhor responda ao fenômeno observado (Figura 2.7A). O efeito da escala em estudos de ecologia de paisagens pode não ser fácil de determinar (para uma revisão sobre o assunto, ver JACKSON; FAHRIG, 2015).

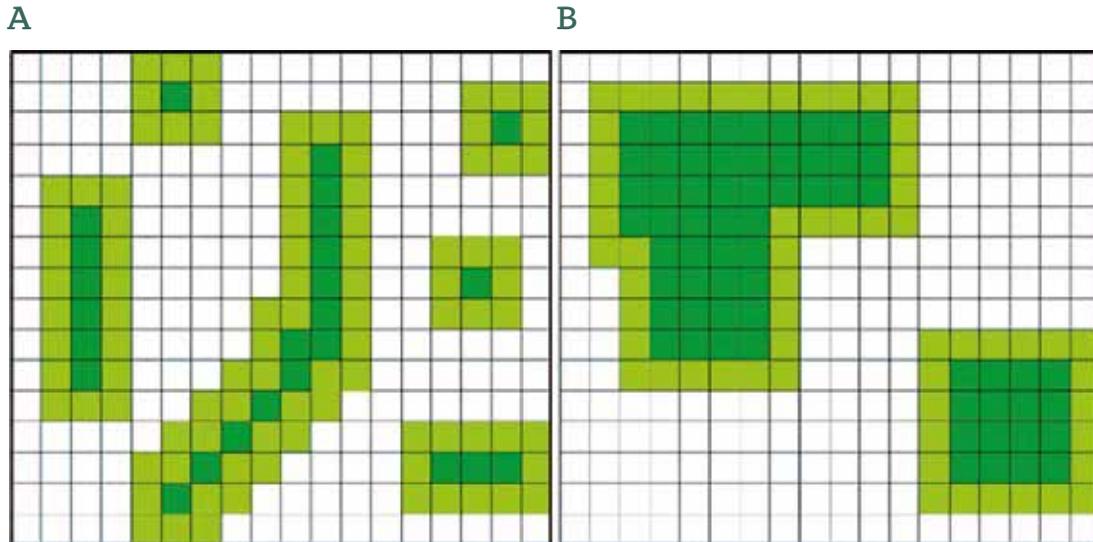


**Figura 2.7** – Extensão (A): a paisagem é comumente representada por círculos, como visto na figura da esquerda. O tamanho da paisagem vai depender do processo ecológico de interesse para o estudo. Dessa forma, a escala espacial poderá se relacionar a métricas calculadas em diferentes extensões (escalas espaciais). Resolução (B): de maneira semelhante, a menor unidade do mapeamento (pixel) também deve se adequar à pergunta. À direita, estão mapeamentos de uma mesma paisagem com diferentes resoluções espaciais. As setas indicam o sentido no qual as resoluções são mais grosseiras. Os valores abaixo de cada mapa indicam o tamanho da aresta dos pixels em metros. Fonte: Elaboração própria.

Após o mapeamento da paisagem de interesse para o estudo, calculam-se as métricas (ou índices) da paisagem. Atualmente, existem mais de uma centena de métricas e, para uma leitura mais detalhada sobre as principais delas, sugerimos consultar Metzger (2012). Uma métrica comumente utilizada em ecologia de paisagem é a que mede a quantidade de floresta como uma aproximação da quantidade de *habitat* em ambientes florestais.

Medir a quantidade de borda (isto é, a área de transição entre duas unidades da paisagem) é também muito comum em estudos de ecologia de paisagem, por essa

razão, grande parte dos índices de fragmentação se baseia nessa medida. Para boa parte das espécies florestais sensíveis às alterações ambientais, as bordas não representam um *habitat* adequado. Assim, por mais que uma paisagem tenha uma quantidade relativamente grande de floresta, caso a maior parte dos fragmentos seja pequena, fazendo com que seja alta a relação entre áreas de borda e áreas de interior de mata, haverá pouco *habitat* disponível. Uma métrica simples de borda é calcular a proporção dos pixels que correspondem à borda em relação à quantidade total de pixels na paisagem (Figura 2.8).



**Figura 2.8** – Paisagens em que os pixels de floresta localizada no limite entre a matriz e o interior dos fragmentos (ou seja, pixels de borda) são representados em verde musgo, os pixels de interior de floresta são representados em verde escuro e a matriz é representada em branco. Ambas as paisagens têm a mesma quantidade de floresta. Na paisagem da esquerda (A), 32% dos pixels são bordas, ao passo que, na paisagem da direita (B), essa proporção é menor (20%). Perceba-se que, na paisagem onde há maior quantidade de borda (A), o número de fragmentos é maior e eles são, no geral, menores e mais lineares. Fonte: Elaboração própria.

Outras métricas bastante importantes são as de conectividade. A conectividade é a capacidade de a paisagem facilitar a movimentação dos organismos entre os seus elementos. Em paisagens mais conectadas, intensifica-se o processo de recolonização após a extinção de uma população em um fragmento. Os corredores ecológicos, que podem ser definidos como manchas de vegetação em formato linear que ligam fragmentos que já estiveram conectados um dia (METZGER, 2012), são essenciais para manter a conectividade. Na Figura 2.6, os corredores estão representados por florestas restauradas, em laranja. Apesar de os efeitos de borda serem intensos nesses elementos, pelo fato de serem estreitos (Figura 2.8), os indivíduos se deslocam mais facilmente entre dois fragmentos através de corredores do que pela matriz. Assim como os corredores, as *stepping stones*, também chamadas

de *trampolins ecológicos*, que correspondem a manchas muito pequenas de *habitat*, também contribuem significativamente para o aumento da conectividade. Os trampolins ecológicos geralmente estão dispersos na paisagem e não fornecem recursos suficientes para que os organismos se estabeleçam neles por longos períodos de tempo (Figura 2.6A). No entanto, facilitam grandemente a movimentação na paisagem. Boscolo et al. (2008), realizando experimentos de captura e soltura de uma ave florestal na Mata Atlântica, notaram que, para cruzar distâncias maiores que cem metros entre um fragmento e outro, os animais utilizavam pequenos agrupamentos de árvores, ou até mesmo árvores isoladas, como pontos de parada. Na ausência dos trampolins ecológicos, as aves não conseguiam manter voo direto por longas distâncias na matriz, composta, nesse caso, por pastagens. Uma maneira

ra simples de calcular a conectividade é determinar a razão entre o número de pixels correspondente a corredores e trampolins ecológicos e o número total de pixels na paisagem (Figura 2.8).

Assim como corredores e trampolins ecológicos, que são elementos facilmente individualizados e mensurados em uma paisagem (Figura 2.6), as características da matriz e a configuração espacial dos fragmentos também estão relacionadas à conectividade. A permeabilidade da matriz, conforme já discutido no item 2.2, influencia a movimentação na paisagem, de modo que matrizes mais permeáveis promovem maior conectividade. Em relação à distribuição espacial dos fragmentos, as manchas florestais mais próximas entre si aumentam a probabilidade de os organismos atravessarem a matriz para se deslocar de um fragmento a outro. Assim, além de calcular a conectividade, contando o número de pixels que correspondem a corredores e trampolins ecológicos, outro método possível seria medir o grau de isolamento da paisagem, calculando a distância média entre os fragmentos. Em duas paisagens com a mesma quantidade de floresta, aquela que apresenta os fragmentos mais próximos entre si apresentaria um valor de isolamento menor.

Os índices exemplificados anteriormente medem, em sua maior parte, parâmetros espaciais da paisagem, como número de corredores, por exemplo. Outra família de métricas da paisagem é aquela relacionada à composição dos elementos da paisagem. Uma das métricas mais simples de composição é a con-

tagem do número de *unidades da paisagem*, que seriam, segundo Metzger (2001), cada tipo de cobertura do solo. De acordo com essa definição, a paisagem da figura 2.6B tem sete unidades (floresta madura, inicial e restaurada, plantação de cana-de-açúcar, pasto “limpo” e “sujo” e trampolim ecológico), já a paisagem da figura 2.6A tem duas (floresta e não floresta, ou seja, tudo, menos floresta). Paisagens com maior número de unidades são mais ricas e, portanto, apresentam um número maior de tipos de ambientes, o que pode influenciar a riqueza e a diversidade de espécies. As métricas de composição permitem também inferir o grau de dominância espacial das unidades.

É importante ressaltar que as métricas devem ser calculadas nas situações em que se suspeite que tenham sentido biológico. Ao citar as métricas, tentamos ilustrar algumas das possíveis relações entre essas medidas e a biodiversidade. Por exemplo, para que contar o número de trampolins ecológicos em uma paisagem? Porque esses elementos facilitaram o fluxo de indivíduos de uma espécie de ave florestal entre fragmentos de Mata Atlântica. Assim, é possível corroborar a hipótese de que os trampolins ecológicos aumentam a conectividade e usar essa informação para estimular o plantio de núcleos isolados de árvores, com a intenção de promover a movimentação dos animais e aumentar as taxas de colonização em fragmentos defaunados. Além disso, a maior parte dos índices de paisagem tem sentido apenas quando usada de forma comparativa. Ao comparar o número de espécies florestais sensíveis às alterações am-

bientais em duas paisagens com diferentes quantidades de borda (como as duas paisagens da Figura 2.8), por exemplo, será possível corroborar (ou refutar) a hipótese de que paisagens com mais bordas abriguem um número menor de organismos especialistas de *habitat*.

#### **2.4 Aplicações em ecologia de paisagens: estratégias de manejo**

A fragmentação de *habitat* causa efeitos danosos à biodiversidade; alguns deles foram vistos no item 2.2. Esses efeitos podem ser revertidos com o auxílio de algumas estratégias de manejo que reduzem as taxas de extinção local ou recuperem a biodiversidade em paisagens severamente depauperadas.

O manejo pode ser realizado em populações que habitem paisagens fragmentadas ou na própria paisagem. Quando realizado diretamente nas espécies, o manejo geralmente visa reintroduzir populações em locais onde houve extinções locais e promover variabilidade genética por meio da translocação de indivíduos entre fragmentos. A translocação (retirada de indivíduos de algumas áreas e soltura em outras) realizada em fragmentos onde as populações estão isoladas é uma medida análoga à dinâmica de metapopulações, que acontece naturalmente. Conforme visto no item 2.1, na dinâmica de metapopulações, apesar de as subpopulações estarem espacialmente afastadas entre si, há fluxo de indivíduos de tempos em tempos. Populações pequenas e isoladas correm risco elevado de extinção, em virtude da endogamia e de eventos

naturais que podem causar mortalidade, como tempestades e incêndios.

A endogamia é a reprodução de indivíduos proximalmente aparentados, o que pode resultar em prole com taxas baixas de sobrevivência e fertilidade. Nessas populações, a intervenção humana pode ser a única solução para permitir a colonização de novas áreas e reduzir os efeitos de endocruzamento por meio de translocações, reduzindo assim o risco de extinção. Um exemplo de manejo com populações em paisagens fragmentadas é o projeto realizado pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) com o mico-leão-preto na Mata Atlântica estacional no interior do estado de São Paulo. Nesse projeto, os pesquisadores têm reintroduzido micos criados em cativeiro em fragmentos onde a espécie foi extinta e translocado indivíduos entre fragmentos onde a espécie ocorre (REZENDE, 2014).

No que se refere às medidas de manejo das paisagens, o aumento da conectividade é bastante utilizado. A conectividade pode ser de dois tipos: estrutural e funcional. A conectividade estrutural está relacionada à conexão espacial entre fragmentos florestais e pode ser aumentada com, por exemplo, criação de corredores e trampolins ecológicos. A conectividade estrutural não faz sentido se a conectividade funcional, ou seja, a capacidade das espécies de se deslocar pela paisagem, não for restabelecida. Dessa forma, a conectividade funcional é dependente da biologia de cada espécie.

Em uma situação hipotética em que existam recursos financeiros para a criação na paisagem de elementos que pro-

movam a conectividade (como corredores e trampolins ecológicos), qual seria uma boa maneira de saber que configuração espacial serviria para o estabelecimento desses elementos, a fim de que a conectividade estrutural fosse a maior possível? Considerando-se que os recursos disponíveis para os esforços de conservação são geralmente bastante limitados, investi-los da forma mais benéfica possível é extremamente relevante. Uma maneira de responder uma questão desse tipo é por meio de estudos de simulação de paisagens que determinem áreas potencialmente mais adequadas e que apresentem custo baixo de estabelecimento. Um estudo como esse pode ser conduzido com o *software* LSCorridors (RIBEIRO et al., manuscrito inédito).

Apesar de os estudos de simulação indicarem os locais onde o custo do estabelecimento de corredores e outros elementos novos na paisagem são mínimos, a adoção de estratégias desse tipo pode ser inviável do ponto de vista econômico, pois seria necessário ocupar áreas que poderiam ser utilizadas para outras finalidades antrópicas, como a produção agrícola. Em regiões onde a produtividade das atividades agropastoris é alta (fazendo com que o valor das terras seja elevado) e onde o custo da restauração florestal para a criação de corredores também é alto, uma estratégia menos custosa de manejo da paisagem para promover a biodiversidade é incentivar a adoção de sistemas de produção considerados de baixo impacto, como os sistemas agroflorestais (SAFs). Os SAFs são associações de culturas agrícolas com es-

pécies arbóreas (que podem ser utilizadas para a produção de frutos ou a extração de madeira). Uma das vantagens dos SAFs em relação às culturas tradicionais (como extensas monoculturas de soja e cana-de-açúcar) é que, por apresentarem estrutura de vegetação semelhante à das florestas tropicais nativas, eles podem ser mais adequados para a ocorrência de espécies florestais sensíveis a perda e fragmentação de *habitat*.

Matrizes formadas por SAFs são mais permeáveis à movimentação dos organismos e podem até mesmo atuar como *habitat* para algumas espécies. Além disso, os efeitos de borda também ficam reduzidos em fragmentos inseridos em matrizes agroflorestais, uma vez que as diferenças de luminosidade e vento em SAFs e áreas de floresta são menores do que entre floresta e monoculturas e pastagens. A criação de SAFs é uma maneira de conciliar produção agrícola com conservação da biodiversidade e um exemplo de como o manejo da matriz pode auxiliar na redução dos efeitos da fragmentação. No entanto, vale ressaltar que há evidências que indicam que a capacidade dos SAFs de conservar a biodiversidade depende, sobretudo, da paisagem na qual estejam inseridos. Em paisagens com grandes fragmentos de floresta madura, os SAFs podem abrigar uma parcela elevada da biodiversidade, diferentemente de quando estão inseridos em paisagens onde os remanescentes florestais são reduzidos e estão em estágios iniciais de regeneração (FARIA et al., 2006; FARIA et al. 2007; PARDINI et al., 2009).

## **2.5 A fragmentação de habitat da perspectiva da legislação e das políticas públicas**

Diante da crise atual na biodiversidade, a criação de leis e a adoção de políticas públicas para reduzir extinções e garantir a continuidade dos serviços ecossistêmicos é papel fundamental dos governantes. No Brasil, dentre as diversas leis que vigoram em diferentes unidades político-administrativas, a Lei Federal nº 12.651/2012 (conhecida popularmente como a lei de proteção da vegetação nativa) é uma das mais importantes para a conservação (BRASIL, 2012a). Essa lei, de forma geral, rege como e onde a vegetação nativa pode ser explorada em propriedades privadas. Para exercer sua função, essa lei compreende dois tipos principais de áreas: as Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL).

As APP têm a função de proteger, por meio da preservação das espécies nativas, áreas mais vulneráveis à erosão, como margens de rios e terrenos de declive acentuado. Também é função das APP conservar a biodiversidade e prover serviços ecossistêmicos. Em paisagens fragmentadas, as APP em beira de rio formam corredores de vegetação que podem aumentar a conectividade. Uma das características dos corredores que mais influencia sua qualidade de proteger a biodiversidade, ou seja, a capacidade de manter a permanência e o fluxo de um grande número de espécies, é a largura. Em um estudo realizado na Amazônia, constatou-se que a faixa de vegetação mínima a ser preservada em cada uma das margens dos rios, a fim de man-

ter o mesmo número de espécies de aves e mamíferos que existe em floresta contínua, deve ser de 200 metros (LEES; PERES, 2008). Corredores muito estreitos sofrem intensamente os efeitos de borda (Figura 2.8) e se tornam inadequados para a permanência de espécies florestais sensíveis. Na Mata Atlântica, estudos sobre diversos grupos de plantas e animais sugerem que a largura mínima dos corredores deva ser de 100 metros (50 metros em cada uma das margens) (METZGER, 2010). No entanto, a lei de proteção da vegetação nativa exige que rios com até dez metros de largura preservem uma faixa de, pelo menos, 30 metros de vegetação. Além disso, propriedades pequenas (que variam entre 30 hectares e 50 hectares, dependendo da região do país) devem, de acordo com o Decreto nº 7.830/2012, manter APP com pelo menos cinco metros de largura (BRASIL, 2012b). Um corredor ripário tão estreito quanto cinco metros é insuficiente para conectar a paisagem no que se refere a uma vasta maioria das espécies florestais (METZGER, 2010).

Além das APP, a RL também é altamente relevante em paisagens fragmentadas. De acordo com a lei, a RL é uma “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural (...) com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa” (Brasil 2012a, artigo 3º). A principal função da RL, da perspectiva da lei, é que os frag-

---

mentos dispersos na paisagem aumentam substancialmente a conectividade, fazendo com que a quantidade de vegetação natural fique acima dos limiares de fragmentação. Pequenos fragmentos florestais em RLs podem facilitar o fluxo de indivíduos entre as unidades de conservação e outros grandes blocos de vegetação nativa. Assim, dentre outras passagens que consideram a paisagem, a lei diz que, para determinar o local da RL, o proprietário da terra deve, se possível, considerar a proximidade com outras áreas de vegetação nativa, que podem ser formadas por APP, RL ou unidades de conservação, para que sejam criados corredores que aumentem a conectividade (BRASIL 2012a, artigo 14). Tendo em vista que as áreas protegidas brasileiras preservam uma pequena parcela da vegetação nativa (9% no caso da Mata Atlântica; RIBEIRO et al., 2009), proteger florestas no interior de propriedades privadas, na forma de APP e RL, é imprescindível para a conservação da biodiversidade.

Outra lei que tem por objetivo reduzir os efeitos da perda e da fragmentação de *habitat* é o Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC (BRASIL, 2000). O SNUC é o conjunto das diretrizes que regem a criação e a gestão das unidades de conservação (UCs) no Bra-

sil. Essas UCs são divididas em 12 categorias que, por sua vez, estão divididas em dois grupos: proteção integral e uso sustentável. Reservas de proteção integral têm como principal objetivo a conservação da biodiversidade, portanto, a presença humana é permitida de forma restrita e as atividades que visam explorar recursos naturais são bastante limitadas. Por outro lado, as reservas de uso sustentável visam conciliar a conservação com o uso de recursos naturais. Nesse segundo tipo de UC, a presença humana é mais intensa, porém, apenas práticas pouco impactantes à biodiversidade são permitidas.

Proteger áreas naturais com a implantação de UCs é o paradigma vigente de conservação da biodiversidade no Brasil e em países como os Estados Unidos. Se, por um lado, esse modelo é uma forma de manter a biodiversidade alta dentro dos limites das reservas (geralmente formadas por grandes blocos de floresta), por outro, pode ser ineficaz para assegurar a integridade dos processos ecológicos em regiões extensas e em prazo longo. Nos casos em que as UCs estão inseridas em paisagens altamente fragmentadas, as espécies que habitam o interior das reservas (especialmente as mais sensíveis e com mais dificuldade de cruzar

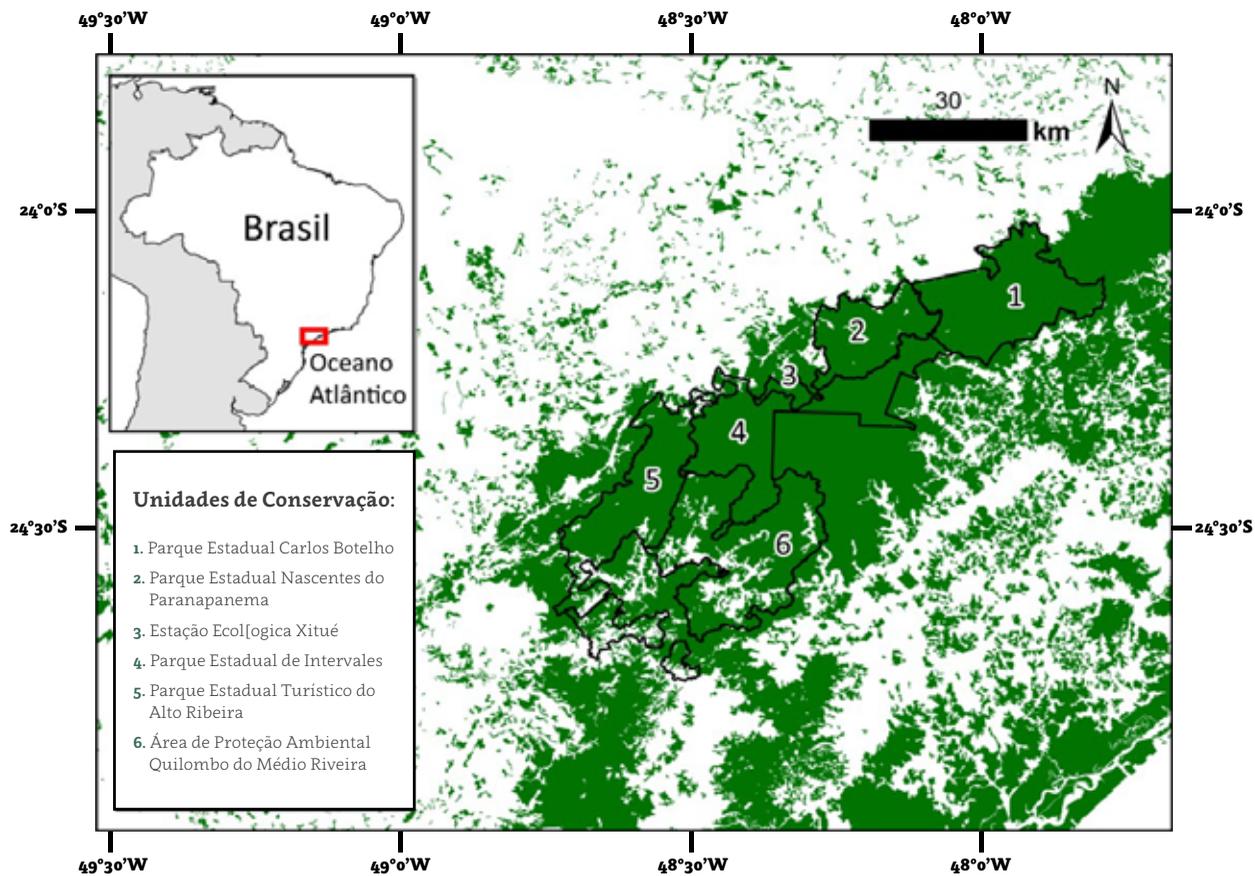
---

as matrizes para alcançar outras manchas de vegetação natural) podem ficar restritas a essas áreas de conservação, o que pode fazer com que suas populações se tornem inviáveis no longo prazo, pelos fatores discutidos no item anterior, como endogamia e vulnerabilidade a eventos naturais que resultem em taxas altas de mortalidade. Dessa maneira, para amplificar a efetividade das UCs na conservação da biodiversidade, políticas públicas que aumentem a conectividade entre as grandes reservas são extremamente necessárias.

Além da proteção da vegetação nativa, que aumenta a conectividade da paisagem por meio de APP e RL, o próprio SNUC tem outros dispositivos que visam reduzir o isolamento das UCs, como a criação de corredores para ligar áreas extensas de alta relevância para a conservação, como o corredor central da Mata Atlântica (MMA, 2006). O corredor central da Mata Atlântica compreende uma área de 8,5 milhões de hectares, está situado no sul do estado da Bahia e em todo o estado do Espírito Santo e é formado por 83 UCs. Essa região tem níveis altíssimos de biodiversidade. Para exemplificar sua importância, tenhamos em mente que 50% das aves endêmicas da Mata Atlântica ocorrem nessa região (MMA, 2006).

O estabelecimento desse corredor visa promover ações que aumentem o potencial de conservação e diminuam os efeitos da fragmentação por meio da criação de novas UCs e do incentivo às atividades de baixo impacto.

Outro dispositivo do SNUC para a redução dos efeitos da fragmentação é a criação de mosaicos de UCs. Os mosaicos são criados em situações em que existe um conjunto de reservas próximas entre si, com a intenção de promover a gestão integrada das UCs, a fim de ampliar seu potencial de conservação e reduzir o isolamento (BRASIL, 2000). Esse tipo de “agrupamento de reservas” surgiu inicialmente na Mata Atlântica, em razão de sua situação atual de fragmentação. Atualmente, existem 14 mosaicos no Brasil (ICMBIO, 2016). Um exemplo é o mosaico da Mantiqueira, formado por 19 UCs (oito de proteção integral e 11 de uso sustentável), situadas nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. A área total desse mosaico abrange mais de 700 mil hectares (ver em <http://www.mosaicomantiqueira.org.br/site/>). Existem dezenas de iniciativas com o objetivo de criar mosaicos em áreas importantes para a conservação, como ocorre, por exemplo, na serra de Paranapiacaba (Figura 2.9).



*Figura 2.9 – Mosaico das unidades de conservação da serra de Paranapiacaba. Uma iniciativa da Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo e da Fundação Florestal pretende integrar a gestão dessas UCs e criar um mosaico na região. Fonte: Elaboração própria.*

---

## 2.6 Considerações

Neste capítulo, apresentamos conceitos importantes sobre o manejo de fragmentos florestais, como fragmentação de *habitat*, e modelos que nos ajudam a entender a estrutura espacial das comunidades ou mesmo a abundância e a distribuição das espécies e suas interações, como a teoria da biogeografia de ilhas, a dinâmica de metapopulações e a ecologia de paisagens. Esses modelos evoluíram e se adaptaram, para que seu uso nos ajudasse a entender paisagens reais no ambiente terrestre, o que é bastante diferente de um conjunto de ilhas circundadas por um mar inóspito à vida terrestre. Também utilizamos essas perspectivas ecológicas como ferramentas poderosas para o manejo sustentável de fragmentos florestais. Além

disso, discutimos aspectos relevantes para o estudo de paisagens, como a extensão e a resolução. Essas características podem determinar a adequação dos objetivos de um estudo e sua exequibilidade. Por fim, discutimos a fragmentação de *habitat* da perspectiva da legislação e das políticas públicas, com foco na Mata Atlântica brasileira. É necessário que o conhecimento a respeito dessas atividades seja amplamente difundido, a fim de que as ações de conservação e restauração sejam bem-sucedidas. Seria pretencioso abordar todo o conteúdo dessa temática em um capítulo apenas, mas este é um ponto de partida para os fundamentos, para a investigação da estrutura espacial de comunidades e das interações em áreas florestais fragmentadas.

---

### 3 DIAGNÓSTICO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS COMO SUBSÍDIO PARA O MANEJO ADAPTATIVO: PROPOSTA DE AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA PARA A FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

**Ana Paula Liboni<sup>1</sup>;**  
**Cristina Yuri Vidal<sup>2</sup>;**  
**Débora Cristina Rother<sup>2</sup>;**  
**Fabiano Turini Farah<sup>1</sup>;**  
**Ricardo Ribeiro Rodrigues<sup>1</sup>**

**D**iante do atual cenário de degradação ambiental, é urgente a elaboração de protocolos voltados para a avaliação e o diagnóstico florestal, tanto do ponto de vista florístico quanto do ponto de vista estrutural. A finalidade desses protocolos é guiar ações de manejo que possam potencializar seu papel na conservação da biodiversidade, além de permitir a manutenção de processos ecológicos que garantam a provisão de serviços ecossistêmicos em paisagens alteradas pelas atividades humanas.

Nesse contexto, os objetivos deste capítulo incluem: (1) compilar informações sobre os principais fatores de degradação e seus efeitos sobre as comunidades vegetais de florestas inseridas em matriz agrícola; (2) propor um método rápido para a avaliação do estado de conservação de fragmentos florestais que forneça subsídios para a tomada de decisões relativas ao manejo adaptativo na fisionomia Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica. O manejo adaptativo prevê mudanças periódicas nos objetivos e protocolos de manejo, em resposta aos dados de monitoramento e a informações novas e, na esfera da restauração ecológica, compreende intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado (ARONSON et al., 2011).

Utilizamos o cenário do interior do estado de São Paulo como exemplo para a aplicação do método proposto, uma vez que ele compreende, em sua maioria, frag-

---

<sup>1</sup> Universidade São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF).

<sup>2</sup> Universidade Estadual de Campinas, Departamento de Biologia Vegetal.

---

mentos florestais pequenos e isolados, localizados principalmente em propriedades agrícolas com matriz de cana-de-açúcar, que se apresentam em diferentes estados de conservação e são representativos da situação da Mata Atlântica de interior no Brasil. Buscamos promover um método simples de avaliação da vegetação, com a intenção de facilitar e estimular o diagnóstico voltado para o manejo adaptativo de florestas inseridas em matriz agrícola. Esse é um primeiro passo na tentativa de estabelecer protocolos mais robustos e efetivos, que possam contribuir para a conservação da biodiversidade em paisagens alteradas por atividades humanas.

### **3.1 Desafios para a conservação diante do cenário de degradação ambiental**

As florestas tropicais são os ecossistemas terrestres mais biodiversos. Abrigam mais da metade das espécies animais e vegetais conhecidas e se destacam nas listas dos ecossistemas ameaçados (MYERS et al., 2000; SHVIDENKO; BARBER; PERSSON, 2005). A imensa riqueza biológica dos ecossistemas florestais é resultado de processos históricos e evolutivos que compõem um gradiente ao longo da superfície do planeta, respeitando padrões climáticos e hidrológicos, conferindo-lhes elevada heterogeneidade. As florestas tropicais são muito dinâmicas, pois sua estrutura e sua composição variam no tempo e no espaço, em resposta aos distúrbios naturais ou antrópicos que atuam em diferentes escalas, associados aos diferentes padrões climáticos que modulam a organização da comunidade vegetal (CHAZDON, 2008; KRAFT; VALENCIA; ACKERLY, 2008).

Além da heterogeneidade inerente a essas florestas, em escala local, a heterogeneidade espacial da vegetação ocorre usualmente em duas dimensões: na vertical, correspondente à estratificação da vegetação, e na horizontal, determinada pela

variabilidade dos fatores abióticos, pelas condições microclimáticas, edáficas, topográficas, entre outras (BARBERIS et al., 2002; DECOCQ, 2002). Juntamente com as variações edáficas e de relevo, os distúrbios naturais ou antrópicos que atuam na escala local geram heterogeneidade dos recursos no espaço, definindo as diferenças na composição, na estrutura e, portanto, na manutenção da alta diversidade dessas florestas (MOLINO; SABATIER, 2001).

Dessa maneira, devemos considerar que a vegetação sofre modificações no tempo em um mesmo lugar, de acordo com a dinâmica de comunidades característica da sucessão secundária (DENT; DEWALT; DENSLOW, 2013; FELDPAUSCH et al., 2007; LAURANCE et al., 2002; LEBRIJA-TREJOS et al., 2010; NORDEN et al., 2009; NORDEN et al., 2015) ou, em uma escala de tempo mais ampla, em resposta a mudanças climáticas (SHOO et al., 2011; THOMAS et al., 2004). Todos esses aspectos dificultam a caracterização das formações vegetais e/ou o reconhecimento de suas fisionomias em campo, que, portanto, devem considerar não somente a estrutura da vegetação (altura e continuidade do dossel, área basal etc.) como também a composição de espécies em determinada área (DURIGAN et al., 2012).

A degradação dos ecossistemas naturais, especialmente em decorrência da atividade humana, tem comprometido não apenas a biodiversidade, mas também as funções e os processos ecológicos que garantem a oferta de serviços ecossistêmicos (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; NAEEM; DUFFY; ZAVALETA, 2012). Como as respostas da dinâmica dos ecossistemas a tais mudanças podem ser complexas, não lineares e, muitas vezes, imprevisíveis, os esforços de conservação e manejo de ecossistemas naturais lidam com uma grande incerteza (SASAKI et al., 2015).

Dentro dessa temática, o conceito de resiliência tem sido o foco de um debate substancial na literatura (NEWTON; CANTARELLO, 2015), pois se relaciona à capacidade de autorrecuperação de um ecossistema. Em seu sentido mais amplo, resiliência é a medida da persistência de um ecossistema e de sua capacidade de absorver perturbações (HOLLING, 1973) ou a capacidade de um ecossistema de manter suas funções diante de diferentes distúrbios (WEBB, 2007). Um conceito mais recente considera que os ecossistemas apresentam múltiplos estados de equilíbrio (em inglês, *stable states*), e define a “resiliência ecológica” ou “resiliência do ecossistema” como a quantidade de perturbação que um sistema pode absorver antes de mudar para outro estado estável (BRAND; JAX, 2007). Em um sistema com múltiplos estados estáveis, as perturbações podem resultar na transição de um estado para outro pela superação do limiar ou domínio de estabilidade, o que é qualitativamen-

te diferente do retorno ao estado original (FOLKE et al., 2010).

Tais premissas têm implicações significativas em um contexto de restauração de ecossistemas, já que o manejo pode ser concebido para atingir um único ponto de equilíbrio como alvo das ações de restauração ou múltiplos estados alternativos, respeitando a variação que ocorre naturalmente entre os ecossistemas (CARPENTER et al., 2001; NEWTON; CANTARELLO, 2015).

### **3.2 A floresta estacional semidecidual**

A Floresta Estacional Semidecidual (FES), também denominada Mata Atlântica de interior, é um dos tipos florestais do domínio da Mata Atlântica, juntamente com as fisionomias Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual, Restinga e Manguezal (IBGE 2012). O que caracteriza a FES é o fato de as árvores que compõem o dossel florestal serem, em grande parte, de espécies decíduas, ou seja, que perdem as folhas como resposta à escassez de água, peculiar aos meses de inverno em boa parte do interior do Brasil (DURIGAN et al., 2012). Portanto, o conceito ecológico desse tipo florestal é estabelecido em função do clima estacional, que determina a deciduidade da folhagem do dossel da floresta. Na zona tropical, esse tipo florestal está associado à região marcada por intensas chuvas de verão, seguidas de estiagens acentuadas. Na zona subtropical, correlaciona-se ao clima sem período seco, porém, com seca fisiológica provocada pelo frio intenso do inverno (temperaturas médias mensais inferiores a 15 °C),

que determina a queda parcial das folhas (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

As florestas estacionais foram insuficientemente estudadas antes de sua destruição em larga escala, por isso, sabemos muito pouco sobre sua composição florística primitiva (CÂMARA, 2003). Mesmo assim, essas regiões são reconhecidas por apresentar alto endemismo e diversidade, tanto na região tropical quanto globalmente (ICPB, 1992; LACLAU, 1994). A composição florística das florestas estacionais inclui espécies peculiares, mas não faltam elementos em comum com a Floresta Ombrófila (RIZZINI, 1997). No Brasil, a FES ocorre especialmente nas regiões a oeste da serra do Mar, com área expressiva nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná, além de manchas menores em outros estados. De acordo com um inventário recente da vegetação do Brasil, a FES apresenta 3.384 espécies de angiospermas, das quais 241 são endêmicas e restritas a esse tipo de vegetação (ZAPPI et al., 2015).

O componente arbóreo desse tipo florestal geralmente se apresenta em dois estratos floristicamente distintos (PAGANO; LEITÃO-FILHO, 1987). O estrato superior tem entre 15 m e 20 m de altura, além de árvores emergentes que podem alcançar 30 m, e o estrato inferior tem até 15 m de altura. As famílias com maior número de espécies arbóreas geralmente são Fabaceae, Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae e Solanaceae (BAITELLO et al., 1988; CERQUEIRA; BRAGANÇA GIL; MEIRELES, 2008; COLLETTA, 2015; DURIGAN et al., 2000; DURIGAN; SANTOS; GANDARA,

2002; IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1999). No estrato superior, predominam gêneros amazônicos de ampla distribuição brasileira, como, por exemplo: *Parapiptadenia*, *Peltophorum*, *Cariniana*, *Handroanthus*, *Astronium* e outros de menor importância fisionômica (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). No estrato inferior, predominam os representantes das famílias Rutaceae, Meliaceae, Euphorbiaceae e Rubiaceae (PAGANO; LEITÃO-FILHO, 1987). Entre as formas subarbustivas e herbáceas, são frequentes os representantes das famílias Rubiaceae, Acanthaceae e Poaceae. O componente das plantas epífitas e hemiepífitas pouco se destaca no conjunto da vegetação, ao passo que as trepadeiras se salientam, principalmente nas bordas e nas clareiras maiores (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004).

A FES tem densidade ao redor de mil árvores por hectare, com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm – em florestas maduras, as árvores emergentes podem ultrapassar um metro de diâmetro (DURIGAN et al., 2012). A porcentagem das árvores que perdem as folhas na estação mais seca situa-se entre 20% e 50% (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), alterando ciclicamente, em quantidade e qualidade, o regime de luz que atinge o sub-bosque (GANDOLFI et al., 2007; SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014; TOMITA; SEWIA, 2004). Essas alterações afetam as espécies dos estratos inferiores que apresentam diferentes requerimentos de luminosidade: as espécies intolerantes à sombra são favorecidas pela abertura do dossel e pela

maior disponibilidade de água no solo, que ocorre em razão da menor interceptação da água da chuva pelas copas das árvores durante o período seco (SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014). As trepadeiras heliófitas também se destacam entre as espécies favorecidas pela abertura do dossel. Algumas espécies de trepadeiras proliferam vigorosamente após distúrbios ou formação de clareiras em florestas tropicais (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007) e podem vir a estagnar ou até mesmo reverter a sucessão florestal (FARAH et al., 2014; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000).

No Brasil, a ocorrência da FES coincide com as regiões em que o *habitat* se encontra mais fragmentado, em virtude da alta aptidão agrícola e, por isso, essas florestas foram historicamente submetidas ao uso intensivo do solo (RIBEIRO et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011). A ocupação dos solos férteis por diferentes ciclos agrícolas reduziu a cobertura florestal da Mata Atlântica a aproximadamente 10% da cobertura original (METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009) e os remanescentes ficaram restritos a áreas de difícil acesso, que apresentam relevo acidentado, ou são representados por pequenos fragmentos de vegetação nativa (83% são menores que 50 hectares e 97% são menores que 250 hectares), isolados (METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; VIANA;

TABANEZ, 1996) e intensamente perturbados (RODRIGUES et al., 2011).

A maioria dessas florestas está inserida em propriedades particulares destinadas à produção agrícola (RODRIGUES et al., 2011; SPAROVEK et al., 2010; SPAROVEK et al., 2012), e está distante (mais de 25 km) de unidades de conservação (RIBEIRO et al., 2009). Esses fragmentos florestais compreendem tanto áreas em processo de sucessão secundária após supressão total ou parcial da vegetação quanto florestas remanescentes que sofreram perturbações naturais ou antrópicas (extração de madeira ou produtos não madeiros, caça, presença de gado, fogo etc.) e se apresentam em diferentes estágios sucessionais, com potenciais distintos para a oferta de serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al., 2014). Essa é a situação da Mata Atlântica de interior em diversas regiões do Brasil; no entanto, utilizaremos o exemplo do estado de São Paulo para ilustrar a proposta deste capítulo.

O interior do estado de São Paulo compreende dois domínios, o cerrado e a Mata Atlântica (IBGE, 2004), cada um representado por diversas fisionomias vegetais. Embora seja naturalmente heterogênea, essa região é representada principalmente por fragmentos de FES (KRONKA; NALON; MATSUKUMA, 2005) imersos em plantações de cana-de-açúcar (SIFESP, 2010); serão eles o alvo desta proposta teórica em desenvolvimento (Figura 3.1).



**Figura 3.1** – Paisagem típica do interior do estado de São Paulo (nesta fotografia, um exemplo no município de Batatais), com florestas ciliares e fragmentos de vegetação nativa imersos em matriz de cana-de-açúcar. Fotografia: Ana Paula Liboni.

Embora tenham diferenças na estrutura da vegetação e na composição de espécies em relação às florestas conservadas (CHAZDON et al., 2009), os estudos indicam que as florestas de regiões fragmentadas podem apresentar elevada diversidade florística e grupos funcionais importantes, como espécies de estágios avançados da sucessão, espécies zoocóricas, entre outras (AGUIRRE, 2008; FARAH et al., 2014; FARAH et al., 2017; FIGUEIREDO, 2016; LIBONI, 2018; MAGNAGO et al., 2014; MANGUEIRA, 2017; RODRIGUES et al., 2011; SABINO, 2012; SANTOS; KINOSHITA; SANTOS, 2007; SOLAR et al., 2015). Em paisagens intensamente perturbadas e com cobertura vegetal reduzida, essas florestas constituem os únicos *habitat* florestais e garantem a provisão de serviços ecossistêmicos, como a polinização nas lavouras, o controle de pragas, a proteção dos cursos d'água e o armazenamento de carbono (CHAZDON et al., 2009), além de serem fontes de propá-

gulos e de indivíduos para os fragmentos do entorno e as áreas em processo de restauração (RIBEIRO et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011).

Os estudos têm mostrado, ainda, que, embora perturbadas, essas florestas apresentam elevada dissimilaridade (diversidade beta), ou seja, a composição de espécies de cada floresta é peculiar e abrange espécies raras ou pouco frequentes (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; CARNEIRO et al., 2016; FARAH et al., 2017; LIBONI, 2018; MANGUEIRA, 2017; SANTOS; KINOSHITA; SANTOS, 2007; SOLAR et al., 2015). Essa característica ressalta o papel das florestas remanescentes localizadas em propriedades agrícolas na conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, papel complementar ao das unidades de conservação (FARAH et al., 2017; LIBONI, 2018).

Considerando a dinâmica natural das florestas tropicais e o cenário atual, que une degradação e regeneração da vege-

tação, fica evidente que a avaliação e o diagnóstico de fragmentos florestais são extremamente importantes na manutenção das comunidades vegetais e na conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas. A legislação brasileira oferece algumas ferramentas que orientam a avaliação da estrutura e da composição de fragmentos florestais; no entanto, não existe atualmente uma regra que estabeleça as variáveis mais adequadas a serem registradas nos diagnósticos, seja para fins de caracterização da vegetação, seja para ações de manejo. Este capítulo traz uma proposta simplificada para a avaliação e o diagnóstico de fragmentos florestais da fisionomia FES, com o objetivo de incentivar e nortear, em um primeiro momento, as ações de manejo adaptativo.

### **3.3 Fatores de degradação e efeitos do processo de fragmentação sobre a estrutura e a dinâmica florestal**

Apesar de a degradação de florestas tropicais ser um tema de relevância mundial, sua definição ainda não é clara, pois abrange uma variedade de alterações na estrutura, na composição e nas funções florestais, em diferentes escalas espaciais e temporais (GHAZOUL et al., 2015). É preciso notar que a ideia de degradação se relaciona a um estado de referência, representado por um conjunto de possíveis situações florestais, que variam com a dinâmica dos distúrbios e com a capacidade natural de autorrecuperação (resiliência) de uma floresta.

Acrescentando complexidade a essas definições, devemos lembrar que os

distúrbios podem ser naturais ou antropogênicos e têm variações de escala, intensidade e frequência. Ghazoul et al. (2015) definiram floresta degradada como aquela que perdeu sua resiliência *em razão de causas antropogênicas* atuais e/ou passadas, de forma que não é possível recuperar sua estrutura ou os processos sucessionais da condição pré-distúrbio naturalmente, ou seja, sem que haja intervenções para a retomada da trajetória sucessional. Os autores destacam que esse diagnóstico deve se basear em parâmetros que representem a dinâmica florestal, como a avaliação da comunidade de plântulas e indivíduos jovens em escalas de tempo compatíveis (GHAZOUL et al., 2015).

As principais causas relacionadas à degradação florestal são a perda de *habitat* resultante do desmatamento e do processo de fragmentação, a extração seletiva de madeira e de produtos não madeireiros, a sobrecaça e a incidência de fogo (PUTZ; REDFORD, 2010; TABANEZ; VIANA, 2000). Para compreender o cenário de degradação das florestas brasileiras, devemos considerar o fato de que mais de um terço da vegetação natural do país já foi convertida em áreas agrícolas (SPAROVEK et al., 2010). As regiões com maior potencial econômico foram as mais intensamente afetadas, como é o caso da Mata Atlântica. Especificamente no estado de São Paulo, o histórico antigo de desmatamento e ocupação resultou em matrizes pouco permeáveis, como pastos, cultivos agrícolas e áreas urbanas (GARDNER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009), em que restaram

---

pequenos remanescentes florestais visivelmente degradados, com muitas árvores mortas em pé, predomínio de trepadeiras no dossel e presença de gramíneas exóticas invasoras.

Além da redução drástica da cobertura florestal, os impactos gerados pela extração madeireira no século XX também podem ser percebidos até hoje nas florestas remanescentes. Dada a exuberância e a vastidão de nossas florestas, a exploração madeireira foi feita sem qualquer preocupação com uma produção sustentável. Um exemplo disso é que, nos anos 1970, a Mata Atlântica contribuía com aproximadamente metade de toda a produção de madeira em toras do Brasil (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; MMA, 2000). As espécies com madeira de alto valor comercial (com boa densidade, tonalidade e resistência) foram exploradas intensamente, com possíveis efeitos deletérios sobre a viabilidade das populações remanescentes, ainda pouco conhecidas quanto aos seus processos reprodutivos, suas interações ecológicas e seus mecanismos de deriva genética no longo prazo.

Algumas das espécies típicas da FES exploradas intensamente pelo valor madeireiro incluem: o cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell.), a cabreúva (*Myroxylum peruiferum* L.f.), o pau-marfim (*Balfourodendronriedelianum* (Engl.) Engl.), a peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.), os ipês (*Handroanthus* spp e *Tabebuia* spp), o jequitibá-rosa (*Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze), o jequitibá-branco (*Cariniana estrelenses* (Raddi) Kuntze), o guarantã (*Esenbeckia leiocarpa* Engl.), o jatobá (*Hymenaea courbaril* L.),

as diversas canelas (pertencentes aos gêneros *Cryptocarya*, *Nectandra* e *Ocotea*), e muitas outras. Vale lembrar que espécies de madeiras menos nobres também foram extraídas para usos cotidianos, como lenha, carvão, construção de cercas etc., causando danos à estrutura das florestas.

A exploração de produtos florestais não madeireiros também representa, em menor ou maior grau, um distúrbio, e inclui o uso de recursos alimentícios (mel, polpas, palmito etc.), de extratos oleosos ou medicinais, como copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.), breu (*Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand) e sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer), e de produtos medicinais, como a espinheira-santa (*Maytenus aquifolia* Mart.), a carqueja (*Baccharis crispa* Spreng.), o guaco (*Mikania* sp), entre outros (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Cabe ressaltar que a extração ilegal de palmito (*Euterpe edulis* Mart.), que resulta na morte das plantas, é um fator de degradação expressivo na Mata Atlântica, especialmente na Floresta Ombrófila Densa (MULER et al., 2014; ROTHER; PIZO; JORDANO, 2016; ROTHER; RODRIGUES; PIZO, 2016); no entanto, essa espécie também foi alvo de extrativismo nas florestas estacionais. A retirada do palmito é comprovadamente um fator de degradação que altera a dinâmica da regeneração natural (ROTHER; PIZO; JORDANO, 2016) e tem consequências negativas para a comunidade de frugívoros (ROTHER; RODRIGUES; PIZO, 2016), dado que essa espécie produz grande quantidade de frutos por ano e em uma época de escassez de recursos (CASTRO;

MARTINS; RODRIGUES, 2007; GALETTI; ALEIXO, 1998), constituindo importante elemento para a estrutura e a dinâmica da vegetação (MULER et al., 2014; ROTHER; RODRIGUES; PIZO, 2016).

A conversão de florestas em áreas agrícolas corresponde a 80% do desmatamento no planeta (KISSINGER; HEROLD; DE SY, 2012) e é a principal causa da perda de biodiversidade e da degradação dos ecossistemas (TSCHARNTKE et al., 2005; TURNER et al., 2007). Cerca de 50% dos vertebrados terrestres são ameaçados pelos impactos da intensificação agrícola (BECA et al., 2017; CEBALLOS et al., 2015), que afetam principalmente a movimentação das espécies e, conseqüentemente, os fluxos biológicos nas paisagens agrícolas (LEES; PERES, 2009). A defaunação das florestas tropicais pode acarretar alterações significativas em sua estrutura e dinâmica, como evidenciado por Bello et al. (2015), que apontam efeitos negativos sobre o estoque de carbono. Segundo esses autores, a redução das populações de grandes herbívoros dispersores de sementes compromete a dispersão e a regeneração de espécies de sementes grandes, que dependem desses animais para manter suas populações, e de espécies de crescimento lento, que fixam mais carbono em sua biomassa. A sobrecaça também representa uma séria ameaça à biodiversidade, sobretudo aos vertebrados de médio a grande porte, e é acen-

tuada pelo avanço da matriz agrícola e pela fragmentação do *habitat*, em razão da facilitação do acesso às áreas naturais (MELO et al., 2013b), assim como de outros distúrbios, já citados.

Tomando o estado de São Paulo como exemplo, nos últimos 40 anos, houve a intensificação da expansão sucroalcooleira. O estado é hoje o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, com mais de 5,7 milhões de hectares destinados a esse cultivo agrícola (CANASAT, 2014). Apesar desse longo histórico de produção, os impactos ambientais gerados pelo cultivo da cana são ainda pouco conhecidos (FILOSO et al., 2015). Embora poucos estudos tenham avaliado os efeitos do fogo nas comunidades vegetais (MELO; DURIGAN, 2010), é possível prever que a prática da queima da cana antes da colheita terá efeitos negativos sobre a biodiversidade regional (Figura 3.2). Há indícios da redução da quantidade e da qualidade da vegetação remanescente (*i.e.*, estoques de biomassa) e da fauna associada, o que empobrece as comunidades naturais e, possivelmente, facilita as invasões biológicas por espécies exóticas (MELO; DURIGAN, 2010). A regulamentação da utilização de fogo nas colheitas de cana-de-açúcar ocorreu apenas em 2002, com a Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002 (SÃO PAULO, 2002), que dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar até 2021.



**Figura 3.2** – Evidência da ocorrência de fogo em fragmento florestal. Fotografia: Ana Paula Liboni.

Na ocorrência desses fatores de perturbação, algumas espécies encontram as condições ideais para se propagar rapidamente, podendo desequilibrar ainda mais os ecossistemas já fragilizados em seu potencial de resiliência. Neste item, adotamos o termo *espécies-problema* para denominar as espécies que formam populações fora do seu sistema natural ou fora do seu tamanho desejável (i.e., apresentam elevada densidade) (MOREIRA; PIOVEZAN, 2005). Dentro desse conceito mais amplo, distinguem-se as *espécies invasoras* e as *espécies exóticas ruderais*, que podem alterar a estrutura ou a

composição da comunidade de plantas nativas, suprimindo a regeneração dessas espécies (DURIGAN et al., 2013).

Embora essas espécies-problema apresentem tipicamente atributos de espécies pioneiras (produção abundante de sementes, crescimento rápido, períodos juvenis curtos), alguns autores indicam espécies com diferentes atributos, não dependentes de distúrbios e não restritas às fases iniciais da sucessão florestal (CATFORD et al., 2012; DECHOUM et al., 2014; DURIGAN et al., 2013; MARTIN; CANHAM; MARKS, 2009). As *espécies ruderais* ocorrem principalmente em áreas

degradadas por fatores antrópicos, por isso, raramente são encontradas em ecossistemas naturais conservados. Já as espécies invasoras são capazes de ocupar ambientes mais sombreados (MAJOR et al., 2013) e, portanto, podem ocorrer no interior de florestas, até mesmo em áreas mais conservadas (DURIGAN et al., 2013). Essa classificação das espécies exóticas em ruderais e invasoras é fundamental para direcionar as ações de manejo, pois o nível de prioridade e as intervenções são diferentes para esses dois grupos de espécies (DURIGAN et al., 2013). Dentre as espécies vegetais com comportamento invasor (i.e., aquelas que proliferam formando maciços e prejudicando a regeneração de espécies nativas, tanto em áreas conservadas quanto degradadas), podemos citar as gramíneas africanas, tais como as braquiárias (*Urochloa* spp), o capim-colônia (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L. Jacobs) e o capim-gordura (*Melinis minutiflora* P.Beauv.), a palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude (MATOS; PIVELLO, 2009), entre outras.

Algumas espécies nativas também podem se tornar dominantes (espécies nativas hiperabundantes) (PIVELLO et al., 2018), formando maciços ou dominando a comunidade a ponto de inibir a regeneração de outras espécies nativas, especialmente em áreas degradadas (DURIGAN et al., 2013). Como exemplos,

temos, entre outros, o bambu lenhoso taquaruçu *Guadua tagoara* (Nees) Kunth (MATOS; PIVELLO, 2009), as samambaias do gênero *Pteridium* (SCHWARTSBURD; MORAES; LOPES-MATTOS, 2014), as trepadeiras lenhosas dos gêneros *Mikania*, *Piptocarpha*, *Heteropterys*, *Serjania* e *Paulinia* (PIVELLO et al., 2018). Em suma, o pouco conhecimento sobre a dinâmica dessas espécies invasoras e/ou dominantes, a falta de métodos eficientes de controle e as poucas ações concretas para combatê-las as tornam uma ameaça real à biodiversidade nativa, comprometendo permanentemente esses ecossistemas florestais já degradados (MATOS; PIVELLO, 2009; PIVELLO et al., 2018). Apesar dessas limitações, ações experimentais de manejo devem ser aplicadas, já que são a única forma de gerar dados e fomentar avanços no conhecimento sobre a maneira de amenizar e reverter os processos degradadores em curso nas florestas remanescentes.

O conjunto dos fatores de degradação citados atua de forma sinérgica e pode alterar a estrutura e a dinâmica das comunidades, reduzir a diversidade e prejudicar as funções dos ecossistemas (HADDAD et al., 2015). A fragmentação de *habitat* afeta diretamente a estrutura e as condições ambientais na interface entre os ecossistemas naturais e antrópicos, em decorrência de uma transição abrupta que define os efeitos de borda (MURCIA, 1995) (Figura 3.3).



**Figura 3.3** – Bordas de fragmentos florestais que fazem interface com plantios de cana-de-açúcar no interior do estado de São Paulo, ressaltando a presença de gramíneas exóticas (A) e a dominância de trepadeiras heliófitas (B e C). Fotografia: Ana Paula Liboni.

Em um primeiro momento, as alterações das condições abióticas incluem mudanças nos regimes de luz, temperatura e umidade, resultantes da proximidade com áreas muito abertas (por exemplo, áreas agrícolas), onde a elevada incidência solar aumenta a amplitude de variação de temperatura e de umidade do ar e do solo (MURCIA, 1995). Em consequência direta das mudanças físicas do ambiente, a estrutura da vegetação nessas regiões também se modifica; algumas espécies mais sensíveis, que ocorrem preferencialmente em ambientes sombreados, podem se extinguir localmente. Os indivíduos recém-estabelecidos, as plântulas, são particularmente suscetíveis às alterações de microclima. Sua mortalidade aumenta nas zonas de borda (MURCIA, 1995), já as árvores podem morrer por desenraizamento e quebras ocasionadas pela ação do vento (LAURANCE et al., 2000; LAURANCE et al., 2001; TABARELLI; DA SILVA; GASCON, 2004). Por outro lado, espécies tolerantes às novas condições de luz e temperatura crescem vigorosamente, como é o caso de espécies de trepadeiras ruderais (CÉ-

SAR; ROTHER; BRANCALION, 2017), comumente encontradas em remanescentes florestais degradados.

No longo prazo, os efeitos indiretos de borda afetam a frequência dos distúrbios, alteram as taxas de natalidade e mortalidade e aumentam as taxas de extinção (LAURANCE et al., 2002). Considerando que as espécies possuem atributos variados e apresentam respostas diferentes às mudanças ambientais, alguns autores as categorizam como “vencedoras” ou “perdedoras” (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). As espécies vencedoras são aquelas com grande habilidade de sobrevivência e colonização (produção rápida e abundante de propágulos, tolerância à luz, ampla dispersão etc.), já as espécies perdedoras são limitadas nesses quesitos (propágulos maiores e menos abundantes, dispersão limitada ou dependente de animais de médio e grande porte, tolerância a ambientes sombreados etc.), o que as torna mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação. As diferenças no desempenho fisiológico e ecológico das espécies diante das alterações nas pai-

sagens resultam em mudanças graduais na composição das comunidades ao longo do tempo, caracterizando um processo de homogeneização biótica (LÔBO et al., 2011; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; OLDEN; ROONEY, 2006; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Esse processo consiste em uma convergência biótica, ocasionada pela simplificação ou pelo empobrecimento da diversidade genética, taxonômica e funcional das comunidades afetadas, em que espécies tolerantes às perturbações proliferam e as mais sensíveis vão sendo extintas localmente (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; OLDEN; ROONEY, 2006).

Nessas condições de fragmentação acentuada e isolamento das comunidades, ações de restauração ecológica na escala local e na escala da paisagem são fundamentais para viabilizar a manutenção desses ecossistemas e dos seus serviços associados (CALMON et al., 2011; MELO et al., 2013a; PINTO et al., 2014; VIDAL et al., 2016). Portanto, a avaliação dos remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas se torna essencial nesse contexto, pois, embora possam parecer conservados em imagens de satélite, muitos estão biologicamente degradados (TABARELLI; LOPES; PERES, 2008; VALIENTE-BANUET et al., 2015). Um diagnóstico da qualidade é imprescindível para a definição das ações a serem tomadas a fim de vencer os filtros ecológicos que impedem a sucessão florestal e restabelecer a trajetória sucessional das florestas perturbadas (FARAH et al., 2014).

### **3.4 A avaliação do estado de conservação de fragmentos florestais**

#### **3.4.1 Aspectos a serem considerados no diagnóstico florestal**

Paisagens com elevado grau de fragmentação requerem a conservação da biota tanto na escala local, considerando cada mancha de floresta, quanto na escala da paisagem. Na escala da paisagem, destaca-se a importância de considerar o conjunto de fragmentos florestais em uma região, mesmo que esses fragmentos sejam pequenos, e não apenas um ou outro fragmento individualmente. Além de conter as espécies regionais remanescentes (TURNER; CORLETT, 1996), os fragmentos pequenos também são importantes por aumentar a conectividade da paisagem (PARDINI et al., 2005). Eles podem funcionar como corredores ou trampolins ecológicos, capazes de interligar um fragmento a outro por meio do fluxo biológico (PARDINI et al., 2005). No entanto, esse fluxo depende da estrutura da paisagem, ou seja, da composição e disposição espacial de seus elementos (detalhes no Capítulo 2). Em paisagens altamente fragmentadas e onde a cobertura florestal se restringe a menos de 10% da área original, como é o caso de regiões no interior do estado de São Paulo, os fragmentos encontram-se geralmente isolados, distantes entre si e das unidades de conservação (RIBEIRO et al., 2009). Esse cenário reforça a importância da restauração ecológica na escala da paisagem, visan-

---

do aumentar a cobertura florestal e a conectividade entre os fragmentos florestais (RODRIGUES et al., 2011; ROTHER et al., 2018; TAMBOSI et al., 2014).

Se, por um lado, na escala da paisagem, o objetivo principal é diminuir o grau de isolamento entre os *habitat* e restabelecer fluxos biológicos por meio da manutenção e restauração de florestas, na escala local, métodos específicos estão baseados na resiliência ecológica das florestas e têm como objetivo recuperar a estrutura como primeira etapa, para, em seguida, restabelecer as funções ecossistêmicas e os processos ecológicos típicos de florestas tropicais de alta diversidade (VIDAL et al., 2016) (ver o Capítulo 5). No entanto, o diagnóstico do estado de conservação e da resiliência florestal não é uma tarefa trivial: as florestas são sistemas dinâmicos em múltiplas escalas espaciais e temporais e o diagnóstico se refere a uma “fotografia” da área ou de um conjunto de áreas em um determinado tempo/espaço. Dessa forma, somente com acompanhamento da vegetação ao longo do tempo podemos chegar à conclusão de que o ecossistema se encontra em rota de degradação ou regeneração.

Em razão das exigências legais quanto à preservação da vegetação nativa e dos desdobramentos do processo de licenciamento ambiental, desenvolveram-se algumas ferramentas para auxiliar a avaliação do estado de conservação de florestas. Segundo a legislação ambiental vigente, os fragmentos florestais do domínio da Mata Atlântica podem ser caracterizados quanto ao seu estágio sucessional – uma informação importante para deter-

minar o estado de conservação da área. Para isso, a Resolução Conama nº 1, de 31 de janeiro de 1994 (CONAMA, 1994), para o estado de São Paulo, define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. Essa resolução pode nos auxiliar na recomendação das estratégias de restauração florestal mais adequadas para cada situação ambiental observada nos fragmentos, uma vez que traz indicadores específicos da estrutura e da composição de remanescentes da Mata Atlântica.

Em geral, florestas em trajetória de degradação apresentam fisionomia com indícios de perturbação, como, por exemplo: (a) redução drástica na altura máxima do dossel, por quebra de copas ou ausência de espécies emergentes de maior porte; (b) dossel florestal descontínuo, resultando em maior chegada de luz ao solo; (c) predominância de indivíduos de espécies pioneiras; (d) área basal reduzida de árvores, arbustos e palmeiras (notadamente não pioneiras); (e) diminuição no número de estratos (dossel, sub-dossel e sub-bosque); (f) diminuição na diversidade de formas de vida como arvoretas, arbustos e ervas de sub-bosque, trepadeiras não pioneiras e epífitas; (g) domínio de trepadeiras heliófitas hiperabundantes, representadas por espécies pioneiras com alto vigor competitivo sobre a regeneração arbórea e que ocupam maciçamente as copas das árvores, formando uma manta sobre elas; (h) presença de espécies exóticas ruderais ou invasoras, que podem proliferar nas bordas, bem como no interior dos

fragmentos. Ao contrário, uma floresta perturbada está se recuperando quando houver uma tendência geral de apresentar as características opostas às apresentadas anteriormente.

Cabe, ainda, ressaltar que o diagnóstico da estrutura das comunidades vegetais pode ser obtido pela caracterização fitossociológica, que, além de informações qualitativas, como a composição florística da comunidade, utiliza parâmetros numéricos que expressam a estrutura horizontal da floresta (*i.e.*, ordenam as espécies segundo sua importância na estruturação da comunidade com base em dados de frequência, densidade e dominância) (detalhes no Capítulo 4).

A trajetória negativa de um ecossistema com estrutura e funções alteradas pode ser revertida ativamente com ações de manejo (ver o Capítulo 5). Ações potenciais de manejo na escala local incluem a eliminação de fatores de perturbação (*i.e.*, entrada de gado, ocorrência de incêndios, controle de espécies exóticas invasoras e de populações hiperabundantes etc.), a melhoria das condições ambientais locais (*i.e.*, umidade e luminosidade incidente no interior do fragmento), além da reintrodução de espécies vegetais nativas regionais ou pertencentes a grupos funcionais defasados ou mais suscetíveis à extinção (LEÃO et al., 2014; RODRIGUES et al., 2011). Dessa forma, as informações básicas sobre a biologia das espécies e seu comportamento ecológico (distribuição espacial, *habitat* de ocorrência, tolerância à sombra, síndrome de dispersão etc.) são essenciais para orientar as recomendações de manejo adapta-

tivo (VIDAL et al., 2016) e, portanto, não podem ser descartadas do diagnóstico do estado de conservação e resiliência das florestas remanescentes.

### **3.4.2 Avaliação Ecológica Rápida adaptada para a vegetação da Floresta Estacional Semidecidual**

O processo de degradação das florestas só pode ser constatado por métodos que empreguem monitoramento da área em campo, em escalas espacial e temporal apropriadas. Em virtude da dinâmica da vegetação, é difícil dizer se uma área segue uma trajetória de avanço sucessional ou de degradação se não houver um estudo ao longo de certo tempo.

Em muitos casos, o acompanhamento temporal da vegetação baseado em parcelas permanentes tem se mostrado eficiente e promissor no estudo da dinâmica de vegetações (FARAH et al., 2014; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). A observação da dinâmica durante um período em que a trajetória se mantenha consistente – por exemplo, grande perda de biomassa durante todo o período – pode fornecer dados importantes para a definição de estratégias de intervenção, prevenindo o colapso do ecossistema. O raciocínio é que, mantida a trajetória de degradação observada, não há razão para supor que o ecossistema mudará essa trajetória no curto prazo. Nessa situação, pode-se admitir que o colapso estrutural e funcional é altamente provável, o que comprometerá a autossustentação do ecossistema e o provimento de serviços ambientais. Nesse sentido, por uma questão de precaução, pode-

---

mos adotar medidas de manejo adaptativo, visando à correção de rumo da sucessão florestal pela implementação de ações de restauração ecológica.

Sabendo que o monitoramento detalhado de ecossistemas no espaço e no tempo (parcelas permanentes, estudos fitossociológicos etc.) é inviável para determinados objetivos, dos pontos de vista econômico e prático, vários métodos de avaliação surgiram com o intuito de fazer um diagnóstico rápido e representativo da biodiversidade em situações variadas. Dentre eles, podemos citar alguns: *Gap Analysis* (US Fish and Wildlife Service – SCOTT et al., 1993), *Rapid Ecological Assessment* (The Nature Conservancy – SAYRE et al., 2000) e *Rapid Assessment Program* (Conservation International – PARKER et al., 1993). Cada um desses métodos tem suas particularidades, porém, o principal objetivo em comum é obter o diagnóstico do estado ecológico dos ecossistemas de forma rápida e pouco dispendiosa, utilizando um conjunto de indicadores observáveis em campo (ALLEN, 2009; MEDEIROS; TOREZAN, 2013; SAYRE et al., 2000; STEIN et al., 2009).

O método apresentado aqui é uma versão adaptada da Avaliação Ecológica Rápida (AER) (ou *Rapid Ecological Assessment*), originalmente proposta por The Nature Conservancy (TNC) (SAYRE et al., 2000), com foco na análise e no diagnóstico da vegetação. A AER é uma metodologia desenvolvida para levantamentos flexíveis, acelerados e direcionados a espécies e tipos vegetacionais, que pode ser produzida e analisada em diferentes escalas espaciais, dependendo das metas de conserva-

ção (SAYRE et al., 2000). A AER deve ser de fácil utilização, reproduzível e deve reduzir os custos e o tempo gastos na avaliação do estado de conservação de áreas naturais (MEDEIROS; TOREZAN, 2013; SAYRE et al., 2000). Essa metodologia não pretende substituir estudos de longo prazo e inventários científicos, e não se destina a isso, mas pode ser utilizada para estender a aplicação geográfica desses estudos e inventários, principalmente quando o orçamento e o tempo para a realização do trabalho forem fatores limitantes.

Uma avaliação pontual da estrutura e do potencial de resiliência de uma floresta, com parâmetros bem definidos, pode ser eficaz para detectar os principais fatores de degradação e o estado de conservação dos remanescentes florestais, permitindo a elaboração de propostas de manejo específicas para as diferentes situações encontradas. No entanto, traduzir teorias ecológicas em indicadores passíveis de serem observados em campo e que sejam eficazes na representação do estado de conservação de uma floresta é um desafio. Para uma avaliação fidedigna, o ideal é buscar informações complementares, que revelem o histórico e a dinâmica do ecossistema em questão. No caso de fragmentos florestais inseridos em propriedades agrícolas particulares, por vezes, os proprietários podem conhecer o processo de ocupação da região e o histórico de degradação dos fragmentos florestais e auxiliar na avaliação da trajetória de degradação/regeneração das florestas com base nas características já destacadas no item 3.4.1.

---

### 3.4.3 O método proposto

A escolha dos parâmetros para a avaliação e o diagnóstico de fragmentos florestais considerou aqueles que representam o estágio sucessional e o estado de conservação para a fisionomia FES do interior paulista, permitindo uma avaliação qualitativa e quantitativa (categórica). Utilizamos como referência os estágios de sucessão da Mata Atlântica definidos pelas resoluções do Conama nº 10/93 e 1/94 (CONAMA, 1993, 1994). Valendo-nos dessas resoluções, acrescentamos detalhamentos pertinentes à fisionomia alvo desta proposta, com base na literatura disponível e na experiência de campo dos autores.

Cabe ressaltar que um fragmento florestal é normalmente heterogêneo – representado por um mosaico de situações – com estrutura e composição de espécies variáveis no espaço. Por esse motivo, sugerimos que a AER seja feita por meio do registro de parâmetros em diversos segmentos florestais. A definição da localização desses segmentos não necessita ser sistemática: os locais de amostragem podem ser estabelecidos de forma aleató-

ria em campo, pela identificação das diferentes situações ecológicas pelo avaliador (*i.e.*, áreas ribeirinhas, trechos de floresta secundária, trechos de floresta madura etc.). Análises prévias de imagens de satélite também podem auxiliar na localização dos pontos de amostragem.

Recomenda-se que sejam estabelecidos segmentos na borda e no interior do fragmento, pois esses dois ambientes (borda e interior) podem requerer uma tomada de decisão distinta quanto ao manejo. Sugerimos que a AER seja realizada em segmentos de 100 m<sup>2</sup> (50 m x 2 m ou 25 m x 4 m), em mesmo número nos ambientes de borda e interior (quando possível, sugerimos cinco segmentos por ambiente). A avaliação é feita durante a caminhada por toda a extensão de cada segmento, para registro dos parâmetros de avaliação.

No interior: recomenda-se que os segmentos sejam estabelecidos sistematicamente, no sentido norte-sul, mantendo uma distância mínima de 20 m entre si. Também recomendamos que haja a exclusão de, no mínimo, 10 m a partir da borda imediata do fragmento para o es-

---

tabelecimento dos segmentos do interior. Sabemos que o efeito de borda é complexo (MURCIA, 1995) e pode ser observado em maiores distâncias a partir da borda do fragmento (100 m) (LAURANCE et al., 2002). Entretanto, considerando a situação da maioria dos fragmentos florestais remanescentes no interior do estado de São Paulo, já mencionada anteriormente neste capítulo, seria inviável eliminar maiores distâncias para estabelecer os segmentos de interior.

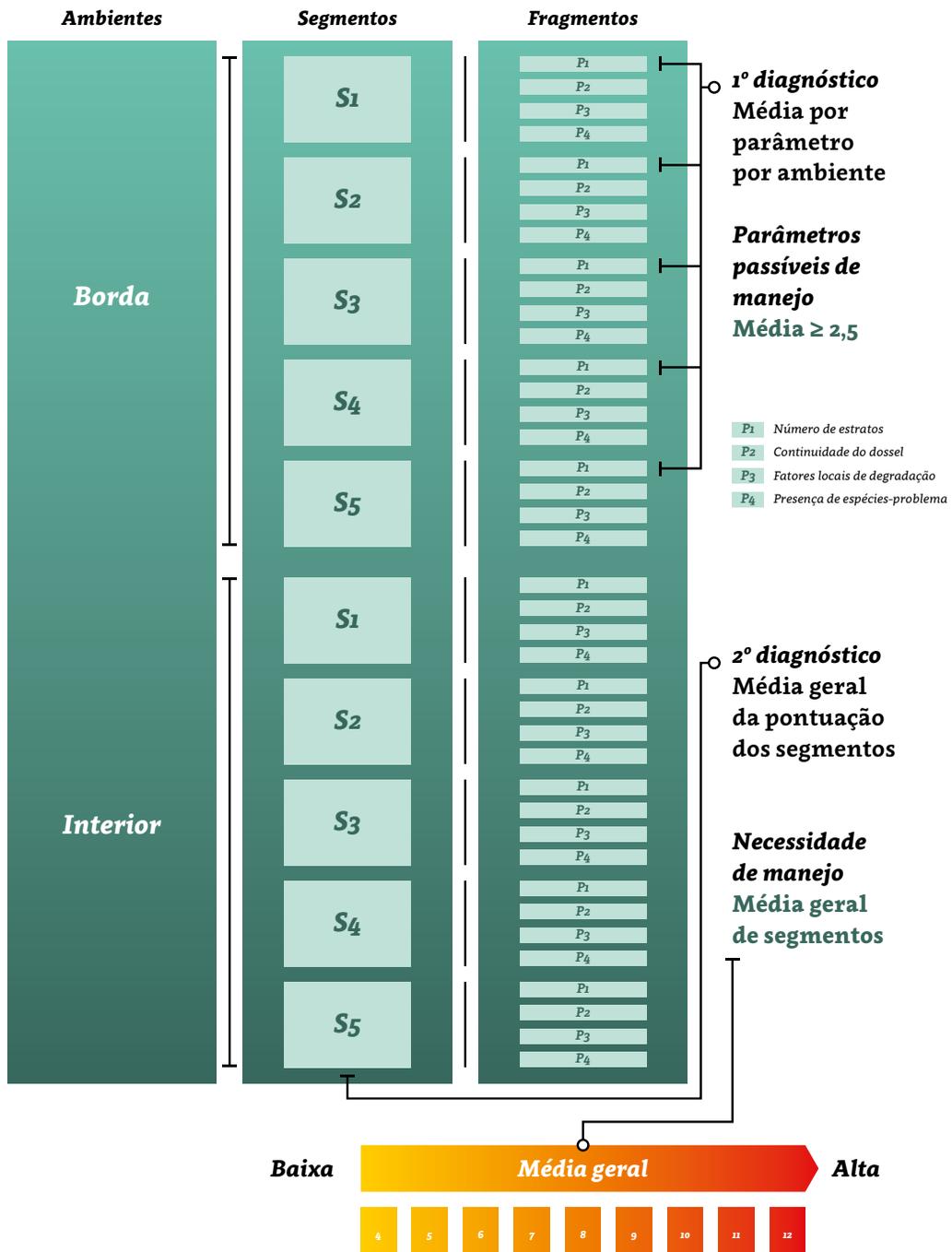
Na *borda*: recomenda-se que os segmentos de 100 m<sup>2</sup> sejam estabelecidos paralelamente à borda imediata do fragmento florestal ou a uma distância de até 10 m a partir dela, caminhando de forma a circundar o fragmento em análise. Recomendamos manter uma distância mínima de 20 m entre os segmentos, sempre que possível.

Na nossa proposta de AER, selecionamos quatro parâmetros de avaliação (descritores biológicos ou estruturais), cada um dividido em três categorias, com pontuação variando de um a três. A maior pontuação (três pontos) se refere às situações que indicam maior degradação,

ou seja, situações mais críticas e que demandam mais atenção quanto à necessidade de manejo (Tabela 3.1).

Após o registro dos parâmetros na AER, faremos uma somatória da pontuação obtida para os parâmetros, por segmento. Assim, é possível uma análise por parâmetro analisado em cada ambiente (borda e interior) e para o fragmento como um todo. Ressaltamos que o objetivo da AER proposta neste item é obter um diagnóstico preliminar quanto à necessidade de adotar ações de manejo em fragmentos florestais da FES (o detalhamento das possíveis ações de manejo está no Capítulo 5). Portanto, o intuito é responder às seguintes questões: (1) Quais descritores biológicos e estruturais do fragmento florestal precisam/podem ser manejados para aumentar a resiliência local e manter a trajetória sucessional da floresta em questão?; (2) Qual a prioridade de manejo do fragmento florestal em análise?

Quanto ao manejo, esta proposta sugere duas análises das pontuações obtidas na AER, anteriores à tomada de decisão (Figura 3.4).



**Figura 3.4** – Esquema ilustrativo dos dois diagnósticos para avaliação do estado de conservação de fragmentos florestais da Floresta Estacional Semidecidual, visando subsidiar a tomada de decisões quanto à necessidade e prioridade de manejo. Fonte: Elaboração própria.

---

A primeira se refere à análise por parâmetro em cada ambiente (borda e interior) e seu objetivo é detectar quais são os parâmetros passíveis de manejo na borda e no interior do fragmento em questão (1º diagnóstico). A menor média possível para cada parâmetro é um, quando todos os segmentos receberem a pontuação mínima (um ponto) para o parâmetro em análise, indicando uma situação de menor degradação. A maior média possível é três, quando todos os segmentos receberem a pontuação máxima (três pontos), indicando um nível maior de degradação. Definimos que os parâmetros passíveis de manejo são aqueles que apresentarem média  $\geq 2,5$ , por apresentarem situações intermediárias ou graves de degradação, de acordo com a pontuação desenvolvida para esse método.

A segunda análise se refere à média da pontuação obtida para o total de seg-

mentos avaliados (média geral dos fragmentos) (2º diagnóstico). A menor nota possível para cada segmento será de quatro pontos (quando todos os parâmetros tiverem a pontuação mínima, um). A maior nota possível para cada segmento será de 12 pontos (quando todos os parâmetros tiverem a pontuação máxima, três). A nota intermediária será de oito pontos (quando todos os parâmetros tiverem a pontuação dois). Quanto maior a média geral para o fragmento (mais próxima de 12), maior a necessidade de adotar ações de manejo. A segunda avaliação, portanto, fornece um gradiente de necessidade de manejo que, simplesmente, considera mais urgente a intervenção nos fragmentos florestais que apresentem maiores pontuações para os parâmetros analisados, ou seja, que provavelmente apresentam maior nível de degradação (Figura 3.4).

**Tabela 3.1** – Descritores biológicos e estruturais (parâmetros) a serem avaliados na Avaliação Ecológica Rápida (AER) de fragmentos florestais da fisionomia Floresta Estacional Semidecidual (FES), visando à tomada de decisão quanto à necessidade e prioridade de manejo adaptativo.

PARÂMETRO	CATEGORIAS E EXEMPLOS	PONTUAÇÃO
<p><b>1. Número de estratos:</b> a FES é estruturalmente caracterizada pela presença de árvores emergentes (árvores de 20 m a 30 m), além dos estratos dossel (árvores de 15 m a 20 m) e sub-dossel (árvores até 15 m). O sub-bosque é composto por arvoretas de até 5 m de altura, arbustos e ervas (componente residente), além de indivíduos jovens de espécies arbóreas (componente transiente do sub-bosque). A presença de epífitas e hemiepífitas é pouco expressiva na FES, por isso, não será considerada neste parâmetro. Para definir o número de estratos florestais, consideramos somente os indivíduos arbustivos e arbóreos (os estratos herbáceo e epifítico foram desconsiderados neste parâmetro).</p>	<p>1 estrato: dossel composto por espécies arbóreas, sem a presença de um estrato inferior; somente um estrato composto, predominantemente, por espécies pioneiras.</p>	3 pontos
	<p>2 ou 3 estratos: dossel com árvores e palmeiras, e sub-bosque composto por espécies tolerantes à sombra; dossel, sub-dossel e sub-bosque.</p>	2 pontos
	<p>4 estratos: presença de espécies emergentes além daquelas que compõem o dossel, o sub-dossel e o sub-bosque.</p>	1 ponto
<p><b>2. Continuidade do dossel arbóreo:</b> o predomínio de dossel descontínuo indica que a estrutura florestal está degradada, possivelmente em decorrência da perda de espécies de grupos sucessionais mais avançados da sucessão florestal. A reintrodução de espécies deve considerar aquelas de crescimento rápido e boa cobertura, e também as espécies de crescimento mais lento e com ciclo de vida longo, buscando a manutenção da estrutura florestal por um prazo de tempo maior. Com base na projeção linear das copas das árvores do dossel sobre uma trena, é possível verificar a continuidade do dossel, expressa em porcentagem de cobertura. Quanto maior a porcentagem de cobertura do dossel, menor é a nota recebida pelo segmento. *Alertamos que essa medida deve ser registrada preferencialmente fora do período seco, quando parte das árvores do dossel perde as folhas.</p>	<p>Descontínuo (&lt; 50% de cobertura): quando as copas das árvores se tocam em até 50% do total da área do segmento avaliado, formando um teto descontínuo.</p>	3 pontos
	<p>Intermediário (50% &lt; cobertura &lt; 75%): quando as copas das árvores se tocam em alguns pontos e não em outros ao longo do segmento avaliado, formando um teto com cobertura entre 50% e 75% da área do segmento.</p>	2 pontos
	<p>Contínuo (&gt; 75% de cobertura): quando as copas das árvores se tocam, formando um teto contínuo em pelo menos 75% do segmento amostrado.</p>	1 ponto

PARÂMETRO	CATEGORIAS E EXEMPLOS	PONTUAÇÃO
<p><b>3. Fatores locais de degradação:</b> além dos distúrbios provocados pelo processo de redução e fragmentação do habitat, muitos fatores de degradação em escala local são recorrentes nos fragmentos florestais inseridos em matriz agrícola e no entorno de áreas urbanas. Destacamos indícios de fogo, deriva de agrotóxico, presença de gado, extração de madeira e produtos não madeireiros (extrativismo ilegal), poluição (lixo ou descarte de resíduos), caça e erosão.</p>	<p>Presença de dois ou mais fatores de degradação.</p>	3 pontos
	<p>Presença de um fator de degradação.</p>	2 pontos
	<p>Ausência de fatores locais de degradação.</p>	1 ponto
<p><b>4. Presença de espécies-problema:</b> espécies nativas hiperabundantes e/ou exóticas (invasoras ou ruderais) que modificam a dinâmica dos ecossistemas afetados por promover alterações significativas na estrutura ou composição da comunidade de plantas nativas.</p>	<p>Árvores, arbustos ou palmeiras exóticas invasoras: presença de um ou mais indivíduos estabelecidos (&gt; 15 cm CAP) ou regenerantes no segmento (ex.: vampi-do-vietnã, mangueira, amoreira, goiabeira, jambolão, uva-do-japão, Citrus etc.). Ervas exóticas invasoras: ocorrem em &gt; 25% de cobertura do segmento (ex.: lírio-do-brejo, gramíneas africanas etc.).</p>	3 pontos
	<p>Árvores, arbustos ou palmeiras exóticas ruderais: presença de um ou mais indivíduos estabelecidos (&gt; 15 cm CAP) ou regenerantes no segmento (ex.: ipê-de-jardim, leucena etc.). Ervas exóticas ruderais ou bambus, samambaias e ervas nativas hiperabundantes: ocorrem em &gt; 50% de cobertura do segmento (ex.: samambaias Pteridium sp, taboa, bambu lenhoso taquaruçu etc.). Trepadeiras nativas hiperabundantes: presença em &gt; 50% dos indivíduos arbóreos do segmento, ocupando &gt; 50% da copa.</p>	2 pontos
	<p>Ausência de espécies-problema.</p>	1 ponto

Fonte: Elaboração própria.

### 3.4.4 Exemplos de aplicação da Avaliação Ecológica Rápida na tomada de decisão quanto ao manejo de fragmentos florestais

Apresentamos dois exemplos hipotéticos (Tabelas 3.2 e 3.3) de aplicação da AER, com os descritores biológicos e estruturais se-

leccionados, com a finalidade de ilustrar o método proposto neste item para avaliação e diagnóstico de fragmentos florestais de FES.

**Exemplo 1** (Tabela 3.2): Este exemplo corresponde a um fragmento florestal cuja borda apresentou três parâmetros

passíveis de manejo (média  $\geq 2,5$ ) no primeiro diagnóstico, são eles: número de estratos, continuidade do dossel e presença de espécies-problema. Ao contrário, o interior não apresentou nenhum parâmetro passível de manejo, de acordo com os valores estipulados pelo método. Esse é um cenário comumente encontrado nos fragmentos florestais de paisagens agrícolas no interior do estado de São Paulo, com as bordas mais degradadas, dominadas por espécies invasoras ou nativas hiperabundantes, e o interior em melhor estado de conservação. O segundo diagnóstico mostrou uma média geral para o fragmento de 8,1, indicando necessidade intermediária de manejo.

Destacamos que algumas situações de degradação merecem mais atenção, como é o caso da presença de espécies invasoras no parâmetro “espécies-problema” (pontuação 3). Nesse caso, mesmo que a média geral para o fragmento tenha sido 8,1, recomendamos o manejo das espécies invasoras, com base no “princípio da precaução”, conforme estabeleceu a Convenção sobre a Diversidade Biológica, regulamentada no Brasil pelo Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998 (BRASIL, 1998a). De acordo com esse princípio, as decisões de manejo devem ser tomadas antes mesmo da certeza científica absoluta de que tal situação configura ameaça real ao ambiente, bastando a plausibilidade, fundada nos conhecimentos científicos disponíveis na época. Portanto, a falta de certeza científica não deve ser usada como justificativa para prorrogar ou deixar de imple-

mentar ações de erradicação, contenção ou controle de espécies exóticas invasoras (OLIVEIRA; PEREIRA, 2010).

**Exemplo 2** (Tabela 3.3): Este exemplo corresponde a um fragmento florestal que apresenta a borda e o interior com nível mais alto de degradação. De acordo com o primeiro diagnóstico, nos dois ambientes (borda e interior), os parâmetros continuidade do dossel e presença de espécies-problema apresentaram média  $\geq 2,5$ , sendo passíveis de manejo. No entanto, outros parâmetros apresentaram média elevada, muito próxima de 2,5, como número de estratos e fatores de degradação. Fragmentos florestais com dossel descontínuo permitem a proliferação de espécies heliófitas, nativas ou exóticas, que podem dominar a comunidade vegetal, diminuindo a resiliência local do fragmento. Nesse caso, as espécies invasoras foram registradas em três segmentos da borda e do interior, o que, por si só, requer ações para seu controle ou erradicação, conforme mencionado no Exemplo 1. A ocorrência de fatores locais de degradação, como observado dos segmentos do interior, pode agravar ainda mais esse quadro, aumentando a necessidade de manejo adaptativo para a retomada e manutenção da resiliência local. O segundo diagnóstico apresentou média geral de 9,7 para o fragmento, indicando, portanto, uma situação mais crítica de degradação, que provavelmente demandará maiores esforços para ser revertida com as ações de manejo.

**Tabela 3.2** – Exemplo 1, utilizando o método de AER proposto para a decisão de realizar ou não o manejo do fragmento florestal.

	BORDA1	BORDA2	BORDA3	BORDA4	BORDA5	MÉDIA PARÂMETRO 1º DIAGNÓSTICO	INTERIOR1	INTERIOR2	INTERIOR3	INTERIOR4	INTERIOR5	MÉDIA PARÂMETRO 1º DIAGNÓSTICO
Estratos	3	3	2	3	3	2,8	1	3	2	1	2	1,8
Dossel	3	3	3	2	3	2,8	1	2	2	1	2	2
Fatores de degradação	1	1	2	2	2	1,6	1	1	1	1	1	1
Espécies-problema	3	3	3	3	3	3	3	2	1	1	1	1,2
Soma	10	10	10	10	11		6	8	6	4	6	
Média geral do diagnóstico	8,1											

Fonte: Elaboração própria.

**Tabela 3.3** – Exemplo 2, utilizando o método de AER proposto para a decisão de realizar ou não o manejo do fragmento florestal.

	BORDA1	BORDA2	BORDA3	BORDA4	BORDA5	MÉDIA PARÂMETRO 1º DIAGNÓSTICO	INTERIOR1	INTERIOR2	INTERIOR3	INTERIOR4	INTERIOR5	MÉDIA PARÂMETRO 1º DIAGNÓSTICO
Estratos	2	3	2	2	3	2,4	2	2	2	3	3	2,4
Dossel	2	3	2	3	3	2,6	2	2	3	3	3	2,6
Fatores de degradação	1	2	2	2	2	1,8	2	2	3	3	2	2,4
Espécies-problema	2	3	2	3	3	2,6	2	2	3	3	3	2,6
Soma	7	11	8	10	11		8	8	11	12	11	
Média geral do diagnóstico	9,7											

Fonte: Elaboração própria.

### **3.5 Considerações sobre o método proposto**

A proposta deste capítulo objetiva facilitar e incentivar a avaliação e o diagnóstico de fragmentos florestais de paisagens antrópicas e contribuir para a preservação e restauração da vegetação nativa. Como em toda proposta pioneira, muitos de seus pontos são discutíveis e ainda devem ser refinados após os resultados obtidos e a avaliação crítica dos atores envolvidos na aplicação do método.

Destacamos três pontos principais: o primeiro é que a simplicidade da AER proposta pode parecer inadequada para representar a complexidade dos ecossistemas alvo, mas não devemos esquecer que a ampla aplicação desse método exige que ele possa ser reproduzido pelos profissionais em campo e de forma não dispendiosa. Como avaliação preliminar, entendemos que essa AER é fácil de ser aplicada e suficiente para indicar em que situação se encontra cada parâmetro, mostrando o nível de degradação de cada ambiente avaliado (borda ou interior) (1º diagnóstico) e do fragmento como um todo (2º diagnóstico). Idealmente, uma avaliação posterior mais detalhada poderia ser recomendada. No entanto, tendo em vista a necessidade de permitir a tomada de decisão a respeito do manejo de fragmentos florestais em escalas mais amplas, o método proposto parece ser satisfatório, exatamente por ser simplificado e não oneroso. Porém, convém ressaltar que ele não descarta o reconhecimento das espécies em campo e seu comportamento ecológico, e inclui a diferenciação entre conceitos como o de

“espécies invasoras” e “espécies exóticas ruderais”, que não são tão óbvios na prática. Dessa maneira, o treinamento dos avaliadores é um aspecto essencial e decisivo para a real eficácia do método, o que pode se tornar uma limitação para sua aplicação.

O segundo ponto é que, a princípio, todos os remanescentes de FES inseridos em paisagens antrópicas estão perturbados em algum grau e, a rigor, poderiam ser alvo do manejo adaptativo. Vimos que o 2º diagnóstico sugerido permite um ranqueamento da situação geral dos fragmentos analisados quanto à necessidade de ações de manejo, porém, a decisão sobre quais devem ter prioridade de intervenção deve ser avaliada pelo menos de dois ângulos, o biológico e o econômico. Com base nisso, surgem questões como: (a) devemos priorizar as florestas que estão em estado mais crítico, com maior comprometimento estrutural e/ou biológico?; ou (b) devemos priorizar os remanescentes que estão em estado intermediário de degradação, que provavelmente têm maior potencial de resiliência? Florestas mais degradadas podem exigir intervenções mais drásticas, influenciando o aporte laboral e financeiro para o manejo. Por outro lado, se for real a expectativa de que florestas menos degradadas têm maior potencial de resiliência, as intervenções devem produzir respostas mais rápidas em fragmentos que estão em estado intermediário de degradação, podendo reduzir o aporte laboral e financeiro, se forem os primeiros alvos das ações de manejo. Cabe lembrar que algumas situações deman-

---

dam medidas rápidas para prevenir danos futuros, como no caso da presença de espécies exóticas, conforme já foi mencionado no item 3.4.4 (Exemplo 1) e, portanto, tornam-se prioritárias na pauta do manejo adaptativo.

Esses questionamentos nos levam ao terceiro ponto discutível, que é exatamente a ausência de evidências concretas sobre a eficácia das ações de manejo, tanto do ponto de vista ecológico quanto do ponto de vista econômico. As intervenções com propósitos conservacionistas são escassas na prática e na literatura, com o agravante de que as respostas às ações de manejo só se revelam em longo prazo e exigem um delineamento apropriado para registrá-las. Considerando a complexidade decorrente dos diferentes graus de resiliência dos fragmentos florestais remanescentes, dos múltiplos estados estáveis possíveis e da imprevisibilidade das respostas (BRAND; JAX, 2007; FOLKE et al. 2010; SASAKI et al., 2015), estamos cientes da dificuldade de chegar a conclusões concretas acerca da neces-

sidade de realizar o manejo e da sua eficácia em paisagens tão modificadas pelas atividades humanas.

Apesar das circunstâncias pouco convidativas e cheias de incertezas, reforçamos que as decisões recomendadas pelo método proposto se baseiam em aspectos ecológicos bem estudados da dinâmica florestal e do processo de fragmentação e degradação do *habitat*, que apontam para cenários catastróficos, caso nenhuma medida seja tomada, tendo em vista a expansão das atividades antrópicas e fatores agravantes como o aquecimento global (HELLER; ZAVALETA, 2009; NEWBOLD et al., 2015). Por fim, ressaltamos que, muito além dos aspectos ecológicos, as iniciativas de conservação e restauração ecológica precisam trazer a discussão para uma realidade factível, na qual aspectos práticos devam ser ponderados para a concretização de políticas públicas coerentes e robustas, delineando uma estratégia efetiva para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em paisagens antrópicas.



---

## 4 CONSERVAÇÃO DE TREPADDEIRAS NO CONTEXTO DE RESTAURAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS

*Veridiana de Lara Weiser<sup>1</sup>;  
Andréia Alves Rezende<sup>2</sup>;  
Alessandra dos Santos Penha<sup>3</sup>;  
Berta Lúcia Pereira Villagra<sup>4</sup>;  
Renata Giassi Udulutsch<sup>5</sup>*

**A** visão dendrológica de que as florestas são um conjunto de árvores é uma ideia equivocada, enraizada na cultura e na história brasileiras. Uma floresta é um ecossistema em que espécies vegetais de diferentes formas de vida interagem umas com as outras, com a fauna e com o ambiente físico. Em algumas situações, a restauração ecológica de fragmentos florestais se faz necessária, até mesmo com a aplicação de algum método de manejo de espécies de trepadeiras. No entanto, essa prática deve ser planejada com consciência, responsabilidade e embasamento científico. O manejo de trepadeiras indiscriminado e sem fundamentação científica representa um distúrbio antrópico que intensifica o processo de degradação do ecossistema florestal e provoca resultados desastrosos, como a perda da diversidade biológica. Esse prejuízo consiste não apenas na perda da diversidade de espécies como também no detrimento da diversidade genética, da diversidade química, da diversidade ecológica, da fonte de medicamentos, da fonte de alimentos, da fonte de matéria-prima e biotecnologia. Considerando a importância da restauração dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua (FES) e da conservação das espécies de trepadeiras nesses fragmentos, apresentamos neste capítulo recomendações prévias ao manejo de trepadeiras, métodos de manejo de trepadeiras e subsídios para fundamentar esse manejo.

### **4.1 Recomendações prévias ao manejo de trepadeiras**

Desde a antiguidade, as trepadeiras fazem parte da história da humanidade. Os relatos da ocorrência de videiras, que

cresciam selvagens em regiões temperadas, no oeste da Ásia, no sudeste da Europa, na Argélia e no Marrocos, são os mais conhecidos (DE CANDOLLE, 1883).

O hábito trepador nas plantas foi re-

---

<sup>1</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências, Departamento de Ciências Biológicas, campus de Bauru. Programa de Pós-graduação em Biociências (Interunidades) da Faculdade de Ciências e Letras, campus de Assis, e da Faculdade de Ciências, campus de Bauru.

<sup>2</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Departamento de Biologia e Zootecnia, campus de Ilha Solteira.

<sup>3</sup> Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, campus de Araras.

<sup>4</sup> Universidade Federal da Fronteira Sul, campus de Realeza.

<sup>5</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Departamento de Ciências Biológicas, campus de Assis.

conhecido e está descrito desde o século XVII. Charles Plumier (PLUMIER, 1693) foi o primeiro a denominar de lianas as “plantas que se amarram, se atam, e são utilizadas como cordas” pelos ameríndios da América Central (VILLAGRA et al., 2014).

Hoje, as trepadeiras constituem reconhecidamente um importante componente das florestas tropicais. Em trechos com ausência de perturbações significativas, as trepadeiras raramente contribuem com mais de 5% do total de biomassa (HEGARTY; CABALLÉ, 1991). Porém, em locais próximos a bordas e clareiras, nos quais há interrupção abrupta do dossel, algumas espécies de trepadeiras tornam-se muito abundantes (HEGARTY; CABALLÉ, 1991), podendo até indicar o grau de degradação da vegetação (GENTRY, 1991). Nos últimos anos, têm sido atribuídos às trepadeiras o aumento da mortalidade das árvores (GROGAN; LANDIS, 2009; INGWELL et al., 2010) e a perturbação dos ambientes (SCHNITZER; CARSON, 2010; TOLEDO-ACEVES; SWAINE, 2008).

Em ambientes ditos perturbados, é frequente o manejo de parte ou da totalidade de indivíduos de trepadeiras, sem qualquer critério ou identificação dos espécimes. A fim de amenizar essa problemática, buscamos recomendar ações prévias, para que o manejo de trepadeiras herbáceas e lenhosas (lianas) se faça de maneira adequada.

Anteriormente a qualquer tipo de manejo de trepadeiras, são estritamente importantes estudos prévios dos ambientes (informações sobre o diagnóstico de um fragmento florestal podem ser obti-

das no Capítulo 3), especialmente dessa forma de vida. Esses estudos podem ser desenvolvidos por meio de levantamentos florísticos, complementados por levantamentos fitossociológicos, acompanhados de coletas de material reprodutivo e/ou vegetativo das espécies de trepadeiras, para incorporação aos acervos dos herbários, e de lenho, para incorporação a xilotecas.

#### **4.1.1 Levantamento florístico**

O levantamento florístico é um dos estudos iniciais para o conhecimento da flora de uma determinada área (MARTINS, 1990). Esse estudo compreende a observação, o registro das informações, a coleta dos espécimes em flor e/ou fruto, ou outros critérios de inclusão, durante um período mínimo de um ano, visando à produção de uma lista de espécies.

Os levantamentos florísticos representam uma parte fundamental dos estudos para compor listas de espécies da flora do Brasil, que hoje conta com 46.546 espécies. Os registros para plantas de hábito trepador (liana/volúvel/trepadeira) chegam a 3.994 espécies (FLORA DO BRASIL, 2020 em construção). Considerando que o hábito trepador pode ultrapassar os 10% da flora de angiospermas do país, fica clara a subamostragem do grupo.

São pontuais os ecossistemas cuja riqueza de trepadeiras é conhecida. A carência de estudos sobre sua taxonomia e ecologia se reflete parcialmente no patrimônio tombado nos herbários do país. Os estudos de taxonomia e ecologia tornam-se ainda mais urgentes quando verificada a intensa pressão antrópica

exercida sobre as regiões fragmentadas e as unidades de conservação, que devem dispor de um plano de manejo, de acordo com a Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000). Essa lei regulamenta quaisquer atividades de manejo, que devem, por definição, estar sempre fundamentadas em critérios científicos.

O levantamento florístico é um dos métodos mais acessíveis para o conhecimento da diversidade; entretanto, os aspectos morfológicos das trepadeiras que são pertinentes à determinação das espécies não são conhecidos da maioria

dos coletores. Por esse motivo, muitas vezes, essas informações não estão presentes nas etiquetas dos herbários. São incluídos aspectos referentes ao hábito, comumente confundido com outras formas de vida, e, especialmente, as adaptações de escalada: gavinhas, ganchos, espinhos, raízes, volubilidade do caule ou de outra parte da planta.

Associado à recomendação de um levantamento florístico, sugerimos um modelo de anotação de campo para trepadeiras, que contribuirá para a determinação das espécies do estudo (Quadro 4.1).

#### Quadro 4.1 – Modelo de anotação de campo para trepadeiras

<p><b>Morfologia do caule:</b> <i>herbáceo</i> ( ) <i>lenhoso</i> ( )</p> <p><b>Adaptação de escalada:</b> <i>gavinha</i> ( ) <i>gancho</i> ( )  <i>espinho</i> ( ) <i>raízes</i> ( ) <i>volubilidade</i> ( )</p> <p><b>Local da adaptação:</b> <i>Caule:</i> <i>simples</i> ( ) <i>composto</i> ( ) / <i>quantos feixes:</i></p> <p><b>Látex:</b> ( ) <i>sim</i> ( ) <i>não</i> / <i>cor:</i></p> <p><b>Resina:</b> ( ) <i>sim</i> ( ) <i>não</i> / <i>cor:</i></p> <p><b>Aspectos da flor, como cor, odor:</b></p> <p><b>Aspectos do fruto, como cor, odor:</b></p>
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Fonte: Modificado de Villagra et al., 2014.

#### 4.1.2 Levantamento fitossociológico

O levantamento fitossociológico é o estudo em que se considera a quantificação das espécies em sua distribuição espacial no ambiente, levando-se em conta densidade, frequência e dominância. Tradicionalmente, é aplicado ao componente arbustivo-arbóreo, mas também pode ser aplicado à sinúsia trepadora. Conhecer a estrutura da floresta com rela-

ção às trepadeiras, entender os padrões de distribuição espacial e prever a ocorrência das espécies é essencial para evitar a perda de diversidade de trepadeiras.

As propostas de manejo de espécies de trepadeiras que localmente apresentam elevada abundância (hiperabundantes, superabundantes) e infestam árvores devem incluir uma análise fitossociológica associada ao histórico de perturbação da área,

uma vez que a elevada densidade de trepadeiras pode ser consequência de ações antrópicas e não a causa da perturbação propriamente dita (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Sem os dados da análise fitossociológica e do histórico de perturbação, proceder ao manejo se torna uma ação subjetiva, que coloca em risco outras formas de vida e espécies de trepadeiras com algum grau de ameaça e/ou espécies endêmicas de densidade relativa diminuta.

Vários motivos justificam os poucos estudos quantitativos de trepadeiras. O primeiro é o hábito abrangente, incluindo espécies herbáceas e lenhosas, porém, há autores que priorizam apenas os levantamentos das trepadeiras lenhosas, também chamadas de lianas (CITADINI-ZANETTE; SOARES; MARTINELLO, 1997; HORA; SOARES, 2002; VENTURI, 2000).

Analisando estudos recentes de trepadeiras, florísticos e principalmente fitossociológicos, não se verifica uma padronização nos critérios de amostragem. Há estudos em florestas tropicais maduras que utilizam como critério de inclusão do suporte, também chamado de forófito (OCHSNER, 1927), o diâmetro do caule à altura do peito (DAP)  $\geq 10$  cm (CLARK; CLARK, 2000). Outros estudos incluem as lianas com o DAP  $\geq 2,54$  cm (GENTRY, 1982; HORA; SOARES, 2002) e, mais comumente, o DAP  $\geq 1$  cm (REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; VENTURI, 2000; VILLAGRA et al., 2013) e o DAP  $\leq 1$  cm (GERWING; UHL, 2002), além de estudos ecológicos que incluem todas as trepadeiras dentro das parcelas (WEISER, 2007).

A divergência entre a localização dos pontos de medição de diâmetro dos cau-

les dos indivíduos de trepadeiras e a forma de tratar os caules múltiplos, os clones enraizados e os caules não cilíndricos também são dificuldades enfrentadas no levantamento fitossociológico, que podem ser parcialmente amenizadas pela utilização de protocolos já existentes, publicados em “A standard protocol for liana censuses” (GERWING et al., 2006), “Supplemental protocol for liana censuses” (SCHNITZER; RUTISHAUSER; AGUILAR, 2008) e “Métodos de amostragem e estudo de caso de lianas: em busca de padronização” (REZENDE et al., 2015).

#### **4.1.3 Coleta de material reprodutivo e/ou vegetativo e incorporação a herbários**

A coleta de espécimes de trepadeiras é essencial para cada estudo proposto, pois documenta parte da diversidade e torna conhecida a ocorrência de raridade, o endemismo e outras formas de comportamento que possam variar com o ambiente. Os documentos que certificam a diversidade e a riqueza da flora de uma determinada região ou país encontram-se depositados em herbários, que registram em livros os espécimes ou exemplares e os dados a eles associados (PEIXOTO et al., 2006).

Os herbários são indispensáveis aos estudos de botânica e são ferramentas de apoio à pesquisa em muitas outras áreas do conhecimento. Além de documentar a diversidade biológica do país, os espécimes depositados em herbários guardam parte da história de regiões anteriormente cobertas por vegetação natural e hoje ocupadas por cidades, em-

preendimentos diversos ou desflorestadas (PEIXOTO et al., 2006).

O Brasil tem hoje 249 herbários. Mais da metade deles é ativa em intercâmbio de dados e materiais científicos. Os demais têm finalidade didática ou estão em implantação (REDEBRASILEIRA DE HERBÁRIOS, 2017). Ainda é baixa e difícil de mensurar a representatividade do hábito trepador nos herbários, já que há mais de 80 famílias de plantas trepadeiras entre as angiospermas e muitos registros mal informam o hábito, que pode se modificar durante o ciclo de vida da planta trepadeira. Além disso, a maioria das espécies de trepadeiras floresce em períodos diferentes (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1996; WEISER, 2002, 2007) e em locais inacessíveis às tesouras de alta poda.

#### 4.1.4 Coleta de lenho e incorporação a xilotecas

A xiloteca é uma coleção de partes de madeira desidratada, preparadas segundo técnicas específicas e devidamente armazenadas e organizadas. Para o depósito de material, são necessárias informações básicas, como nome do coletor, local de coleta, nome científico da espécie e nome popular, entre outras. As xilotecas fornecem informações adicionais para a identificação das espécies e são indispensáveis aos estudos de características da madeira (FONSECA; VIEIRA, 1984).

São sete as xilotecas brasileiras registradas na rede Species Link. Três delas estão no estado de São Paulo: Xiloteca Calvino Mainieri do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (BCTw), em São Paulo; Xilo-

teca Profa. Dra. Maria Aparecida Mourão Brasil da Universidade Estadual Paulista, campus de Botucatu (BOTUw), em Botucatu; Xiloteca do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (SPFw), em São Paulo. Duas estão em Pernambuco: Xiloteca do Trópico Semiárido (HTSAw) e Xiloteca do Herbário Vale do São Francisco da Universidade do Vale do São Francisco (HVASFw), ambas em Petrolina. Há uma no Amazonas: Xiloteca do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPAw), em Manaus. E, por fim, uma em Santa Catarina: Xiloteca Joinvillea da Universidade da Região de Joinville (JOIw), em Joinville (SPECIES LINK, 2016).

O lenho depositado nas xilotecas é quase que totalmente proveniente de árvores. São raras as coleções de madeira com espécimes de trepadeiras lenhosas. A anatomia das trepadeiras é um tema ainda pouco estudado, embora já tenha sido abordado por Schenck (1892). Foi somente depois de Obaton (1960) que surgiram novas informações sobre a anatomia de trepadeiras em artigos que tratam desse grupo de plantas.

O desenvolvimento do caule das trepadeiras em diferentes sistemas de escalada provocou adaptações no câmbio vascular, formando características anatômicas diferenciadas, chamadas de estruturas irregulares ou anômalas. Essas estruturas, como auxiliares na identificação das espécies, revelaram-se muito importantes, pois permitem a determinação das espécies que não apresentam folhas, flores ou frutos no momento da coleta, principalmente em levantamentos fitossociológicos.

---

A coleta do lenho de trepadeiras e seu depósito em xilotecas devem ser incentivados, considerando a formação de clones e para que todo e qualquer espécime seja conhecido e investigado quanto a suas potencialidades.

#### **4.2. Métodos de manejo de trepadeiras**

Por vários motivos, o manejo de trepadeiras é recomendado em projetos de restauração ecológica (GIRÃO, 2015; PÉREZ-SALICRUP, 2001; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007). Quando superabundantes, algumas espécies de trepadeiras podem formar um maciço sobre os forófitos (PÉREZ-SALICRUP; SORK; PUTZ, 2001; PUTZ, 1984), aumentando o risco de morte das árvores que as suportam, em razão do peso excessivo exercido sobre suas copas (SCHNITZER, 2005). Isso ocorre especialmente nas espécies arbóreas típicas dos estádios finais da sucessão secundária, potencialmente as mais vulneráveis ao estresse provocado pela competição com as espécies trepadeiras (LAURANCE et al., 2001; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000).

Quando essas árvores caem e formam uma clareira na floresta, algumas das espécies de trepadeiras que ocupavam suas copas crescem horizontalmente de forma rápida, impedindo a regeneração de propágulos oriundos da chuva e do banco de sementes, o que pode limitar ou impossibilitar os processos de sucessão secundária (GERWING, 2001; PUTZ et al., 2001). Apesar de as trepadeiras geralmente não serem consideradas a causa primária da degradação (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998), a presença de trepadeiras su-

perabundantes pode contribuir para a estagnação dos processos de sucessão secundária e, nesse contexto, seu controle é uma medida de manejo recomendada, a fim de favorecer a regeneração de árvores e de arbustos no interior de fragmentos de FES (RODRIGUES; BRANCA-LION; ISERNHAGEN, 2009). No entanto, dependendo do método de manejo escolhido, sem conhecimento experimental prévio, pode ser que ocorra a seleção de espécies de trepadeiras que apresentem crescimento mais agressivo e, também, alto potencial de rebrota, o que intensifica os problemas da comunidade florestal com essas espécies (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

Em geral, são reconhecidas algumas possibilidades de manejo de trepadeiras nas florestas tropicais degradadas que constituem alvos potenciais de estratégias diversas de restauração ecológica: (1) o *manejo seletivo*, em que são cortadas apenas as espécies de trepadeiras superabundantes (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998) ou que apresentem alto nível de agressividade na área de restauração (SFAIR et al., 2015); (2) o *manejo não seletivo*, em que todas as trepadeiras são cortadas de maneira irrestrita na área de restauração ecológica, independentemente da espécie, de suas abundâncias relativas ou de seus níveis de agressividade (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; GERWING, 2001); e (3) o *manejo aleatório*, em que todas as trepadeiras da área de restauração ecológica são marcadas com um número e submetidas a sorteio que define os indivíduos que serão cortados, independentemente da espécie, de suas

abundâncias relativas ou de seus níveis de agressividade.

Considerando tanto o manejo quanto a conservação florestal, Gerwing (2006) questionou qual tipo de manejo de trepadeiras deveria ser utilizado: o corte indiscriminado de todas as trepadeiras, para diminuir a superabundância de algumas espécies, ou o corte seletivo, pensando-se que poderia haver trepadeiras que se manteriam naturalmente raras nessas florestas e que seriam, portanto, suscetíveis à extinção local. Para responder a essa indagação, é importante considerar os questionamentos propostos por Engel, Fonseca e Oliveira (1998), úteis para nortear decisões sobre o manejo de trepadeiras em fragmentos florestais ou para escolher a estratégia de manejo mais adequada a cada condição local:

1) As trepadeiras são a causa primária da degradação ou uma das respostas geradas pelo conjunto de fatores que culminaram na fisionomia e estrutura da floresta verificada e quantificada naquele momento?

2) Os efeitos de trepadeiras em árvores individuais podem comprometer sua sobrevivência e seu desenvolvimento, com reflexos negativos na estrutura da comunidade florestal toda?

3) A riqueza e a diversidade de trepadeiras na comunidade é baixa ou está em declínio, havendo evidência de exclusão competitiva de espécies relativamente raras?

4) Há espécies de trepadeiras indicadoras de perturbações intensas na comunidade?

5) Do ponto de vista de seus índices de

valor de importância, há efeitos deletérios claros sobre as populações de espécies arbóreas e arbustivas importantes na estrutura da comunidade?

Sfair et al. (2015) amostraram trepadeiras e seus forófitos, no intuito de tentar compreender os padrões de interações de trepadeiras e forófitos em três formações vegetais no estado de São Paulo – Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecídua e cerrado – por meio de simulações matemáticas, visando testar a eficiência de duas estratégias de manejo – remoção de trepadeiras abundantes e remoção de trepadeiras mais robustas –, contrastando-as com a remoção aleatória. Os autores também analisaram se as trepadeiras com maiores diâmetros seriam as mais agressivas. Se esse padrão, de fato, fosse verificado, o manejo poderia focar apenas esses indivíduos. As simulações da remoção de trepadeiras basearam-se nas abundâncias: removeu-se, metodicamente, desde a espécie de trepadeira mais abundante até a mais rara na amostragem, calculando a quantidade de árvores sem trepadeiras após a sua remoção; já as simulações de corte de trepadeiras foram realizadas com base em diâmetros progressivamente maiores, verificando-se, posteriormente, a proporção de árvores que ainda tinham trepadeiras.

Os autores constataram que remover espécies de trepadeiras com base na abundância mostrou-se mais eficiente que manejá-las aleatoriamente: a maior parte das espécies de trepadeiras não era agressiva e escalou poucas árvores nas três formações vegetais. Portanto, se a

ideia for remover 50% de trepadeiras, por exemplo, é possível nos concentrarmos na remoção das espécies com elevada dominância. As análises também demonstraram que as trepadeiras mais robustas da Floresta Ombrófila Densa e do cerradão ocuparam mais árvores. Nesses casos, os autores argumentam que ambas as estratégias de manejo não levariam à extinção local das espécies removidas, mesmo considerando um cenário de fragmentação florestal e de perturbações intensivas, em virtude de suas estratégias de crescimento, reprodução e dispersão.

Rocha (2014) cortou espécies de trepadeiras no interior de um fragmento degradado de FESem Araras, São Paulo, para verificar se o crescimento e a sobrevivência das trepadeiras desbastadas nos forófitos variavam significativamente entre as espécies. A expectativa era de que fossem identificadas diferenças no crescimento entre espécies de trepadeiras após o corte, relacionadas ao diâmetro do caule, i.e., as trepadeiras mais grossas cresceriam mais lentamente do que as mais finas. Foram amostrados, por sorteio, 30 forófitos ao longo de 18 transecções. As trepadeiras foram quantificadas nesses forófitos e classificadas em duas categorias arbitrárias: “grossas”, quando apresentavam diâmetro do caule maior ou igual a 2,5 cm, e “finas”, quando apresentavam diâmetro do caule menor que 2,5 cm. O corte foi realizado a 0,5 m de altura do caule do forófito em dois períodos do ano: (1) no final da estação chuvosa, quando foram cortadas todas as trepadeiras nos 30 forófitos amostrados; (2) no

final da estação seca, quando, dos 30 forófitos amostrados, sortearam-se 15 para realizar um segundo corte de trepadeiras.

No total, foram cortadas 131 rametas de trepadeiras nos 30 forófitos amostrados, pertencentes a 16 espécies, além de dois morfotipos. *Dolichandra unguis-cati* (L.) L.G.Lohmann e *Serjania laruotheana* Cambess. e as menos abundantes *Serjania caracasana* (Jacq.) Willd., *Cissus campestris* (Baker) Planch. e *Forsteronia pilosa* Müll. Arg. foram as espécies mais frequentemente cortadas na primeira amostragem. A maioria das espécies de trepadeiras cortadas (90%) foi considerada “fina”. Duzentos e setenta dias após o tratamento de corte, 63 rametas rebrotaram: *Dolichandra unguis-cati*, *Serjania laruotheana* e *Serjania caracasana*, com maior frequência. A análise de correlação de Pearson demonstrou uma relação negativa e significativa entre o diâmetro das trepadeiras cortadas e o crescimento médio das rebrotas. O número de rebrotas após o tratamento de corte variou significativamente entre a estação seca (45 rametas) e a estação chuvosa (18 rametas).

A elevada abundância de trepadeiras “finas” na amostragem pode ser indicadora dos estádios iniciais da sucessão florestal, pensando que, inversamente, trepadeiras com diâmetros maiores sejam mais comuns em trechos de florestas em estádios sucessionais mais avançados (LETCHER; CHAZDON, 2009). Nesse aspecto, os resultados do corte ao final da estação chuvosa demonstraram maior eficiência no controle do crescimento das trepadeiras. Com base nessa constatação,

---

sugeriu-se que o manejo pelo corte fosse empregado apenas para as espécies de trepadeiras com alta capacidade de rebrota.

Destacamos, portanto, que os achados de Rocha (2014) foram congruentes com os achados de Sfair et al. (2015), descritos anteriormente. Nesse caso, parece que a escolha da estratégia de corte seletivo, baseada na maior velocidade de rebrota, reduziria os custos de manejo e aumentaria as chances de sucesso da restauração ecológica da área (VIDAL; GERWING, 2003) no que tange ao alcance da sustentabilidade no longo prazo. Contudo, são necessários experimentos mais prolongados, que gerem informações sobre o tipo de tratamento e a época mais promissora para o corte. Esses experimentos devem levar em conta que alguns resultados sugeriram a necessidade de manter o manejo das trepadeiras, além do corte de espécies de trepadeiras agressivas, até que o dossel seja recomposto, a ponto de diminuir a regeneração por meio de sementes de trepadeiras presentes no banco de sementes e de propágulos do solo (GIRÃO, 2015).

Devemos dar a devida atenção a essas ações, especialmente para que o manejo seletivo ou irrestrito não favoreça as espécies mais agressivas em crescimento, situação que poderia intensificar os efeitos deletérios sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica da comunidade florestal (VIDAL et al., 1997). Nesse caso, após os resultados obtidos nos experimentos citados, aconselhamos que o manejo de trepadeiras, seja seletivo, seja irrestrito, baseie-se nas abundâncias re-

lativas e no crescimento das espécies de trepadeiras (VIDAL et al., 1997).

O corte indiscriminado (aleatório, em termos experimentais) como estratégia potencial de manejo de espécies de trepadeiras na Amazônia também foi comparado à eficiência do uso de incêndios controlados, visando ao aumento da regeneração de árvores (GERWING, 2001), com estas expectativas principais: (1) o manejo reduziria a densidade de trepadeiras; (2) as trepadeiras seriam mais tolerantes ao fogo do que as árvores; e (3) ambas as estratégias de manejo aumentariam o crescimento e o recrutamento de árvores.

Ao longo de dois anos, em parcelas de 1.600 m<sup>2</sup> (em seis blocos casualizados), após a execução dos tratamentos, foram medidos o crescimento e a sobrevivência de árvores, a cobertura do dossel, além da densidade e da velocidade de regeneração das trepadeiras.

A mortalidade média após o incêndio controlado foi significativamente maior para as espécies de trepadeiras do que para as árvores. Porém, após dois anos, a rebrota e a germinação de sementes de trepadeiras levou à retomada de 70% da densidade inicial de trepadeiras. Ambos os tratamentos aumentaram significativamente a ocorrência de árvores, que passaram a se regenerar, particularmente nas áreas que experimentaram manejo com fogo. Ainda assim, foi argumentado que o corte de trepadeiras parecia ser o mais promissor, considerando-se a menor taxa de regeneração de trepadeiras, adicionada à possibilidade de essa estratégia ser incluída em um plano mais am-

---

plo de manejo silvicultural, que visasse à produção planejada de madeira.

Atualmente, o corte seletivo de trepadeiras superabundantes é a técnica de manejo mais considerada, pois objetiva favorecer a retomada da riqueza, da diversidade e dos processos sucessionais das comunidades em restauração (LEBOURLEGAT et al., 2013). Essa técnica é indicada apenas para locais específicos do fragmento florestal – no interior ou na borda da floresta – e tem como alvo, preferencialmente, aquelas espécies de crescimento bastante agressivo, que se tornam superabundantes em áreas alteradas por perturbações e com alto potencial de rebrota (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; JORDÃO, 2009; ROCHA, 2014; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007; SFAIR et al., 2015).

Entretanto, reconhecemos que muitas questões diretamente ligadas ao desenvolvimento dessa e de outras estratégias de manejo de trepadeiras ainda carecem de respostas (ALVIRA; PUTZ; FREDERICKSEN, 2004; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998) e requerem estudos científicos adicionais.

A grande problemática dos esforços de controle de espécies de trepadeiras superabundantes é que, mesmo que haja uma forma real de efetivar esse controle, a regeneração natural da área alvo do manejo pode dar espaço à germinação de uma baixa quantidade de espécies nativas, tanto arbóreas e arbustivas quanto trepadeiras (MENDONÇA, 2007). A regeneração pode, ainda, ocorrer muito lentamente, uma vez que o banco de sementes da maior parte dos fragmentos de FES do

interior do estado de São Paulo é composto predominantemente por espécies invasoras (MELO; DURIGAN; GORENSTEIN, 2007; ZENNI; ZILLER, 2011). Isso, sem contar que os fragmentos florestais encontram-se geralmente isolados entre si e imersos em paisagens onde predominam matrizes de monocultura e áreas de pastagem, características que possivelmente restringem o fluxo de diásporos (CARREIRA, 2013; PIVELLO et al., 2006). Nesse aspecto, sugerimos que se associe o manejo das espécies de trepadeiras superabundantes a outras técnicas de restauração ecológica (ver o Capítulo 5), como o enriquecimento (RODRIGUES et al., 2009), as “árvores-poleiro” (CARREIRA, 2013; HERRERA; GARCIA, 2009) e/ou a nucleação (REIS et al., 2003; TRES; REIS, 2009).

Estudos preliminares têm mostrado resultados promissores, como a regeneração de trepadeiras provenientes de banco de sementes alóctones e a sobrevivência de 100% das mudas de trepadeiras (SANTOS, 2011) transplantadas para enriquecimento de áreas de restauração (LEBOURLEGAT et al., 2013; SCHNITZER; CARSON, 2010). Tais investigações, associadas a outras informações, como a composição de espécies de trepadeiras, seus padrões de regeneração após o corte (GIRÃO, 2015; ROCHA, 2014), o acúmulo de matéria morta na floresta proveniente de seu manejo e as respostas das árvores à remoção de trepadeiras superabundantes, são úteis para suscitar novas concepções de manejo de trepadeiras em florestas degradadas.

Finalmente, com base nas informações disponíveis até o momento, aconselhamos que o manejo de trepadeiras,

irrestrito ou seletivo, fundamente-se na composição local de espécies de trepadeiras, mais precisamente na densidade relativa e nas taxas de crescimento relativo das espécies, para que se reconheçam as mais agressivas na área alvo. No médio e no longo prazo, contudo, é possível, ainda, imaginar que as estratégias sugeridas até o momento não sejam suficientemente bem-sucedidas no alcance da sustentabilidade de fragmentos de FES, uma vez que as espécies de trepadeiras têm capacidades distintivas de rebrota.

Nesse aspecto, o desafio principal é controlar as trepadeiras que se tornam superabundantes em determinado cenário de degradação e que se mantêm com elevadas velocidades de crescimento relativo, mesmo após o manejo. Da mesma forma, o corte dessas espécies superabundantes pode, eventualmente, alterar as abundâncias relativas de outras espécies da comunidade, de modo que as espécies mais raras localmente se mantenham em risco de extinção na comunidade ou passem a apresentar algum tipo de ameaça à extinção local (GERWING; VIDAL, 2002).

É necessário, portanto, compreender melhor os filtros ecológicos impostos por esse grupo de plantas que estejam envolvidos na diminuição da velocidade de resiliência da floresta, a fim de estabelecer formas de manejo com potencial mais elevado de sucesso. Do que já foi produzido, reconhecemos apenas parte

das possíveis relações entre espécies de árvores e de trepadeiras; provavelmente, outras variáveis devem estar relacionadas aos padrões de rebrota e infestação de espécies superabundantes após o tratamento de corte. Logo, outras características estruturais, morfológicas e a própria história de vida das espécies arbóreas, que facilitaríamos ou inibiríamos a infestação por espécies de trepadeiras (SFAIR et al., 2013) e o real impacto exercido por elas sobre os forófitos, poderão ajudar a prever como a manutenção ou o aumento da riqueza e da diversidade de espécies de trepadeiras influenciaria a riqueza e a diversidade da floresta toda (DIAS, 2009).

#### **4.3 Subsídios para fundamentar o manejo de trepadeiras**

No estado de São Paulo, apenas quatro áreas de FES foram avaliadas quanto à estrutura fitossociológica de espécies de trepadeiras. No entanto, como o critério de inclusão adotado nessas avaliações foi o de trepadeira com diâmetro do caule igual ou superior a 1 cm (Tabela 4.1), predominaram as lianas, *i.e.*, as trepadeiras lenhosas. Os estudos foram realizados na Fazenda Canchim, em São Carlos (HORA; SOARES, 2002), na Estação Ecológica de Paulo de Faria, em Paulo de Faria (REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007), na Fazenda Cambuhy, em Matão, e na Fazenda Boa Vista, em União Paulista (ROBATINO, 2010).

**Tabela 4.1** - Informações sobre quatro áreas de Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo e os descritores estruturais das comunidades de trepadeiras e árvores. Legenda: T = trepadeira; A = árvore, nc = não consta, ind = indivíduo.

	SÃO CARLOS		PAULO DE FÁRIA		MATÃO		UNIÃO PAULISTA	
Tamanho do fragmento florestal	112 ha		650 ha		2.189 ha		230 ha	
Tamanho da área amostral	7.500 m <sup>2</sup> (0,075 ha)		10.000 m <sup>2</sup> (1 ha)		10.000 m <sup>2</sup> (1 ha)		10.000 m <sup>2</sup> (1 ha)	
Método de amostragem	parcela		parcela		parcela		parcela	
	T	A	T	A	T	A	T	A
Critério de inclusão (DAP)	2,5 cm	nc	1 cm	3 cm	1 cm	5 cm	1 cm	5 cm
Número de espécies	45	nc	45	87	65	110	66	66
Número de gêneros	36	nc	33	68	43	79	38	52
Número de famílias	13	nc	13	35	19	36	15	27
Equabilidade (Pielou)	0,84	nc	0,78	0,80	0,75	0,64	0,74	0,69
Índice de diversidade de Shannon-Weaver (nats. indivíduo <sup>-1</sup> )	3,2	nc	2,98	3,58	3,11	3,03	3,09	2,90
Área basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	1,05	nc	1,73	30,27	1,24	20,83	1,04	24,78
Densidade (ind.ha <sup>-1</sup> )	528	nc	1.427	1.419	1.421	1.286	1.857	1.059

Fontes: Hora; Soares (2002); Rezende; Ranga; Pereira (2007); Robotino (2010); Marcondelli (2010).

Considerando os levantamentos realizados nessas quatro áreas e a importância de fornecermos subsídios para fundamentar planos de manejo em FES no estado de São Paulo, avaliamos: (1) a riqueza de espécies de trepadeiras amostradas, destacando as comuns a todas as áreas e as exclusivas; (2) as espécies abundantes e as dominantes; (3) os resultados referentes às distribuições de trepadeiras por classes de tamanho; e (4) a infestação e a agressividade das espécies.

#### 4.3.1 Riqueza

A riqueza em espécies, ou riqueza específica, corresponde ao número de espécies

presentes em uma comunidade (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996; MARTINS; SANTOS, 1999).

Considerando as quatro áreas, foram identificadas 95 espécies de trepadeiras (Tabela 4.2), das quais apenas 13 eram comuns a todas as áreas, representadas pelas famílias Bignoniaceae (oito espécies), Sapindaceae (três), Apocynaceae e Fabaceae (uma espécie cada).

Das 95 espécies amostradas, cerca da metade era exclusiva: 48 espécies (Tabela 4.3). União Paulista apresentou o maior número de espécies exclusivas (15), São Carlos apresentou 14, Paulo de Faria, 11, e Matão, oito.

**Tabela 4.2** - Espécies de trepadeiras comuns às quatro áreas de Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo.

FAMÍLIAS ESPÉCIES/[SINONÍMIA]
APOCYNACEAE
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.
BIGNONIACEAE
<i>Amphilophium paniculatum</i> (L.) Kunth
<i>Dolichandra quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G.Lohmann [ <i>Melloa quadrivalvis</i> (Jacq.) A.H.Gentry]
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann [ <i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A.H.Gentry]
<i>Fridericia triplinervia</i> (Mart. ex DC.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea triplinervia</i> (Mart. ex DC.) Baill. ex Bureau]
<i>Lundia obliqua</i> Sond.
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers
<i>Tanaecium selloi</i> (Spreng.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea selloi</i> (Spreng.) Sandwith]
<i>Tynanthus cognatus</i> (Cham.) Miers [ <i>Tynanthus elegans</i> Miers]
FABACEAE
<i>Bauhinia microstachya</i> (Raddi) J.F.Macbr. [ <i>Schnella microstachya</i> Raddi]
SAPINDACEAE
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.
<i>Serjania laruotheana</i> Cambess.
<i>Urvillea laevis</i> Radlk.

Fontes: Hora; Soares (2002); Rezende; Ranga; Pereira (2007); Robotino (2010).

**Tabela 4.3** – Ocorrência das espécies de trepadeiras exclusivas em cada uma das quatro áreas de Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo.

FAMÍLIA ESPÉCIE/[SINONÍMIA]	OCORRÊNCIA
APOCYNACEAE	
<i>Secondatia densiflora</i> A.DC.	União Paulista
ASTERACEAE	
<i>Dasyphyllum flagelare</i> (Casar.) Cabrera	Paulo de Faria
BIGNONIACEAE	
<i>Bignonia campanulata</i> Cham. [ <i>Clytostoma campanulatum</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.]	São Carlos
<i>Bignonia sciuripabulum</i> (K.Schum.) Bureau & K.Schum.	Matão
<i>Cuspidaria floribunda</i> (DC.) A.H.Gentry [ <i>Adenocalymma floribundum</i> A.DC.]	União Paulista
<i>Cuspidaria pulchra</i> (Cham.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea pulchra</i> (Cham.) Sandwith]	União Paulista
<i>Fridericia conjugata</i> (Vell.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea conjugata</i> (Vell.) Mart.]	São Carlos
<i>Fridericia craterophora</i> (DC.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea craterophora</i> (DC.) Bureau]	União Paulista
<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea brachypoda</i> (DC.) Bureau]	União Paulista
<i>Fridericia pubescens</i> (L.) L.G.Lohmann [ <i>Arrabidaea pubescens</i> (L.) A.H.Gentry]	União Paulista
<i>Fridericia speciosa</i> Mart.	São Carlos
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.	São Carlos
CANNABACEAE	
<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	Matão
COMBRETACEAE	
<i>Combretum discolor</i> Taub.	Paulo de Faria
CUCURBITACEAE	
<i>Wilbrandia longisepala</i> Cogn.	Paulo de Faria
DILLENIACEAE	
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	São Carlos
EUPHORBIACEAE	
<i>Dalechampia pentaphylla</i> Lam.	Matão
<i>Dalechampia triphylla</i> Lam.	Matão
FABACEAE	
<i>Acacia tenuifolia</i> (L.) Willd. [ <i>Acacia paniculata</i> Willd.]	São Carlos
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	São Carlos
<i>Machaerium amplum</i> Benth.	União Paulista
<i>Machaerium dimorphandrum</i> Hoehne	São Carlos

FAMÍLIA ESPÉCIE/[SINONÍMIA]	OCORRÊNCIA
<i>Machaerium lanceolatum</i> (Vell.) J.F.Macbr.	União Paulista
<i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	Paulo de Faria
LOGANIACEAE	
<i>Strychnos acuta</i> Progel [ <i>Strychnos albiflora</i> Progel]	União Paulista
<i>Strychnos bicolor</i> Progel	União Paulista
<i>Strychnos acuta</i> Progel [ <i>Strychnos albiflora</i> Progel]	União Paulista
<i>Strychnos bicolor</i> Progel	União Paulista
MALPIGHIACEAE	
<i>Banisteriopsis lutea</i> (Griseb.) Cuatrec.	Paulo de Faria
<i>Banisteriopsis oxyclada</i> (A.Juss.) B.Gates	União Paulista
<i>Carolus chlorocarpus</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	São Carlos
<i>Heteropterys argyrophaea</i> A.Juss.	Paulo de Faria
<i>Heteropterys dumetorum</i> (Griseb.) Nied.	Paulo de Faria
<i>Heteropterys pauciflora</i> (A.Juss.) A.Juss.	São Carlos
<i>Niedenzuella acutifolia</i> (Cav.) W.R.Anderson [ <i>Tetrapterys guillemianiana</i> A.Juss.]	São Carlos
<i>Stigmaphyllon lalandianum</i> A.Juss.	São Carlos
<i>Stigmaphyllon macropodum</i> A.Juss.	União Paulista
MENISPERMACEAE	
<i>Cissampelos pareira</i> L.	Paulo de Faria
NYCTAGINACEAE	
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Matão
POLYGALACEAE	
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	União Paulista
RUBIACEAE	
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	Matão
<i>Guettarda pohliana</i> Müll.Arg.	Paulo de Faria
SALICACEAE	
<i>Pristimera andina</i> Miers	São Carlos
<i>Pristimera celastroides</i> (Kunth) A.C.Sm.	Matão
SAPINDACEAE	
<i>Serjania communis</i> Cambess.	Paulo de Faria
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Matão
<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	São Carlos
TRIGONIACEAE	
<i>Trigonia nivea</i> Cambess.	União Paulista
VITACEAE	
<i>Cissus campestris</i> (Baker) Planch.	Paulo de Faria
<i>Cissus erosa</i> Rich.	União Paulista

Fontes: Hora; Soares (2002); Rezende; Ranga; Pereira (2007); Robotino (2010).

Considerando apenas as áreas onde foram realizados levantamentos de trepadeiras e árvores (MARCONDELLI, 2010; REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; ROBATINO, 2010), verificamos que aquelas consideradas conservadas após análises de imagens de satélite – Matão e Paulo de Faria – apresentaram uma proporção de espécies trepadeiras em relação às de árvores de 0,59 e 0,52, respectivamente (Tabela 4.1). Já União Paulista, área considerada perturbada, apresentou a proporção de 1:1 (Tabela 4.1).

A riqueza específica, que variou de 45 a 66 espécies, indica a relevância das trepadeiras nas FES estudadas. A proporção entre as espécies de trepadeiras e as de árvores, em torno de 50%, em áreas consideradas conservadas, como Paulo de Faria e Matão, e de 100%, na área considerada perturbada, em União Paulista, sugere a importância de avaliarmos em outras áreas se a relação entre o número de espécies de trepadeiras e de árvores poderia ser utilizada como indicadora de níveis de perturbação.

#### 4.3.2 Abundância

A abundância representa o número de indivíduos amostrados e se refere ao número de indivíduos registrados tanto para uma dada espécie quanto para a comunidade como um todo (MORO; MARTINS, 2011). No nosso estudo, assumimos que a abundância se refere ao número de indivíduos amostrados para cada espécie. De acordo com Moro e Martins

(2011), existe um padrão de abundância nas comunidades, *i.e.*, geralmente, algumas poucas espécies têm grande número de indivíduos (elevada abundância) e muitas espécies são amostradas com pequeno número de indivíduos (baixa abundância), estas são chamadas de espécies raras.

Considerando as espécies mais abundantes, apenas 11 foram representadas por mais de 100 indivíduos. Considerando esse critério de abundância, em São Carlos, apenas uma espécie foi abundante, *Mansoa difficilis* (Cham.) Bureau & K.Schum. (Tabela 4.4). *Dolichandra quadrivalvis* (Jacq.) L.G.Lohmann foi abundante em Matão e em Paulo de Faria. *Forsteronia glabrescens* Müll.Arg. foi abundante em Matão e União Paulista e *Forsteronia pubescens* A.DC., em Paulo de Faria e União Paulista (Tabela 4.4). As outras oito espécies foram as mais abundantes em apenas uma das áreas. *Forsteronia glabrescens* foi a espécie com maior valor de abundância (273 indivíduos), em União Paulista, seguida de *Pyrostegia venusta* (Ker Gawl.) Miers (198 indivíduos) em Matão e de *Dolichandra quadrivalvis* (188 indivíduos) em Paulo de Faria (Tabela 4.4).

Outro fato interessante foram as espécies de trepadeiras que apresentaram apenas um indivíduo nos fragmentos. Em União Paulista, essas espécies representam 12%, em Matão representam 8%, em São Carlos, 7% e, em Paulo de Faria, 4% das espécies de trepadeiras amostradas (Tabela 4.5).

**Tabela 4.4** – Espécies de trepadeiras mais abundantes nas quatro áreas de Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo.

ESPÉCIES	ABUNDÂNCIA			
	ÁREAS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA			
	MATÃO	PAULO DE FARIA	SÃO CARLOS	UNIÃO PAULISTA
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.		101		
<i>Dolichandra quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G.Lohmann				
[ <i>Melloa quadrivalvis</i> (Jacq.) A.H.Gentry]	153	188		
<i>Doloiocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.				111
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll.Arg.	124			273
<i>Forsteronia pilosa</i> Müll.Arg.		168		
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.		171		121
<i>Fridericia triplinervia</i> (Mart. ex DC.) L.G.Lohmann				
[ <i>Arrabidaea triplinervia</i> (Mart. ex DC.) Baill. ex Bureau]		121		
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.			103	
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	198			
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.				165
<i>Urvillea laevis</i> Radlk.		142		

Fontes: Hora; Soares (2002); Rezende; Ranga; Pereira (2007); Robotino (2010).

**Tabela 4.5** – Espécies de trepadeiras com apenas um indivíduo em uma das quatro áreas de Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo.

FAMÍLIA	ESPÉCIES/[SINONÍMIA]	
APOCYNACEAE	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A.DC.	União Paulista
	<i>Forsteronia pilosa</i> Müll.Arg.	Matão
BIGNONIACEAE	<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	União Paulista
	<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> (Sims) Bureau & K.Schum.	Matão
	<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	União Paulista
	[ <i>Arrabidaea brachypoda</i> (DC.) Bureau]	
	<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.) Miers	União Paulista
	<i>Tanaecium pyramidatum</i> (Rich.) L.G.Lohmann	São Carlos
	[ <i>Paragonia pyramidata</i> (Rich.)]	
FABACEAE	<i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	Paulo de Faria
	<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	União Paulista
LOGANIACEAE	<i>Strychnos acuta</i> Progel [Strychnos albiflora Progel]	União Paulista
MALPIGHIACEAE	<i>Carolus chlorocarpus</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	São Carlos
	[ <i>Mascagnia chlorocarpa</i> (A.Juss.) Griseb.]	
	<i>Heteropterys dumetorum</i> (Griseb.) Nied.	Paulo de Faria
	<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb.	Matão e União Paulista
	<i>Stigmaphyllon macropodum</i> A.Juss.	União Paulista
RHAMNACEAE	<i>Gouania virgata</i> Reissek	Matão
SAPINDACEAE	<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	Matão e São Carlos

Fontes: Hora; Soares (2002); Rezende; Ranga; Pereira (2007); Robotino (2010).

Das 13 espécies de trepadeiras comuns às quatro áreas analisadas, somente quatro estão entre as mais abundantes nas comunidades analisadas: *Dolichandra quadrivalvis*, *Forsteronia pubescens*, *Pyrostegia venusta* e *Urvillea laevis*; entretanto, essas espécies não são abundantes em todas as áreas. Constatamos que as espécies mais abundantes e as espécies mais comuns, por si só, não são indicadoras de perturbação. Todavia, admitimos que a maior proporção de indivíduos trepadeiras em relação às árvores, verificada na comunidade florestal em União Paulista, pode ser um indicativo de perturbação na comunidade.

#### 4.3.3 Dominância

A dominância expressa a área basal de uma espécie ou de uma comunidade por unidade de área, geralmente o hectare (MORO; MARTINS, 2011). No nosso estudo, utilizamos a dominância absoluta, i.e., a soma das áreas basais dos caules de todos os indivíduos de uma mesma espécie, considerando que a área basal de um indivíduo é a secção transversal de seu caule (MORO; MARTINS, 2011).

Em São Carlos, a espécie de maior dominância foi *Tynanthus cognatus* (Cham.) Miers, o que reflete o grande diâmetro dos indivíduos dessa espécie, com área basal superior à das demais espécies (HORA; SOARES, 2002). Em Paulo de Faria, as espécies dominantes foram também as mais abundantes: *Dolichandra quadrivalvis*, *Fridericia triplinervia* (Mart. ex DC.) L.G.Lohmann, *Forsteronia pubescens*, *Anthodon decussatum* Ruiz & Pav., *Forsteronia pilosa* e *Urvillea*

*laevis* Radlk. (REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007). Analisando os valores de área basal de cada uma dessas espécies, verificamos que variaram de 0,3433 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> a 0,0402 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Este último valor é referente à área basal de *Urvillea laevis*, indicando que essa espécie estava representada, na área, por muitos indivíduos de pequeno diâmetro de caule.

Em Matão, a espécie com maior densidade, *Dolichandra quadrivalvis*, também foi a mais dominante (ROBATINO, 2010). Entretanto, *Fridericia mutabilis* (Bureau & K.Schum.) L.G.Lohmann, apesar de não estar entre as espécies mais abundantes, foi a segunda com maior valor de dominância, indicando que seus indivíduos apresentam diâmetros maiores. O indivíduo de maior diâmetro amostrado era dessa espécie. Em União Paulista, *Forsteronia glabrescens* foi a espécie de maior abundância, seguida de *Serjania lethalis* A.St.-Hil. Entretanto, esta última foi a mais dominante, reflexo dos elevados valores de diâmetro dos caules dos indivíduos dessa espécie.

#### 4.3.4 Distribuição diamétrica

É possível inferir a história de uma comunidade por sua estrutura diamétrica (MEYER et al., 1961), um potencial indicativo de equilíbrio ou desequilíbrio de uma comunidade (HARPER, 1990). As formações florestais equilibradas apresentam a distribuição diamétrica dos indivíduos na forma exponencial negativa, ou seja, o histograma de frequências dos indivíduos assemelha-se a um jota invertido. A maior frequência dos indivíduos encontra-se nas classes de diâmetro menor (CABA-

CINHA; CASTRO, 2010; MEYER et al., 1961).

Quanto à análise do diâmetro dos indivíduos amostrados nas quatro áreas, observamos que a maioria pertence à classe de pequenos diâmetros, inferiores a 2,5 cm. Em São Carlos, aproximadamente 74% dos indivíduos apresentaram diâmetros menores que 2,5 cm e somente quatro indivíduos apresentaram diâmetros acima de 10 cm. Em Paulo de Faria, 57,6% dos indivíduos amostrados apresentaram diâmetros menores que 2,5 cm e apenas 26 indivíduos apresentaram diâmetros maiores que 10 cm. O maior indivíduo amostrado foi de *Dolichandra quadrivalvis*, com diâmetro de 30,6 cm. Em Matão, 44,4% dos indivíduos apresentaram diâmetros menores que 2,5 cm e somente 26 indivíduos apresentaram diâmetros maiores que 10 cm. O maior indivíduo amostrado foi de *Fridericia mutabilis*, com 17,3 cm de diâmetro. Em União Paulista, 56% dos indivíduos apresentaram diâmetros menores que 2,5 cm e apenas 11 indivíduos apresentaram diâmetros maiores que 10 cm. O maior indivíduo amostrado, *Forsteronia pubescens*, com 13,3 cm de diâmetro.

A dominância e a distribuição diamétrica revelam uma informação valiosa sobre a espécie *Urvillea laevis*, abundante em Paulo de Faria, mas formada exclusivamente de indivíduos pequenos. Essa espécie não foi amostrada nas classes de diâmetros maiores, evidenciando que determinadas espécies de trepadeiras podem apresentar maior abundância de indivíduos jovens e essa abundância se reduzir com o passar do tempo. Ressaltamos, por-

tanto, que é fundamental a realização de estudos sobre a dinâmica das espécies de trepadeiras nas comunidades florestais antes de submetê-las ao manejo.

#### 4.3.5 Infestação e agressividade

O índice de infestação de trepadeiras refere-se à comunidade ou a determinada espécie. Em nosso estudo, utilizamos o índice de infestação das trepadeiras na comunidade, i.e., a relação entre o número total de forófitos e o número total de indivíduos arbustivos e arbóreos em uma comunidade (WEISER, 2007).

A agressividade de uma espécie de trepadeira refere-se ao número de forófitos que um mesmo indivíduo dessa espécie ocupa, i.e., espécies de trepadeiras agressivas são aquelas cujos indivíduos ocupam quatro ou mais forófitos (VIDAL et al., 1997).

A análise sobre a infestação de árvores por trepadeiras e sua agressividade em FES no estado de São Paulo foi realizada apenas por Rezende (2005), na Estação Ecológica de Paulo de Faria, em Paulo de Faria. A autora verificou que, das 1.419 árvores, 760 carregavam pelo menos uma trepadeira, conferindo um índice de infestação de 53,6% à área. Desse 760 forófitos, 383 indivíduos (50,4%) apresentaram diâmetros maiores que 10 cm. Das 33 espécies de árvores com pelo menos dez indivíduos de trepadeiras, quatro apresentaram proporção de infestação significativamente menor do que a média geral: *Inga marginata* Willd., *Piper amalago* L., *Trichilia catigua* A. Juss. e *Trichilia clausenii* C. DC. Somente uma,

*Machaerium paraguariense* Hassl., apresentou proporção de infestação significativamente maior do que a média geral, indicando ser um forófito de alta suscetibilidade.

As espécies arbóreas infestadas por um maior número de indivíduos de trepadeiras em Paulo de Faria apresentaram também maior diversidade e riqueza de espécies de trepadeiras, sugerindo que não há especificidade na associação entre espécies de árvores e de trepadeiras. Caso houvesse, esperar-se-ia que esses valores fossem independentes da infestação por trepadeiras – árvores infestadas com muitos indivíduos, mas de poucas espécies (REZENDE, 2005).

O número médio de árvores que cada indivíduo de trepadeira escalou foi de 1,3, com variação de um a seis forófitos (REZENDE, 2005). As espécies *Urvillea laevis*, *Forsteronia pilosa* e *Anthodon decussatum* infestaram até quatro forófitos, já *Fridericia triplinervia* infestou até seis forófitos (REZENDE, 2005). Dessas espécies potencialmente agressivas, à exceção de *Urvillea laevis*, todas as outras também foram as mais dominantes e abundantes na área. Ressaltamos que, embora apresentem potencial de agressividade, poucos indivíduos, dois de *Urvillea laevis* e apenas um de cada uma das outras espécies, realmente foram considerados agressivos.

O número de árvores que cada trepadeira escalou não foi relacionado ao tipo de sistema de escalada nem ao diâmetro da trepadeira. Esse resultado sugere que o tipo de sistema de escalada tem pouca importância no estabelecimento das

espécies, contrariando os relatos de que trepadeiras com gavinhas apresentam maior capacidade de infestação (REZENDE, 2005). De acordo com Rezende (2005), as árvores com diâmetros maiores apresentaram correlação positiva com a densidade de trepadeiras. Essa correlação pode indicar que essas árvores, provavelmente mais velhas e com copas grandes, teriam mais chance de acumular mais indivíduos de trepadeiras em seus troncos ao longo do tempo. De acordo com Sfair et al. (2013), as árvores maiores têm copas mais iluminadas e, quanto maior a iluminação, maior a porcentagem de cobertura de trepadeiras.

Observamos que a maioria das espécies de trepadeiras com potencial de agressividade é igualmente dominante e abundante. Entretanto, advertimos que, apesar de apresentar potencial de agressividade, um número mínimo de indivíduos dessas espécies é, de fato, agressivo.

#### **4.4 Considerações**

O estado de São Paulo concentra a maior parte dos pesquisadores do país estudiosos da forma de vida trepadeira, mesmo assim, existem muitos fragmentos de FES no estado que ainda não foram inventariados. A ausência de informações sobre a biodiversidade dessas áreas representa uma grande lacuna de conhecimento que nós, pesquisadores, precisamos preencher. O recente levantamento florístico sobre trepadeiras realizado no Parque Estadual de Porto de Ferreira (VARGAS et al., 2018) corrobora essa informação. Em apenas uma área recentemente inventariada no estado de São Paulo foram amostradas

---

dez espécies de trepadeiras que, até então, não tinham ocorrência descrita no estado de São Paulo. Essa evidência fundamenta nossa preocupação com a prática indiscriminada do manejo de trepadeiras em fragmentos de FES e também nos fornece subsídios para incentivar a conservação das espécies de trepadeira durante a restauração ecológica.

Para viabilizar a conservação das espécies de trepadeiras em processos de restauração ecológica de fragmentos de FES, o pesquisador deve responder às seguintes questões:

- Existe uma lista florística das espécies de trepadeiras que ocorrem no fragmento que será submetido à restauração ecológica?
- Existe um estudo sobre a estrutura da comunidade de trepadeiras no fragmento que será submetido à restauração ecológica?
- Há material vegetativo ou reprodutivo das espécies de trepadeira que ocorrem no fragmento que será submetido à restauração ecológica depositado em herbários?
- Há exemplares de lenho das espécies de trepadeiras lenhosas (lianas) que ocorrem no fragmento que será submetido à restauração ecológica depositados em xilotecas?
- Quais são as espécies de trepadeiras

que ocorrem no fragmento que será submetido à restauração ecológica? Essas espécies são abundantes ou raras?

- Quais são as espécies de trepadeiras dominantes no fragmento que será submetido à restauração ecológica? Essas espécies dominantes apresentam indivíduos jovens e adultos igualmente distribuídos?
- Qual é o índice de infestação das espécies de trepadeiras no fragmento que será submetido à restauração ecológica?
- Das espécies de trepadeiras com potencial de agressividade, quantos indivíduos são, de fato, agressivos?
- Há estudos sobre a dinâmica das populações das espécies de trepadeiras com potencial de agressividade no fragmento que será submetido à restauração ecológica?
- Por fim, quais são os fatores que limitam a densidade populacional das espécies de trepadeiras com potencial de agressividade?

Um estudo prévio das espécies de trepadeiras é essencial para fundamentar o plano de manejo. Conhecendo as respostas para essas questões, o pesquisador terá subsídios para planejar com consciência, responsabilidade e embasamento científico o manejo das espécies de trepadeiras, visando à conservação delas e à restauração dos fragmentos de FES.



---

# 5 MÉTODOS DE MANEJO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS: REVISÃO DA LITERATURA E PROPOSTAS PARA ORIENTAR A PRÁTICA

*Julia Raquel de Sá A. Mangueira<sup>1</sup>;  
Cinthia Montibeller<sup>2</sup>;  
Ricardo Gomes César<sup>3</sup>;  
Fabiano Turini Farah<sup>2</sup>;  
Ricardo Ribeiro Rodrigues<sup>2</sup>*

**E**ste capítulo traz um panorama geral dos estudos científicos e da experiência prática no manejo de fragmentos florestais degradados com vistas à restauração. Apresentamos a literatura referente à retirada dos fatores de degradação, ao adensamento e enriquecimento de fragmentos e ao controle de espécies exóticas e nativas hiperabundantes. Também apresentamos estimativas preliminares do rendimento operacional de algumas ações de intervenção nesses fragmentos e concluímos com orientações práticas para guiar ações futuras nesses ecossistemas.

## **5.1 Contextualização**

Estamos na era da restauração ecológica (SUDING, 2011). Os mais recentes acordos internacionais comprovam essa afirmação, pois estabelecem metas ambiciosas de restauração de 15% das áreas degradadas no mundo (Declaração de Aichi, ONU, disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/targets/>>), ou 150 milhões de hectares (Bonn Challenge, disponível em: <<http://www.bonnchallenge.org/>>), até 2020, ou ainda 350 milhões de hectares até 2030 (Declaração de Nova York, disponível em: <<http://forestdeclaration.org/>>). No Brasil, metas ambiciosas também foram estabelecidas: em 2015, o governo fe-

deral se comprometeu a restaurar 12 milhões de florestas até 2020 e o Pacto pela Restauração da Floresta Atlântica tem como objetivo a restauração de 15 milhões de hectares até 2050, apenas nesse bioma (CALMON et al., 2011).

O conceito atual de restauração considera que todos os elementos da paisagem devem ser incluídos em projetos de restauração e conservação da biodiversidade em larga escala, incluindo áreas abertas a serem restauradas, remanescentes de floresta primária (ainda que degradados) e áreas em sucessão secundária (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Nesse contexto, o manejo de florestas

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Unicamp.

<sup>2</sup> Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF).

<sup>3</sup> Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP)

---

secundárias degradadas tem chamado a atenção da comunidade acadêmica. Viani et al. (2015) destacam que a restauração de fragmentos degradados pode ser uma importante estratégia não só para melhorar o estado de conservação dessas áreas como também para tornar realmente possível que se atinjam as metas de restauração de áreas degradadas estabelecidas mundialmente. Embora já se reconheçam o valor das florestas secundárias e primárias degradadas para a conservação da biodiversidade e sua contribuição para as áreas em processo de restauração, a pesquisa e a prática em restauração ecológica ainda têm investido pouco no manejo de remanescentes florestais nas últimas décadas, visto que o foco desses estudos reside na recuperação de áreas já desmatadas.

Neste capítulo, referimo-nos ao manejo como uma abordagem baseada em uma filosofia de manejo adaptativo (GUNDERSON, 2000). Esse tipo de manejo admite que o conhecimento humano será sempre incompleto e que a interação humana com os ecossistemas estará sempre evoluindo, aprofundando-se e adaptando-se. O manejo adaptativo reconhece que os recursos manejados sempre mudarão, de modo que os restauradores devem responder com ajustes nas estratégias de restauração, à medida que as mudanças acontecerem, de maneira integrada e multidisciplinar. Com essa abordagem, garantimos que o manejo adaptativo tenha sempre os processos ecológicos como sustentação teórica e alvo.

Dessa forma, as estratégias e ações discutidas neste capítulo devem ser encara-

das como ponto de partida para discussões posteriores e novos experimentos em restauração ecológica. Em escala local, o restaurador deve reunir o mais amplo conjunto de dados a respeito de seu ecossistema e, com base em uma avaliação do estado de perturbação, decidir quais as melhores estratégias, quais as ações e quais as intensidades dessas ações a serem empregadas em cada situação de degradação. No entanto, o manejo de fragmentos para fins de conservação da biodiversidade ainda é área relativamente pouco estudada e com poucos trabalhos publicados, portanto, carece de uma bibliografia sistematizada, que possa subsidiar a tomada de decisões. Para áreas abertas em processo de restauração, Durigan e Ramos (2013) compilaram diversas experiências de manejo adaptativo que podem nortear recomendações de manejo para fragmentos degradados.

Neste capítulo, a fim de preencher essa lacuna, apresentamos uma revisão da literatura sobre os métodos que têm sido testados no manejo de fragmentos florestais degradados inseridos em matriz agrícola tecnificada, com o objetivo de potencializar seu papel de conservação da biodiversidade. Nessa revisão, baseados na discussão de sucessos e insucessos, assim como dos principais desafios encontrados, apresentamos algumas propostas para nortear a pesquisa e a prática de manejo nos próximos anos. Oferecemos dados para discutir o rendimento operacional em diferentes métodos de manejo de fragmentos degradados e os gargalos que limitam essa prática, especialmente a falta de incentivo fi-

nanceiro. Por fim, valendo-nos de todos os dados discutidos ao longo do capítulo, listamos as principais considerações necessárias para fomentar a prática do manejo de fragmentos degradados.

## **5.2 Manejo de fragmentos: revisão da literatura**

Neste item, discutiremos os dados obtidos em uma ampla revisão da literatura, que inclui artigos publicados em revistas nacionais e internacionais, livros e capítulos de livros, dissertações e teses que testaram diferentes métodos de manejo de fragmentos florestais degradados. O foco dessa revisão é encontrar experiências que possam nortear o manejo de fragmentos degradados de Florestas Estacionais Semidecíduais (FES), com o objetivo de potencializar o papel desses fragmentos na conservação da biodiversidade. No entanto, também abordamos e discutimos as experiências e o conhecimento acumulado em outras formações de florestas tropicais. Os trabalhos identificados na literatura foram agrupados de acordo com os principais métodos utilizados (isolamento, adensamento, enriquecimento, manejo de espécies invasoras e nativas hiperabundantes) e são apresentados a seguir.

### **5.2.1 Retirada dos fatores de degradação dos fragmentos florestais degradados**

Após a identificação dos principais fatores de degradação que detêm ou limitam a sucessão de uma comunidade a ser restaurada, deve-se realizar seu isolamento (RODRIGUES et al., 2009). Os princi-

pais fatores de degradação de remanescentes florestais comumente observados em paisagens tropicais estão relacionados às culturas agrícolas (no caso da Floresta Atlântica, especialmente a cana-de-açúcar), à silvicultura, às pastagens e áreas urbanas. O uso do fogo na matriz agrícola, a caça e a extração seletiva de madeira, a deriva de herbicidas, a entrada de gado e a invasão biológica estão entre os principais fatores que levam ao declínio da biodiversidade e à degradação dos remanescentes florestais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; TABARELLI; GASCON, 2005).

O isolamento da área e o controle dos fatores de perturbação são primordiais para aumentar as chances de sucesso da restauração e potencializar a capacidade de autorrecuperação da comunidade. As ações podem variar desde a construção de aceiros, para diminuir as chances de incêndios, e a instalação de cercas, para impedir o acesso de animais, até o controle de espécies invasoras ou nativas hiperabundantes (discutido nos próximos itens). Nesse contexto, para quaisquer projetos de restauração, independentemente do grau de degradação da área (seja uma área sem regeneração natural, a ser restaurada desde o início, sejam remanescentes naturais alvo de manejo e conservação), a retirada dos fatores de degradação deve ser a primeira etapa. O não isolamento da área afeta o desenvolvimento do projeto, aumentando os custos e diminuindo a efetividade (ISERNHAGEN et al., 2009).

Em paisagens pouco fragmentadas, com elevado potencial de regeneração

natural ou com histórico recente de desmatamento e degradação, é provável que apenas isolar os remanescentes florestais dos fatores de perturbação seja suficiente para a recuperação (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Em paisagens altamente modificadas, no entanto, existem inúmeros fatores de degradação que comprometem a biodiversidade e limitam o potencial de regeneração natural e de autorrecuperação dos remanescentes, como o regime de distúrbios, a disponibilidade de propágulos e as características da paisagem (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015a). Nesse contexto, apenas o isolamento não é suficiente e as ações de manejo subsequentes são imprescindíveis para retomar a trajetória sucessional das comunidades e possibilitar a recuperação dos fragmentos (VIANI et al., 2015).

### **5.2.2 Adensamento dos fragmentos florestais degradados: recuperação da estrutura da floresta**

O adensamento é uma técnica comumente utilizada em projetos de restauração ecológica. Ela visa ao restabelecimento da cobertura de copas por indivíduos arbustivo-arbóreos e palmeiras, possibilitando a construção de uma estrutura inicial favorável à continuidade da dinâmica florestal típica por meio do aumento do número de indivíduos em áreas onde a regeneração natural é espacialmente heterogênea (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). O restabelecimento da estrutura do remanescente degradado é uma etapa fundamental na restauração de uma comunidade florestal. Essa reestruturação visa conter e

reverter o processo de retrogressão sucessional, que é representado pela queda contínua na abundância geral de indivíduos, pela redução da altura dos indivíduos e do número de estratos, pela perda da continuidade do dossel e da biomassa geral da comunidade (FARAH et al., 2014; TABARELLI; LOPES; PERES, 2008).

O adensamento pode ser obtido de duas formas: (1) pelo uso do banco de sementes do solo; (2) pelo plantio de mudas ou sementes (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007). No caso de remanescentes florestais degradados, a área a ser restaurada (por exemplo, uma borda ou uma clareira antrópica) pode guardar várias espécies que, à primeira vista, encontram-se ocultas, na forma de um banco de sementes. Esse banco é formado pela chuva de sementes, recente ou antiga, e seu potencial pode ser aproveitado para a restauração da comunidade florestal. Se adequadamente induzido, o banco de sementes pode levar à germinação e ao estabelecimento de uma alta densidade de indivíduos, composta por diversas espécies de genótipos autóctones e, portanto, extremamente adaptados às condições locais (tipo de solo, regime de chuvas etc.). O aproveitamento do banco de sementes evita a introdução de espécies e genótipos não regionais (por meio de mudas, por exemplo), que talvez tenham menor probabilidade de sobrevivência. Ao mesmo tempo, evita a introdução de plantas invasoras no remanescente florestal, o que seria uma falha grosseira no caso de um plantio mal executado (RODRIGUES et al., 2009, 2011).

Nos casos em que exista uma cobertura espessa de serapilheira, gramíneas ou trepadeiras hiperabundantes, bem como competição e efeito alelopático de plantas agressivas e/ou invasoras, a remoção desses fatores de degradação aumenta a incidência luminosa e a variação de temperatura no ambiente. Essa mudança no microclima possibilita a germinação, principalmente das sementes de espécies arbóreas pioneiras, caso elas existam no banco. Desse modo, a cobertura pioneira obtida por meio da regeneração leva à reestruturação da floresta, condição necessária para a continuidade do processo sucessional (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007).

O estímulo do banco de sementes só é eficiente, no entanto, se o controle das plantas competidoras e/ou a remoção da cobertura impeditiva tiverem início na época chuvosa, conforme observado por Farah (2003), ao manejar um remanescente florestal degradado no município de Campinas (SP). O manejo pode não ter o efeito desejado se for realizado fora da época de chuvas regulares, pois se corre o risco de estimular a germinação de plântulas, seguida por alta mortalidade em poucos dias, em decorrência de veranicos ou da estação seca. Nesse caso, a operação de manejo realizada de forma errada leva à perda de boa parte do banco de sementes local. O autor também observou que, mesmo com o manejo realizado corretamente, a expressão da regeneração natural pode ser bastante heterogênea, tanto qualitativa (na composição) quanto quantitativamente (no número de indivíduos). Assim, a expressão

da regeneração natural pela indução do banco de sementes é fortemente influenciada pela forma do manejo, pelas condições climáticas no microssítio e pelas interações intra e interespecíficas na comunidade, e o monitoramento da área é que demonstrará a necessidade de manejo adaptativo.

Em áreas onde não há resiliência do banco de sementes, o adensamento deve ser feito pelo plantio de mudas ou sementes de espécies que apresentem crescimento rápido e formação de copa densa e ampla – as chamadas espécies recobridoras (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; RODRIGUES et al. 2011). Essa operação tem como objetivo aumentar o número de indivíduos em áreas com falhas na regeneração natural, fechar rapidamente clareiras abertas e sombrear áreas em plantios já em andamento ou em áreas de regeneração natural escassa. Com a introdução dessas espécies, esperam-se a recuperação da fisionomia florestal inicial da área, a melhoria das condições de microclima para germinação e do desenvolvimento de espécies não pioneiras da sucessão e o controle do crescimento e da abundância de espécies invasoras ou hiperabundantes, como trepadeiras e gramíneas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; ISERNHAGEN et al., 2009).

Assim, alguns estudos testaram o plantio de adensamento como metodologia para introduzir espécies de rápido crescimento e boa cobertura de copa, a fim de cicatrizar clareiras florestais com baixa resiliência e de difícil recuperação. Em um trecho de floresta com baixa expressão da regeneração após o

corte de trepadeira (Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP), Jordão (2009) efetuou o plantio de espécies arbóreas, visando ao recobrimento do terreno. A autora encontrou maiores valores de sobrevivência e crescimento das espécies em áreas de borda menos sombreadas, pois as espécies selecionadas precisaram dessa condição para se desenvolver.

A escolha correta das espécies de recobrimento é fundamental. Elas devem ser definidas com base na flora local e adaptadas ao tipo de solo e ao regime de umidade do sítio, correspondendo às espécies arbustivo-arbóreas de rápido crescimento e ampla cobertura de copa, logo nos primeiros meses após o plantio. Nem todas as espécies pioneiras se aplicam a

esse fim. Como exemplo, a embaúba (*Cecropia pachystachya*), muito usada na restauração, pelo rápido crescimento em altura, tem cobertura de copa escassa, não exercendo adequadamente o papel de rápida recobridora. A observação local dirá quais são as espécies recobridoras mais adequadas na região. Espécies como fumo-bravo (*Solanum mauritanum*), pau-pólvora (*Trema micrantha*) e mutambo (*Guazuma ulmifolia*) são exemplos de espécies adequadas a várias regiões de domínio de FES (Figura 5.1). Dessa forma, para cicatrizar clareiras e recuperar a estrutura da floresta, devem ser utilizadas espécies claramente recobridoras. As espécies pioneiras que não exercem essa função devem ser usadas para agregar diversidade ao remanescente.



**Figura 5.1** – *Solanum mauritanum*, uma espécie recobridora que pode ser usada para adensamento de fragmentos em várias regiões de domínio de Floresta Estacional Semidecidual. Fotografias: Fabiano Farah.

### 5.2.3 Enriquecimento dos fragmentos florestais degradados: recuperação da composição florística e funcional da comunidade

O enriquecimento representa a introdução de espécies finais de sucessão ou de outras formas de vida que não conseguem colonizar a área naturalmente, por meio de plantio de mudas, sementeira, transposição de *topsoil*, transposição de plântulas etc. (BERTACCHI et al., 2015; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; ISERNHAGEN, 2010; ISERNHAGEN et al., 2009; LE BOURLEGAT et al., 2013; VIANI; RODRIGUES, 2009), a fim de aumentar o número de espécies e a diversidade da comunidade, numa tentativa de contribuir para sua manutenção no longo prazo. Em áreas em processo de restauração (fragmentos ou, mais comumente, áreas abertas) inseridas em paisagens altamente fragmentadas, pode ser necessário incluir, como uma das etapas do projeto, o enriquecimento dessas comunidades. Nesse tipo de paisagem, frequentemente, existe limitação da oferta, da dispersão ou do estabelecimento de espécies finais de sucessão, o que pode levar à estagnação da sucessão em áreas em restauração. Essas áreas podem permanecer indefinidamente na condição degradada, a menos que sejam implementadas ações de manejo (VIANI et al., 2015).

Em áreas abertas onde foram realizados plantios de restauração, têm sido testadas diferentes estratégias de enriquecimento, com diferentes objetivos, cujos resultados oferecem bases teóricas e práticas importantes para experimentos de manejo em remanescentes

de florestas secundárias. Bertacchi et al. (2015) avaliaram a sobrevivência e o crescimento de nove espécies arbóreas plantadas por sementeira direta no sub-bosque de áreas em restauração com diferentes idades que, mesmo após décadas de plantio e recuperação da estrutura da floresta, ainda apresentam limitações na regeneração natural. Os autores concluíram que, nas áreas mais jovens e sob clareiras de deciduidade, típicas de FES (SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014), as espécies apresentaram taxas melhores de recrutamento, o que sugere que as espécies podem se comportar de maneira idêntica em remanescentes de florestas secundárias. Santos e Durigan (2013) encontraram resultados semelhantes em três áreas de restauração de FES de diferentes idades: cinco espécies arbóreas, de alto valor comercial e tolerantes à sombra, foram plantadas no sub-bosque dos plantios. Embora o sombreamento não tenha afetado significativamente a mortalidade, as mudas apresentaram maior crescimento em áreas abertas e clareiras, por isso, os autores recomendam que sejam abertas clareiras no dossel antes de realizar o plantio de enriquecimento. De maneira semelhante, César et al. (2016) observaram que o manejo de trepadeiras favorece a sobrevivência das mudas plantadas para o enriquecimento de remanescentes florestais degradados, provavelmente em razão da maior disponibilidade de luz para as mudas. Numa tentativa de inserir outras formas de vida em uma área em restauração em Iracemápolis (SP), Le Bourlegat et al. (2013) testaram o enriquecimento pela sementeira

---

ra direta de três espécies de trepadeiras sob a copa de quatro espécies com diferentes comportamentos de deciduidade. As espécies de trepadeiras apresentaram desempenho semelhante, independentemente da espécie que compunha o dossel, indicando que podem ser semeadas em qualquer local no interior das áreas. Embora tenham encontrado baixas taxas de emergência, os autores consideram que essa estratégia é viável para o enriquecimento de áreas em restauração, embora sejam necessários mais estudos. Em uma floresta tropical em restauração no Panamá, Schweizer, Gilbert e Holl (2013) encontraram maiores taxas de mortalidade e menores taxas de crescimento em mudas plantadas sob indivíduos adultos de espécies relacionadas filogeneticamente às espécies plantadas, o que oferece um critério de seleção para a disposição das espécies no campo.

Em florestas secundárias degradadas, Mangueira, Holl e Rodrigues (no prelo) realizaram plantio de enriquecimento, utilizando quatro espécies arbóreas finais de sucessão, introduzidas por semeadura direta, plantio de mudas jovens (até dois meses de viveiro) e plantio de mudas maduras (até nove meses de viveiro). Os autores encontraram diferenças na sobrevivência das espécies, de acordo com os diferentes métodos, embora não tenham encontrado diferenças no crescimento dos indivíduos. Em virtude de uma forte seca no ano de implantação do projeto, a taxa de mortalidade foi elevada, corroborando resultados de trabalhos anteriores, de que a restauração é altamente dependente da precipi-

tação (FARAH, 2003; WILSON, 2015). Em condições climáticas favoráveis, é possível que as taxas de sobrevivência dos indivíduos plantados em fragmentos degradados sejam semelhantes às dos indivíduos plantados em fragmentos conservados (YEONG; REYNOLDS; HILL, 2016).

Em florestas secundárias, embora poucos trabalhos abordem o enriquecimento para fins de conservação, os plantios de enriquecimento com fins econômicos estão bem descritos na literatura, nas mais diversas regiões de florestas tropicais (ÅDJERS et al., 1995; D'OLIVEIRA, 2000; KEEFE et al., 2009; MONTAGNINI et al., 1997; PEÑA-CLAROS et al., 2002; RAMOS; AMO, 1992; RICKER et al., 1999, dentre outros). Na Floresta Atlântica, ainda são poucas as iniciativas de plantio de enriquecimento com espécies para aproveitamento madeireiro, exatamente pelo fato de ainda haver elevadas taxas de desmatamento, poucas regiões com extensas coberturas de *habitat*, além de restrições legais para o manejo dos remanescentes (MAY, 2011). Por isso, o foco dos estudos com enriquecimento para fins econômicos tem sido a região amazônica. Ainda se sabe pouco sobre o efeito do manejo de florestas secundárias sobre a biodiversidade, embora alguns trabalhos apontem não haver redução significativa de riqueza nem de composição de comunidades vegetais e animais após o corte e a colheita das espécies madeireiras (PUTZ et al., 2012). Não se sabe, no entanto, qual seria o impacto dessas atividades de exploração num ecossistema tão fragmentado e tão pouco conhecido como a Floresta Atlântica, do qual menos de 1% da área remanescen-

te foi amostrado (LIMA et al., 2015). Nesse contexto, na Floresta Atlântica, em razão do grau elevado de fragmentação (i.e., baixa cobertura florestal, baixa conectividade entre as manchas e tamanho reduzido da maior parte dos remanescentes), a recomendação é que o manejo de remanescentes seja feito exclusivamente para fins de conservação, a fim de potencializar o papel de conservação da biodiversidade desempenhado pelas florestas secundárias que sobraram nas paisagens altamente modificadas (BRANCALION et al., 2012a; VIDAL et al., 2016).

#### 5.2.4 Controle de espécies nativas hiperabundantes

Em florestas tropicais degradadas, múltiplos fatores, que operam desde a escala local até a escala global, interferem na dinâmica das comunidades florestais e em sua trajetória sucessional (ARROYO-RDRÍGUEZ et al., 2015a). Os diferentes regimes de distúrbios antrópicos frequentemente causam mudanças na composição taxonômica e funcional das comunidades, por meio da seleção de grupos de espécies adaptadas às características de ambientes degradados, dominados por borda e isolados de outros remanescentes florestais (LÔBO et al., 2011).

Uma das mudanças estruturais mais proeminentes em curso em diversas florestas tropicais é o aumento na abundância e na biomassa de trepadeiras, o que pode acarretar alterações severas na dinâmica florestal e em seu funcionamento (SCHNITZER; BONGERS, 2011). A dominância de espécies nativas causada por distúrbios foi inicialmente denomina-

da de *overabundance* por Garrot e White (1993); em português, o termo mais comumente utilizado é *hiperabundância*. Apesar de serem nativas, essas espécies oportunistas, como espécies pioneiras e bambus, quando hiperabundantes, influenciam a distribuição de outros grupos funcionais na comunidade, em razão de suas características ecológicas, como tempo de vida, fenologia e deciduidade (TABARELLI et al., 2010). Nesse contexto, espécies nativas podem ser passíveis de ação de manejo, a fim de possibilitar o retorno da comunidade a uma trajetória sucessional aceitável, conforme discutiremos nos itens a seguir. Para mais informações sobre o manejo de espécies-problema, deve-se consultar o Capítulo 4 deste documento técnico.

##### 5.2.4.1 Manejo de trepadeiras

Lianas são trepadeiras lenhosas que enraízam no solo e investem seus recursos em crescimento e produção de biomassa, em detrimento da manutenção de sua rigidez, dessa forma, dependem de apoio estrutural externo para atingir o dossel florestal (DEN DUBBELDEN; OOSTERBEEK, 1995).

Em florestas tropicais fragmentadas e degradadas, tem sido observado um aumento na densidade, na biomassa e na produtividade das comunidades de trepadeiras, o que altera a estrutura e a função dos fragmentos. Os estudos indicam que esse aumento pode ser atribuído, principalmente, à recorrência de distúrbios (naturais e antrópicos), ao aumento da demanda evapotranspirativa, em decorrência da crescente severidade das secas

sazonais, e ao aumento tanto dos níveis de CO<sub>2</sub> atmosférico quanto da deposição de nutrientes (SCHNITZER, 2015; SCHNITZER; BONGERS, 2011). Quando os distúrbios ou os fatores de degradação são mantidos, como é o caso na maioria dos fragmentos de FES do interior do estado de São Paulo, em áreas intensamente ocupadas pela agropecuária, algumas espécies de trepadeiras ruderais são favorecidas e tendem a proliferar e acelerar o colapso do ecossistema, por suprimir os processos sucessionais da comunidade florestal (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; PINARD; PUTZ; LICONA, 1999; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000). As características e interações das lianas nas comunidades florestais estão discutidas em mais detalhe no Capítulo 4.

A presença de trepadeiras hiperabundantes representa um filtro ecológico no curto prazo (restringindo o estabelecimento de plântulas de espécies pioneiras) e no longo prazo (prejudicando a comunidade de árvores não pioneiras adultas). A combinação dessas barreiras ecológicas pode manter os remanescentes florestais degradados em um estado alternativo estável, dominado por trepadeiras hiperabundantes, com poucas chances de ocorrer sucessão para as condições ecológicas anteriores ao distúrbio (CÉSAR, 2013; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000). Conseqüentemente, o aumento da abundância e da biomassa de trepadeiras apresenta, potencialmente, ramificações profundas na composição e no funcionamento da floresta (SCHNITZER; BONGERS, 2011). Diante disso, mesmo que a presença de trepadeiras hipe-

rabundantes não seja a causa primária da degradação, ela pode contribuir para processos irreversíveis de degradação estrutural e funcional. Por essa razão, seu controle tem sido recomendado como ferramenta de manejo conservacionista (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; FARAH et al., 2014; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007).

O manejo de trepadeiras deve ser realizado de acordo com os objetivos do projeto, a fisionomia vegetal a ser manejada e a disponibilidade de recursos financeiros e humanos para as atividades de restauração ecológica. Na literatura, foram descritas diferentes estratégias de manejo de trepadeiras em florestas tropicais, como: (1) borrifamento de herbicidas (PUTZ, 1991); (2) emprego do fogo (GERWING, 2001); (3) controle biológico (KING; WILLIAMS; MADIRE, 2011); (4) remoção por capina (GIRÃO, 2015). Justificaremos a seguir por que, no contexto dos fragmentos perturbados de FES da Floresta Atlântica, as ferramentas e os métodos citados para o manejo de trepadeiras devem ser aplicados com cautela.

1) *Herbicidas*: o borrifamento de herbicidas nas folhas das trepadeiras pode atingir outras espécies nativas próximas, já o pincelamento ou a injeção de herbicidas na parte lenhosa das trepadeiras – uma alternativa ao borrifamento – é proibitivamente trabalhoso, pois as poucas espécies ruderais que proliferam em fragmentos perturbados são finas e abundantes; além disso, no longo prazo, as trepadeiras podem desenvolver resistência aos herbicidas (BAUCOM; MAURICIO, 2008).

2) *Fogo*: os incêndios causam a mortalidade de árvores jovens e de trepadeiras, que têm diâmetro relativamente pequeno; no entanto, as trepadeiras são extremamente resilientes e proliferam vigorosamente após os incêndios, comprometendo a regeneração dos indivíduos arbustivos e arbóreos (FARAH et al., 2014; GERWING, 2001; PINARD; PUTZ; LICONA, 1999).

3) *Controle biológico*: os fragmentos florestais inseridos em paisagens antrópicas vêm sendo historicamente submetidos a distúrbios crônicos, além do isolamento reprodutivo e da pequena área de *habitat* para manter algumas populações de espécies nativas. Esses fatores convergem para alterar a composição e a estrutura da comunidade florestal, tornando-a mais vulnerável à invasão de espécies exóticas e ao desequilíbrio populacional de espécies nativas (FARAH et al., 2014; JOSHI; MUDAPPA; SHANKAR RAMAN, 2015). O comportamento dos organismos que podem ser introduzidos para o controle biológico de trepadeiras se torna imprevisível nesse contexto, e não existem experimentos que tenham abordado o controle biológico de trepadeiras nos ecossistemas brasileiros. Ao mesmo tempo, as trepadeiras são representadas por um grupo diverso (várias famílias botânicas), o que inviabiliza o controle biológico, que, geralmente, é específico e exercido por um ou poucos agentes.

4) *Remoção por capina*: esse método consiste na remoção dos indivíduos de trepadeiras, inclusive das raízes superficiais, com enxada, por exemplo. A remoção completa (que deve ser realizada apenas nas áreas infestadas dos fragmentos) favorece o crescimento e o aumento da densidade de indivíduos arbóreos e arbustivos, quando utilizada junto com o corte de trepadeiras; no entanto, o baixo rendimento operacional dessa atividade a torna inviável em larga escala (GIRÃO, 2015).

Além dos métodos descritos anteriormente, pode-se fazer o corte das trepadeiras com facão, que resulta em menor impacto ambiental, custa menos e é uma ferramenta com a qual a maioria das pessoas está acostumada (PAUL; YAVITT, 2011). O corte pode ser realizado a aproximadamente um metro de altura em relação ao solo, de maneira seletiva ou não (ver o Capítulo 4). Os resultados dos estudos já realizados apontam que não é necessário que os indivíduos manejados sejam removidos da copa das árvores, pois isso reduz o rendimento operacional, causa danos à copa das árvores e aumenta o risco de acidentes. As trepadeiras deixadas nas copas secam em poucas semanas, o que diminui a área coberta das árvores, reduzindo a competição por luz, e caem naturalmente em menos de um ano e meio (Figura 5.2).



Figura 5.2 – Indivíduo arbóreo infestado por trepadeiras: A) antes do manejo das trepadeiras; B) oito meses após o manejo; C) 18 meses após o manejo. Fonte: César et al., 2016.

A perda da parte aérea também reduz a competição radicular das trepadeiras com as árvores por água e nutrientes (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005). Em setores da floresta dominados por trepadeiras ruderais, o manejo abre o dossel e aumenta a entrada de luz no sub-bosque; no entanto, o dossel volta a se fechar rapidamente. Em um estudo realizado em um fragmento de FES perturbado, César et al. (2016) observaram que as árvores remanescentes reocuparam o dossel dez meses após o manejo das trepadeiras.

Essa recuperação do dossel ocorre, em um primeiro momento, pelas árvores pioneiras que emergem do banco de sementes, inibindo a rebrota e a germinação de trepadeiras por meio do sombreamento do sub-bosque, causado pelas copas (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007). Em um experimento na Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra, a alta densidade de regenerantes obtidos nas parcelas após o manejo mostrou que o acúmulo dos restos podados

de trepadeiras no solo secou gradativamente e não inibiu localmente a emergência da regeneração natural. Em outros casos, se a serapilheira ou o depósito superficial de restos de poda das trepadeiras for muito espesso, o banco de sementes pode ser estimulado de forma mais eficiente com a operação de revolvimento do solo, acelerando a decomposição do material podado e a incorporação da matéria orgânica (FARAH, 2003). Os indivíduos que se regeneram nessas condições são aqueles que sobrevivem a distúrbios e que conseguem resistir ao tempo em que permanecem sob a mancha de trepadeiras. Portanto, o manejo das trepadeiras hiperabundantes, em vez de promover estresse nos indivíduos da regeneração avançada, corresponde a uma oportunidade única para que eles sobrevivam e retomem o crescimento, contribuindo futuramente para a formação do dossel.

Rozza, Farah e Rodrigues (2007), também na Mata de Santa Genebra, testaram o manejo visando à restauração de man-

chas dominadas por lianas hiperabundantes. O experimento considerou diferentes níveis de intensidade de manejo e testou: (a) o corte de lianas na área total da parcela; (b) o corte em faixas cobrindo 50% da parcela; e (c) o corte pontual de trepadeiras em um raio de 40 cm ao redor do caule de árvores e arbustos. Após 24 meses de avaliação, observou-se uma regeneração arbustivo-arbórea significativamente maior no tratamento em área total. Os tratamentos de intensidade menor não foram eficientes, pois essas trepadeiras se alastram de maneira muito vigorosa, fechando rapidamente as áreas de clareira, principalmente por meio de rebrotas e pelo crescimento horizontal sobre o dossel da floresta nos limites da área manejada.

Ainda que apresentem esse comportamento agressivo, formando grandes emaranhados em áreas extensas de fragmentos degradados, poucas espécies ruderais de trepadeiras tornam-se hiperabundantes. Mello (2015) observou que somente três espécies ruderais representavam aproximadamente 30% dos indivíduos de trepadeiras em um fragmento degradado em Piracicaba (SP), já Sfair et al. (2015) constataram que cinco espécies de trepadeiras ocupavam mais de 50% dos indivíduos arbóreos em uma floresta em Paulo de Faria (SP).

Nesse contexto, o manejo dessas trepadeiras pode favorecer o desenvolvimento da comunidade arbustiva e arbórea no curto prazo (ver a discussão sobre o corte seletivo de trepadeiras no Capítulo 4). Em um remanescente de FES, César et al. (2016) observaram que o manejo de trepa-

deiras aumentou a biomassa dos indivíduos arbóreos com DAP entre 1,58 cm e 5 cm em menos de três anos após o manejo, em relação às áreas sem manejo. Os mesmos autores também observaram aumento na sobrevivência das mudas plantadas para o enriquecimento do fragmento em áreas com manejo de trepadeiras e um rápido fechamento do dossel pelas árvores em menos de dez meses após o manejo.

Em todos os casos, é necessária uma definição clara dos objetivos do manejo de trepadeiras, além de um planejamento de médio e longo prazo para as ações de restauração, a fim de manter a sustentabilidade das áreas manejadas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Em alguns fragmentos, a remoção das trepadeiras, isoladamente, pode não ser suficiente para o recrutamento de indivíduos arbóreos (CAMPANELLO et al., 2007). Outras ações, como os plantios de adensamento e enriquecimento, discutidos anteriormente neste capítulo, podem ser necessárias nas áreas manejadas, caso a densidade de indivíduos arbóreos regenerantes obtidos seja baixa. Apesar dos vários estudos já desenvolvidos, os resultados dos testes experimentais nem sempre foram conclusivos, assim, muitos desafios permanecem em relação à efetividade, ao custo e à viabilidade operacional do manejo de trepadeiras (CÉSAR et al., 2016; VIANI et al., 2015).

#### *5.2.4.2 Manejo de bambus*

Em determinados trechos muito perturbados de remanescentes florestais (por exemplo, abertos para plantio ou extração de árvores ou acometidos por incên-

dio), certas bambusoídeas de caule relativamente fino e flexível, como as do gênero *Chusquea* (taquari), por exemplo, ou lenhoso, como as do gênero *Guadua* (taquara), ocupam o terreno em alta densidade, escalam arbustos, árvores e palmeiras. Nesses casos, as bambusoídeas assumem um comportamento similar ao de espécies invasoras ou trepadeiras hiperabundantes, exercendo forte competição sobre as espécies arborescentes, diminuindo sua densidade e riqueza (LIMA et al., 2012; ROTHER et al., 2013) e também a riqueza de propágulos na chuva de sementes (GROMBONE-GUARATINI et al., 2014). Com base na correta identificação da espécie e na constatação de alta densidade, pode ser necessária uma ação de raleamento, o que favorecerá a regeneração arbustivo-arbórea.

Outras espécies de bambus exclusivamente lenhosos e não trepadores, por exemplo, os do gênero *Merostachys*, formam touceiras de taquaras, de grande porte em altura e diâmetro, compondo manchas no terreno, porém, de modo mais restrito que as espécies de bambusoídeas anteriormente mencionadas. Dessa forma, têm frequentemente suscitado dúvidas se deveriam ser objeto de manejo. Fernandes, Miranda e Sanquetta (2007) não observaram efeito alelopático de *Merostachys multiramea* sobre *Araucaria angustifolia*, o que poderia sugerir que os indivíduos dessa espécie arbórea encontram no bambuzal um nicho favorável ao estabelecimento até atingirem o dossel. Os bambus são conhecidos por eventos de florescimento e frutificação maciços e sincronia eficiente, quando, após algu-

mas décadas de crescimento (por exemplo, para *M. riedeliana*, um intervalo de 30-32 anos), indivíduos da mesma espécie, em uma ampla distribuição geográfica, atingem o florescimento exatamente na mesma época, frutificam e senescem (GUILHERME; RESSEL, 2001). Nesse momento, as touceiras secam, tombam e os colmos ficam depositados no solo, possibilitando a reocupação gradativa da área pela regeneração natural arbórea.

Em remanescentes florestais de grande área, a previsão desse fenômeno e a constatação local de que os bambus ocupam manchas restritas no espaço não apresentam essas plantas como ameaça à estrutura florestal. Já em pequenos remanescentes, as touceiras de bambu podem ocupar uma proporção relativamente grande da área total do fragmento. Nesse caso, o monitoramento da expansão vegetativa das touceiras de bambu informará se estão competindo com as plantas dos outros grupos (arbustos, árvores, palmeiras etc.). A decisão de controle de parte do bambuzal poderá ser tomada para possibilitar a manutenção da estrutura florestal e prevenir a perda de espécies. Portanto, a necessidade do manejo de bambus deve ser avaliada caso a caso, dependendo da espécie e do comportamento no local, sempre com base no monitoramento da expansão das touceiras, bem como na avaliação da riqueza vegetal associada a elas.

#### 5.2.5 Controle e eliminação de espécies exóticas

Frequentemente, em ecossistemas degradados as espécies exóticas se beneficiam

do ambiente alterado e ocupam nichos não tomados por espécies nativas. Assim, as espécies exóticas invasoras podem alterar funções no ecossistema, como a ciclagem de nutrientes, competir com espécies nativas por recursos e interferir na sucessão secundária, ao impedir a regeneração natural de espécies nativas, dentre outros efeitos deletérios (VITOUSEK et al., 1997). Em alguns casos, a presença dessas espécies não representa uma ameaça ao equilíbrio do ecossistema e, em áreas degradadas ou em processo de restauração, é possível até utilizá-las como aliadas na recuperação do ecossistema (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002).

Quando as espécies exóticas se tornam invasoras, no entanto, podem dominar a comunidade ou interferir de forma negativa na sucessão do ecossistema. Nesses casos, é necessário implantar ações de controle e manejo dessas espécies, a fim de auxiliar a recuperação do ecossistema. Neste subitem, discutimos estudos que manejaram dois grupos de espécies exóticas que podem alterar e estagnar a sucessão de uma comunidade em florestas secundárias degradadas: as herbáceas invasoras, especialmente as gramíneas africanas, e as espécies arbóreas invasoras.

#### 5.2.5.1 Controle de herbáceas invasoras

Em ambientes muito alterados, a regeneração frequentemente é impedida pela competição com espécies herbáceas invasoras. Em fragmentos degradados, essa situação é mais comum em áreas de alta incidência luminosa, fator in-

dispensável ao crescimento dessas herbáceas, por exemplo, em áreas de borda, nas grandes clareiras e em fragmentos que sofreram alterações grandes, como incêndios e desmatamentos. Da mesma forma, as herbáceas são o principal problema a ser superado nos projetos de restauração florestal de áreas abertas desmatadas. Um grupo importante de herbáceas invasoras em remanescentes florestais é o das gramíneas, formado especialmente por espécies originárias das savanas africanas, que foram disseminadas pelo mundo para uso em pastagens, pelo alto vigor do metabolismo C<sub>4</sub>, pela grande facilidade de dispersão de sementes, pelo crescimento rápido, pela rusticidade e capacidade de rebrota. Em virtude dessas características, essas gramíneas tendem a ganhar a competição com as espécies nativas, abafando a germinação e o estabelecimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos (CÉSAR et al., 2014; HOLL et al., 2000; MANTOANI; TOREZAN, 2016). Podemos citar alguns gêneros importantes, como *Urochloa* spp (braquiárias), *Panicum* sp (colonião) e *Melinis* sp (capim-gordura).

Tradicionalmente, o controle de gramíneas tem sido realizado mecanicamente (com roçadeira) ou quimicamente (com herbicidas). A segunda opção geralmente apresenta melhor custo-benefício (CÉSAR et al., 2013). Na restauração de áreas abertas, após o controle inicial, tem sido utilizada a cobertura do solo com espécies de adubos verdes, que, nos primeiros anos do projeto, apresenta excelente desempenho para sombrear o terreno, impedindo a germi-

nação e o crescimento das herbáceas invasoras e criando um *habitat* favorável ao estabelecimento das plantas arbustivo-arbóreas. No caso das herbáceas, o sombreamento do terreno impede que haja o crescimento das rebrotas e, após alguns anos, as herbáceas invasoras se extinguem (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Essa estratégia ainda não foi testada para o manejo de remanescentes degradados, entretanto, potencialmente, pode apresentar resultados interessantes na cicatrização de clareiras e no sombreamento da área.

Em todos os casos, ações de restauração que promovam o rápido estabelecimento inicial de uma estrutura florestal, cicatrizando grandes clareiras e áreas abertas dentro dos fragmentos, podem diminuir grandemente os custos gerais da restauração, por abreviar o tempo dedicado ao controle das gramíneas. Em projetos de restauração em áreas abertas, com o plantio em área to-

tal, falhas grosseiras na fase inicial do processo de restauração levam à permanência das gramíneas por tempo indeterminado, mantendo o sistema em um estado estável que dificilmente será revertido naturalmente. Entre essas falhas, podemos citar a falta de controle inicial e periódico eficiente das gramíneas nos primeiros anos do projeto, a escolha errada das espécies arbóreas para o plantio, associada à alta mortalidade dos indivíduos, a definição errada da proporção de indivíduos de um grupo funcional para plantar (por exemplo, uso predominante de indivíduos não recobridores do terreno). Essas lições podem ser trazidas para a prática do manejo de remanescentes, visto que, em áreas de grandes clareiras, mesmo no interior do remanescente, é muito comum encontrar touceiras de gramíneas africanas que impedem a regeneração natural e estagnam a sucessão da comunidade (Figura 5.3).



**Figura 5.3** – Presença de gramíneas em remanescentes florestais degradados: (A) gramíneas ocupando uma clareira no interior de um remanescente; (B) sub-bosque sem regeneração natural, ocupado por gramíneas. Fotografias: Julia Raquel Manguieira.

### 5.2.5.2 Controle de espécies arbóreas invasoras

As espécies arbóreas invasoras representam um grande desafio para a restauração ecológica. Elas ocorrem em ambientes que sofreram algum distúrbio, natural ou antrópico, estabelecem-se e dominam o ambiente, em razão de algumas características que favorecem seu comportamento competitivo, dentre elas: período juvenil curto; alto potencial de dispersão da espécie (muitas delas são atrativas de fauna); alta taxa de germinação e estabelecimento; longo tempo de vida e persistência no ambiente (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; REJMANEK; RICHARDSON, 1996). Existem diversas iniciativas de manejo e controle dessas espécies, especialmente em áreas abertas e plantios homogêneos (DECHOUM; ZILLER, 2013). Essas experiências podem orientar a prática de manejo em remanescentes degradados.

No Apêndice, apresentamos uma lista das espécies arbóreas invasoras mais frequentemente encontradas em áreas naturais perturbadas ou em processo de restauração florestal. *Leucena leucocephala* e *Pinus spp* são algumas das espécies arbóreas exóticas invasoras mais

comuns nas matas de interior da Floresta Atlântica. Algumas espécies podem ser consideradas invasoras em todas as regiões brasileiras e, por isso, quando encontradas em remanescentes florestais, seu controle e manejo devem ser prioritários (por exemplo, *Acacia mangium*, *Leucena leucocephala*, *Melia azedarach*, entre várias outras – ver revisão em ZENNI; ZILLER, 2011) (Figura 5.4). No entanto, a densidade de algumas delas deve ser avaliada localmente. Como exemplo, *Psidium guajava* (goiabeira) é uma espécie nativa da América do Sul que se comporta como ruderal, em virtude da fácil dispersão pela fauna. Na maioria das regiões, a baixa densidade de indivíduos dessa espécie não exerce interferência negativa, pelo contrário, fornece recursos alimentares, poleiros e abrigo para a fauna, o que favorece muito o processo de sucessão ecológica. Em determinados sítios, por outro lado, os indivíduos de *P. guajava* ocorrem em densidade elevada, a ponto de formar maciços quase homogêneos, o que sugere a necessidade de raleamento de parte dos indivíduos, para permitir a diversificação gradativa da flora pelo ingresso de novas espécies.



**Figura 5.4** – Indivíduos da espécie arbórea invasora *Acacia mangium*, em projeto de restauração florestal no estado da Bahia. Fotografia: Fabiano Farah.

Nos casos em que há necessidade de manejo dessas espécies, tem sido utilizado o raleamento ou o corte de baixo impacto dos indivíduos, de qualquer idade, que pode ser feito com facão ou motosserra, dependendo do porte da planta. A aplicação de herbicida no toco diminui muito (e, em alguns casos, elimina) a possibilidade de rebrota, aumentando a eficácia do controle desses indivíduos (DECHOUM; ZILLER, 2013). No caso de indivíduos jovens, o controle antes da idade reprodutiva previne a dispersão de sementes e o estabelecimento de mais indivíduos, diminuindo a possibilidade de reocupação da área. O mais importante, no entanto, é que essas áreas

sejam monitoradas periodicamente, a fim de se observar se a regeneração natural de espécies nativas está ocorrendo ou se as espécies exóticas invasoras persistem, caso em que devem ser controladas novamente.

### **5.3 Rendimento operacional e gargalos econômicos da prática de manejo de remanescentes florestais**

Um dos gargalos para que a restauração ecológica de fragmentos florestais degradados ganhe escala é a falta de incentivo financeiro, principalmente quando o objetivo do manejo é potencializar o papel de conservação da biodiversidade que esses fragmentos já desempenham

(BRANCALION et al., 2012a; VIANI et al., 2015; VIDAL et al., 2016). Dentro de propriedades rurais, as matas ribeirinhas, os topos de morro e as encostas estão protegidos como Área de Preservação Permanente. Além disso, pelo menos mais uma porcentagem da área da propriedade também deve estar coberta com vegetação nativa, protegida como Reserva Legal (Lei 12.651/2012). Embora esse seja um grande avanço na proteção de fragmentos de florestas na propriedade rural (localizados majoritariamente dentro de propriedades privadas; SOARES-FILHO et al., 2014), não há nenhuma obrigação legal que exija que os proprietários das terras mantenham a qualidade desses fragmentos, apenas sua estrutura. Além disso, iniciativas de incentivo financeiro que estimulem o manejo desses remanescentes, como o pagamento por serviços ambientais, ainda são tímidas e pouco abrangentes (SEEHUSEN; CUNHA; OLIVEIRA Jr., 2011).

Ainda é escassa a literatura que aborda o custo e o rendimento operacional do manejo de fragmentos. A maioria dos trabalhos, e mesmo os estudos que abordam técnicas tradicionais de restauração ecológica, como semeadura direta e plantio de mudas em áreas abertas, discutem pouco o custo e a viabilidade operacional dos projetos (PALMA; LAURANCE, 2015). Os poucos trabalhos que abordam o custo do manejo de trepadeiras, por exemplo, foram desenvolvidos no contexto de produção madeireira em florestas tropicais sem perturbações severas, onde o corte de trepadeiras era realizado apenas em árvores individuais

de interesse econômico (PINHO et al., 2009). Esses valores dificilmente podem ser extrapolados para estimar o rendimento operacional do manejo de trepadeiras para a recuperação de fragmentos florestais degradados, em razão das diferenças entre os métodos de manejo e a estrutura da vegetação entre florestas conservadas e perturbadas.

César (2013) estimou que seriam necessários, em média,  $88,3 \pm 45,0$  homens-hora (hh) por hectare (ha) para o corte de todas as trepadeiras (mínimo de 25,4 e máximo de 200,2 hh/ha), em um fragmento em Piracicaba (SP). Em setores degradados do Parque Estadual de Vassununga, em Santa Rita do Passa Quatro, foram estimados  $216 \pm 40$  hh/ha para manejar todas as trepadeiras (dados ainda inéditos, coletados por Felipe de Arantes Mello e Luciana de Carvalho em 2016), o que representa um rendimento pelo menos cinco vezes menor do que o manejo de trepadeiras em áreas conservadas (GRAUEL; PUTZ, 2004; PÉREZ-SALICRUP et al., 2001; VIDAL et al., 1997). Considerando o valor da diária de um trabalhador como R\$ 150,00, o manejo de trepadeiras custaria, em Piracicaba, cerca de R\$  $1.656 \pm 844$ /ha e, no PE Vassununga, R\$  $4.050 \pm 750$ /ha. Mangueira, Holl e Rodrigues (no prelo) encontraram um valor aproximado de R\$ 85,1/ha e R\$ 902,00/ha para a implantação de um enriquecimento de remanescentes, utilizando, respectivamente, semeadura direta e plantio de mudas nativas de quatro espécies arbóreas nativas finais de sucessão.

A variação nos custos dessas atividades pode ser resultado de diversos fato-

res que afetam o rendimento operacional do manejo de fragmentos, o que interfere diretamente no custo do projeto. Apesar da falta de estudos, observações empíricas apontam que a facilidade de deslocamento na área a ser manejada, a abundância de trepadeiras, a presença de pernilongos e/ou carrapatos, a experiência e a motivação da equipe, a temperatura e, até mesmo, o período do dia em que o manejo é realizado podem afetar o rendimento operacional. César (2013) observou relações contraintuitivas entre o rendimento do manejo de trepadeiras e as características da floresta perturbada: o tempo necessário estimado para manejar as trepadeiras diminui conforme aumenta a abundância de trepadeiras com mais de um centímetro de diâmetro, ao passo que o manejo requer mais tempo em locais com maior número de árvores com DAP > 5 cm. Essas relações ocorrem, provavelmente, porque, em florestas tropicais perturbadas, o manejo de trepadeiras em áreas com mais árvores é realizado com mais cautela para não danificar esses indivíduos, já as parcelas com elevada abundância de trepadeiras tendem a apresentar dossel baixo e poucos indivíduos arbóreos, como uma clareira, o que facilita o manejo de trepadeiras em área total.

Existem outros gargalos na cadeia de restauração que limitam a implantação de estratégias de manejo em larga escala, desde a coleta de sementes até a produção e distribuição de mudas. Usualmente, a produção dos viveiros está restrita às espécies mais comuns utilizadas em plantios (de generalistas a pioneiras, in-

cluindo espécies exóticas), o que reduz a oferta de espécies finais de sucessão e de outras formas de vida. Estes últimos grupos englobam as principais espécies necessárias para o enriquecimento de florestas secundárias para fins de conservação da biodiversidade. Geralmente, essas espécies estão disponíveis nos viveiros em número reduzido ou em baixa quantidade de mudas.

#### **5.4 Manejo adaptativo de remanescentes florestais: propostas para orientar a prática**

Neste capítulo, revisamos os trabalhos científicos que abordam estratégias de manejo para lidar com os diversos fatores de degradação aos quais os fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas tecnificadas estão permanentemente expostos. Mesmo após esses fragmentos serem manejados para potencializar seu papel de conservação da biodiversidade remanescente, eles continuam recebendo influência negativa dos fatores de perturbação oriundos da área agrícola do entorno. Nesse contexto, o conceito de manejo adaptativo representa a melhor abordagem para manejo dos fragmentos florestais degradados, pois considera que sempre será necessário reavaliar a situação ambiental após o manejo e referendar ou redefinir as estratégias.

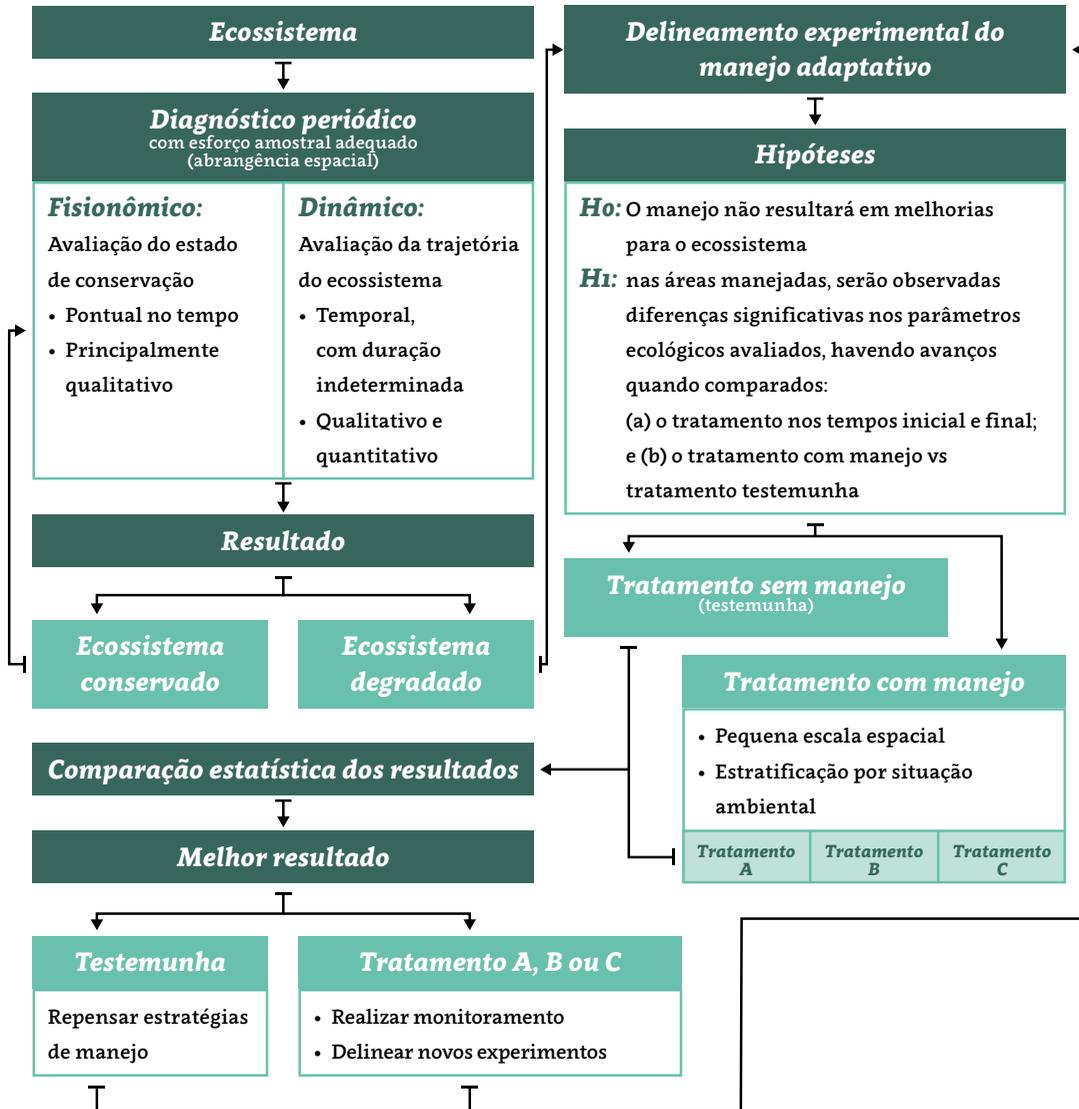
A primeira etapa para que qualquer projeto de restauração tenha possibilidade de sucesso é um diagnóstico de cada situação ambiental de degradação, incluindo a observação da escala espacial (local e paisagem regional) (Figura

---

5.5). Nesse diagnóstico, devem ser identificados os trechos degradados e, para cada situação de degradação, recomendamos uma abordagem de manejo diferenciada, inicialmente aplicada em caráter experimental, em pequena escala, com posterior avaliação dos resultados obtidos, rediscussão das ações realizadas e adoção ou não de ações corretivas, sempre na busca dos melhores resultados ecológicos. Essa estratégia permite uma ampliação gradativa da escala de manejo, incrementando a possibilidade de sucesso. Essa precaução em relação à escala evita a aplicação de ações de manejo não devidamente testadas em todo o fragmento, o que tem grande chance de insucesso, dada a heterogeneidade

das situações de degradação dos fragmentos florestais, com consequências imprevisíveis para a biodiversidade remanescente. Nesse sentido, recomendamos sempre um delineamento experimental, incluindo áreas não manejadas como controle, possibilitando a mensuração do ganho efetivo das ações efetivadas de manejo. Da mesma forma, devemos comparar o ganho nos parâmetros ecológicos, comparando a área manejada no tempo inicial (antes do manejo) e final (após o manejo). Essa abordagem permite a avaliação e a redefinição das ações de restauração para a área, bem como o registro da experiência de manejo para novas situações de florestas degradadas a serem restauradas.

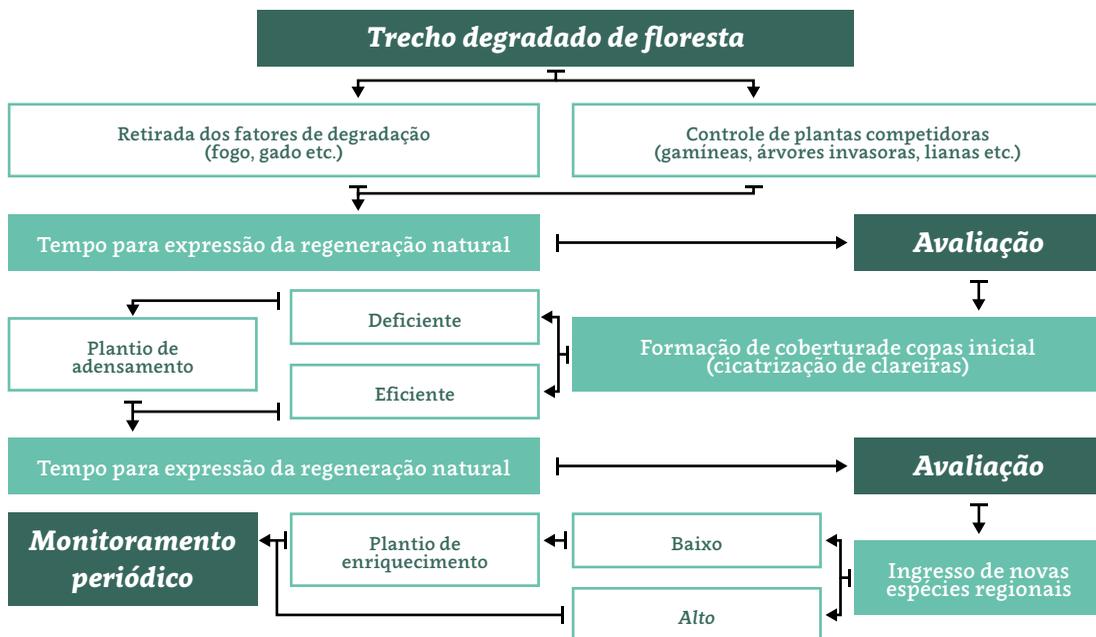
**Planejamento do Manejo Adaptativo visando à Restauração Ecológica de Remanescentes Florestais Degradados**



**Figura 5.5** – Proposta teórica de delineamento de experimentos, visando à restauração ecológica de remanescentes florestais degradados. Fonte: Elaboração própria.

Considerando os principais fatores de degradação discutidos neste capítulo, a Figura 5.5 ilustra uma proposta de estratégia de manejo adaptativo de fragmentos florestais degradados inseridos em paisagem agrícola tecnificada, quando o objetivo do manejo for a conservação da biodiversidade. Como já dito, a retirada dos fatores de perturbação deve ser o primeiro passo, como estratégia de favorecimento e condução da regeneração natural em áreas muito perturbadas. A retirada desses fatores e o controle de espécies competidoras (nativas ou exóticas) deve propiciar a reocupação da área com espécies nativas arbustivo-arbóreas e palmeiras pioneiras num primeiro momento. É importante reiterar, como afirmamos anteriormente, que a expressão da regeneração natural pode

apresentar elevada heterogeneidade espacial, tanto qualitativa (variação nas espécies) quanto quantitativamente (variação no número de indivíduos), em decorrência dos diferentes históricos de perturbação de cada trecho do fragmento. Dessa forma, o monitoramento da área em restauração é essencial para que sejam adotadas as ações mais adequadas, segundo os resultados obtidos em cada momento (ver discussões no Capítulo 6). No caso de áreas em que, por exemplo, o corte de trepadeiras ou o revolvimento do solo não tenham levado à indução do banco de sementes de pioneiras e de recobrimento, deve ser realizado o plantio de adensamento. Já em áreas onde foi realizado o adensamento, porém sem ingresso de novas espécies, deve ser efetuado o plantio de enriquecimento (Figura 5.6).

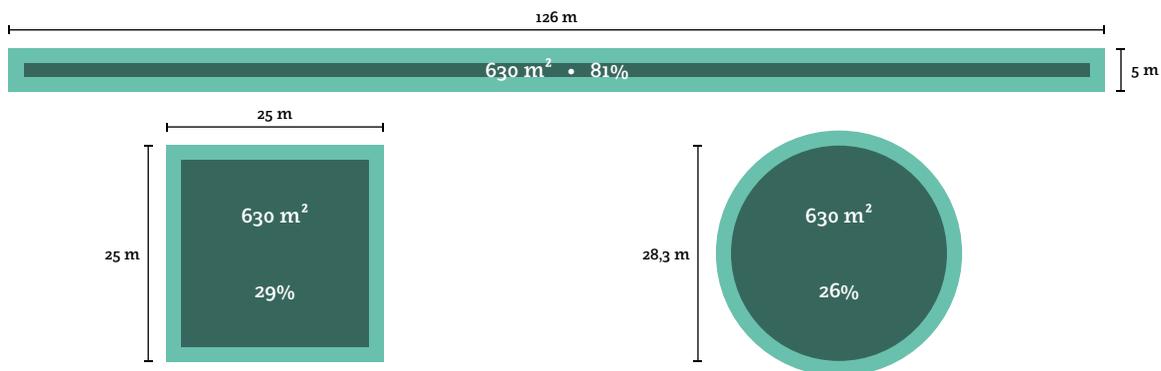


**Figura 5.6** – Esquema geral, visando à restauração de um trecho degradado de remanescente florestal, baseado em avaliações periódicas da expressão da regeneração natural ou do plantio de espécies nativas regionais e respectivas ações de manejo adaptativo. Fonte: Elaboração própria.

O manejo de trepadeiras deve considerar, além da rebrota dos indivíduos manejados, a reinfestação das parcelas por trepadeiras dos demais trechos do fragmento, através das bordas da área manejada, o que diminuiria a efetividade do manejo. Por isso, recomendamos que as parcelas de manejo apresentem a menor relação perímetro/área possível (Figura 5.7). O manejo visando à recuperação da estrutura florestal realizado em “faixas” dentro do fragmento florestal resulta em trechos rapidamente reocupados por trepadeiras; portanto, o manejo em áreas circulares ou quadradas é potencialmente mais efetivo (Figura 5.7).

Além do formato da parcela de ma-

nejo, a frequência adequada e o tempo total de corte de trepadeiras são fatores fundamentais para o sucesso da restauração. Na literatura, existem projetos de manejo bimensal (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007), com frequência de 6-7 meses (AMADOR; VIANA, 2000) e até de 8-10 meses (CÉSAR et al., 2016). No entanto, são necessários mais estudos sobre a frequência do manejo de trepadeiras, considerando a frequência de reinfestação e o desenvolvimento da vegetação nativa. O controle de trepadeiras só será efetivo se for feito até o completo fechamento do dossel pelos indivíduos arbóreos presentes na comunidade florestal, seja pela regeneração natural, seja pelo plantio.



**Figura 5.7** – Diferentes formatos de parcelas para manejo de trepadeiras em fragmentos florestais degradados. Os diferentes formatos apresentam diferentes proporções de área suscetível à reinfestação por trepadeiras pelas bordas (definida arbitrariamente a dois metros da borda da parcela), vindas da floresta não manejada. Os números entre parênteses indicam a proporção da área manejada suscetível à infestação de trepadeiras provenientes das bordas. As parcelas circulares ou quadradas seriam potencialmente mais efetivas para o manejo de trepadeiras. A área total das formas foi arredondada para a dezena superior mais próxima. Fonte: Elaboração própria.

### 5.5 Considerações

Ainda existem enormes lacunas no conhecimento que norteia a prática da restauração de fragmentos. Não se sabe, até o momento, quais são as melhores estratégias de manejo em cada situação ambiental e pouco se sabe sobre a maneira

como a comunidade florestal responde às ações de manejo. Com base no conhecimento acumulado até agora, no entanto, já se pode afirmar que a restauração ecológica de florestas secundárias degradadas é possível, desde que observados alguns pontos:

---

1) Gestão adequada. Por se tratar de um trabalho de longo prazo, é preciso compromisso e planejamento dos recursos até que o processo se conclua, caso contrário, haverá perda dos recursos investidos.

2) Conhecimento do ecossistema e uso adequado da resiliência local. Estratégias como a regeneração natural, sempre que possível, proporcionam mais benefícios ecológicos, em menor tempo de restauração e com redução de custos. Naturalmente, isso implica a compreensão dos elementos e da dinâmica do ecossistema local.

3) Uso da resiliência regional. Em médio e longo prazo, a restauração só será efetiva se houver uma abordagem no nível da paisagem, interligando o remanescente florestal em restauração a outros, por exemplo, aproveitando as áreas de preservação permanente, que são naturalmente áreas que atravessam grandes paisagens, por estarem associadas a cur-

sos d'água. O aumento da conectividade na paisagem possibilitará o trânsito de animais polinizadores e dispersores de sementes, conseqüentemente, viabilizará a sustentabilidade dos ecossistemas em processo de restauração.

4) Manejo adaptativo. Onde a resiliência não for expressa, onde o manejo não surtir o efeito desejado ou após a observação de novos distúrbios, novas decisões deverão ser tomadas. Dessa forma, o manejo adaptativo representa um aprimoramento contínuo das estratégias e ações, em decorrência da natureza intrinsecamente dinâmica do ecossistema. Obviamente, esse processo só pode funcionar com um trabalho contínuo de monitoramento, por meio do qual sejam realizadas avaliações periódicas dos parâmetros ecológicos observados e traçadas tendências para o ecossistema em restauração, que deve sempre ser comparado com ecossistemas de referência.



# APÊNDICE

**Listagem de espécies arbóreas e palmeiras invasoras (exóticas e nativas não regionais) que devem ser controladas nos projetos de restauração**

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR
ANACARDIACEAE	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi**	Aroeira-pimenteira
	<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira
ARECACEAE	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude	Palmeira-australiana, palmeira-real-da-austrália
	<i>Caryota urens</i> L.	Palmeira-rabo-de-peixe
	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Dendê, coqueiro-de-dendê, palma-de-guiné
	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.**	Açaí
	<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R.Br. ex Mart.	Palmeira-leque-da-china
BIGNONIACEAE	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Árvore-da-bisnaga, espatódea, tulipa-africana
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth.	Ipê-amarelo-de-jardim, amarelinho, guarã-guarã, ipê-mirim
BORAGINACEAE	<i>Cordia abyssinica</i> R. Br. ex A. Rich.	Ameixa-assíria, babosa-branca, porangaba
	<i>Cordia africana</i> Lam.	Ameixa-assíria, babosa-branca, porangaba
BORAGINACEAE	<i>Cordia myxa</i> L.	Ameixa-assíria, babosa-branca, porangaba
CASUARINACEAE	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Casuarina
COMBRETACEAE	<i>Terminalia catappa</i> L.	Amendoeira, castanhola, castanheira, chapéu-de-sol, sete-copas, sombreiro
FABACEAE	<i>Acacia mangium</i> Willd.	Acácia-australiana
	<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	Acácia-negra, mimosa
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	Leucena, acácia-pálida
	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.**	Sansão-do-campo, sabiá, cebiá

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze**	Maricá, espinho-de-maricá, alagadiço, amorosa, espinheiro-de-cerca, silva
MALVACEAE	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.**	Monguba, castanha-do-maranhão
MELIACEAE	<i>Melia azedarach</i> L.	Santa-bárbara, cinamomo, paraíso
MORACEAE	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira
MUSACEAE	<i>Musa</i> spp	Bananeira
MYRTACEAE	<i>Psidium guajava</i> L.**	Goiabeira
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jambolão, jamelão, azeitona-preta
OLEACEAE	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	Alfeneiro-do-japão, ligustro
	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfeneiro-do-japão, ligustro
PINACEAE	<i>Pinus</i> spp	Pinheiro
PITTOSPORACEAE	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	Incenso
RHAMNACEAE	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva-do-japão, uva-japonesa, banana-do-japão, passa-japonesa
ROSACEAE	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Nêspera, ameixa-amarela
RUTACEAE	<i>Clausena excavata</i> Burm.f.	Vampi-do-vietnã
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Murta-dos-jardins

\*\* Essas espécies brasileiras costumam se comportar como invasoras quando plantadas fora das regiões de ocorrência natural, devendo ser controladas. Fonte: Elaboração própria.

---

## 6 MONITORAMENTO ECOLÓGICO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS: UMA PROPOSTA INICIAL DE PROTOCOLO

**Ricardo Augusto Gorne Viani<sup>1</sup>;**  
**Felipe Nery Arantes Mello<sup>2</sup>;**  
**Vanessa Jó Girão<sup>3</sup>;**  
**Laís Santos de Assis<sup>4</sup>**

**E**ste capítulo traz um panorama geral sobre o monitoramento ecológico de fragmentos florestais com vistas à restauração, demonstrando sua importância para a melhoria da qualidade dos remanescentes florestais. Apresentamos os principais protocolos de monitoramento existentes para restauração em áreas desflorestadas e, por fim, propomos indicadores prioritários e um protocolo inicial para monitoramento e avaliação da trajetória ecológica de fragmentos florestais na Mata Atlântica, voltado principalmente para a fisionomia de Floresta Estacional Semidecidual (FES).

### **6.1 Contextualização dos fragmentos florestais degradados**

A fragmentação de *habitat* e a degradação da cobertura florestal nativa decorrentes de distúrbios antrópicos resultam em diversas alterações nos remanescentes florestais, que afetam sua composição, sua estrutura e seu funcionamento (LAURANCE, 2002; PÜTZ et al., 2011). Essas alterações ocorrem pelo isolamento reprodutivo, que restringe o fluxo gênico

entre populações, e também pela potencialização de outros fatores de perturbação, como incêndios (Figura 6.1), extração de madeira (Figura 6.2), caça, invasão biológica, deriva de herbicidas, pastoreio, descarga de enxurrada proveniente de áreas agrícolas e diversos outros fatores que contribuem para a degradação de processos ecológicos em remanescentes florestais (TABARELLI et al., 2005).

---

<sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos, Laboratório de Silvicultura e Pesquisas Florestais, campus de Araras.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Marquette University.

<sup>3</sup> The Nature Conservancy.

<sup>4</sup> Fundação José Pedro de Oliveira.



**Figura 6.1** – Área de FES nativa durante incêndio, um dos fatores de perturbação de fragmentos florestais. Fotografia: Gilcimar Santana.



**Figura 6.2** – Extração de madeira, um dos fatores de perturbação de fragmentos florestais. Fotografia: Ricaro Augusto Gorne Viani.

Nesse contexto de excessiva fragmentação, antropização e consequente degradação da paisagem em várias regiões tropicais do planeta, a conservação e a restauração dos remanescentes florestais devem ser prioridade (VIANI et al., 2015). A qualidade dos fragmentos chega mesmo a constituir um gargalo para a restauração das áreas desprovidas de sua vegetação nativa, que é o foco principal dos programas de restauração florestal. Os remanescentes degradados continuam sendo o principal e mais importante reservatório de biodiversidade regional (DOSSANTOS; KINOSHITA; SANTOS, 2007) e desempenham papel relevante na colonização das áreas em processo de restauração do entorno, assegurando sua perpetuação, assim como seu enriquecimento continuado (RODRIGUES et al., 2011; VIANI et al., 2015).

A restauração ecológica de ecossistemas naturais tem importância reconhecida mundialmente e, hoje, existem vários programas de restauração com metas globais ambiciosas (SUDING et al., 2015). Entretanto, a qualidade dos fragmentos florestais em paisagens degradadas é frequentemente negligenciada em programas de restauração e se acredita que tais remanescentes estejam passando por um processo de perda de biodiversidade, estrutura e funções ecossistêmicas. Assim, entre pesquisadores e especialistas, vislumbra-se uma nova tendência na restauração florestal, que consiste na intervenção e na melhoria dos remanescentes florestais degradados, com vistas à conservação da biodiversidade e à provisão de serviços ecossistêmicos (VIANI et al., 2015).

Essa nova tendência de intervenção permitiria isolar e manejar fatores de degradação, com o objetivo de potencializar a dispersão e o fluxo gênico para as áreas do entorno, contribuindo para o processo de regeneração natural, que é essencial à sustentabilidade da restauração executada nas áreas desflorestadas. Argumenta-se, também, que essas intervenções que visam à melhoria da qualidade de fragmentos florestais degradados permitiriam, em muitos casos, um melhor custo-benefício na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos na paisagem, quando comparadas com intervenções de restauração realizadas em áreas desflorestadas bastante degradadas e isoladas (VIANI et al., 2015).

Entretanto, antes de se tomar qualquer decisão sobre o manejo de um frag-

mento florestal degradado com vistas à restauração, é necessário entender e definir o que seja realmente um fragmento “degradado”. O conceito de degradação é complexo e uma padronização, a fim de caracterizar e monitorar remanescentes florestais em tal situação, pode ajudar a guiar intervenções adequadas, que condigam com as necessidades de recuperação dos ecossistemas florestais (GHAZOUL et al., 2015; MORI et al., 2017). Assim, uma demanda inicial importante é reconhecer os indicadores ecológicos essenciais e seus níveis insatisfatórios e desejados, que, conseqüentemente, expressem o nível de degradação ou de conservação dos fragmentos florestais de uma região específica.

Não há protocolos bem estabelecidos de avaliação da qualidade e do grau de degradação de fragmentos florestais com base em indicadores ecológicos da vegetação (biomassa, diversidade etc.). Por outro lado, existem protocolos de monitoramento já em aplicação para a restauração florestal em áreas desprovidas de floresta que incluem níveis de referência para os indicadores (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017). Porém, pouco ou nada foi discutido ou testado sobre a aplicação destes em áreas que já apresentam uma cobertura florestal estabelecida, como é o caso dos fragmentos florestais. Desse modo, fica clara a necessidade de estudar indicadores ecológicos e procedimentos adequados para o monitoramento da trajetória dos fragmentos florestais degradados.

Assegurar a evolução de áreas em processo de restauração florestal só é possí-

---

vel por meio de um processo contínuo de avaliação empírica dos erros e acertos das ações de restauração no tempo. Portanto, o monitoramento frequente e de longo prazo das ações de restauração porventura executadas nos fragmentos florestais tem de ser prioridade. Esse monitoramento deve ser pontual, buscando avaliar a trajetória sucessional em cada região e também considerando o contexto da paisagem. O monitoramento ecológico dos fragmentos florestais, além de importante etapa da tomada de decisão sobre a necessidade de novas intervenções, permitiria avaliar o potencial de um dado fragmento como fonte de propágulos para projetos de restauração ou conservação das áreas do entorno. Além disso, serviria como forma de aquisição de informações, tanto para a restauração florestal em áreas abertas quanto para a restauração de fragmentos degradados, pois permitiria avaliar temporalmente, após o manejo, indicadores importantes nesses fragmentos, visto que, como já foi dito, há poucos dados disponíveis sobre restauração de remanescentes florestais degradados.

Ainda são escassos os estudos sobre restauração de fragmentos florestais degradados em unidades ecológicas com intenso efeito de borda e/ou clareiras dominadas por trepadeiras. O corte das trepadeiras abundantes em condições de degradação tem sido apresentado como alternativa para favorecer a regeneração e o crescimento das árvores (CÉSAR et al., 2016; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA et al., 1998; TYMEN et al., 2016; VIANI et al., 2015), pois contribui para o aumento da taxa de crescimento, o acúmulo de biomassa, a cobertura de dossel e a produção de frutos das espécies arbóreas (GARCÍA-LEÓN et al., 2018; PUTZ, 1991; SCHNITZER et al., 2014) (Figuras 6.3, 6.4 e 6.5). Porém, pouco se sabe sobre as consequências desse corte para a conservação da biodiversidade local. Além disso, não são todas as trepadeiras que são consideradas “agressivas” e que se tornam abundantes com a degradação. Existem espécies que ocorrem naturalmente em baixas abundâncias, consideradas raras. Esses fatos endossam a necessidade de evoluirmos no monitoramento contínuo desses fragmentos florestais degradados.



**Figura 6.3** – Área no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP), antes do corte de trepadeiras. Fotografia: Ricardo Augusto Gorne Viani.



**Figura 6.4** – Área no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP), quatro meses após o corte de trepadeiras. Foto: Felipe Nery Arantes Mello.



**Figura 6.5** – Área no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP), um ano após o corte de trepadeiras, onde se a recuperação da copa dos indivíduos arbóreos. Foto: Felipe Nery Arantes Mello.

A seguir, apresentamos os indicadores ecológicos normalmente utilizados nos protocolos de monitoramento da restauração de áreas desflorestadas e discutimos seus potenciais e suas limitações no monitoramento de fragmentos de florestas tropicais. Adicionalmente, propomos indicadores prioritários e um protocolo inicial para monitorar e avaliar a trajetória ecológica de fragmentos florestais na Mata Atlântica, voltado principalmente para a fisionomia de FES. Por se tratar de uma proposta inicial, *esse protocolo não ambiciona sua disseminação indiscriminada, mas, sim, sua aplicação em pesquisas, testes, discussões e aprimoramentos.*

### **6.2 A degradação e seus efeitos sobre as florestas remanescentes**

Existem várias interpretações da expressão “degradação florestal” (GHAZOU et

al., 2015; SIMULA, 2009). Porém, no contexto dos remanescentes de florestas tropicais em paisagens altamente fragmentadas, consideramos florestas degradadas aquelas que passam por perturbações históricas e recorrentes, de origens diversas, mas que levaram/levam a alterações em processos ecológicos fundamentais, culminando principalmente: (1) na proliferação de populações de plantas adaptadas a distúrbios (CÉSAR et al., 2016; VIANI et al., 2015); (2) no empobrecimento filogenético e funcional, em razão da extinção local de espécies animais e vegetais (GALLETTI et al., 2013; SILVA; TABARELLI, 2000); e (3) na desestruturação e na diminuição da altura do dossel florestal (FARAH et al., 2014).

Na FES da Mata Atlântica brasileira, que se encontra em estágio avançado de fragmentação e perda de *habitat*, é possi-

vel observar altas densidades de plantas trepadeiras nos remanescentes florestais (CÉSAR et al., 2016; VIANI et al., 2015) (Figuras 6.6 e 6.7). A proliferação de plantas trepadeiras nas bordas dos fragmentos é um processo natural, principalmente em florestas estacionais, porém, isso é esperado somente nos primeiros metros de borda, o que resulta em um microclima ideal para a vinda de espécies tolerantes à sombra (Figura 6.8). Se a pro-

liferação de plantas trepadeiras ou até mesmo gramíneas se estende para dentro do fragmento, já se trata de um efeito negativo, que sugere degradação. Uma vez abundantes, as trepadeiras causam limitações ao crescimento e à regeneração das árvores e, conseqüentemente, redução na diversidade e empobrecimento florístico dos fragmentos (ALVAREZ-CANSINO et al., 2015; SCHNITZER et al., 2005; TOBIN et al., 2012).



**Figura 6.6** – Trecho com alta densidade de plantas trepadeiras na Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra, em Campinas (SP). Fotografia: Cristiano Marques Barbosa.



**Figura 6.7** – Trecho com alta densidade de plantas trepadeiras em fragmento de FES em Ipatinga (MG). Fotografia: Ricardo Augusto Gorne Viani.



**Figura 6.8** – Trecho com proliferação de plantas trepadeiras e capim na borda de um fragmento de FES em Araras (SP). Fotografia: Ricardo Augusto Gorne Viani.

Estudos realizados em florestas contínuas mostram que os processos que controlam a abundância e a distribuição de plantas trepadeiras são diferentes daqueles que controlam tais padrões para árvores (SCHNITZER, 2005). As evidências salientam o papel importante da sazonalidade e das perturbações nos padrões de distribuição de trepadeiras e, em um cenário de aumento na frequência de distúrbios e secas, as lianas seriam favorecidas em relação às árvores (LEDO; SCHNITZER, 2014). Na verdade, estudos recentes sugerem que as plantas trepadeiras estão aumentando em densidade nas florestas neotropicais contínuas, o que pode estar relacionado com tais vantagens adaptativas (SCHNITZER; BONGERS, 2011).

Assim, podemos dizer que há informações suficientes sobre alguns atributos das comunidades florestais que são comumente e claramente afetados pela degradação dos remanescentes. Entretanto, faltam informações de referência que expressem o nível de degradação desses atributos nos fragmentos degradados. Falta, ainda, a compreensão sobre a trajetória ecológica que esses atributos seguirão após a execução de ações de restauração.

### **6.3 Os protocolos de monitoramento da restauração florestal são adequados para monitorar fragmentos florestais degradados?**

Os principais indicadores ecológicos para avaliar o sucesso da restauração florestal numa área anteriormente desprovida de floresta estão relacionados à estrutura, à

composição e à regeneração natural da vegetação arbórea nativa (SUGANUMA; DURIGAN, 2015; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Isso está evidenciado em alguns protocolos recentemente desenvolvidos para avaliar (não exclusivamente) a restauração da FES da Mata Atlântica (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017).

Existem vários protocolos de monitoramento que já são utilizados por diversas instituições empenhadas na restauração florestal. Aqui, escolhemos dois, formalmente publicados no Brasil, para uma análise da aplicabilidade de seus indicadores ao monitoramento de fragmentos florestais. Esses protocolos serão brevemente apresentados a seguir. Ambos foram desenvolvidos recentemente, não havendo, ainda, tempo suficiente para uma avaliação mais consistente de sua eficiência. Entretanto, representam esforços coletivos relevantes na criação de métodos universais para o monitoramento da trajetória ecológica da restauração florestal e são aplicáveis a diferentes regiões, fitofisionomias e técnicas de restauração.

O protocolo estabelecido pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica em 2013, por exemplo, tem seu princípio ecológico de monitoramento dividido em duas fases: a fase I, centrada na estruturação do dossel, e a fase II, focada na avaliação de indicadores que expressem a trajetória ecológica da floresta em restauração (VIANI et al., 2017). A fase I tem como indicador prioritário a avaliação da cobertura do solo pelas copas, mas apresenta outros indicadores: cobertura do solo por herbáceas hiperabundantes, densidade

e composição de árvores invasoras e indicadores para avaliar o estado de conservação do solo e os fatores de degradação na área em restauração. Os projetos de restauração são monitorados na fase I até que se atinja um nível de 70% de cobertura do solo pelas copas das árvores. Em seguida, passam para a fase II de monitoramento, que tem como indicadores a densidade de árvores nativas regenerantes ( $\geq 0,5$  m de altura e DAP  $< 15$  cm) e estabelecidas (DAP  $\geq 15$  cm), a área basal e a densidade e composição de árvores invasoras. Em ambas as fases, o monitoramento é feito, em geral, em parcelas de 4 m x 25 m, cujo número é definido de acordo com a área (em hectares) do projeto de restauração florestal (detalhes em VIANI et al., 2017).

Após a publicação do protocolo do Pacto, o estado de São Paulo, por meio da Resolução SMA nº 32/2014 (SÃO PAULO, 2014b) e da Portaria CBRN nº 01/15 (SÃO PAULO, 2015), estabeleceu indicadores, valores de referência e protocolo para o monitoramento da restauração florestal no estado (CHAVES et al., 2015). Essas regulamentações foram estabelecidas como política pública, tendo como público alvo toda a sociedade do estado de São Paulo. Dessa forma, trata-se de uma simplificação do protocolo do Pacto, pois foram escolhidos poucos indicadores, como forma de ampliar a escala do monitoramento das áreas de restauração ecológica. Estabeleceram-se três indicadores: cobertura do solo com vegetação nativa e densidade e riqueza de regenerantes arbóreos nativos (indivíduos não plantados, com altura  $\geq 0,5$  m e DAP  $< 15$  cm). O monitoramen-

to pelo protocolo do estado de São Paulo se dá por parcelas de tamanho e número iguais aos do protocolo do Pacto, porém, vai além, ao estabelecer valores de referência para cada indicador monitorado, que variam de acordo com a fitofisionomia e a idade do projeto de restauração florestal.

Os indicadores contidos nos protocolos de monitoramento mencionados permitem avaliar a evolução da área em restauração por meio da verificação do recobrimento do solo pelas copas das árvores, o que, em tese, elimina as herbáceas invasoras (barreira comum à restauração florestal nos trópicos) e pela presença e qualidade da regeneração natural de árvores nativas, que demonstram que os filtros para a germinação e o estabelecimento de plântulas arbóreas foram superados e, portanto, há continuidade temporal da floresta. Teoricamente, esses indicadores seriam úteis e aplicáveis para avaliar o grau de degradação e a trajetória também nos fragmentos florestais degradados. Entretanto, seriam necessários outros indicadores mais pontuais para tal monitoramento.

Embora os protocolos de monitoramento de restauração sugiram a inferência da presença (riqueza e abundância) de espécies exóticas invasoras, algo que também faz sentido no monitoramento de fragmentos degradados, tendo em vista que essas espécies se beneficiam da condição de degradação e podem potencializá-la, não há nesses protocolos indicadores específicos para analisar as espécies nativas em desequilíbrio, como as trepadeiras, comumente abundantes em

---

florestas estacionais degradadas. Portanto, é necessário estudar indicadores e métodos específicos para o monitoramento de fragmentos florestais degradados e adaptá-los a um protocolo.

#### **6.4 Uma proposta inicial de indicadores para monitoramento ecológico de fragmentos de floresta tropical degradados**

A seguir, faremos uma proposta inicial de indicadores ecológicos que, baseados nos protocolos de monitoramento de restauração já estabelecidos e em pesquisas científicas em paisagens fragmentadas, consideramos importantes para o monitoramento dos processos de degradação e restauração em remanescentes florestais. Tais indicadores visam guiar ações de manejo e restauração que sejam efetivas para uma retomada dos processos ecológicos vitais e da trajetória ecológica, tendo em vista a sustentabilidade dos remanescentes. Essa proposta inicial se baseia na escassa literatura preexistente sobre o assunto e na experiência prática dos autores deste capítulo em projetos específicos. Portanto, *trata-se de uma proposta de monitoramento de fragmentos florestais cuja avaliação dos indicadores se faz necessária para que estes sejam constantemente melhorados, de acordo com as demandas surgidas de sua aplicação e uso contínuo como ferramenta, assim como de incrementos advindos de avanços científicos teóricos e/ou experimentais* (MORI et al., 2017).

Em virtude de algumas sobreposições conceituais e finalidades ecológicas comuns, muitos dos indicadores sugeridos

são adaptados do protocolo de monitoramento da restauração florestal do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (VIANI et al., 2017). Para alguns indicadores, também utilizamos os valores de referência estabelecidos pela Resolução SMA nº 32/2014 do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014b), quando estes convergiam nos objetivos de manejo de fragmentos florestais degradados. Justifica-se ter tais protocolos já estabelecidos como referência, não só pela escassez de protocolos específicos para fragmentos florestais, como também pelo grande esforço teórico-científico depositado na produção desses documentos de monitoramento da restauração florestal. Entendemos que um alinhamento e a adaptação conceitual dos protocolos para monitoramento de fragmentos florestais degradados são formas de simplificação e unificação das linguagens e dos métodos avaliativos de restauração, tanto em áreas totalmente desflorestadas como em remanescentes degradados.

Nossas sugestões para o monitoramento de fragmentos florestais degradados consistem em quatro categorias de indicadores, principalmente qualitativos/categóricos e alguns quantitativos. Há indicadores de acesso fácil e rápido e outros mais criteriosos, com necessidade de conhecimento botânico e/ou de métodos específicos para obtenção das informações. Para alguns indicadores, foram sugeridos limiares de valores críticos (I), mínimos (II) e adequados (III), que indicam, respectivamente, situações em que novas intervenções e revisões no projeto são necessárias, valores intermediários

rios e valores que atestam a restauração (CHAVES et al., 2015). Para outros indicadores, foram indicados somente valores críticos ou valores que atestam a restauração ou conservação. As formas de avaliação para cada indicador são sugeridas ao longo do texto a seguir e, ao final, foram sintetizadas na Tabela 6.1. Em seguida, apresentamos as categorias de indicadores, ressaltando que um mesmo indicador pode ajudar a entender aspectos de outras categorias, para além daquela em que o colocamos.

#### **6.4.1 Fatores históricos de degradação**

Um primeiro aspecto do monitoramento de fragmentos florestais degradados é seu histórico de perturbações. A composição florística e faunística de um remanescente pode indicar o estágio sucessional em que ele se encontra, assim como permite inferir a integridade dos processos ecológicos presentes na comunidade florestal (GALLETI et al., 2013). Muitos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas encontram-se em estágios iniciais de sucessão, o que pode tornar difícil distingui-los dos fragmentos de floresta em estados alternativos estáveis, em decorrência de processos de degradação. Para fazer a distinção entre um fragmento em estágio inicial de sucessão e um fragmento em “retrogressão” sucessional, uma análise do contexto histórico dos fatores de degradação que agiram sobre o fragmento florestal em questão pode ajudar a desvendar sua trajetória ecológica até o presente, o que é recomendado como um primeiro passo do monitoramento. A avaliação dos fatores his-

tóricos de degradação é qualitativa, com a indicação simples da ocorrência atual ou pretérita ou com a indicação da ausência dos fatores de degradação (Tabela 6.1). A verificação de tais indicadores pode ser feita visualmente, por meio de consulta a pessoas que conheçam o local ou região ou a gestores da área ou, ainda, estudando imagens e fotografias aéreas. O cenário desejado é que os fatores de degradação não existam ou tenham cessado no fragmento em análise. Entrada de gado, incêndios ou extração de madeira devem ser levantados, a fim de avaliar a recuperação do fragmento desde a exposição a tais fatores.

#### **6.4.2 Biodiversidade**

Em um segundo momento, é importante analisar a *biodiversidade* (composição de espécies e grupos funcionais) do fragmento monitorado. Essa avaliação da biodiversidade é centrada na diversidade vegetal, em específico de árvores e espécies-problema. Propomos que a biodiversidade vegetal do fragmento florestal seja avaliada, primeiramente, pela identificação botânica expedita das árvores de maior porte ( $DAP \geq 5$  cm) em trilhas e bordas do fragmento, a fim de obter a *riqueza de árvores* do fragmento. Esse indicador é importante para aferir não só quanto o fragmento conserva da biodiversidade de árvores, mas também seu potencial como fonte de propágulos para colonizar áreas adjacentes, por exemplo.

Para uma avaliação rápida da riqueza arbórea do fragmento, sugerimos usar o indicador de número de espécies de árvores, com o verificador  $\leq 25$  espécies para

indicar nível crítico (I, Tabela 6.1). A riqueza de árvores mencionada é uma proposta inicial com apenas um verificador de nível crítico. O valor sugerido precisa ser validado após a aplicação continuada do protocolo, assim como devem ser buscados níveis intermediários e adequados para esse indicador. Ademais, é necessário desenvolver um método específico para mensurar a riqueza de árvores, visto que esse indicador é sensível ao tempo despendido no levantamento e à área do remanescente florestal.

Sugerimos um indicador adicional, relativo ao *grupo ecológico predominante para árvores identificadas*, com verificadores categóricos, como: *predominantemente espécies pioneiras e oportunistas* (I, mais de 65% de pioneiras); *espécies pioneiras e não pioneiras em níveis similares* (II, entre 35% e 65% para cada grupo ecológico); *predominantemente espécies não pioneiras* (III, mais de 65% de não pioneiras). Trata-se de um indicador que demanda conhecimento específico e certo grau de subjetividade na classificação quanto ao grupo ecológico das árvores. Entretanto, pode ajudar a entender o cenário da sucessão florestal no fragmento.

Fragmentos com predominância de espécies pioneiras e oportunistas estão no estágio inicial da sucessão florestal, o que não necessariamente é um sinal de degradação atual, já que pode ser fruto de uma degradação pretérita e a presença de pioneiras, um sinal de ocorrência da sucessão florestal na área (aspecto positivo). Por outro lado, a predominância de espécies não pioneiras, como tardias de dossel, nem sempre indica está-

gio avançado da sucessão, pois, em casos extremos de degradação, essas espécies são as remanescentes, por serem as maiores, ao passo que o sub-bosque não existe ou está tomado por espécies invasoras e/ou trepadeiras abundantes. Assim, o uso do indicador grupo ecológico predominante para árvores identificadas requer cautela. Recomendamos sua aplicação periódica para avaliar melhor a trajetória do fragmento (avanço ou retrogressão sucessional), juntamente com os outros indicadores.

Um dos principais problemas em fragmentos florestais degradados é a grande proliferação e abundância de plantas adaptadas a condições de distúrbio, especialmente plantas trepadeiras, que podem atuar como filtros ecológicos à regeneração natural (CÉSAR et al., 2016). Com base nisso, sugerimos que o indicador *dominância por plantas trepadeiras* seja avaliado em três condições: *bordas, clareiras e indivíduos arbóreos isolados*. A presença de plantas trepadeiras nessas três condições pode ser mensurada categoricamente por verificadores como, por exemplo: *mais de 75% tomado/coberto* (I); *entre 25% e 75% tomado/coberto* (II); *menos de 25% tomado/coberto* (III). Para as bordas, tais valores se aplicam a uma área de até 40 m a partir do limite externo do fragmento (valor médio de zonas tampão em planos de manejo de unidades de conservação); em clareiras, esses valores se aplicam em relação à área total da clareira; e, em indivíduos arbóreos isolados, em relação à ocupação total da copa desses indivíduos. Em bordas, uma maior abundância de trepadeiras é na-

tural, portanto, recomendamos que, nessas situações, esse indicador seja aplicado com essa ressalva.

Em virtude da importância ecológica de plantas trepadeiras, principalmente no que se refere à oferta de recursos em épocas de escassez de plantas arbóreas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015b; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996), recomenda-se também a utilização do indicador de *riqueza de trepadeiras*. Uma sugestão de valores de referência para atestar restauração ou conservação (nível III) é: *acima de 20 espécies* (III). Em razão da grande dificuldade de identificar trepadeiras, esse indicador pode ser aferido pela contagem de morfoespécies. Ademais, salienta-se que a riqueza de lianas, por si só, não expressa o estágio de conservação da comunidade de um fragmento e, por isso, esse indicador deve ser avaliado e interpretado juntamente com os outros indicadores de biodiversidade.

Por fim, se previamente constatadas na área, são recomendadas informações adicionais sobre *presença de espécies invasoras ou outras espécies-problema*, como bambus, gramíneas ou espécies arbóreas exóticas em cada condição – bordas, clareiras e indivíduos isolados. Embora sem níveis específicos, pode ser apresentada a informação da presença de espécies exóticas em níveis alto, médio ou baixo, com base em avaliação visual do fragmento florestal.

#### 6.4.3 Estrutura

Concomitantemente com a avaliação rápida da biodiversidade, também é indicado fazer uma avaliação da estrutura da

vegetação arbórea no fragmento florestal. Para o levantamento dos dados, sugere-se adotar o método amostral proposto por Gentry (1982), considerado “logisticamente simples e econômico em termos de tempo e dinheiro” (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009, p. 731). Seguindo a adaptação em Arroyo-Rodríguez et al. (2009), o método consiste em selecionar dez transectos de 50 m x 2 m, distribuídos aleatoriamente no fragmento florestal, totalizando uma área amostral de 0,1 hectare. Trata-se de uma primeira sugestão de intensidade amostral, cabendo àquela que executa o monitoramento utilizar as ferramentas disponíveis para avaliar a representatividade da amostragem com base na estatística do erro amostral de cada indicador, para, assim, definir melhor a intensidade em cada situação.

Um dos indicativos de progresso em projetos de restauração florestal diz respeito à estruturação do dossel, comumente avaliada no monitoramento da restauração pelo percentual de cobertura do solo por meio da projeção das copas das árvores. O dossel também é um importante indicador do nível de degradação e desestruturação das florestas degradadas. Entretanto, como é comum nessas florestas que trepadeiras formem emaranhados sobre as copas das árvores, dificultando as delimitações, propomos um método alternativo, mais simples. Sugerimos como indicador a *continuidade do dossel arbóreo*, com a seguinte avaliação categórica: *em sua maior parte descontínuo* (I); *de 50% a 75% contínuo* (II); *mais de 75% contínuo* (III). Essa avaliação deve ser feita em cada transecto e deve prevalecer

como resultado final para o fragmento o nível (I, II ou III) que for o mais abundante entre os dez transectos.

Finalizamos este item com mais um indicador, a área basal ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ ), que é a soma das áreas das seções transversais do tronco das árvores, que representam a maior parte da biomassa total da floresta. Porém, a área basal é um indicador sem muito valor quando avaliado sozinho, pois é possível encontrar altos valores de área basal em fragmentos florestais degradados, em razão da persistência de árvores de maior diâmetro na floresta degradada. Aqui, sugerimos avaliar a área basal juntamente com os indicadores de estrutura de dossel e riqueza/densidade de regeneração natural dos transectos da amostra. Sugerimos, ainda, as seguintes categorias de área basal: *até  $10 m^2 \cdot ha^{-1}$  (I), de  $10 m^2 \cdot ha^{-1}$  a  $25 m^2 \cdot ha^{-1}$  (II), acima de  $25 m^2 \cdot ha^{-1}$  (III)*. Essas categorias são, respectivamente, os valores críticos, mínimos e adequados de área basal na FES. Esse indicador deve ser avaliado em cada transecto pela coleta do DAP de cada árvore com  $DAP \geq 5$  cm. O valor final deve ser obtido pela média dos transectos.

#### **6.4.4 Funcionamento dos processos ecológicos**

A trajetória ecológica de fragmentos florestais degradados só ocorrerá se houver o restabelecimento dos processos ecológicos. Um processo-chave é a regeneração natural das espécies arbóreas, que pode ser inferida por sua riqueza e densidade, já que, se há regenerantes, os filtros para germinação e estabelecimento de plântulas estão sendo superados por sementes oriundas do banco ou da dispersão das espécies regionais.

Dentro dos transectos amostrais de 50 m x 2 m, todos os indivíduos arbustivos ou arbóreos com altura  $\geq 0,5$  m e  $DAP < 5$  cm devem ser contados e identificados, a fim de gerar a riqueza total e a densidade de regenerantes por hectare. Para o indicador densidade e riqueza de regeneração natural de árvores, foram considerados os métodos e valores de referência finais estabelecidos pela resolução SMA nº 32/2014 (SÃO PAULO, 2014b) para o estado de São Paulo; porém, adicionamos a esses valores, os valores críticos e intermediários (Tabela 6.1). Vale ressaltar que os indivíduos eventualmente plantados ou semeados dentro do remanescente, fruto de técnicas de restauração ativa, não devem ser contados nessa avaliação.

**Tabela 6.1.** Categorias, justificativas e indicadores recomendados para o monitoramento de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. I: valores críticos, que exigem manejo para restauração da floresta. II: valores mínimos esperados. III: valores adequados, que atestam a restauração ou conservação da floresta.

CATEGORIA DE INDICADORES	JUSTIFICATIVA	INDICADORES RECOMENDADOS	FORMA DE AVALIAÇÃO	NÍVEIS DE REFERÊNCIA
Históricos de degradação	Para entender a fotografia atual da comunidade florestal e o estado de saúde de um fragmento, é necessário rastrear os acontecimentos históricos e as perturbações que levaram à atual composição e estrutura biológica do remanescente.	1. Intensidade de uso do entorno 2. Tempo de isolamento 3. Extração madeireira 4. Ocorrência de fogo 5. Presença de gado e outros animais domésticos	Qualitativa, visual ou com base em consulta a pessoas do entorno, a fim de informar a existência atual ou pretérita desses fatores.	III: o fator de degradação está ausente ou já não ocorre no fragmento.
		6. Riqueza de árvores	Quantitativa. Avaliação expedita do número de espécies de árvores, caminhando-se pela floresta.	I: menos de 25 espécies
Biodiversidade	A biodiversidade é uma das razões para conservar fragmentos florestais, pois seu nível se altera com a degradação. Além disso, é importante avaliar a biodiversidade para inferir o potencial de recolonização de áreas adjacentes ao fragmento. Por essa razão, é fundamental entender os níveis de biodiversidade de alguns grupos importantes no remanescente analisado.	7. Proporção de grupos ecológicos	Quantitativa. Cálculo da proporção de árvores pioneiras e não pioneiras.	I: mais de 65% de pioneiras II: entre 35% e 65% de pioneiras III: menos de 35% de pioneiras
		8. Riqueza de trepadeiras	Quantitativa. Avaliação do número de espécies trepadeiras, caminhando-se pela floresta.	III: mais de 20 espécies
		9. Dominância de trepadeiras (bordas, clareiras e indivíduos arbóreos isolados)	Quantitativa, categórica.	I: mais de 75% tomado/coberto II: entre 25% e 75% tomado/coberto III: menos de 25% tomado/coberto
		10. Presença de espécies invasoras ou outras espécies-problema (p. ex., bambu, gramíneas e invasoras arbóreas)	Qualitativa, visual, observando-se a presença dessas espécies na área.	III: Espécies invasoras ou problema não existem ou estão em níveis pouco detectáveis e apenas na borda

CATEGORIA DE INDICADORES	JUSTIFICATIVA	INDICADORES RECOMENDADOS	FORMA DE AVALIAÇÃO	NÍVEIS DE REFERÊNCIA
Estrutura	A estrutura da floresta degradada é modificada. Muitas vezes, o dossel é descontinuado e a biomassa, reduzida. Restabelecer esses atributos para níveis de conservação é importante.	11. Continuidade do dossel arbóreo	Quantitativa, mas determinada visualmente nos transectos de 50 m x 2 m.	I: em sua maior parte descontínuo II: de 50% a 75% contínuo III: mais de 75% contínuo
		12. Área basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Quantitativa. Transectos de 50 m x 2 m.	I: menos de 10 m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> II: entre 10% e 25 m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> III: mais de 25 m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup>
Funcionamento	A restauração só ocorre se houver o restabelecimento de processos ecológicos essenciais, e a regeneração natural de árvores é um processo-chave para o funcionamento dos ecossistemas.	13. Riqueza da regeneração natural de árvores	Quantitativa. Transectos de 50 m x 2 m.	I: menos de 10 espécies II: entre 10 e 30 espécies III: mais de 30 espécies
		14. Densidade da regeneração natural de árvores	Quantitativa. Transectos de 50 m x 2 m.	I: menos de 1.000 ind.ha <sup>-1</sup> II: de 1.000 a 3.000 ind.ha <sup>-1</sup> III: mais de 3.000 ind.ha <sup>-1</sup>

Fonte: Elaboração própria.

## 6.5 Considerações

Apresentamos neste capítulo uma proposta inicial de indicadores para monitorar fragmentos florestais degradados que contempla os aspectos históricos da degradação, a estrutura florestal, a composição de espécies vegetais e o funcionamento dos ecossistemas. Acreditamos que, com tais indicadores, seja possível inferir e monitorar nos processos de degradação de remanescentes florestais: (1) a proliferação de populações de plantas adaptadas a distúrbios; (2) o empobrecimento filogenético e funcional; e (3) a desestruturação e a diminuição da altura do dossel no processo de regeneração de árvores da floresta. Com isso, damos um passo inicial no monitoramento de fragmentos florestais degradados e vislumbramos um futuro de manejo e restauração desses remanescentes, guiados pelo conhecimento gerado nessa primeira iniciativa. Obviamente, há um longo caminho a percorrer e reiteramos que, *por ser uma proposta inicial, muitas modificações e aperfeiçoamentos serão necessários após a aplicação dessa proposta em diferentes regiões e condições*. Assim, incentivamos a realização de testes em campo, para avaliar a aplicabilidade do protocolo proposto e as adaptações que possam ser necessárias para que se reflitam as diferentes realidades dos fragmentos florestais.

Ressaltamos que esse protocolo enfocou indicadores qualitativos e categóri-

cos, no intuito de facilitar sua aplicação e visando evitar o estabelecimento de valores de referência sem informações consistentes. Desse modo, para uma melhor investigação da trajetória ecológica, indicadores quantitativos e valores de referências regionais devem ser desenvolvidos e aprimorados com base em pesquisas científicas. Sugerimos, por exemplo, a compilação de informações e o levantamento comparativo da comunidade de árvores e trepadeiras em fragmentos conservados e degradados para diferentes regiões e fitofisionomias. Esses levantamentos podem gerar, por exemplo, os valores de densidade e de biomassa dessas duas formas de vida, que são bastante alteradas nas florestas degradadas. Assim, futuramente, será possível definir densidades e biomassas de trepadeiras e árvores que expressem melhor a degradação dos remanescentes florestais nas diferentes fitofisionomias da floresta tropical.

Por fim, embora não tenhamos incluído no protocolo métodos de sensoriamento remoto, para alguns indicadores, isso deve ser estimulado, como forma de baratear o monitoramento e dar-lhe escala, algo que já vem sendo testado na restauração florestal convencional (ZAWAHI et al., 2013). Imaginamos, por exemplo, que seria possível avaliar imagens aéreas para obter informações sobre a estruturação do dossel ou até mesmo o grau de infestação da floresta por trepadeiras.

---

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A situação atual dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES) é alarmante. É imprescindível avaliar e propor medidas que visem à melhor conservação dessas áreas. Esses remanescentes são pequenos e estão isolados entre si, o que intensifica o efeito de borda e compromete a manutenção dos processos ecológicos e do fluxo gênico, degradando muito esses fragmentos.

Por outro lado, os remanescentes de FES constituem refúgio para inúmeras espécies típicas de florestas, desempenhando papel importante na conservação da biodiversidade, além de oferecer serviços ecossistêmicos imprescindíveis, que beneficiam a humanidade de formas variadas, incluindo sua contribuição para o avanço das metas de conservação e restauração das paisagens florestais.

Nesse contexto, são necessárias ações de manejo que visem à restauração desses fragmentos e também das áreas degradadas ao longo dos cursos d'água, para aumentar a conectividade da paisagem. Tais ações devem ser fundamentadas em avaliações da condição de conservação de cada fragmento, a fim de subsidiar a tomada de decisões quanto à prioridade e às técnicas adequadas de manejo. Atualmente, essas decisões são dificultadas pela escassez de documentos técnicos. Uma das lacunas de conhecimento diz respeito ao manejo de trepadeiras, que, no curto prazo, tem se mostrado uma alternativa benéfica para a reestrutura-

ção de áreas degradadas; todavia, pouco se sabe quais serão suas consequências no longo prazo.

O protocolo apresentado neste documento técnico se dirige aos profissionais engajados no debate sobre as melhores formas de promover e executar ações de restauração ecológica. Algumas dessas ações resultaram em políticas públicas, em instrumentos de orientação e em metas de restauração. Contudo, o avanço das discussões e, consequentemente, o aprimoramento deste documento evidenciam que as referências técnicas e a pesquisa continuada sobre o manejo de fragmentos florestais degradados com vistas à restauração ainda são escassas.

Acreditamos que esta iniciativa desempenhe papel importante na conservação e restauração de florestas no contexto da paisagem, porém, concluímos que necessitamos de grandes avanços nesse sentido. Como exemplo, podemos citar o estímulo ao desenvolvimento de pesquisas e discussões, para que haja um maior alinhamento técnico entre pesquisadores e especialistas quanto aos principais conceitos e estratégias a serem empregados.

Assim, seria possível aprimorar protocolos de tomada de decisão no manejo de fragmentos florestais degradados, que, futuramente, poderiam integrar e fortalecer estratégias de políticas públicas, a fim de consolidar e disseminar a prática do manejo desses remanescentes tão importantes.

---

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ÅDJERS, G. et al. (1995). Enrichment planting of dipterocarps in logged-over secondary forests: effect of width, direction and maintenance method of planting line on selected *Shorea* species. *Forest Ecology and Management*, v. 73, n. 1-3, p. 259-270.

AGUIRRE, G. H. (2008). Caracterização da vegetação arbustivo-arbórea de fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Montana. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ALLEN, C. D. (2009). Monitoring environmental impact in the upper Sonoran life-style: a new tool for rapid ecological assessment. *Environmental Management*, n. 43, p. 346-356.

ALVAREZ-CANSINO, L. et al. (2015). Liana competition with tropical trees varies seasonally but not with tree species identity. *Ecology*, v. 96, n. 1, p. 39-45.

ALVIRA, D.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S. (2004). Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 190, n. 1, Mar., p. 73-86.

AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. (2000). Dinâmica de “capoeiras baixas” na restauração de um fragmento florestal. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*, n. 57, p. 69-85.

ARONSON, J. et al. (2011). What role should government regulation play in ecological restoration: ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, n. 19, p. 690-695.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, v. 23, n. 3, p. 729-739.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. (2013). Plant diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, n. 101, p. 1449-1458.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. (2015a). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, v. 92, n. 1, p. 326-340.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. (2015b). Use of lianas by primates: more than a food source. In: SCHNITZER, S. A. et al. (Orgs.). *Ecology of lianas*. Chichester: John Wiley & Sons, p. 407-426.

BAITELLO, J. B. et al. (1988). A vegetação arbórea do Parque Estadual do Morro do Diabo, Município de Teodoro Sampaio, Estado de São Paulo. *Acta Botanica Brasili-ca*, v. 1, n. 2, p. 221-230.

- 
- BARBERIS, I. M. et al. (2002). Wood population distribution and environmental heterogeneity in a Chaco forest, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, n. 13, p. 607-614.
- BAUCOM, R. S.; MAURICIO, R. (2008). The evolution of novel herbicide tolerance in a noxious weed: the geographic mosaic of selection. *Evolutionary Ecology*, v. 22, n. 1, p. 85-101.
- BECA, G. et al. (2017). High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, n. 210, p. 352-359.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. (1996). *Ecology: individuals, populations and communities*. 3<sup>rd</sup> ed. Oxford: Blackwell Science.
- BELLO, C. et al. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, v. 1, n. 11, p. 1-11.
- BERTACCHI, M. I. F. et al. (2015). Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: Natural regeneration and enrichment plantings. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 1, p. 100-108.
- BIERREGAARD, R. O. et al. (1992). The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, v. 42, n. 11, p. 859-866.
- BONGERS, F. et al. (2015). The potential of secondary forests. *Science*, New York, N.Y., 348(6235), p. 642-643.
- BOSCOLO, D. et al. (2008). Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, v. 40, n. 3, p. 273-276.
- BRANCALION, P. H. S. et al. (2012a). Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 219-234.
- BRANCALION, P. H. S. et al. (2012b). Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva*, n. 63, p. 25-34.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. (2015). *Restauração florestal*. São Paulo: Oficina de Textos.
- BRAND, F. S.; JAX, K. (2007). Focusing the meaning(s) of resilience: resilience as a descriptive concept and a boundary object. *Ecology and Society*, v. 12, n. 1, p. 23.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/536043/CF88\\_EC99\\_livro.pdf](http://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/536043/CF88_EC99_livro.pdf)>.
- BRASIL (1998a). Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998. Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada no Rio de Janeiro, em 05 de junho de 1992. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/D2519.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D2519.htm)>.

---

BRASIL (1998b). Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm)>.

BRASIL (2000). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm)>.

BRASIL (2006a). Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm)>.

BRASIL (2006b). Mensagem N. 1.164, de 22 de dezembro de 2006. Presidência da República/Casa Civil/Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2006/Msg/Vep/VEP-1164-06.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Msg/Vep/VEP-1164-06.htm)>.

BRASIL (2008). Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm)>.

BRASIL (2012a). Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 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 as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 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](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>.

BRASIL (2012b). Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Decreto/D7830.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Decreto/D7830.htm)>.

BRASIL (1992). Projeto de Lei nº 3.285, de 1992. Dispõe sobre a utilização e proteção da Mata Atlântica e dá outras providências. Disponível em: <<http://imagem.camara.gov.br/Imagem/d/pdf/DCD22JAN1993.pdf#page=89>>.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S. (2010). Estrutura diamétrica e estado de conservação de fragmentos florestais no cerrado brasileiro. *Floresta e Ambiente*, Seropédica, v. 17, n. 1, jan.-mar., p. 51-62.

CALMON, M. et al. (2011). Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, v. 19, n. 2, p. 154-158.

CÂMARA, I. (2003). Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: GALIN-

---

DO-LEAL, C.; CÂMARA, I. (Orgs.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International/Island Press, p. 31-42.

CAMPANELLO, P. I. et al. (2007). Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management*, v. 242, n. 2-3, p. 250-259.

CANASAT-MONITORAMENTO DA CANA-DE-AÇÚCAR VIA IMAGENS DE SATÉLITE (2014). Sugarcane crop mapping in Brazil by Earth observing satellite images. Maps and graphs. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/en/map.html>>.

CARNEIRO, M. S. et al. (2016). Spatial species turnover maintains high diversities in a tree assemblage of a fragmented tropical landscape. *Ecosphere*, n. 7, p. 1-12.

CARPENTER, S. et al. (2001). From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, n. 4, p. 765-781.

CARREIRA, D. C. (2013). Chuva de sementes sob árvores isoladas em pastagens próximas a fragmentos florestais. Dissertação de mestrado em Agricultura e Ambiente, Universidade Federal de São Carlos, Araras.

CASTRO, C. C.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. (2007). A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs.). *High diversity forest restoration in degraded areas*. New York: Nova Science Publishers, p. 197-206.

CATFORD J. A. et al. (2012). The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: implications for species richness and management. *Perspective in Plant Ecology Evolution Systematics*, n. 14, p. 231-241.

CEBALLOS, G. et al. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, v. 1, n. 5, e1400253.

CERQUEIRA, R. M; BRAGANÇA GIL, A. S.; MEIRELES, L. D. (2008). Florística das espécies arbóreas de quatro fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua Montana na Fazenda Dona Carolina (Itatiba/Bragança Paulista, São Paulo, Brasil). *Revista Instituto Florestal*, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 33-49.

CÉSAR, R. G. (2013). Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados. Dissertação de mestrado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CÉSAR, R. G. et al. (2013). Does crotalaria (*Crotalaria breviflora*) or pumpkin (*Cucurbita moschata*) inter-row cultivation in restoration plantings control invasive grasses? *Scientia Agricola*, v. 70, n. 4, p. 268-273.

CÉSAR, R. G. et al. (2014). Does a native grass (*Imperata brasiliensis* Trin.) limit trop-

---

ical forest restoration like an alien grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.)? *Tropical Conservation Science*, v. 7, n. 4, p. 639-656.

CÉSAR, R. G. et al. (2016). Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological Conservation*, n. 201, p. 309-313.

CÉSAR, R. G.; ROTHER, D. C.; BRANCALION, P. H. S. (2017). Early response of tree seed arrival after liana cutting in a disturbed tropical forest. *Tropical Conservation Science*, n. 10, p. 1-7.

CHAVES, R. B. et al. (2015). On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, n. 23, p. 754-759.

CHAZDON, R. L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, n. 320, p. 1458.

CHAZDON, R. L. et al. (2009) Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, v. 41, n. 2, p. 142-153.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 716-730.

CITADINI-ZANETTE, V.; SOARES, J. J.; MARTINELLO, C. M. (1997). Lianas de um remanescente florestal da microbacia do Rio Novo, Orleans, Santa Catarina, Brasil. *Insula*, Florianópolis, n. 26, p. 45-63.

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. (2000). Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 137, n. 1-3, Oct., p. 185-198.

COLLETA, G. D. (2015). Uso do rbcL na identificação de espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo. Dissertação de mestrado em Botânica, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CONAMA-CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1993). Resolução nº 10, de 1 de outubro de 1993. Diário Oficial da União, nº 209, de 3 de novembro de 1993, Seção 1, p. 16497-16498.

CONAMA-CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1994). Resolução nº 1, de 31 de janeiro de 1994. Brasília: Diário Oficial da União, n. 24, de 3 de fevereiro de 1994, Seção 1, p. 1684-1685.

D'ANTONIO, C. M.; MEYERSON, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, v. 10, n. 4, p. 703-713.

D'OLIVEIRA, M. V. (2000). Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanised forest exploitation in Acre, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 127, v. 1-3, p. 67-76.

- 
- DA SILVA, L. G. et al. (2015). Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *PLoS ONE*, v. 10, n. 2, e0114025.
- DECANDOLLE, A. (1883). *L'origine des plantes cultivées*. Paris: Livrarie Germer Baillière.
- DECHOUM, M. S. et al. (2014). Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Biological Invasions*, v. 17, n. 6, p. 1697-1712.
- DECHOUM, M. S.; ZILLER, S. R. (2013). Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*, v. 26, n. 1, p. 69-77.
- DECOCQ, G. D. (2002). Patterns of plant species and community diversity at different organization levels in a forested riparian landscape. *Journal of Vegetation Science*, n. 13, p. 91-106.
- DEN DUBBELDEN, K. C.; OOSTERBEEK, B. (1995). The availability of external support affects allocation patterns and morphology of herbaceous climbing plants. *Functional Ecology*, v. 9, n. 4, p. 628-634.
- DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DENSLOW, J. S. (2013). Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. *Journal of Vegetation Science*, n. 24, p. 530-542.
- DIAS, A. S. (2009). Arquitetura, história de vida e infestação por lianas em espécies arbóreas de florestas semidecíduas no município de Campinas, SP. Dissertação de mestrado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- DOS SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S.; SANTOS, F. A. M. dos (2007). Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 135, n. 2, p. 268-277.
- DURIGAN, G. et al. (2000). Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 371-383.
- DURIGAN, G. et al. (2012). *Espécies indicadoras de fitofisionomias na transição Cerrado-Mata Atlântica no Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- DURIGAN, G. et al. (2013). Control of invasive plants: ecological and socioeconomic criteria for the decision making process. *Natureza & Conservação*, v. 11, n. 1, p. 23-30.
- DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (2013). *Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. São Paulo: Páginas & Letras.
- DURIGAN, G.; SANTOS, J. D.; GANDARA, F. B. (2002). Fitossociologia de dois fragmentos de Floresta Estacional no Pontal do Paranapanema, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, v. 14, n. I, p. 13-26.
- ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. (1998). Ecologia de lianas e o mane-

- 
- jo de fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, v. 12, n. 32, dez., p. 43-64.
- FARAH, F. T. (2003). Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de floresta estacional semidecidual. Dissertação de mestrado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- FARAH, F. T. et al. (2014). Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species – Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. *Ecological Indicators*, n. 37, p. 40-44.
- FARAH, F. T. et al. (2017). Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, n. 397, p. 78-88.
- FARIA, D. et al. (2006). Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia. *Biodiversity and Conservation*, n. 15, p. 587-612.
- FARIA, D. et al. (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, n. 16, p. 2335-2357.
- FELDPAUSCH, T. R. et al. (2007). Secondary forest growth deviation from chronosequence predictions in central Amazonia. *Global Change Biology*, n. 13, p. 967-979.
- FERNANDES, L. D. A. V.; MIRANDA, D. L. C. de; SANQUETTA, C. R. (2007). Potencial alelopático de *Merostachys multiramea* Hackel sobre a germinação de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze. *Revista Academica*, n. 5, p. 139-146.
- FERRAZ, S. F. B. et al. (2014). How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, n. 29, p. 187-200.
- FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. (2013). What do we know about the effects of landscape changes on plant-pollinator interaction networks? *Ecological Indicators*, n. 31, p. 35-40.
- FIGUEIREDO, P. H. A. (2016). Regeneração natural de fragmentos de florestas nativas inseridos em paisagens agrícolas muito fragmentadas do noroeste de São Paulo. Dissertação de mestrado em Ciências, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- FILOSO, S. et al. (2015). Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 52, p. 1847-1856.
- FLORA DO BRASIL (2020 em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 15 jul. 2016, 1 dez. 2016 e 27 abr. 2018.
- FOLKE, C. et al. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and

---

transformability. *Ecology and Society*, 15(4). Disponível em: <<https://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art20/>>.

FONSECA, R. S.; VIEIRA, M. F. (1984). *Coleções botânicas com enfoque em herbário*. Viçosa: Ed. UFV.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, n. 35, p. 286-293.

GALETTI, M. et al. (2013). Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, n. 340, p. 1086-1090.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Orgs.) (2005). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica.

GANDOLFI, S. et al. (2007). Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs.). *High diversity forest restoration in degraded areas*. New York: Nova Science Publishers, p. 3-26.

GARCÍA LEÓN, M. M. et al. (2018). Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. *Journal of Ecology*, n. 106, p. 737-745.

GARDNER, T. A. et al. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, v. 12, n. 6, p. 561-582.

GARROT, R. A.; WHITE, P. J. (1993). Overabundance: and issue for conservation biologists? *Conservation Biology*, n. 7, p. 946-949.

GENTRY, A. H. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. In: HECHT, M. K.; WALLACE, B.; PRANCE, G. T. (Orgs.). *Evolutionary biology*. New York: Springer, p. 1-84.

GENTRY, A. H. (1991). Breeding and dispersal systems of lianas. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (Orgs.). *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 393-426.

GERWING, J. J. (2001). Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 38, n. 6, Dec., p. 1264-1276.

GERWING, J. J. (2006). The influence of reproductive traits on liana abundance 10 years after conventional and reduced-impacts logging in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 221, n. 1-3, Jan., p. 83-90.

GERWING, J. J. et al. (2006). A standard protocol for liana censuses. *Biotropica*, Washington D.C., v. 38, n. 2, Mar., p. 256-261.

GERWING, J. J.; UHL, C. (2002). Pre-logging liana cutting reduces liana regeneration in logging gaps in the eastern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, v. 12, n. 6, Dec., p. 1642-1651.

GERWING, J. J.; VIDAL, E. (2002). Changes in liana abundance and species diversity

---

eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian Forest. *Conservation Biology*, Cambridge, v. 16, n. 2, Apr., p. 544-548.

GHAZOUL, J. et al. (2015). Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 30, n. 10, p. 622-632.

GIRÃO, V. J. (2015). Alterações iniciais na dinâmica de regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trepadeiras superabundantes. Dissertação de mestrado em Ciências, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

GRAUEL, W. T.; PUTZ, F. E. (2004). Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. *Forest Ecology and Management*, v. 190, n. 1, p. 99-108.

GROGAN, J.; LANDIS, R. M. (2009). Growth history and crown vine coverage are principal factors influencing growth and mortality rates of big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* in Brazil. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 46, n. 6, Dec., p. 1283-1291.

GROMBONE-GUARATINI, M. T. et al. (2014). Seed rain in areas with and without bamboo dominance within an urban fragment of the Atlantic Forest. *Acta Botanica Brasílica*, v. 28, n. 1, p. 76-85.

GUILHERME, F. A. G.; RESSEL, K. (2001). Biologia floral e sistema de reprodução de *Merostachys riedeliana* (Poaceae: Bambusoideae). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 24, n. 2, p. 205-211.

GUNDERSON, L. H. (2000). Ecological resilience: in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 31, p. 425-439.

HADDAD, N. M. et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, e1500052.

HARPER, J. L. (1990). *Population biology of plants*. London: Academic Press.

HEGARTY, E. E.; CABALLÉ, G. (1991). Distribution and abundance of vines in forest communities. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (Orgs.). *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 313-335.

HELLER, N. E.; ZAVALETA, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, n. 142, p. 14-32.

HERRERA, J. M.; GARCIA, D. (2009). The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, Essex, v. 142, n. 1, Jan., p. 149-158.

HOLL, K. D. et al. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, v. 8, n. 4, p. 339-349.

---

HOLLING, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, n. 4, p. 1-23.

HORA, R. C.; SOARES, J. J. (2002). Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 25, n. 3, set., p. 323-329.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2004). Mapa de biomas do Brasil. Primeira aproximação. Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/mapas/563-mapa-de-biomas-do-brasil>>.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira*. Série Manuais Técnicos em Geociências 1. 2ª edição revista e ampliada. Rio de Janeiro: IBGE.

ICBP-INTERNATIONAL COUNCIL FOR BIRD PRESERVATION (1992). *Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation*. Cambridge: ICBP.

ICMBIO-INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (2016). Mosaicos reconhecidos oficialmente. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/mosaicoscorredoresecologicos/moscaicos-reconhecidos-oficialmente>>.

INGWELL, L. L. et al. (2010). The impact of liana on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 98, n. 4, Jul., p. 879-887.

ISERNHAGEN, I. (2010). Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil. Tese de doutorado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ISERNHAGEN, I. et al. (2009). Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando à definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: Instituto Bioatlântica, p. 259.

IVANAUSKAS, M. N.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. (1999). Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis*, n. 56, p. 83-99.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, n. 24, p. 52-63.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, v. 204, n. 3, Nov., p. 459-73.

JORDÃO, S. M. S. (2009). Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semide-

---

cidual e de cerrado, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Tese de doutorado em Ciências, Conservação de Ecossistemas Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

JOSHI, A. A.; MUDAPPA, D.; SHANKAR RAMAN, T. R. (2015) Invasive alien species in relation to edges and forest structure in tropical rainforest fragments of the Western Ghats. *Tropical Ecology*, v. 56, n. 2, p. 233-244.

KEEFE, K. et al. (2009). Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. *Forest Ecology and Management*, v. 258, n. 9, p. 1950-1959.

KING, A. M.; WILLIAMS, H. E.; MADIRE, L. G. (2011). Biological control of cat's claw creeper, *Macfadyena unguis-cati* (L.) A.H.Gentry (Bignoniaceae), in South Africa. *African Entomology*, v. 19, n. 2, p. 366-377.

KISSINGER, G.; HEROLD, M.; DE SY, V. (2012). *Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ Policymakers*. Vancouver: Lexeme Consulting.

KRAFT, N. J. B.; VALENCIA, R.; ACKERLY, D. D. (2008). Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science*, n. 322, p. 580-582.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K. (2005). *Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/ Instituto Florestal.

LACLAU, P. (1994). La conservación de los recursos naturales renovables y el hombre en la selva paranaense. *Boletín Técnico Fundación Vida Silvestre Argentina*, n. 20, p. 139.

LAURANCE, W. F. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*, v. 13, n. 4, p. 595.

LAURANCE, W. F. et al. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, n. 404, p. 836-836.

LAURANCE, W. F. et al. (2001). Rain forest fragmentation and structure on Amazonian liana communities. *Ecology*, n. 82, p. 105-116.

LAURANCE, W. F. et al. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, n. 16, p. 605-618.

LE BOURLEGAT, J. M. G. et al. (2013). Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. *Hoehnea*, São Paulo, v. 40, n. 3, set., p. 465-472.

LEÃO, T. C. C. et al. (2014). Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. *Conservation Biology*, v. 28, n. 5, p. 1349-1359.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. (2010). Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, n. 12, p. 267-275.

- 
- LEDO, A.; SCHNITZER, S. A. (2014). Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. *Ecology*, v. 95, n. 8, p. 2169-2178.
- LEES, A. C.; PERES, C. A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, v. 22, n. 2, p. 439-449.
- LEES, A. C.; PERES, C. A. (2009). Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos*, n. 118, p. 280-290.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. (2009). Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica*, Washington D.C., v. 41, n. 5, Sep., p. 608-617.
- LIBONI, A. P. (2018). Florestas secundárias em paisagens agrícolas com matriz de cana-de-açúcar: diversidade florística e implicações para estratégias de conservação da biodiversidade. Tese de doutorado em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- LIMA, R. A. F. et al. (2012). Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. *Biological Conservation*, v. 147, n. 1, p. 32-39.
- LIMA, R. A. F. et al. (2015). How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 9, p. 2135-2148.
- LÔBO, D. et al. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 2, p. 287-296.
- MAGIOLI, M. et al. (2015). Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, v. 18, n. 6, p. 499-511.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, n. 102, p. 475-485.
- MAJOR, K. C. et al. (2013) Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: a case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecology and Management*, n. 291, p. 144-153.
- MANGUEIRA, J. R. S. A. (2017). Conservação e manejo de remanescentes florestais degradados em paisagem agrícola de elevada fragmentação. Tese de doutorado em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MANGUEIRA, J. R. S. A.; HOLL, K. D.; RODRIGUES, R. R. (no prelo). Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. *International Journal of*

---

*Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management.*

MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. (2016). Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. *Forest Ecology and Management*, n. 359, p. 141-146.

MARCONDELLI, A. C. B. (2010). Estrutura de uma comunidade arbórea de floresta estacional semidecídua não perturbada no noroeste paulista em relação à outra comunidade com indicadores de perturbação. Dissertação de mestrado em Ciências, Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu.

MARTENSEN, A. C. et al. (2012). Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, v. 26, n. 6, p. 1100-1111.

MARTIN, P. H.; CANHAM, C. D.; MARKS, P. L. (2009). Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 7, n. 3, p. 142-149

MARTINS, F. R. (1990). Atributos de comunidades vegetais. *Quid*, Teresina, v. 9, n. 1/2, p. 12-17.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. (1999). Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos*, Rio Claro, v. 1, edição especial, p. 236-267.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. (2009). O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência & Cultura*, n. 24, p. 27-30.

MAY, P. H. (2011). Iniciativas de pagamentos por serviços ambientais de carbono florestal na Mata Atlântica. In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Orgs.). *Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 272.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, n. 14, p. 11.

MEDEIROS, H. R.; TOREZAN, J. M. D. (2013). Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, n. 5, p. 4373-4382.

MELLO, F. N. A. (2015). Padrões da comunidade de trepadeiras e suas relações com a biomassa arbórea e a regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecidual em Piracicaba, SP: implicações no manejo de fragmentos florestais degradados. Dissertação de mestrado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. (2010). Impactos do fogo e dinâmica da regeneração da

---

comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, n. 33, p. 37-50.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G.; GORENSTEIN, M. R. (2007). Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, v. 21, n. 4, out.-dez., p. 927-934.

MELO, F. P. L. et al. (2013a). Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy*, n. 33, p. 395-404.

MELO, F. P. L. et al. (2013b). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 8, p. 462-68.

MENDES, C. P.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. (2015). Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest. *Ecography*, n. 38, p. 1-11.

MENDONÇA, V. Z. (2007). Avaliação do revolvimento do solo e corte raso de lianas, como método de manejo para recuperação de um fragmento degradado de Floresta Estacional Semidecidual na região de Araras, SP. Relatório de Iniciação Científica em Engenharia Agrônômica, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras.

METZGER, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, n. 12, p. 1-9.

METZGER, J. P. (2010). O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, v. 8, n. 1, p. 1-5.

METZGER, J. P. (2012). Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. 2ª ed. Curitiba: UFPR, p. 423-453.

METZGER, J. P. et al. (2009). Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, n. 142, p. 1138-1140.

MEYER, A. H. et al. (1961). *Forest management*. 2ª ed. New York: The Ronald Press Company.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Washington, D.C: Island Press.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2000). *Programa piloto para a proteção das florestas tropicais brasileiras: subprograma Mata Atlântica (PPG7)*. Versão 1.1. Brasília: MMA.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2006). *O corredor central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Conservação Internacional/Fundação SOS Mata Atlântica. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_corredores/\\_publicacao/109\\_publica](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_corredores/_publicacao/109_publica)>

---

caca010072009110911.pdf>.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. (2001). Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, n. 294, p. 1702-1704.

MONTAGNINI, F. et al. (1997). Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n. 1-2, p. 237-246.

MOREIRA, J. R.; PIOVEZAN, U. (2005). *Conceitos de manejo de fauna, manejo de população problema e o exemplo da capivara*. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Série Documentos.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (1996). Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. *Biotropica*, v. 28, n. 2, p. 180-191.

MORI, A. S. et al. (2017). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, n. 54, p. 12-27.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. (2011). Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M. et al. (Orgs.). *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*. Viçosa: Ed. UFV, p. 174-212.

MULER, A. E. et al. (2014). Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. *Forest Ecology and Management*, v. 324, p. 117-125.

MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, n. 10, p. 58-62.

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; RIBEIRO, M. C. (2016). Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*, v. 26, n. 6, p. 1854-1867.

MYERS, N. et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858.

NAEEM, S.; DUFFY, J. E.; ZAVALA, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, n. 336, p. 1401-1406.

NEWBOLD, T. et al. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, v. 520, n. 7545, p. 45-50.

NEWTON, A. C.; CANTARELLO, E. (2015). Restoration of forest resilience: an achievable goal? *New Forests*, v. 46, n. 5-6, p. 645-668.

NORDEN, N. et al. (2009). Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*, v. 12, n. 5, p. 385-94.

NORDEN, N. et al. (2015). Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, n. 112, p. 8013-8018.

- OBATON, M. (1960). Les lianes ligneuses à structure anormale des forêts denses d'Afrique Occidentale. *Annales des Sciences Naturelles Botanique*, Paris, v. 12, n. 1, p. 1-220.
- OCHSNER, F. (1927). Studien über die Epiphyten-Vegetation der Schweiz. *Jahrbuch der St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft*, St. Gallen, v. 63, n. 2, p. 1-108.
- OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology & Biogeography*, n. 15, p. 113-120.
- OLIVEIRA, A. E. S.; PEREIRA, D. G. (2010). Eradication of invasive exotic species: multiple views of the Brazilian reality. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, n. 21, p. 173-181.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. (1997). Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, n. 131, p. 45-66.
- PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. F. (1987). Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revista Brasileira de Botânica*, n. 10, p. 37-47.
- PALMA, A. C.; LAURANCE, S. G. W. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, v. 18, n. 4, p. 561-568.
- PARDINI, R. et al. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, n. 124, p. 253-266.
- PARDINI, R. et al. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1178-1190.
- PARKER, T. A. P. et al. (1993). *The lowland dry forests of Santa Cruz, Bolivia: a global conservation priority*. Washington, D.C.: Conservation International/Fundación Amigos de la Naturaleza.
- PAUL, G. S.; YAVITT, J. B. (2011). Tropical vine growth and the effects on forest succession: a review of the ecology and management of tropical climbing plants. *Botanical Review*, v. 77, n. 1, p. 11-30.
- PEIXOTO, A. L. et al. (2006). *Diretrizes e estratégias para a modernização de coleções botânicas brasileiras com base na formação de taxonomistas e na consolidação de sistemas integrados de informação sobre biodiversidade*. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos/Ministério da Ciência e Tecnologia.
- PEÑA-CLAROS, M. et al. (2002). Enrichment planting of *Bertholletia excelsa* in secondary forest in the Bolivian Amazon: effect of cutting line width on survival, growth and crown traits. *Forest Ecology and Management*, v. 161, n. 1-3, p. 159-168.

- 
- PÉREZ-SALICRUP, D. R. (2001). Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. *Biotropica*, v. 33, n. 2, p. 324-329.
- PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SORK, V. L.; PUTZ, F. E. (2001). Liana and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica*, v. 33, n. 1, p. 34-47.
- PINARD, M. A.; PUTZ, F. E.; LICONA, J. C. (1999). Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management*, v. 116, n. 1-3, p. 247-252.
- PINHO, G. S. C. de et al. (2009). Análise de custos e rendimentos de diferentes métodos de corte de cipós para produção de madeira na floresta nacional do Tapajós. *Acta Amazonica*, v. 39, n. 3, p. 555-560.
- PINTO, S. R. et al. (2014). Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Forests*, v. 5, n. 9, p. 2212-2229.
- PIVELLO, V. R. et al. (2006). Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, v. 20, n. 4, out.-dez., p. 845-859.
- PIVELLO, V. R. et al. (2018). Thinking about super-dominant populations of native species: examples from Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, n. 16, p. 74-82.
- PLUMIER, R. P. C. (1693). *Description des plantes de l'Amérique, avec leurs figures*. Paris: L'Imprimerie Royale.
- PUTZ, F. E. (1984). The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, Washington D.C., v. 65, n. 6, Dec., p. 1713-1724.
- PUTZ, F. E. (1991). Silvicultural effects of lianas. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (Orgs.). *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 493-501.
- PUTZ, F. E. et al. (2001). Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology*, Cambridge, v. 15, n. 1, Jan., p. 7-20.
- PUTZ, F. E. et al. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, v. 5, n. 4, p. 296-303.
- PUTZ, F. E.; REDFORD, K. H. (2010). The importance of defining "forest": tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*, n. 42, p. 10-20.
- PÜTZ, S. et al. (2011). Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 12, p. 1986-1997.
- RAMOS, J. M.; AMO, S. del (1992). Enrichment planting in a tropical secondary for-

est in Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management*, v. 54, p. 289-304.

REDEBRASILEIRA DE HERBÁRIOS (2017). Disponível em: <<http://www.botanica.org.br/rbh>>. Acesso em: 2 fev. 2017.

REIS, A. et al. (2003). Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação*, Curitiba, v. 1, n. 1, abr., p. 85-92.

REJMANEK, M.; RICHARDSON, D. M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, v. 77, n. 6, p. 1655-1661.

REZENDE, A. A. (2005). Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma floresta estacional semidecidual. Tese de doutorado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

REZENDE, A. A. et al. (2015). Métodos de amostragem e estudo de caso de lianas: em busca de padronização. In: EISENLOHR, P. V. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. 2 vols. Viçosa: Ed. UFV, p. 68-95.

REZENDE, A. A.; RANGA, N. T.; PEREIRA, R. A. S. (2007). Lianas de uma floresta estacional semidecidual, município de Paulo de Faria, norte do estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 30, n. 3, jul.-set., p. 451-461.

REZENDE, G. C. (2014). *Mico-leão-preto*: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada. São Paulo: Matrix.

RIBEIRO, J. W. et al. (manuscrito inédito). *LandScape Corridors (LSCorridors)*: a new package for modeling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. S.l.: s.n.

RIBEIRO, M. C. et al. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153.

RICKER, M. et al. (1999). Enriching the rainforest with native fruit trees: an ecological and economic analysis in Los Tuxtlas (Veracruz, Mexico). *Ecological Economics*, v. 31, n. 3, p. 439-448.

RIZZINI, C. T. (1997). *Tratado de fitogeografia do Brasil*: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda.

ROBATINO, A. (2010). Estrutura da comunidade de trepadeiras de dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em diferentes estádios de conservação. Dissertação de mestrado em Ciências Biológicas, Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu.

ROCHA, E. X. (2014). Composição de lianas e sua resposta ao corte em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Araras, SP. Dissertação de mestrado em Agricultura e Ambiente, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras.

---

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (2009). *Pacto pela restauração da Floresta Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: Instituto BioAtlântica.

RODRIGUES, R. R. et al. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251.

RODRIGUES, R. R. et al. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, p. 1605-1613.

ROTHER, D. C. et al. (2013). Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: a comparative analysis of causal influences. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 15, p. 86-96.

ROTHER, D. C. et al. (2018). How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. *Tropical Conservation Science*, v. 11, p. 1-9.

ROTHER, D. C.; PIZO, M. A.; JORDANO, P. (2016). Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. *Oikos*, Copenhagen, n. 125, p. 336-342.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. (2016). Bamboo thickets alter the demographic structure of *Euterpe edulis* population: a keystone, threatened palm species of the Atlantic Forest. *Acta Oecologica*, v. 70, p. 96-102.

ROZZA, A. F. (2003). Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. Tese de doutorado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

ROZZA, A. F.; FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R. (2007). Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs.). *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. New York: Nova Science Publishers, p. 171-196.

SABINO, A. P. (2012). Composição florística e estrutural de bordas de fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas. Dissertação de mestrado em Agricultura e Ambiente, Universidade Federal de São Carlos, Araras.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L.; SANTOS, F. (2007). Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 135, n. 2, p. 268-277.

SANTOS, M. B. (2011). Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas. Tese de doutorado em Ciências, Conservação de Ecossistemas Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SANTOS, W. L. dos; DURIGAN, G. (2013). Plantio de enriquecimento sob matas ciliares

---

em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (Orgs.). *Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. São Paulo: Páginas & Letras, p. 65.

SÃO PAULO (Estado) (2002). Lei Estadual nº 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2002/lei-11241-19.09.2002.html>>.

SÃO PAULO (Estado) (2014a). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 14, de 25 de fevereiro de 2014. Estabelece critérios e procedimentos para plantio, coleta e exploração sustentáveis de espécies nativas do Brasil no Bioma Mata Atlântica, no Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www2.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-14-2014/>>.

SÃO PAULO (Estado) (2014b). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 32 de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www2.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-32-2014/>>.

SÃO PAULO (Estado) (2015). Portaria CBRN nº 01, de 17 de janeiro de 2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. Disponível em: <[http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/2015\\_1\\_15\\_Procoto\\_lo\\_moni\\_toramento\\_restauracao\\_vfinal.pdf](http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/2015_1_15_Procoto_lo_moni_toramento_restauracao_vfinal.pdf)>.

SASAKI, T. et al. (2015). Perspectives for ecosystem management based on ecosystem resilience and ecological thresholds against multiple and stochastic disturbances. *Ecological Indicators*, n. 57, p. 395-408.

SAYRE, R. et al. (2000). *Nature in focus: rapid ecological assessment*. Washington, DC: Island Press.

SCHENCK, H. (1892). *Beiträge zur Biologie und Anatomie der Lianen im besonderen der in Brasilien einheimischen Arten*. 2 v. Coleção *Botanische Mittheilungen aus den Tropen*, organizada por A.F.W. Schimper. Jena: Gustav Fisher, p. 1-271.

SCHNITZER, S. A. (2005). A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. *American Naturalist*, Chicago, v. 166, n. 2, Aug., p. 262-276.

SCHNITZER, S. A. (2015). Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. In: SCHNITZER, S.A. et al. (Orgs.). *Ecology of lianas*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., p. 481.

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. (2011). Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters*, v. 14, n. 4, p. 397-406.

SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. (2010). Lianas suppress tree regeneration and di-

---

versity in treefall gaps. *Ecology Letters*, Oxford, v. 13, n. 7, Jul., p. 849-857.

SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. (2000). The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 88, n. 4, Aug., p. 655-666.

SCHNITZER, S.A. et al. (2014). Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. *Ecology*, v. 95, n. 11, p. 3008-3017.

SCHNITZER, S. A.; KUZEE, M. E.; BONGERS, F. (2005). Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. *Journal of Ecology*, v. 93, n. 6, p. 1115-1125.

SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. (2008). Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 255, n. 3-4, Mar., p. 1044-1049.

SCHWARTSBURD, P. B.; MORAES, P. L. R.; LOPES-MATTOS, K. L. B. (2014). Recognition of two morpho-types in eastern South American brackens (*Pteridium-Dennstaedtiaceae-Polypodiopsida*), *Phytotaxa*, v. 170, n. 2, p. 103-117.

SCHWEIZER, D.; GILBERT, G. S.; HOLL, K. D. (2013). Phylogenetic ecology applied to enrichment planting of tropical native tree species. *Forest Ecology and Management*, v. 297, p. 57-66.

SCOTT, J. M. et al. (1993). Gap analysis: a geographic approach to the protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*, v. 123, p. 1-41.

SEEHUSEN, S. E.; CUNHA, A. A.; OLIVEIRA Jr., A. F. (2011). Iniciativas de PSA de proteção da biodiversidade na Mata Atlântica. In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Orgs). *Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 183-224.

SFAIR, J. C. et al. (2013). A importância da luz na ocupação de árvores por lianas. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 64, n. 2, abr.-jun., p. 255-261.

SFAIR, J. C. et al. (2015). Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful method. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, v. 11, n. 2, Jan., p. 89-95.

SHOO, L. P. et al. (2011). Targeted protection and restoration to conserve tropical biodiversity in a warming world. *Global Change Biology*, n. 17, p. 186-193.

SHVIDENKO, A.; BARBER, C. V.; PERSSON, R. (2005). Forest and woodland systems. In: HASSAN, R.; SCHOLLES, R.; ASH, N. (Orgs.). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Vol. 1. Washington: Millennium Ecosystem Assessment, p. 587-621.

SIFESP-SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO (2010). Sistema de informações florestais do estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp>>.

- 
- SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, v. 404, n. 6773, p. 72-74.
- SIMULA, M. (2009). *Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions*. Forest Resource Assessment Working Paper 154. Roma: FAO.
- SOARES-FILHO, B. et al. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364.
- SOLAR, R.R. de C. et al. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, n. 18, p. 1108-1118.
- SOS Mata Atlântica (2014). Atlas da Mata Atlântica. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br>>.
- SOULÉ, M. E. (Org.) (1986). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates.
- SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. (2014). Deciduousness influences the understory community in a semideciduous tropical. *Biotropica*, v. 46, n. 5, p. 512-515.
- SPAROVEK, G. et al. (2010). Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. *Environmental Science & Technology*, v. 44, n. 16, p. 6046-6053.
- SPAROVEK, G. et al. (2012). The revision of the Brazilian forest act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy*, n. 16, p. 65-72.
- SPECIES LINK (2016). [Herbário virtual]. Disponível em: <<http://inct.splink.org.br/showNetwork?+20169999+Plantas>>. Acesso em: 15 jul. 2016.
- STEIN, E. D. et al. (2009). Validation of a wetland rapid assessment method: use of EPA's level 1-2-3 frameworks for method testing and refinement. *Wetlands*, v. 29, n. 2, p. 648-665.
- SUDING, K. et al. (2015). Committing to ecological restoration. *Science*, v. 348, n. 6235, p. 638.
- SUDING, K. N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 42, p. 465-487.
- SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, n. 23, p. 238-251.
- TABANEZ, A. A. J.; VIANA, M. (2000). Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica*, n. 32, p. 925-933.
- TABARELLI, M.; DA SILVA, M. J. C.; GASCON, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conserva-*

---

tion, n. 13, p. 1419-1425.

TABARELLI, M. et al. (2005). Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, n. 19, p. 695-700.

TABARELLI, M. et al. (2010). Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology*, v. 24, n. 6, p. 1654-1663.

TABARELLI, M. et al. (2012). Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 319-328.

TABARELLI, M.; GASCON, C. (2005). Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 181-188.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. (2008). Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, v. 40, n. 6, p. 657-661.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. (2012). The few winners and many losers paradigm revisited: emerging prospects for forest biodiversity. *Biological Conservation*, n. 155, p. 136-140.

TAMBOSI, L. R. et al. (2014). A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*, n. 22, p. 169-177.

THOMAS, C. D. et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, n. 427, p. 145-148.

TOBIN, M. F. et al. (2012). Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. *Ecosphere*, v. 3, n. 2, p. 1-11.

TOLEDO-ACEVES, T.; SWAINE, M. D. (2008). Effect of lianas on tree regeneration in gaps and forest understorey in a tropical forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science*, Uppsala, v. 19, n. 5, Oct., p. 717-728.

TOMITA, M.; SEIWA, K. (2004). The influence of canopy tree phenology on understorey populations of *Fagus crenata*. *Journal of Vegetation Science*, n. 15, p. 379-388.

TONETTI, V. R.; PIZO, M. A. (2016) Density and microhabitat preference of the Southern Bristle-Tyrant (*Phylloscartes eximius*): conservation policy implications. *The Condor*, v. 118, n. 4, p. 791-803.

TRES, D. R.; REIS, A. (2009). Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de floresta ombrófila mista, sul do Brasil. *Biotemas*, Florianópolis, v. 22, n. 4, dez., p. 59-71.

TSCHARNITKE, T. et al. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecology Letters*, n. 8, p. 857-874.

- TURNER, I.; CORLETT, T. R. (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 11, n. 8, p. 330-333.
- TURNER, W. R. et al. (2007). Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*, n. 57, p. 868-873.
- TYMEN, B. et al. (2016). Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. *Journal of Ecology*, v. 104, n. 1, p. 149-159.
- UDULUTSCH, R. G.; ASSIS, M. A.; PICCHI, D. (2004) Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro – Araras, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 1, p. 125-134.
- VALIENTE-BANUET, A. et al. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, n. 29, p. 299-307.
- VARGAS, B. C. et al. (2018). Climbing plants of Porto Ferreira State Park, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 18, n. 2, e20170346. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0346>>. Acesso em: 18 abr. 2018.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: Fundação IBGE.
- VENTURI, S. (2000). Florística e fitossociologia do componente apoiante-escandente em uma floresta costeira subtropical. Dissertação de mestrado em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. (1996). Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Moist Forest. In: SCHELHAS, J. O.; GREENBERG, R. (Orgs.). *Forest patches in tropical landscapes*. Washington, DC: Island Press, p. 151-167.
- VIANI, R. A. G. et al. (2015). A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. *GPL News*, n. 12, Nov., p. 5-9.
- VIANI, R. A. G. et al. (2017) Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science*, n. 10, p. 1-8.
- VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. (2009). Potential of the seedling community of a forest fragment for tropical forest restoration. *Scientia Agricola*, v. 66, n. 6, p. 772-779.
- VIDAL, C. Y. et al. (2016). Biodiversity conservation of forests and their ecological restoration in highly-modified landscapes. In: GHELIER-COSTA, C.; LYRA-JORGE, M. C.; VERDADE, L. M. (Orgs.). *Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil*. Berlin: De Gruyter Open Ltd., p. 136-150.
- VIDAL, E. et al. (1997). Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 98, n. 2, p. 105-114.

- 
- VIDAL, E.; GERWING, J. J. (2003). *Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental*. Belém: Imazon.
- VILLAGRA, B. L. P. et al. (2013). Diversity and abundance of climbers from the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, London, v. 22, n. 11, Oct., p. 2505-2517.
- VILLAGRA, B. L. P. et al. (2014). *Diversidade e conservação de trepadeiras: contribuição para a restauração de ecossistemas brasileiros*. São Paulo: Instituto de Botânica.
- VITOUSEK, P. M. et al. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, v. 21, n. 1, p. 1-16, 1997.
- WEBB, C. T. (2007). What is the role of ecology in understanding ecosystem resilience? *Bioscience*, n. 57, p. 470-471.
- WEISER, V. de L. (2002). *Ecologia e sistemática de lianas em um hectare de cerrado stricto sensu da ARIE – Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP*. Dissertação de mestrado em Biologia Comparada, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- WEISER, V. de L. (2007). *Árvores, arbustos e trepadeiras do cerradão do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP*. Tese de doutorado em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- WILSON, S. D. (2015). Managing contingency in semiarid grassland restoration through repeated planting. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 4, p. 385-392.
- WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, n. 5, p. 537-543.
- YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. (2016). Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. *Biodiversity and Conservation*, v. 25, n. 5, p. 957-973.
- ZAHAWI, R. A. et al. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, n. 50, p. 88-96.
- ZAPPI, D. C. et al. (2015). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia [online]*, v. 66, n. 4, p. 1085-1113.
- ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. (2011). An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 34, n. 3, jul.-set., p. 431-446.



*A Fundação José Pedro de Oliveira – FJPO - é uma organização governamental ligada à Prefeitura Municipal de Campinas com reconhecida atuação na gestão de áreas protegidas, educação ambiental e apoio à pesquisa científica.*

*Atuando na gestão da Área de Relevante Interesse Ecológico Federal Mata de Santa Genebra, maior remanescente florestal da Região Metropolitana de Campinas que abriga diversas espécies ameaçadas de extinção, a FJPO tem liderado projetos que estão recuperando uma área superior a 40 campos de futebol no interior da Unidade de Conservação e conectando a Mata de Santa Genebra a outros remanescentes florestais por meio de corredores ecológicos. Para saber mais, visite [www.fjposantagenebra.sp.gov.br](http://www.fjposantagenebra.sp.gov.br) ou curta Fundação José Pedro de Oliveira – ARIE Mata de Santa Genebra no facebook @matadesantagenebra.*

*A The Nature Conservancy (TNC) é uma organização global de conservação ambiental dedicada à preservação das terras e água das quais depende toda a vida. Guiados pela ciência, criamos soluções inovadoras e práticas para os desafios mais difíceis do mundo, para que a natureza e as pessoas possam prosperar juntas. Estamos lidando com as mudanças climáticas, conservando terras, águas e oceanos em uma escala sem precedentes, fornecendo alimentos e água de forma sustentável e ajudando a tornar as cidades mais sustentáveis. Trabalhando em 72 países, utilizamos uma abordagem colaborativa que envolve comunidades locais, governos, setor privado e outros parceiros. Para saber mais, visite [www.nature.org](http://www.nature.org), [www.tnc.org.br](http://www.tnc.org.br) ou siga @tncbrasil no Twitter.*



A.N.L.E.  **MATA DE**  
**SANTA GENEBRA**  
FUNDAÇÃO JOSÉ PEDRO DE OLIVEIRA

The Nature  
Conservancy   
Proteger a natureza é preservar a vida.